

OVERSCHOTTEN VAN STIKSTOF EN FOSFAAT

BRUGGEN SLAAN TUSSEN
LANDBOUWPRODUCTIE EN
MILIEUDOELSTELLINGEN

Werkgroep 'Bodemvruchtbaarheid en
kwaliteit van bodem en water'
Redactie: Koos Verloop

OVERSCHOTTEN VAN STIKSTOF EN FOSFAAT

BRUGGEN SLAAN TUSSEN
LANDBOUWPRODUCTIE EN
MILIEUDOELSTELLINGEN

Werkgroep 'Bodemvruchtbaarheid en
kwaliteit van bodem en water'
Redactie: Koos Verloop

TCB R12(1999)

DEN HAAG
januari 1999

Technische commissie bodembescherming, Postbus 30947, 2500 GX Den Haag
telefoon 070 3393034; fax 070 3391342

VOORWOORD

Dit rapport gaat in op de kloof tussen landbouwkundige nutriëntenoverschotten en het niveau tot welk nutriëntenoverschotten vanuit milieukundig oogpunt verlaagd zouden moeten worden. Deze kloof werd geconstateerd bij de beleidsvoorbereiding van het MINeralensysteem Aangiftesysteem (MINAS). De centrale vraag in dit rapport is of deze kloof werkelijk zo aanzienlijk is als enige jaren geleden werd geconstateerd. Bij het beantwoorden van zo'n vraag is het rekenapparaat niet het belangrijkste gereedschap; er komen vragen naar voren zoals 'hoe vergaren we kennis?' en 'wat is wetenschappelijke zekerheid?'.

Uit deze studie blijkt dat er nog veel winst te behalen valt bij het realiseren van een duurzamere landbouw op een wijze die voor de landbouwsector acceptabel is. Een verandering in denken kan deze winst binnen bereik brengen. Dat betekent: meer stapsgewijs toewerken naar een landbouwkundig en ecologisch optimaal nutriëntenbeheer en niet alleen uitgaan van algemene stelregels. Deze stelregels hebben namelijk hun beperkingen, die ten dele veroorzaakt zijn doordat ze in van elkaar gescheiden disciplines zijn ontstaan.

Wanneer met behulp van algemene regels geen landbouwkundig en ecologisch gewenste situatie binnen bereik ligt, kan het soelaas bieden om in aanvulling op de algemene regels specifieke omgevingsomstandigheden en interacties in beschouwing te nemen. Dit heeft voordelen bij nutriëntenbeheer op landbouwbedrijven en bij milieu-beheer.

Het rapport is opgesteld door de werkgroep Bodemvruchtbaarheid en kwaliteit van bodem en water. In de werkgroep is expertise vertegenwoordigd uit de agronomie, bemestingskunde, bodemkunde, biologie, ecologie, ecohydrologie en milieukunde. De open discussies die binnen de werkgroep plaatsvonden tijdens het werk aan dit rapport, zijn bijzonder waardevol en buitengewoon leerzaam geweest. Het vermogen van de leden van de werkgroep om het eigen vakgebied kritisch en afstandelijk in beschouwing te nemen, heeft in belangrijke mate bijgedragen aan dit product. De werkgroepsleden verdienen waardering voor deze houding en ook voor het geduld waarmee zij de wording van het rapport hebben ondersteund. Hoofdstuk 5 is gebaseerd op een bijdrage van Prof.dr.ir. O. Oenema, werkzaam bij het Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsonderzoek; hoofdstuk 7 is gebaseerd op een tekst van Dr. R.J. Stuurman, werkzaam bij het NITG-TNO.

Prof.dr. P.C. de Ruiter, hoogleraar Milieukunde bij de Universiteit van Utrecht en lid van de Technische commissie bodembescherming (TCB), dr. W.J. Willems van het RIVM, dr. P.C.M. Boers van het RIZA, dr. J. van Wensem, plaatsvervangend secretaris van de TCB, dr. J.J. Vegter, secretaris van de TCB en dr. P.B. Sloep, docent en onderzoeker aan de Open Universiteit te Heerlen leverden nuttige commentaren, waarvoor dank.

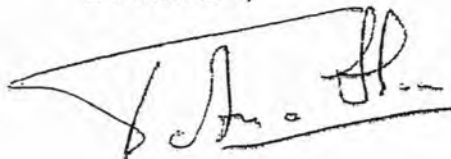
Namens de werkgroep,

De secretaris,

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Verloop', written in a cursive style with a long horizontal stroke extending to the right.

Ir. J. Verloop.

De voorzitter,

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'F.A.M. de Haan', written in a cursive style with a long horizontal stroke extending to the right.

Prof.dr.ir. F.A.M. de Haan.

INHOUD

VOORWOORD

SAMENVATTING	i
1. INLEIDING	1
1.1 Beleidskader	1
1.2 Wetenschappelijk kader	4
1.3 Probleemstelling	8
1.4 Doelstellingen en werkwijze	10
1.5 Opbouw van het rapport	10
2. BEELDVORMING IN DE AGRONOMIE EN DE ECOLOGIE <i>DE VRAAGSTELLER BEPAALT HET ANTWOORD</i>	13
2.1 Uitwerking van de werkhypothese	14
2.2 'Agro-cultuur' en beeldvorming over nutriëntenoverschotten	15
2.3 Milieukundige invalshoeken en beeldvorming over nutriëntenoverschotten	23
2.4 Het beperkende effect van dominante concepten	27
2.5 Conclusies	28
3. INTEGRATIE VAN BASISGEGEVENS IN DE AGRONOMIE EN DE ECOLOGIE <i>WETEN WE HET WEL ZEKER?</i>	31
3.1 Vraagstelling en plaatsbepaling	31
3.2 Uitwerking en aanpak	32
3.3 Wetenschappelijke waarheid	32
3.4 Klassiek wetenschappelijke onzekerheden; agronomisch en ecologisch onderzoek	34
3.5 Essenties voor wetenschappelijke onderbouwing van beleid	44
3.6 Nabeschouwing	48
3.7 Conclusies	49
4. OMGAAN MET ONZEKERHEDEN EN NORMSTELLING <i>EERST REKENEN, DAN MIDDELEN</i>	51
4.1 Voorbereiding; het waarde-geladen karakter van normen	52
4.2 Omgaan met onzekerheden bij bemesting	53
4.3 Omgaan met onzekerheden bij de vaststelling van milieukwaliteits- doelstellingen	60

4.4	De vertaling van milieukwaliteitsdoelstellingen naar milieukundige nutriëntenoverschotten	69
4.5	Onzekerheden, risicoperceptie en risico-acceptatie	74
4.6	Conclusies	80
5.	BEDRIJFSSTIJLEN, PRODUCTIE EN VERLIEZEN	81
5.1	Inleiding	81
5.2	Bedrijfssystemen	83
5.3	Nutriëntenoverschotten op bedrijfsniveau in omringende landen	88
5.4	Bedrijfsvoering en nutriëntengebruik in de praktijk	89
5.5	Bedrijfsvoering en nutriëntengebruik op proefbedrijven	95
5.6	Conclusies	99
6.	LANDBOUWKUNDIGE NUTRIËNTOVERSCHOTTEN VANUIT ECOLOGISCH PERSPECTIEF <i>EEN KRUIJBESTUIVING TUSSEN DISCIPLINES</i>	101
6.1	Over de analyse	101
6.2	Verstoring van ecosystemen en agrosystemen en nutriëntenefficiëntie	103
6.3	Efficiëntie van landbouwgewassen	106
6.4	Bodembioologische aspecten van bodemvruchtbaarheid en efficiëntie	113
6.5	Stimulering van biologische bodemvruchtbaarheid of technische innovatie?	119
6.6	Conclusies	120
7.	RUIMTELIJK VERBAND TUSSEN EMISSIES EN EFFECTEN	123
7.1	Doelstelling van dit hoofdstuk	123
7.2	Concept voor gebiedsgerichte analyse	124
7.3	Uitwerking voor wetland landschappen	126
7.4	Wetlands op de zandgronden	129
7.5	Veenweide wetlands	145
7.6	Plassen en meren	151
7.7	Rivierengebied	154
7.8	Zeekleipolders	155
7.9	Gebiedsgerichte sturing van nutriëntencycli	159

8. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	163
8.1 Landbouwkundige en milieukundige nutriëntenoverschotten; de agro-cultuur en de eco-cultuur	163
8.2 Kennisontwikkeling en normstelling	163
8.3 De landbouwpraktijk	164
8.4 De ecologie van agrosystemen	165
8.5 Draagvlak voor het mineralenbeleid	165
8.6 Gebiedsgerichte sturing van nutriëntenstromen	166
9. REFERENTIES	167
BIJLAGE 1 SAMENSTELLING VAN DE WERKGROEP	181
BIJLAGE 2 NIVEAUS VAN HEFFINGSVRIJE NUTRIËNTENVERLIEZEN VAN 1998 TOT 2010	183
BIJLAGE 3 TOELICHTING OVER NUTRIËNTENBALANSEN, NUTRIËNTEN- OVERSCHOTTEN EN NUTRIËNTENVERLIEZEN	185
BIJLAGE 4 WAARDERING VAN DE FOSFAATTOESTAND IN DE BODEM	187
BIJLAGE 5 GECONSULTEERDE DESKUNDIGEN BUITEN DE WERKGROEP	189
BIJLAGE 6 SAMENVATTING VAN HET RAPPORT EFFECTEN VAN STIKSTOF- HOUDENDE LUCHTVERONTREINIGING OP VEGETATIES	191
BIJLAGE 7 DE ONDERBOUWING VAN DE DRINKWATERNORM VOOR NITRAAT	195
BIJLAGE 8 HET PROTOCOL FOSFAATVERZADIGDE GRONDEN EN VEILIGHEIDSMARGES	199

SAMENVATTING

Om landbouwproducten te kunnen produceren, worden de nutriënten stikstof en fosfaat aangevoerd naar landbouwbedrijven. Een deel hiervan wordt met landbouwproducten van het bedrijf afgevoerd; een ander deel (het nutriëntenoverschot) blijft achter op bedrijven en kan in het milieu terecht komen. Dit rapport gaat in op de kloof tussen de landbouwkundig haalbare reductie van stikstof- en fosfaatoverschotten (landbouwkundige nutriëntenoverschotten) en de milieukundig tenminste wenselijke reductie van deze overschotten (milieukundige nutriëntenoverschotten). Deze kloof is enige jaren geleden geconstateerd in twee beleidsvoorbereidende, technische studies: de zogenoemde P-deskstudie en de N-deskstudie. De veronderstelde kloof heeft een zeker verlamdend effect op de voortgang van het landbouwmineralenbeleid. Er is bovendien veel discussie over het 'realiteitsgehalte' van landbouwkundige en milieukundige nutriëntenoverschotten. Centrale vragen in deze studie zijn:

- 1) in hoeverre de kloof veroorzaakt is door vertekende wetenschappelijke en beleidsmatige beeldvorming en
- 2) of een interdisciplinaire, gebiedsgerichte benadering perspectieven biedt voor een betere overeenstemming van milieu- en landbouwdoelstellingen.

Om de eerste vraag te onderzoeken, is een analyse uitgevoerd van beeldvorming over het mineralenvraagstuk in de 'agro-cultuur' en de 'eco-cultuur'. De analyse is gericht op:

- inkadering van onderzoek in de agronomie en de ecologie;
- onderzoeksmethodes en interpretatie van gegevens;
- omgaan met onzekerheden bij vaststelling van bemestingsadviezen en milieukwaliteitseisen;
- de landbouwpraktijk.

Om de tweede vraag te onderzoeken zijn landbouwkundige nutriëntenoverschotten vanuit ecologisch perspectief (dus interdisciplinair) benaderd. Bovendien is voor kleine ruimtelijke eenheden een overzicht opgesteld van de relaties tussen landbouw en grondwaterafhankelijke ecosystemen.

1. INKADERING VAN ONDERZOEK IN DE AGRONOMIE EN DE ECOLOGIE

Door het mechanisme van vraagsturing is de cultuur in een groep van kennisgebruikers, zoals beleid en/of praktijk, mede bepalend voor de wetenschappelijke kaders. Sociale conventies, gewoontes en dominante uitgangspunten in de ecologie en de agronomie hebben invloed op beeldvorming en kennisontwikkeling. Deze visie wordt toegepast op de totstandkoming van het landbouwkundig en milieukundig gedachtengoed over nutriënten.

De agronomie

In de twintigste eeuw is de agronomie sterk gericht geweest op economisch resultaat en productietoename. Hierbij was technologische beheersing van de natuurlijke omstandigheden een leidend principe. Inmiddels is de aandacht meer evenwichtig verdeeld over landbouwkundige productie en neveneffecten van productie. Bovendien is twijfel gerezen over de op technologische beheersing gerichte bedrijfsbenadering.

Zowel de invulling van de bedrijfsdoelstelling als de fysisch/chemische context zijn bepalend voor de hoogte van nutriëntenoverschotten. Hierdoor en doordat landbouwsystemen in zo hoge mate 'gemaakte' systemen zijn, is de discussie over landbouwkundige nutriëntenoverschotten bijzonder contextgevoelig. Veel schijnbare verschillen in inzicht over haalbare reductie van nutriëntenoverschotten zijn terug te voeren op keuzes over:

- de mate waarin wordt aangesloten bij huidige landbouwpraktijk;
- de inspanning die redelijkerwijs verwacht kan worden van de sector;
- de gewenste ontwikkeling op bedrijven in sectoren.

De ecologie

Kenmerken van ecologische beeldvorming over nutriënten zijn:

- een sterke gerichtheid op de bron van emissies en derhalve een generalisatie van ecologische effecten en
- een grote nadruk op gevoelige objecten met het oog op het voorzorgsprincipe.

De beperkte aandacht voor ruimtelijke nuances in de draagkracht van het milieu is verklaarbaar in het licht van het in het algemeen grote verschil tussen landbouwkundige nutriëntenoverschotten en de milieukundig acceptabele niveaus. Als dit ver-

schil kleiner wordt, worden ruimtelijke verschillen in ecologische draagkracht van het milieu van groter belang.

2. WETENSCHAPPELIJKE ONDERZOEKSMETHODES EN GEGEVENSINTERPRETATIE

Om zicht te krijgen op de wijze waarop onderzoeksmethodieken de beeldvorming kunnen bepalen, wordt ingegaan op klassiek wetenschappelijke onzekerheden van omgevingsonderzoek. Hieruit volgt dat een zekere vertekening van de werkelijkheid bij nutriëntenonderzoek onvermijdelijk is, hetgeen tot twee maatschappelijke dilemma's met betrekking tot kennisontwikkeling leidt:

- vertekening van kennis over nutriënten die wetenschappelijk en beleidsmatig van ondergeschikt belang is, kan een onevenredig zware weerslag hebben in het maatschappelijk krachtenveld;
- het is voor de buitenwereld vaak niet duidelijk welke twijfel over theorieën gerechtvaardigd en plausibel is.

Beide dilemma's kunnen gedeeltelijk opgelost worden door onderzoek interdisciplinair te organiseren.

De klassiek wetenschappelijke onzekerheden hebben ook betekenis voor ecologisch en agronomisch nutriëntenonderzoek. Verbeteringen zijn mogelijk door:

- rekening te houden met systematische verschillen in haalbare productie in de praktijk en in bemestingsexperimenten;
- verbetering van de theoretische onderbouwing bij mathematische modellering van gewasgroeiresponsen;
- afbakening van ruimtelijke eenheden waarbinnen bronnen van nutriënten en ontvangende ecosystemen aan elkaar gerelateerd zijn;
- de invloed van andere omgevingsfactoren dan nutriënten op gewasgroei en op het functioneren van ecosystemen te onderkennen.

3. OMGAAN MET ONZEKERHEDEN BIJ VASTSTELLING VAN BEMESTINGSADVIEZEN EN MILIEUKWALITEITSDOELSTELLINGEN

Het effect van veiligheidsmarges op de schatting van het milieukundig en landbouwkundig nutriëntenoverschot wordt kwalitatief beschreven. Bemestingsadviezen en milieukwaliteitsdoelstellingen hebben als functie om beslissingen te ondersteunen. Het is verdedigbaar om bij normstelling veiligheidsmarges in te bouwen ten-

einde 'veilige beslissingen' te nemen en risico's te vermijden. Een analyse van veiligheidsmarges maakt het mogelijk te bepalen in hoeverre deze nog gewenst zijn.

Bemestingsadvisering

Bij bemestingsadvisering is de adviesgift meestal zonder getalsmatige marge gelijkgesteld aan de schatting van de economisch optimale dosering. Volgens bemestingskundigen zijn er wel marges in de advisering, maar die zijn moeilijk te kwantificeren. In de praktijk komt vooral risicomijdende bemesting voor in de vorm van hogere bemestingsdoseringen dan de adviesgift. Bij bemesting wordt betrekkelijk weinig rekening gehouden met de invloed van andere groeifactoren op de opbrengst. Door de moeilijk te voorspellen opbrengst van gewassen komen nutriëntengiften in specifieke situaties veelal niet overeen met het bedrijfseconomisch optimum. Sub-optimale omstandigheden doen zich voor wanneer:

- een extra nutriëntendosering nog een rendabele opbrengsttoename van gewassen op zou leveren;
- de toediening van (kunst)mest kosten met zich meebrengt, maar geen effect op de gewasopbrengst heeft;
- nutriënten zijn toegediend in een hoeveelheid die schadelijk is voor de gewas kwaliteit en de gewasopbrengst.

Welk van deze risico's het meest van belang is, is sterk afhankelijk van de teelt. Afhankelijk van het geteelde gewas kan risicomijdende bemesting door het toedienen van lagere doseringen dan de adviesgift voor de hand liggen. De schadelijke effecten van hoge doses verdienen meer aandacht bij de advisering.

Milieukwaliteitsdoelstellingen

Er is onduidelijkheid over het geldigheidsgebied van de kwaliteitsdoelstellingen voor stikstof en fosfaat in grondwater. Het gaat hierbij om de ruimtelijke schaal en de diepte in het grondwater. De onduidelijkheid is belemmerend voor zowel de vertaling van milieukwaliteitsdoelstellingen naar de bron als voor het vaststellen van de kwaliteitsontwikkeling. De getalsmatige vertaling van milieukwaliteitsdoelstellingen in een milieukundig nutriëntenoverschot kent de volgende beperkingen:

- het verschil in uitgangspunten van de kwaliteitsdoelstellingen voor verschillende milieucompartimenten komt niet tot uiting;
- verschillen in de mate waarin nutriënten gebonden kunnen worden in verschillende bodemtypes komen niet tot uiting.

Er zijn twee andere benaderingen mogelijk bij het vaststellen van milieukwaliteitsdoelstellingen en bij de vertaling hiervan naar de bron:

- een gebiedsgerichte benadering van normstelling waarbij visies over wat men wil bereiken in de te beschermen milieucompartimenten op regionaal niveau ontwikkeld worden;
- afstemmen van de bedrijfsvoering op de gemeten kwaliteitsontwikkeling in het lokale milieu. Hierdoor is het niet nodig om gebruik te maken van een algemene relatie tussen bodemgebruik en grondwaterbelasting.

4. DE LANDBOUWPRAKTIJK

Voor het beperken van nutriëntenoverschotten is het van belang zicht te hebben op het ontstaan van de overschotten in de praktijk. Daarom is ingegaan op:

- de samenhang tussen nutriëntenoverschotten en bedrijfssystemen;
- het nutriëntengebruik, de -overschotten en de landbouwproductie in het buitenland vergeleken met die in Nederland;
- de invloed van de bedrijfsstijl op nutriëntenoverschotten en
- de resultaten van proefboerderijen.

Uit de analyse blijkt dat er nauwelijks een verband is tussen de bestaande indeling van bedrijfsstijlen en nutriëntenoverschotten. Dit komt doordat de bedrijfsstijlaanduidingen niet zijn gericht op nutriënten, maar op andere aspecten van bedrijfsvoering.

Door begeleiding en voorlichting kunnen fosfaatoverschotten worden verminderd tot ongeveer 20 kg P₂O₅/ha jr; stikstofoverschotten kunnen worden verminderd tot 50-100 kg N per hectare per jaar in de akkerbouw en ongeveer 150 -200 kg N per hectare jaar voor gangbare melkveehouderijbedrijven. Voor verdere reductie van nutriëntenoverschotten zullen systeeminnovaties nodig zijn in combinatie met de bereidheid om een groter risico op derving van gewasopbrengst te lopen.

Voor de acceptatie van opbrengtsrisico's en voor de houding ten aanzien van milieukwaliteitsdoelstellingen is risicoperceptie van de boer van belang. In de landbouwpraktijk wordt gereageerd op zichtbare ontwikkelingen (de stand van het gewas) op het bedrijf. Ontwikkelingen in het omringende milieu verlopen relatief traag en hebben niet de eerste aandacht van de boer; milieunormen zijn abstract. Te verwachten is dat boeren hierdoor de kansen van opbrengstderving overschatten en de kansen op nadelige gevolgen van nutriëntenoverschotten voor het milieu onderschatten.

5. AGROSYSTEMEN VANUIT ECOLOGISCH PERSPECTIEF

Nutriëntenoverschotten in landbouwsystemen kunnen worden geanalyseerd op het niveau van:

- de agrosystemen als geheel met specifieke aandacht voor verstoring;
- veranderingen van landbouwgewassen en
- verstoring van het bodemleven.

Uit de analyse volgt dat vooral de stikstofcyclus in productiesystemen op de lange termijn minder gesloten is dan die in natuursystemen door de bij productie behorende activiteiten, zoals uitpoten, berijden en oogsten. De hoge verstoringfrequentie beperkt de ontwikkeling van agrosystemen naar een systeem dat nutriënten efficiënt benut; deze ontwikkeling vindt in ongestoorde systemen plaats door onder andere successie van vegetatie. Door landbouwkundige selectie is een deel van de van nature aanwezige efficiëntie van veel landbouwgewassen verloren gegaan. In de landbouw is een ontwikkeling van gewassen opgetreden naar resistentie voor nutriënten. Enkele mechanismen hierbij zijn opslag in de vacuole van de plant en afstoting van nutriëntenrijk bladmateriaal zonder resorptie. Speciale op efficiëntie gerichte veredelingsprogramma's zouden de efficiëntie weer terug kunnen brengen en zo op de lange termijn de nutriëntenbehoefte van landbouwgewassen kunnen verminderen.

Er zijn aanwijzingen dat een goed functionerend bodemleven bijdraagt aan deze efficiëntie. Symbiose tussen bodemorganismen en vegetatie heeft een stimulerend effect op de beschikbaarheid van nutriënten voor de vegetatie. Het groeibevorderende effect van biologische symbiose op de gewasproductie is vooral significant bij lage nutriënteniveaus.

6. RUIMTELIJK VERBAND TUSSEN EMISSIES EN EFFECTEN

Verschillen in de gevoeligheid van natuursystemen voor nutriëntenaanvoer via grondwater kunnen worden geanalyseerd aan de hand van een bestaande indeling in *wetlandtypes* (dit zijn verschillende types grondwaterafhankelijke natuur). Het voordeel van deze indeling is dat de geografie hiervan bekend is. Voor nutriëntenbeheer benodigde informatie, bijvoorbeeld over verschillen in trofiegraad tussen natuursystemen en de afbakening van geïsoleerde deelsystemen, kan op een algemeen niveau (Hoog Nederland, Laag Nederland), op een midden-niveau (zandgronden, plassen en meren, veenweide enzovoorts) en op een gedetailleerd niveau bekeken worden (bijvoorbeeld trilvenen, boezemlanden, laagvenen). Met behulp van deze informatie kunnen voorwaarden van natuursystemen aan de hand van een ruimtelijk

uitgewerkte bron- pad- bedreigd object-benadering in principe naar een taakstelling voor de landbouw in de regio worden vertaald.

De verschillende *wetlands* blijken sterk te verschillen in gevoeligheid voor nutriëntbelasting. Bovendien zijn er verschillen in de historische uitgangssituatie: in veenweidegebieden zijn waterlopen kunstmatig en is de hydrologie sterk beheerd; de veenbodem is veelal tamelijk nutriëntenrijk. De hydrologie in veel systemen in de zandgebieden bestaat daarentegen uit een afwisselend patroon van infiltratie- en kwelgebieden hetgeen een ander beheersregiem vergt; de uitgangssituatie is in het algemeen voedselarmer. Verdere verkenning van de gebiedsgerichte benadering van nutriëntenbeheer zou gericht kunnen worden op:

- een combinatie van beheer van nutriëntenstromen bij de bron (op landbouwbedrijven) en op locaties tussen bron en bedreigde objecten;
- een stapsgewijze benadering bij gebiedsgericht beheer, waarbij ontwikkelingen in omgevingskwaliteit regelmatig worden gevolgd en worden meegewogen bij verder beheer.

7. AANBEVELINGEN

- Het biedt wetenschappelijke en maatschappelijke (draagvlak) voordelen als de verschillende bij nutriëntenbeheer betrokken vakgebieden meer interdisciplinair onderzoek doen.
- de relaties tussen nutriëntenoverschotten en productie op landbouwsystemen en de relaties tussen nutriëntenemissies uit landbouwsystemen en ecologische ontwikkelingen in ontvangende systemen zijn dermate complex, dat sturing op basis van algemene regels voor de toekomst niet geschikt lijkt. Daarom is maatwerk bij nutriëntenbeheer op het landbouwbedrijf en in het milieu op de lange termijn gewenst bij het realiseren van landbouwdoelstellingen en milieudoelstellingen.
- dit maatwerk zou kunnen worden vormgegeven in kleinere ruimtelijke eenheden van landbouwsystemen met de ontvangende milieucompartimenten. Bij de afbakening van deze ruimtelijke eenheden kan worden aangesloten bij 'grondwatersystemen', de eenheden voor grondwaterbeheer.
- nutriëntenbeheer zou in de toekomst op interactieve wijze kunnen worden uitgevoerd. Dit betekent dat beheer op het landbouwbedrijf en beheer in het milieu minder gebaseerd is op blauwdrukken en meer op monitoring en evaluatie van de effectiviteit van maatregelen.

1 INLEIDING

Dit rapport gaat over de veronderstelde discrepantie tussen economisch en agronomisch haalbare reductie van stikstof- en fosfaatoverschotten op landbouwbedrijven en de reductie die nodig is om ecologische doelstellingen in Nederland voor de toekomst veilig te stellen. Het rapport bevat evaluaties en analyses van wetenschappelijke informatie waarop het landbouwmineralenbeleid gebaseerd is. In beleidsvoorbereidende verkenningen over dit onderwerp, zoals de N- en P-deskstudies (1, 2) wordt objectiviteit nagestreefd door vanuit een technische invalshoek te redeneren. Objectiviteit is één van de voorwaarden voor een voldoende draagvlak. Door de diversiteit van de bij dit onderwerp betrokken actoren en de aanzienlijke belangen is een objectieve beeldvorming echter moeilijk te garanderen. Waarde-geladenheid ontstaat door verschillen in cultuur en risicoperceptie bij wetenschappers, beleidsmedewerkers en agrariërs. In het rapport wordt bekeken in hoeverre het scheiden van technische en waarde-geladen interpretaties het beeld kan verhelderen van:

- ecologische gevolgen van nutriëntenoverschotten en
- realiseerbare reductie van overschotten op bedrijfsniveau.

Er worden aanbevelingen gedaan over hoe in vervolgdiscussies met subjectieve afwegingen over dit in het algemeen technische onderwerp omgegaan kan worden.

De studie is uitgevoerd op verzoek van de Technische commissie bodembescherming¹ door de interdisciplinaire werkgroep Bodemvruchtbaarheid en kwaliteit van bodem en water. In bijlage 1 is de samenstelling van de werkgroep vermeld.

1.1 BELEIDSKADER

In het Nederlandse landbouwmineralenbeleid zijn economische duurzaamheid van de sector en ecologische duurzaamheid als randvoorwaarden voor toekomstige ontwikkeling van landbouwbedrijven aangegeven (3, 4). Het huidige mineralengebruik in de Nederlandse landbouw leidt tot een belasting van het milieu met stikstof en fosfaat die vanuit ecologisch oogpunt als ongewenst hoog wordt beschouwd. Er is in

¹ De Technische commissie bodembescherming heeft als taak om de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) te voorzien van technisch en wetenschappelijk advies over bodembescherming. Ook adviseert de commissie ten behoeve van andere Ministeries zoals het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (LNV). Veel adviezen aan het Ministerie van LNV betreffen regelgeving over toediening van mest en kwaliteit van mest.

de landbouw een trendbreuk nodig om de stikstof- en fosfaatemissie naar het milieu te reduceren.

De eerste twee fases van het mineralenbeleid (tot 1995) waren vooral gericht op het tegengaan van excessieve mestdoseringen en het tegengaan van verdere toename van de mestproductie. Hiertoe werd in 1985 een uitbreidingsverbod van de intensieve varkenshouderij afgekondigd en werden in 1991 generieke normen ingevoerd voor de dosering van dierlijke mest, gebaseerd op fosfaat (de zogenoemde fosfaatsnormen) (5). Sinds 1998 is een regulering van kracht die betrekking heeft op de balans tussen aanvoer en afvoer van stikstof (N) en fosfaat (P_2O_5) op landbouwbedrijven (zie kader 1). In dit zogenoemde systeem van regulerende mineralenheffing (MINAS) worden overschotten van stikstof en fosfaat per landbouwbedrijf geregistreerd (6). Op overschotten hoger dan een vastgesteld maximaal acceptabel niveau is een heffing van toepassing. Deze regelgeving moet samen met aanvullend beleid een ontwikkeling ondersteunen waarin nutriëntenoverschotten op landbouwbedrijven teruggebracht worden tot niveaus die ecologisch wenselijk zijn.

Kader 1) Verklaring van begrippen zoals toegepast in dit rapport

Nutriëntenoverschot: Het verschil tussen naar het landbouwbedrijf aangevoerde nutriënten (bijvoorbeeld door krachtvoer, ruwvoer en kunstmest) en de van het bedrijf afgevoerde nutriënten (bijvoorbeeld door verhandeling van landbouwproducten en afvoer van mest). Het verschil wordt uitgedrukt in kilogram stikstof of fosfaat per hectare per jaar. (Voor een uitvoeriger verklaring wordt verwezen naar bijlage 3.)

Landbouwkundig overschot: Normatieve schatting van het niveau waarop nutriëntenoverschotten in de landbouw gereduceerd kunnen worden, uitgedrukt in kg stikstof of fosfaat per hectare per jaar. In de P-deskstudie werd het begrip landbouwkundig onvermijdbaar fosfaatverlies gebruikt, in de N-deskstudie het landbouwkundig stikstofverlies.

Milieukundig overschot: Normatieve schatting van het nutriëntenoverschot dat vanuit ecologisch oogpunt geredeneerd maximaal acceptabel is, uitgedrukt in kg stikstof of fosfaat per hectare per jaar. Hierbij is het niveau van de nutriëntenoverschotten in de landbouw aangegeven waarbij milieudoelstellingen nog worden gehaald.

MINAS-regelgeving: Regulering van mineralenoverschotten in de landbouw volgens de boekhouding van het 'Mineralen aangifte systeem' (MINAS).

Nutriëntenverlies: De hoeveelheid nutriënten die uit het landbouwsysteem verloren gaan door overdracht naar het omringende milieu (kilogram nutriënt per hectare per jaar). Verliezen treden op door bijvoorbeeld uitspoeling, afspoeling en vervluchtiging.

In 2010 zullen overschotten op bedrijfsniveau gereduceerd moeten zijn tot 20 kg P₂O₅/ha jr en ten hoogste 180 en 100 kg N/ha jr op grasland respectievelijk bouwland en maïs (4). Op hogere overschotten is een heffing van toepassing. In bijlage 2 is de normering van heffingsvrije overschotten weergegeven. De productie van dierlijke mest is in gebieden met veel intensieve veeteelt zo hoog dat in deze regio's een 'hoge druk op de mestafzet' is ontstaan, hetgeen inhoudt dat dierlijke mest regelmatig wordt toegediend in een grotere hoeveelheid dan voor de voeding van landbouwgewassen nodig is. Dit is mede oorzaak van een lage benutting van meststoffen door gewassen en aanzienlijke nutriëntenoverschotten op landbouwbedrijven. Daarom is naast het MINAS-beleid een herstructurering opgestart om de mestproductie (uitgedrukt als fosfaatproductie) te verlagen. Verder wordt aanvullend gebiedsgericht beleid voorbereid ter voorkoming van fosfaatsuitleiding uit fosfaatverzadigde gronden en stikstofuitleiding uit droge zandgronden².

Een voorwaarde voor een werkelijke afname van nutriëntenoverschotten in de praktijk is dat de doelgroep bereid is om een actief mineralenmanagement te voeren. Dit betekent dat de gestelde doelen realiseerbaar moeten zijn en dat ze als zinvol worden ervaren. Bij de doelgroep bestaat het beeld dat verlaging van nutriëntoverschotten moeilijk te realiseren is. Dit beeld is ten dele ontstaan toen in 1994 twee wetenschappelijke, beleidsvoorbereidende verkenningen (de P-deskstudie en N-deskstudie) een min of meer onoverbrugbare kloof aangaven tussen landbouwkundige overschotten en milieukundige overschotten. Tabel 1 geeft hiervan een samenvatting. De tabel geeft ook de overschotten weer die op bedrijven zijn gemeten (7).

Tabel 1. Landbouwkundig en milieukundig overschot van stikstof en fosfaat en gemeten nutriëntenoverschotten op bedrijven (kg N/ha jr en kg P₂O₅/ha jr) die participeren in het Bedrijven Informatie Netwerk van het LEI-DLO³ (7).

	Milieukundig nutriëntenoverschot	Landbouwkundig nutriëntenoverschot		Gemeten nutriëntenoverschot	
		Melkvee- houderij*	Akkerbouw	Melkvee- houderij*	Akkerbouw
Stikstof	10-270	250 - 380	0 - 200	300-390**	134
Fosfaat	1	50 -70	50 - 70	35-70	65

*) Afhankelijk van de veedichtheid.

***) Uit het jaarlijks uitgebrachte rapport Landbouw, Milieu en Economie blijkt dat er nog aanmerkelijk hogere overschotten zijn.

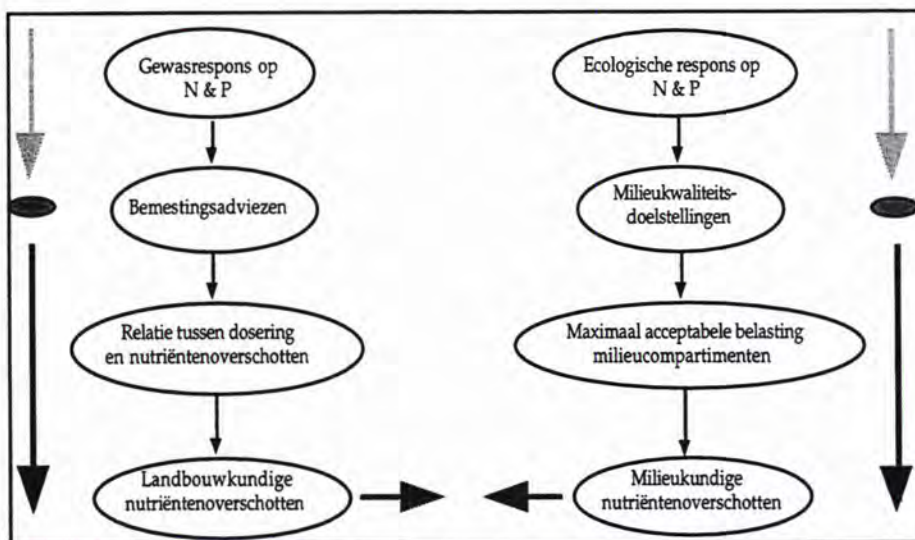
² De EU heeft Nederland in gebreke gesteld omdat de EU het huidige MINAS-beleid en voorgenomen aanvullend beleid voor stikstofuitleiding in droge zandgronden als een onvoldoende invulling van de EU-nitraatrichtlijn ziet. Daarom is een generieke aanscherping van de heffingsvrije stikstofoverschotten in voorbereiding. Ook het aanvullend beleid voor uitleidingsgevoelige gebieden kan hierdoor gewijzigd worden.

³ Landbouw Economisch Instituut van de Dienst Landbouwkundig Onderzoek.

1.2 WETENSCHAPPELIJK KADER

In de eerder genoemde deskstudies zijn kennis en inzichten uit relevante onderzoeksdisciplines bijeengebracht. Bij de mineralenproblematiek zijn verschillende wetenschappelijke disciplines betrokken. De meest direct betrokken landbouwkundige onderzoekstakken zijn bemestingsleer (met als specifieke aandachtsgebieden bodemvruchtbaarheid en plantevoeding), veevoeding, agro-ecologie, agro-techniek en economie. Van de milieukundige en ecologisch georiënteerde studies zijn vooral bodemkwaliteitsbeheer, het eutrofiëringsonderzoek en het verzuringsonderzoek relevant. Deze onderzoeksrichtingen hebben een korte geschiedenis vergeleken met de bemestingsleer en zijn grotendeels ontstaan sinds de erkenning van het vermestingsprobleem.

De deskstudies hebben de nodige invloed gehad op de programmering van onderzoek naar fosfaat en stikstof. De afleiding van milieukundige nutriëntenoverschotten in de deskstudies berust op een omrekening van milieukwaliteitsdoelstellingen naar de hiermee corresponderende nutriëntbelasting. De nutriëntbelasting is uitgedrukt in een flux. Landbouwkundige nutriëntenoverschotten hangen samen met bemestingsadviezen. De werkwijze bij de afleiding van landbouwkundige en milieukundige nutriëntenoverschotten is schematisch weergegeven in figuur 1. Bij de afleiding zijn een groot aantal relaties rekenkundig aan elkaar gekoppeld. De afleidingen omvatten tezamen de relatie tussen landbouwbevestiging en milieukwaliteit.



Figuur 1. De afleiding van landbouwkundige en milieukundige nutriëntenoverschotten. De horizontale pijlen geven de kloof tussen het landbouwkundig en milieukundig overschot weer. De verticale donkere pijlen geven de afleidingen in de deskstudies weer, de lichte pijlen staan voor de vertaalslagen die daaraan voorafgaan.

Het milieukundig nutriëntenoverschot

De gebruikte milieudoelstellingen zijn de streefwaarden voor de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater en de streefwaarde voor emissiereductie voor ammoniak. Bij fosfaat is ervan uitgegaan dat de flux vanuit het landbouwsysteem naar het milieu gelijk is aan het overschot dat per jaar in de bouwvoor achterblijft (het overschot per bedrijf gedeeld door het landbouwareaal bij het bedrijf). Er is discussie over de vraag welk deel van het fosfaatoverschot op korte termijn zo mobiel is dat het naar het grondwater kan uitspoelen. In de P-deskstudie is uitgegaan van een evenwichtstoestand voor fosfaat in het bodemprofiel. Dit houdt in dat de belasting van het bodemsysteem door bemesting (grofweg gelijk aan de dosering minus de onttrekking met oogst) in evenwicht is met de afvoer door uitspoeling uit de bouwvoor. Deze benadering heeft dus betrekking op de lange termijn.

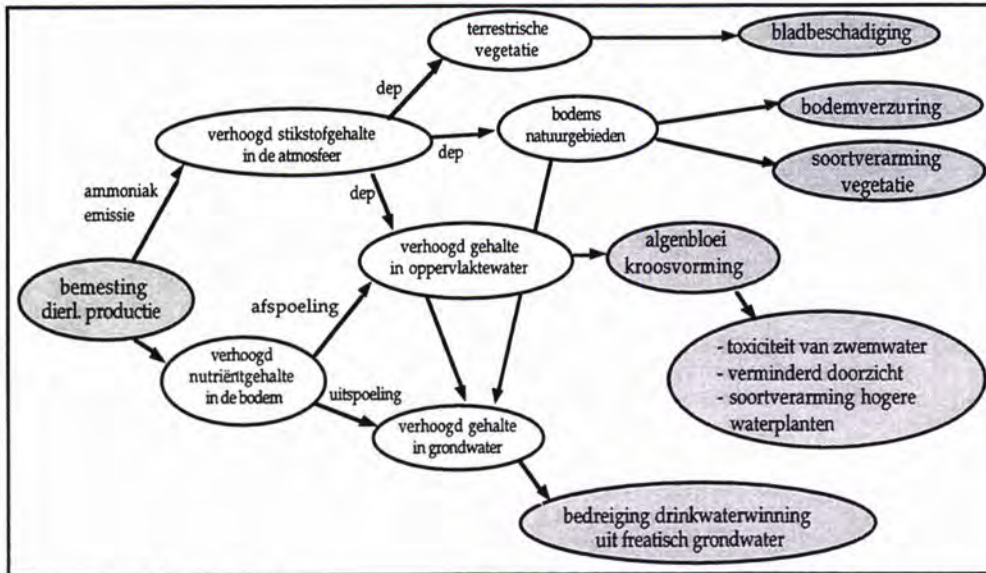
Voor de schatting van het milieukundig stikstofoverschot is onder andere van belang welk deel bijdraagt aan de nitraatbelasting van grond- en oppervlaktewater. Een deel van het stikstofoverschot wordt door denitrificatie omgezet in N_2 en N_2O . Er is rekening gehouden met regionale verschillen hierin door denitrificatiecoëfficiënten te schatten. N_2O -emissie heeft geen beperkende invloed op het milieukundig stikstofoverschot. Niettemin heeft N_2O -emissie wel nadelige effecten omdat het een broeikasgas is (8). De discussie over de overdracht van nutriënten van de bouwvoor naar diep en ondiep grondwater en oppervlaktewater is voortgezet en verbreed in het RIVM⁴-rapport 'Naar afgestemde milieudoelstellingen voor nutriënten voor grond- en oppervlaktewater' (9). Hierin en in studies van Griffioen (10, 11) is onderzoek verricht in niet-zandgebieden.

Milieukwaliteitsdoelstellingen geven geen inzicht in de ecologische gevolgen van normoverschrijdingen voor ecosystemen. Uit wetenschappelijk onderzoek dat in andere kaders in en buiten Nederland is uitgevoerd, is wel veel bekend over gevolgen van nutriëntenbelasting. Te denken valt aan onderzoek naar de gevolgen van stikstofdepositie voor bossen en andere ecosystemen door RIVM (12) en de vakgroep Milieubiologie van de KUN⁵ (13). Onderzoek naar fosfaat- en stikstofbelasting van opper-

⁴ RIVM = Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu.

⁵ KUN = Katholiek Universiteit Nijmegen.

vlaktewater is uitgevoerd in opdracht van CUWVO⁶ door RIZA⁷ (14, voor een overzicht 15). Figuur 2 geeft de relaties tussen oorzaak (landbouwactiviteiten) en gevolgen (veranderingen in ecosystemen) schematisch weer.



Figuur 2. Schematische weergave van nutriëntenstromen uit de landbouw naar milieucompartimenten en de gevolgen daarvan. 'Dep' staat voor depositie uit de atmosfeer.

Het landbouwkundig overschot

In het onderstaande wordt de methodiek van de afleiding van landbouwkundige nutriëntenoverschotten zeer beknopt beschreven. Vervolgens worden enkele discussiepunten over het landbouwkundig fosfaatoverschot aangeduid.

Bij de bepaling van het landbouwkundig fosfaatoverschot is aangesloten op de bodemgerichte bemestingsadviezen voor fosfaat. Deze adviezen geven trajecten aan van gewenste fosfaattoestanden in de bodem (16, 17). Voor een toelichting over fosfaatbemestingsadviezen wordt verwezen naar kader 2. Een overzicht van de waardering van fosfaattoestanden is opgenomen in bijlage 4. Het uitgangspunt van de adviezen is dat een fosfaattoestand 'voldoende' voor een goede oogst gehandhaafd dient te blijven. De jaarlijkse fosfaatgift dient dus de jaarlijkse afname van de fosfaattoestand en de afvoer van fosfaat met de oogst te compenseren. De dosering die nodig

⁶ CUWVO = Coördinatiecommissie uitvoering wet Verontreiniging oppervlaktewateren.

⁷ RIZA = Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling.

wordt geacht om de jaarlijkse afname van de fosfaattoestand te compenseren, is gelijkgesteld aan het landbouwkundig fosfaatoverschot.

Voor stikstof wordt voornamelijk gebruik gemaakt van gewasgerichte bemestingsadviezen. Het landbouwkundig stikstofoverschot bij gewasproductie is het verschil tussen de bij bemesting toegediende stikstof en de onttrekking via oogst. Voor veehouderijbedrijven zonder grond is het landbouwkundig stikstofoverschot bepaald als de ammoniak-emissie uit stallen bij een zogenoemde Goede Landbouw Praktijk (GLP). Bij veehouderijbedrijven met grond is het landbouwkundig stikstofoverschot bepaald als de emissie uit stallen plus het stikstofoverschot bij de ruwvoerproductie.

Kader 2) Begrippen uit de bemestingsadvisering

Gewasgerichte bemestingsadviezen: Bemestingsadviezen die gericht zijn op voorziening in de nutriëntenbehoefte van het gewas. De adviezen houden (nagenoeg) geen rekening met de chemische bodemvruchtbaarheid in de uitgangssituatie.

Bodemgerichte bemestingsadviezen: Adviezen voor fosfaat die gericht zijn op verhogen of handhaven van de chemische bodemvruchtbaarheid (fosfaattoestand).

Fosfaattoestand: Een maat voor de hoeveelheid extraheerbaar fosfaat in grond uitgedrukt in Pw-getal (voor bouwland) of PAL-getal (voor grasland). Aan verschillende niveaus van de fosfaattoestand zijn landbouwkundige waarderingen van de fosfaatbeschikbaarheid voor gewassen gegeven. Hiertoe zijn de categorieën van een fosfaattoestand laag, voldoende, ruim voldoende en hoog afgebakend. De waardering verschilt voor teelten (grasland, bouwland en volle grondsgroenteteelt) en voor bodemtypes. Een overzicht is opgenomen in bijlage 4.

Pw-getal: De hoeveelheid fosfaat in mg per liter grond die met water geëxtraheerd wordt na 22 uur incubatie van 1,2 cm³ grond met 2 cm³ water bij een schudverhouding van 1:60).

PAL-getal: De hoeveelheid extraheerbaar fosfaat in een bufferoplossing van 0,110 N ammoniumlactaat en 0,40 N azijnzuur bij pH 3,75.

Evenwichtsbemesting: De dosering van een nutriënt in een hoeveelheid die gelijk is aan de onttrekking van deze nutriënt met de oogst (dit begrip kent ook veel andere definities).

Er is veel discussie geweest over de vraag welke fosfaatdosering bovenop de compensatie van afvoer met oogst nodig is om de fosfaattoestand op een niveau 'voldoende' te houden. Volgens sommigen kan praktisch worden volstaan met evenwichtsbemesting. Deze vraag was in het verleden minder belangrijk omdat een overdosering ten opzichte van de voor een goede oogst en fosfaattoestand benodigde hoeveelheid nog niet als nadelig werd beschouwd⁸. Gevolg is dat veel bemestingsexperimenten die in

⁸ Deze vraag is ook niet eenvoudig door onderzoek op te lossen. Daarom wordt geadviseerd om eens per 4 jaar de ontwikkeling van de fosfaattoestand door grondonderzoek te bepalen en daarmee rekening te houden bij de daarop volgende bemesting.

het verleden zijn uitgevoerd niet toegesneden zijn op bepaling van de minimale fosfaatdosering die nodig is voor handhaving van de fosfaattoestand. Toch heeft Ehlert met behulp van statistische analyses van bestaande bemestingsexperimenten (18) bij kunnen dragen aan het inzicht in de relatie tussen de netto fosfaatgift en de ontwikkeling van de fosfaattoestand.

Op diverse proefbedrijven (waaronder het melkveebedrijf de Marke) wordt praktijkonderzoek verricht. De resultaten van De Marke wijzen uit dat fosfaatoverschotten op een gangbaar productieniveau verantwoord kunnen worden verminderd tot slechts enkele kilogrammen P_2O_5 per hectare per jaar (19). De vraag of evenwichtsbemesting op de lange termijn voldoende is, is echter ook in het onderzoek van De Marke nog niet beantwoord (veel percelen op De Marke hebben nog een hoge fosfaattoestand die in het verleden is ontstaan; deze daalt wel, maar nog onduidelijk is of stabilisatie rond de P-toestand 'voldoende' optreedt). Van der Zee kwam op grond van modelberekeningen tot de conclusie dat evenwichtsbemesting wel degelijk problemen kan opleveren voor het handhaven van een fosfaattoestand 'voldoende' (20). Eigenlijk gaat de discussie ook over de vraag of met lagere fosfaattoestanden dan in de bemestingsadviezen zijn aangegeven, een 'goede opbrengst' verkregen kan worden.

1.3 PROBLEEMSTELLING

Het beeld bestaat dat er tussen landbouwkundige en milieukundige nutriëntenoverschotten een brede kloof gaapt. Er zijn aanwijzingen dat de grootte van deze kloof overschat is. In sommige commentaren wordt benadrukt dat reductie van landbouwkundige overschotten beter realiseerbaar is dan momenteel algemeen wordt aangenomen (21). Er is echter ook aanleiding voor evaluatie van de afleiding van milieukundige overschotten (22, 23).

De werkhypothese in deze studie is dat de overschatting in de hand is gewerkt door verschillen in cultuur, risicoperceptie bij actoren en bestaande waarde-oordelen in 'de landbouwwereld' en de 'milieuwereld' ofwel de 'agro- en de eco-cultuur'. Onder cultuur wordt hier verstaan de historische achtergrond voorzover deze bepalend is voor de benadering van problemen en voor visies en percepties. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen:

- I) kennisproducerende actoren: de wetenschappen agronomie en milieukunde;
- II) kennisintegrerende actoren: milieubeleid en het landbouwbeleid (inclusief bemestingsadvisering) en
- III) de landbouwpraktijk.

Ad I)

Wetenschappelijke conventies, invalshoeken en concepties van de werkelijkheid kunnen bepalend zijn voor het wetenschappelijke resultaat. Gegevens over bemesting en over ecologische effecten van nutriëntenbelasting zijn veelal verzameld in een context die afwijkt van die waarin ze nu (onder andere in de deskstudies) zijn toegepast. Het is de vraag of oude en bestaande perspectieven het huidige beeld van landbouwkundige en milieukundige nutriëntenoverschotten vertekenen.

Ad II)

Bij integratie van gegevens voor bemestingsadviezen en milieukwaliteitsdoelstellingen worden allerlei keuzes gemaakt en worden veiligheids- en onzekerheidsmarges toegepast. De werkwijze hierbij hangt nauw samen met de onder Ad I) genoemde probleemcontext. Het is de vraag of marges een overschatting veroorzaken van de discrepantie tussen milieukundige en landbouwkundige overschotten. Vervolgens is het de vraag hoe met deze marges omgegaan dient te worden.

Ad III)

Risico-perceptie van boeren bepaalt wat in de praktijk wordt gedaan met kennis (bijvoorbeeld over bemesting) die in de wetenschap (I) is ontwikkeld en vervolgens ten behoeve van praktische toepassing is geïntegreerd (II). Dit geldt voor stikstof waarschijnlijk in sterkere mate dan voor fosfaat; in de praktijk spelen fosfaatbemestingsadviezen nog een relatief beperkte rol omdat er zoveel dierlijke mest geproduceerd wordt. Opvattingen van boeren over bedrijfsontwikkelingen en de landbouw in het algemeen zijn van belang voor beleidsmatige en wetenschappelijke ontwikkelingen. Belangenvertegenwoordiging van boeren bij beleidsformulering en -indirecter- bij kennisontwikkeling speelt hierbij een rol (24).

De werkhypothese wordt in de studie onderzocht door:

- een methodologische analyse uit te voeren van gegevensinterpretatie en normstelling in beleid en wetenschap en besluitvorming in de landbouwpraktijk. De analyse is niet puur technisch-inhoudelijk, maar is ook gericht op de wijze waarop wetenschappelijke beeldvorming plaatsvindt. De analyse sluit aan op de eerdergenoemde deskstudies. Deze keuze is gemaakt omdat de deskstudies een grote

invloed hebben gehad op de discussie over dit onderwerp en omdat de duidelijke structuur van de studies een goed uitgangspunt biedt.

- emissies van nutriënten uit landbouwsystemen vanuit verschillende vakgebieden te benaderen. Aan dit experiment ligt de veronderstelling ten grondslag dat eventuele persoonlijke *bias* (vertekening van de werkelijkheid die veroorzaakt is door 'beroepsblindheid' binnen vakgebieden) door betrokkenheid van verschillende disciplines voorkomen kan worden.

1.4 DOELSTELLINGEN EN WERKWIJZE

De werkgroep beoogt in dit rapport bij te dragen aan de interdisciplinaire benadering van het nutriëntenvraagstuk, door:

- aan te geven hoe verschillen in probleemaafbakening, het bestaan van vooronderstellingen, normen en waarden van betrokken deskundigen de wetenschappelijke beeldvorming over nutriëntenverliezen kunnen hebben beïnvloed;
- verborgen aannames bloot te leggen;
- te analyseren in hoeverre veiligheidsmarges weggenomen kunnen worden;
- aan te geven hoe gewerkt kan worden naar een verkleining van het verschil tussen landbouwkundige en milieukundige overschotten.

De studie is uitgevoerd door de afleiding van milieukundige en landbouwkundige nutriëntenoverschotten binnen de werkgroep te bespreken. Door de interdisciplinaire samenstelling zijn inzichten uit verschillende disciplines naar voren gebracht. Daarnaast zijn deskundigen buiten de werkgroep geconsulteerd. Deze personen (vermeld in bijlage 5) dragen geen verantwoordelijkheid voor de inhoud van dit rapport.

1.5 OPBOUW VAN HET RAPPORT

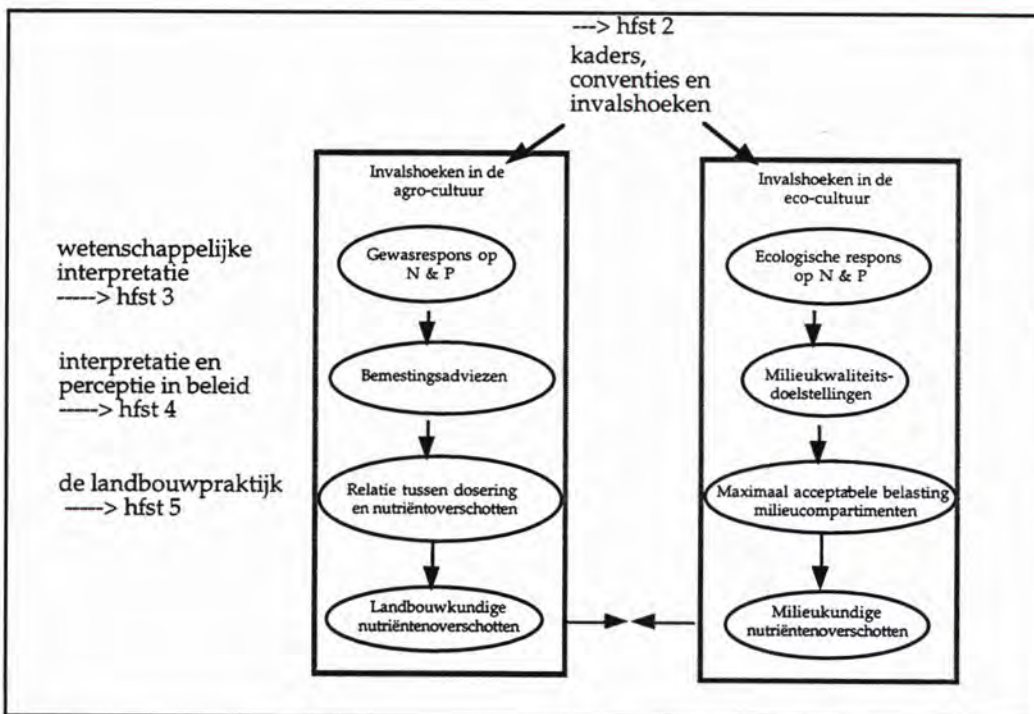
Dit rapport is opgebouwd uit drie delen:

1. inleiding en uitwerking van de werkhypothese (hoofdstukken 1 en 2);
2. methodologische analyse van beeldvorming over het mineralenvraagstuk in:
 - de 'agro-cultuur' en de 'eco-cultuur' (2^e deel hoofdstuk 2);
 - de wetenschap (hoofdstuk 3);
 - beleid en beslissingsondersteuning (hoofdstuk 4) en
 - de landbouwpraktijk (hoofdstuk 5);
3. interdisciplinaire benadering van nutriëntenoverschotten:
 - in hoofdstuk 6 worden ecologische en landbouwkundige inzichten over landbouwkundige nutriëntenoverschotten met elkaar vergeleken en

- in hoofdstuk 7 worden de relaties tussen nutriëntenoverschotten en effecten in ecosystemen in samenhangende ruimtelijke eenheden besproken.

In hoofdstuk 8 zijn conclusies en aanbevelingen weergegeven.

De methodologische analyse wordt uitgevoerd aan de hand van bespreking van relaties die deel uitmaken van de afleiding van landbouwkundige en milieukundige overschotten. De opbouw van de methodologische analyse in de hoofdstukken 2, 3, 4 en 5 is in figuur 3 schematisch weergegeven. De hoofdstukken 6 en 7 vallen buiten dit methodologische kader en zijn daarom niet in figuur 3 opgenomen. Evenwel kan de werkwijze in hoofdstuk 6 verduidelijkt worden met behulp van de figuur; hoofdstuk 6 is op te vatten als een interdisciplinaire 'kruisbestuiving'. Hierbij worden landbouwkundige nutriëntenoverschotten (onderin de linkerkolom in figuur 3) verklaard door te putten uit zowel landbouwkundige informatie (linkerkolom in figuur 3) als uit ecologische inzichten (rechterkolom in figuur 3).

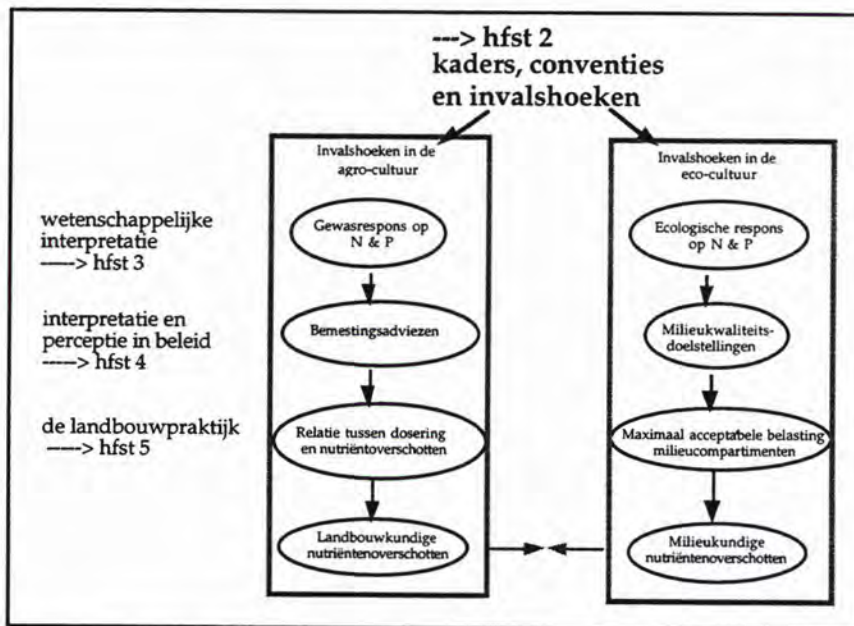


Figuur 3. De opbouw van de methodologische analyse. De verticale peilen illustreren de wisselwerking tussen de verschillende niveaus die ook in de hoofdstukken terug te vinden is.

2 BEELDVORMING IN DE AGRONOMIE EN DE ECOLOGIE

DE VRAAGSTELLER BEPAALT HET ANTWOORD

In hoofdstuk 1 is de werkhypothese neergezet waarop dit rapport gebaseerd is. In paragraaf 2.1 van dit hoofdstuk wordt de hypothese uitgewerkt. De uitwerking leidt tot een analyse van de invloed van de agro-cultuur (paragraaf 2.2) en de eco-cultuur (paragraaf 2.3) op de beeldvorming over landbouwkundige en milieukundige nutriëntenoverschotten. De analyses moeten meer beschouwd worden als dwarsdoorsnedes dan als volledig afgeronde beschrijvingen.



Figuur 4. De plaats van dit hoofdstuk in de methodologische analyse, aangegeven door de dikgedrukte aanduiding: **hoofdstuk 2** ---> kaders, conventies en invalshoeken.

De analyse leidt tot de conclusie dat in landbouwkundig en milieukundig nutriëntenonderzoek dominante gedachtenpatronen aan te wijzen zijn die noodzakelijk zijn geweest voor kennisontwikkeling, maar waarvan het de vraag is of ze niet meer een belemmerend dan een stimulerend effect hebben op de ontwikkeling van een milieukundig en economisch verantwoorde landbouw. Kennisontwikkeling vraagt om het vermijden van automatismen in het denken. De conclusie vormt aanleiding tot de hoofdstukken 3, 4 en 5 waarin in meer detail ingegaan wordt op de wijze waarop in de wetenschap, in het beleid en bij de doelgroep kennis wordt geïntegreerd.

2.1 UITWERKING VAN DE WERKHYPOTHESE

De werkhypothese in deze studie is dat het beeld van de landbouwkundig *haalbare* reductie van nutriëntenoverschotten en de milieukundig *wenselijke* reductie deels bepaald wordt door cultuurverschillen, risicoperceptie bij actoren en bestaande waarde-oordelen in de wetenschap (agronomie, ecologie), het (milieu)beleid en de landbouwpraktijk. Dit, terwijl het natuurwetenschappelijke karakter van de afleiding van de *haalbare* en *wenselijke* reductie (figuur 1) de indruk wekt van een sluitende oorzaak-gevolg keten die de onverenigbaarheid van de uitgangspunten (economische duurzaamheid en ecologische duurzaamheid) aan het licht brengt.

Bij de vaststelling van *haalbare* en *wenselijke* reductie zijn veel belangen in het geding. In dit soort discussies wordt veel belang gehecht aan objectiviteit en aan een zo solide mogelijke wetenschappelijke onderbouwing. Als de voornoemde werkhypothese juist is, is het beeld van *haalbare* en *wenselijke* reductie zoals dat is uitgedrukt in de begrippen landbouwkundige en milieukundige overschotten niet evenwichtig genoeg. Om dit beeld evenwichtiger te maken, moet niet alleen opnieuw gekeken worden naar de beschikbare informatie, maar ook naar hoe in het verleden informatie is verkregen, geïnterpreteerd, verwerkt en overgedragen. Er zijn dus twee mogelijke invalshoeken die elkaar aanvullen:

- evaluatie van het huidige beeld op grond van de technische gegevens (bijvoorbeeld relaties zoals weergegeven in figuur 2) en
- evaluatie van hoe normen en waarden (cultuur) bepalend zijn geweest voor wetenschappelijke kennisontwikkeling en integratie in beleid en praktijk. Deze benadering vormt een belangrijke aanvulling op de eerste omdat een uitsluitend technische analyse voorbij gaat aan de vraag hoe de mogelijke vertekening van het beeld van landbouwkundige en milieukundige nutriëntenoverschotten heeft plaatsgevonden.

Om de laatstgenoemde benadering uit te werken, dienen de uitgangspunten die in de wetenschap min of meer onbewust gehanteerd worden manifest gemaakt te worden. Pas als betrokkenen zich bewust zijn van uitgangspunten, kan opnieuw een keuze gemaakt worden over de wenselijkheid, bruikbaarheid of houdbaarheid van het uitgangspunt. Het zichtbaar maken van normatieve aspecten in de kennisontwikkeling over nutriënten heeft niet als doel deze aspecten per definitie te verwerpen, maar is een voorwaarde om te kunnen beoordelen of een verborgen waarde-oordeel het bereiken van zowel landbouwkundige als milieukundige doelen in de weg staat.

De wetenschapsfilosoof Kuhn vergeleek wetenschap met het maken van een legpuzzel (25). Zolang de puzzel niet af is (en hij komt nooit af) is het volgens hem voor het beeld van de werkelijkheid heel belangrijk met welk deel van de puzzel begonnen is. Het kader voor wetenschappelijke ontdekking (*fact finding*) wordt niet gevormd door de gehele werkelijkheid, maar door de uitsnede hiervan die binnen een wetenschappelijke discipline gangbaar is¹. De plaats van waaruit een puzzel opgebouwd wordt, wordt niet bepaald door alleen de nieuwsgierigheid van de onderzoeker. In toegepast onderzoek bepaalt vraagsturing door de kennisgebruikers wat relevant is en wat niet. Door het mechanisme van vraagsturing is de cultuur in een groep van kennisgebruikers zoals beleid en/of praktijk mede bepalend voor de wetenschappelijke kaders en de wijze waarop de werkelijkheid wordt belicht. Dit geldt vrij algemeen voor onderzoek en gaat niet alleen op voor agronomie en ecologie. De vraag is niet zozeer of dit mechanisme nu al of niet wenselijk is. Het gaat er om of de consequenties van de interacties tussen de cultuur en de wetenschappelijke waarheid voldoende onderkend worden. De relevantie hiervan voor de discussie over de milieukundig wenselijke en de landbouwkundig haalbare reductie van overschotten wordt in de volgende paragrafen aangegeven.

2.2 'AGRO-CULTUUR' EN BEELDVORMING OVER NUTRIËNTENOVERSCHOTTEN

Het beeld van reductie van nutriëntenoverschotten is in belangrijke mate bepaald door de volgende twee fases in de landbouwkundige en landbouwkundige ontwikkeling met hun dominante gedachtenpatronen:

1. 1945 tot begin jaren tachtig: primaire aandacht voor verhoging van de voedselproductie (voldoende en goedkoop voedsel) en de ontwikkeling van het platteland.
2. Eind jaren zeventig en later: bewustwording van negatieve effecten van de intensieve productie, kwantificering van nutriëntenstromen en technologie-ontwikkeling (met beperkte aandacht voor extensivering).

Deze gedachtenpatronen hebben het aanzien van de huidige landbouw bepaald en zo ook het werkterrein van huidig agronomisch onderzoek beïnvloed.

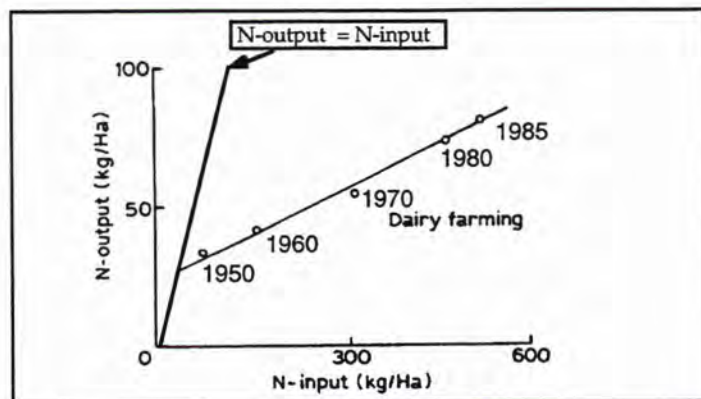
De kenmerken van de dominante benaderingen en de gevolgen van het bestaan van deze benaderingen voor de huidige discussie worden in het onderstaande uiteengezet.

¹ De metafoor van de legpuzzel is onderdeel van een bredere opvatting over wetenschap (25), die hier niet behandeld wordt.

Ontwikkeling van de landbouwwetenschap en de landbouwpraktijk; een korte schets

Verbetering van productie-omstandigheden

In het voorgaande werd gesteld dat de plaats van waaruit een 'wetenschappelijke legpuzzel' opgebouwd wordt het beeld van de werkelijkheid beïnvloedt. In de agronomie gaat het nog verder. De wetenschap heeft de landbouwkundige werkelijkheid zelf mede bepaald door technologisering, rationalisering² en optimalisering van agrosystemen met als doel productieverhoging (26). Leidende principes hierbij zijn geweest verhoging van de landbouwproductie en emancipatie en ontwikkeling van het platteland. De landbouwwetenschappelijke houding die dit proces in gang gezet heeft, wordt beschouwd als een voortvloeiende van Baconiaans denken over de natuur: de mens kan de natuur beïnvloeden ten behoeve van zijn eigen welzijn (27). Het resultaat is dat beperkingen van natuurlijke omstandigheden voor productie, zoals een geringe draagkracht voor productie van de bodem, steeds meer zijn opgeheven. Ook opbrengstrisico's door natuurrampen werden steeds meer beheerst. De Nederlandse landbouw werd hoog productief en steeds meer gebaseerd op aanvoer van plantenvoedingsstoffen. Landbouwonderzoek, -onderwijs en -voorlichting heeft hierin een actieve rol gespeeld. Deze ontwikkeling heeft uiteindelijk een nadelige invloed gehad op de benuttingsefficiëntie van nutriënten in landbouwsystemen. Figuur 4 geeft een indicatie hiervan voor stikstof in de melkveehouderij (28).



Figuur 4. De stikstofaanvoer (*input*) en -afvoer (*output*) in Nederlandse melkveebedrijven. De dikgedrukte lijn geeft ter verduidelijking het verloop weer waarbij de aanvoer gelijk is aan de afvoer (bewerkt naar Van der Meer (28)).

² Rationalisering is een karakterisering van de moderne landbouwkundige ontwikkeling. Bedoeld wordt dat de besluitvorming over bedrijfsontwikkelingen steeds meer gebaseerd werd op een 'rationeel' gebruik van kennis en dat de besluitvorming minder gebaseerd werd op traditie, overlevering van kennis of dogma's dan in de niet-moderne landbouw het geval was.

Het is te zien dat het gebruik van stikstof in de Nederlandse landbouw tussen 1950 en 1985 fors is toegenomen. Deze toename is samengegaan met een afname van de verhouding tussen de afvoer en de aanvoer van stikstof van (46%) in 1950 naar (16%) in 1985. Het resultaat is een toename van overschotten. De overschotten in de Nederlandse landbouw zijn vergeleken met het buitenland hoog te noemen (tabel 2 geeft hiervan een indicatie over alle sectoren gemiddeld volgens recente gegevens) (29). De overschotten in de Nederlandse landbouw worden overigens sterk opgedreven door het intensieve graslandbeheer en de relatief grote bijdrage van de niet-grondgebonden veehouderij; de verschillen tussen de overschotten in de Nederlandse akkerbouw en die in het buitenland zijn relatief gering. Dit kan niet uit tabel 2 worden afgeleid omdat deze tabel geen onderscheid maakt tussen verschillende sectoren.

Tabel 2. Stikstof- en fosfaatbalansen in de landbouw in verschillende Europese landen (29).

Land	Stikstofoverschot (kg/ha jr)	Fosfaatoverschot (kg/ha jr)
Duitsland	65	40
Frankrijk	63	40
Nederland	321	90
Engeland	80	15
Ierland	47	25
Denemarken	104	15

De erkenning van nadelige neveneffecten in de agronomie

Dat deze ontwikkeling nadelige neveneffecten heeft, wordt in de agronomie sinds de jaren tachtig steeds meer onderkend (24, 28, 30, 31). Agronomisch onderzoek gaat niet meer alleen over de productie maar is ook gericht op analyse van de efficiëntie van meststoffengebruik in productiesystemen en van mogelijkheden tot verbetering daarvan. *Als er zoiets is als een algemeen waardensysteem in de landbouwwetenschap dan kan gesteld worden dat deze in de loop van de jaren tachtig is verschoven van veel aandacht voor productie naar een evenwichtiger verdeling van aandacht over productie en nadelige effecten.*

Gevolgen voor de huidige discussie

Er wordt zeer verschillend gedacht over de reductie van nutriëntenoverschotten. Door sommige landbouwkundigen wordt beweerd dat nutriëntenoverschotten op elk wenselijk niveau kunnen worden gebracht, anderen zien veel minder mogelijkheden voor een vergaande reductie. Ook de visies op oplossingsrichtingen zijn verschillend. De verschillen in opvattingen zijn te begrijpen tegen de hiervoor geschetste achtergrond.

Oplossingsrichtingen

De erkenning van de nadelige neveneffecten van intensivering en specialisatie heeft twijfel gezaaid over de houdbaarheid van het uitgangspunt van technologische beheersing (32). Als betere oplossing is genoemd de ruimte voor natuurlijke processen in agrosystemen te vergroten in combinatie met extensivering. Er is nog steeds discussie over of de nadelige neveneffecten van de hoog-productieve landbouw nu weggenomen moeten worden door een verdere technische beheersing van het productiesysteem (reductie van overschotten als nieuwe technische uitdaging) of door in het systeem juist meer ruimte te laten voor biologische terugkoppelingsprocessen. De eerste mogelijkheid houdt in dat agrosystemen niet alleen naar productie, maar vervolgens ook door technische beheersing naar een efficiëntere benutting van nutriënten worden geoptimaliseerd. De tweede mogelijkheid is gebaseerd op een min of meer holistische opvatting die uitgaat van het gebruik van 'de efficiëntie van de natuur'.

Contextgevoeligheid

Een tweede gevolg van de landbouwkundige voorgeschiedenis is dat de huidige praktijk met de kenmerken van de eenzijdig te noemen rationalisering het onderzoekskader vormt voor agronomisch onderzoek. Agronomisch onderzoek dat van betekenis wil zijn voor de huidige praktijk kan zich niet onttrekken aan de 'gangbare landbouwkundige werkelijkheid'. Anderszijds impliceert het verkennen van haalbare reductie dat een zekere afstand wordt genomen van de huidige praktijk en dat andere, in Nederland niet gangbare situaties (bijvoorbeeld nieuwe technologie) model worden gesteld. De huidige situatie is dus juist deel van de probleemstelling die opgelost moet worden. De keuze om uit te gaan van de huidige situatie leidt tot een *self fulfilling prophecy*: nutriëntenoverschotten in de landbouw zijn gemiddeld hoog (probleemstelling) en kunnen niet anders dan hoog zijn zolang van de huidige context wordt uitgegaan.

De discussie over de resultaten van de deskstudies illustreert dit dilemma. In de deskstudies is aangesloten bij bemesting volgens de zogenoemde Goede Landbouwpraktijk (GLP). De GLP sluit aan op optimalisatie van productie en maximalisatie van het inkomen. Hiermee overeenkomende minimale niveaus van overschotten zijn dus geen technisch minimale niveaus³. Eerder zijn economische randvoorwaarden bepalend geweest. De schatting van laagst realiseerbare overschotten zijn hoger dan de

³ Dit resulteerde in de waarden 250-380 kg N/ha/jr voor de melkveehouderij en 0-200 kg N/ha/jr voor de akkerbouw en 50-70 kg P₂O₅/ha/jr voor beide sectoren.

overschotten die zich thans in het buitenland voordoen (zie tabel 2). Ook in de Nederlandse landbouwhistorie waren nutriëntenoverschotten veel lager. Vooral vanuit de ecologische hoek is de vraag te berde gebracht of in oplossingsgerichte verkenningen niet meer afstand genomen moet worden van de gangbare Nederlandse landbouwkundige context.

De verschillende visies over de haalbare reductie van nutriëntenoverschotten hangen kortom sterk samen met keuzes over:

- de mate waarin aangesloten dient te worden bij de huidige landbouwkundige situatie en de agrarische handelingspraktijk;
- de inspanning die redelijkerwijs verwacht kan worden;
- de gewenste ontwikkeling op bedrijven en in sectoren.

Doordat de discussie over landbouwkundige overschotten plaatsvindt in een in hoge mate 'gemaakt' natuurlijk systeem zijn bovengenoemde keuzes onvermijdelijk. In onderzoek naar de onbeïnvloede natuur zal de situatie zoals die wordt aangetroffen veeleer als uitgangspunt worden gekozen. In agrosystemen is er niet alleen een mogelijkheid, maar zelfs een noodzaak om voor de meest relevante context voor de discussie over haalbare reductie van nutriëntenoverschotten te kiezen. Verschillende waarde-oordelen over de gewenste ontwikkelingsrichting en de meest relevante context leidt tot een grote diversiteit in uitgangspunten bij de schatting van haalbare reductie van nutriëntenoverschotten in de landbouw. Enkele voorbeelden van uitgangspunten:

- inpasbaarheid in de huidige bedrijfsvoering;
- het bestaande productievolume op het bedrijf;
- stabilisatie van het inkomen van de boer;
- richtlijnen voor de Goede Landbouw Praktijk (GLP);
- bedrijfseconomisch optimale nutriëntendosering;
- de praktijk in de biologisch/dynamische of ecologische landbouw;
- volledige afstemming op ecologische randvoorwaarden.

In het onderstaande wordt aan de hand van een voorbeeld over optimalisering van de gewasrespons geïllustreerd hoe bepalend keuzes in de landbouw zijn voor de ontwikkelingsrichting van nutriëntenoverschotten.

Voorbeeld: gevolgen van optimalisatie bij verschillende bedrijfsontwikkelingen

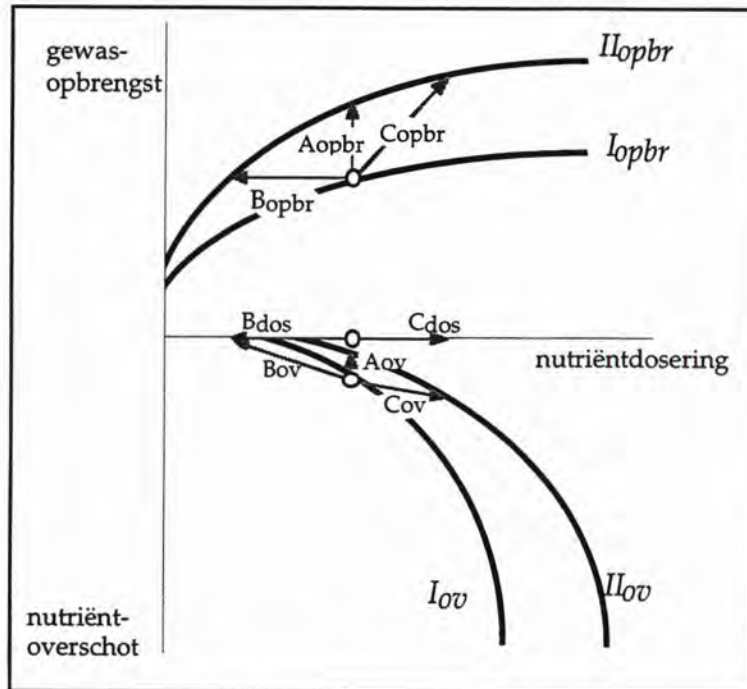
De verhouding tussen productie en overschotten in het buitenland wijkt af van die in Nederland. Dit roept de vraag op hoe in het buitenland afwegingen worden gemaakt over gebruik van meststoffen. Een opmerkelijk gegeven is dat de bemestingsadviezen in veel landen dezelfde grondslag hebben (bedrijfseconomisch optimale bemesting) als in Nederland (33). *Kennelijk leidt hetzelfde uitgangspunt in Nederland tot hogere adviesgiften dan in het buitenland.* Als oorzaak kan gedacht worden aan verschillen in methodieken bij de vertaling van de genoemde grondslag in bemestingsadviezen in verschillende landen (29, 34). De verschillen worden echter vooral verklaard doordat de productie-omstandigheden in Nederland zo goed zijn (daar is in Nederland veel in geïnvesteerd). Hierdoor levert verhoging van de nutriëntengift tot op een hoog niveau extra opbrengst, terwijl de productiecurve onder buitenlandse omstandigheden eerder afvlakt.

De hoogte van nutriëntenoverschotten hangt zowel af van 'overige' productie-omstandigheden⁴ als van keuzes bij de bedrijfsontwikkeling. Dit wordt geïllustreerd door figuur 5. In de bovenste helft van figuur 5 is schematisch de relatie weergegeven tussen de nutriëntendosering en de gewasopbrengst in een niet-optimale situatie voor wat betreft de overige productiefactoren (curve I_{opbr}) en een optimale situatie (curve II_{opbr}). In de onderste helft is de relatie weergegeven tussen de nutriëntendosering en het nutriëntenoverschot in de niet-optimale situatie (curve I_{ov}) en de optimale situatie (curve II_{ov}). De optimalisatie kan gerealiseerd zijn door verbetering van standplaatseigenschappen zoals de vochthuishouding, de structuur van de bodem of door een betere beschikbaarheid van een ander mineraal zoals kalium dat in de niet-optimale situatie beperkend was voor de groei. Te zien is dat het nutriëntenoverschot in dit voorbeeld na optimalisatie bij elke dosering lager is (curve II_{ov}) dan voor optimalisering (curve I_{ov}).

Echter de gevolgen van de optimalisatie voor het nutriëntenoverschot is in de praktijk sterk afhankelijk van de keuzes die worden gemaakt bij bemesting. Het meest gangbaar is om conform de bemestingsadviezen te bemesten volgens de bedrijfseconomisch optimale gift. De bedrijfseconomisch optimale gift schuift bij optimalisering van teeltomstandigheden meestal op naar hogere niveaus. De opbrengstcurve begint immers onder de optimale situatie bij een hogere dosering af te vlakken dan in de

⁴ Omgevingsfactoren die bepalend zijn voor de plantengroei anders dan nutriëntenbeschikbaarheid worden vaak aangeduid als overige productie-omstandigheden.

niet-optimale situatie. Dit is geen algemene regel⁵ maar wel een algemene tendens (36, 37). In figuur 5 is het effect van optimalisatie op de economisch optimale dosering en op de economisch optimale opbrengst respectievelijk weergegeven door de vectoren C_{dos} en C_{opbr} . De verhoging van de dosering heeft tot gevolg dat het nutriëntenoverschot niet afneemt, maar juist toeneemt, ondanks het feit dat de respons van het nutriëntenoverschot voordeliger is geworden.



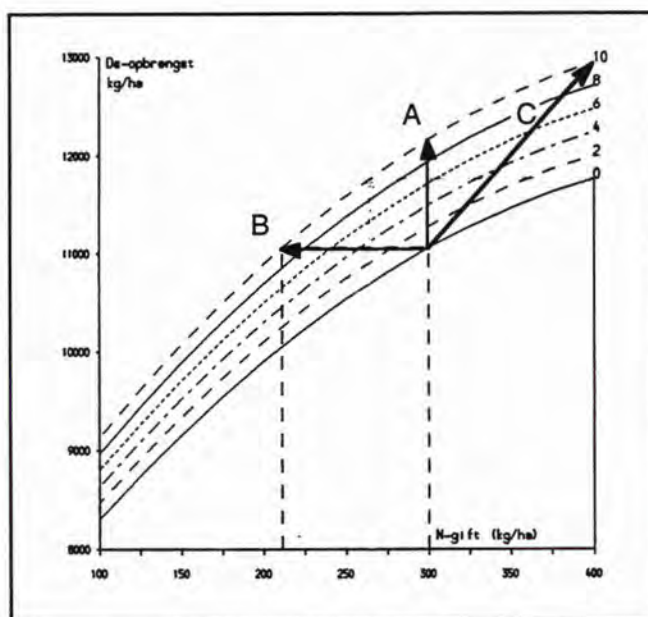
Figuur 5. Schematische weergave van de opbrengstrespons onder niet-optimale situatie (curve I_{opbr}) en optimale teeltomstandigheden (curve II_{opbr}) en de respons van het nutriëntenoverschot onder niet-optimale en optimale omstandigheden (respectievelijk curve I_{ov} en II_{ov}). Vector C_{dos} geeft de verandering in de dosis weer bij bemesting conform het economisch optimum; de vectoren C_{opbr} , C_{ov} geven de hiermee corresponderende verandering in opbrengst en nutriëntenoverschot aan. Vector B_{dos} geeft de verandering in de dosering weer bij stabilisatie van de opbrengst en B_{opbr} en B_{ov} de bijbehorende verandering in opbrengst en het nutriëntenoverschot. A_{opbr} en A_{ov} staan voor de veranderingen in respectievelijk opbrengst en het nutriëntenoverschot bij stabilisatie van de dosering.

Pas als gekozen wordt voor stabilisering van de gift of stabilisering van de opbrengst nemen de nutriëntenoverschotten af. Indien de opbrengst gestabiliseerd wordt, kan in de situatie met optimale teeltomstandigheden met een lagere dosering worden volstaan (vector B_{dos}) en neemt het nutriëntenoverschot aanzienlijk af. Bij stabilisering

⁵ Zo blijkt uit Scholten (35) dat de economisch optimale stikstofgift van maïs bij sub-optimale vochtvoorziening ook hoger kan zijn dan bij optimale vochtvoorziening.

van de dosis neemt het nutriëntenoverschot iets af doordat de respons van het nutriëntenoverschot voordeliger is geworden (vergelijk curve I_{0v} en curve II_{0v}). De responsen van opbrengsten en overschotten en de keuzes over de bedrijfsontwikkeling zijn dus beide van belang voor het ontstaan en het verminderen van nutriëntenoverschotten.

Figuur 6 geeft een concreter voorbeeld weer voor Engels raaigras. Door veredeling kan de opbrengst bij een stikstofgift van 300 kg N per hectare per jaar toenemen van ongeveer 11.000 kg droge stof per ha naar ongeveer 12.000 kg per ha (38). Wat precies de gevolgen zijn van de optimalisatie voor het stikstofoverschot kan eigenlijk niet nauwkeurig worden voorspeld zonder analyse van de stikstofopname onder niet-optimale omstandigheden en onder optimale omstandigheden⁶. Maar uitspraken over de gevolgen van de keuzemogelijkheden die ontstaan door de optimalisatie, zijn wel mogelijk.



Figuur 6. Droge-stofopbrengst van Engels raaigras op een goed vochthoudende zandgrond. Curve 0 geeft de groeirespons in de uitgangssituatie weer; de curves 2, 4, 6, 8 en 10 geven de percentages weer waarmee de opbrengst bij gelijke stikstofgift is toegenomen ten opzichte van de uitgangssituatie. Pijlen A, B en C geven keuzes in de afweging tussen bemesting en opbrengstresultaat aan (bewerkt naar 38).

⁶ Dergelijke analyses kunnen worden uitgevoerd door zogenoemde drie-kwadranten-diagrammen. In drie-kwadranten-diagrammen wordt behalve de gewasgroeirespons ook het nutriëntoverschot tegen de nutriëntdoserings uitgetzet (zoals in figuur 5 is gedaan) en wordt de relatie tussen de gewasopbrengst en de opname van nutriënten aangegeven (37).

De aanvankelijke bemesting van 300 kg N per ha per jaar kan zonder opbrengstreductie worden teruggebracht tot 211 kg N per ha jr (situatie B). Ook kan ervoor gekozen worden om met dezelfde stikstofgift meer gras te produceren (situatie A). Als de economisch optimale gift centraal staat, wordt niet voor een stabilisatie van de opbrengst of voor stabilisatie van de stikstofdosering gekozen, maar wordt de stikstofdosering juist verhoogd (bijvoorbeeld 400 kg N, situatie C)⁷. Verwacht mag worden dat de optimalisering bij keuze B leidt tot een reductie van het stikstofoverschot. Bij keuze A is het onzeker hoe het stikstofoverschot zich ontwikkelt ten opzichte van de uitgangssituatie (zie voetnoot 6). Optimalisatie leidt echter bij keuze C (die dus uitgaat van de economisch-optimale gift onder geoptimaliseerde omstandigheden) eerder tot een toename van het stikstofoverschot ten opzichte van de uitgangssituatie dan tot een afname. Dit geeft de beperking aan van technologische optimalisatie als oplossing voor nutriëntenoverschotten.

2.3 MILIEUKUNDIGE INVALSHOEKEN EN BEELDVORMING OVER NUTRIËNTENOVERSCHOTTEN

De beeldvorming over milieukundig aanvaardbare nutriëntenoverschotten heeft plaatsgevonden tijdens de probleemerkenningfase (begin jaren tachtig) waarin er groeiende aandacht was voor milieuproblemen. De wetenschappelijke basis is echter al gelegd voor deze fase van maatschappelijke probleemerkenning en voor het bestaan van een volwassen mest- en ammoniakbeleid. Daardoor was onderzoek aanvankelijk niet georganiseerd rond afgebakende milieuthema's zoals vermesting. Het ecologisch onderzoek was tamelijk vrij in het inkaderen van onderzoek en het kiezen van benaderingen en invalshoeken. Het milieubeleid kon bij de probleemerkenning dus putten uit een hoeveelheid informatie die er 'toevallig' was. Als er sprake was van een beleidsmatige aansturing dan kwam deze veeleer uit de hoek van het waterbeheer. Het is nog steeds zo dat veel ecologisch onderzoek een zeker zo sterke aansturing ondervindt vanuit integraal waterbeheer. Organisatorisch is ecologisch nutriëntenonderzoek ook nu nog verspreid (onder meer over een milieuplanbureau zoals het RIVM, onderzoeksinstituten van DLO en diverse universiteiten). Er lijkt zich geen hechte door organisatorische en institutionele lijnen afgebakende eenheid van ecologisch onderzoek en beleid met een dominante cultuur of ontwikkelingsrichting af te tekenen.

⁷ Een kanttekening hierbij is dat beslissingen over bemesting in de praktijk niet alleen worden bepaald door de opbrengstrespons van gras op de stikstofgift, maar ook van de ruwvoerbehoefte op een landbouwbedrijf.

Na de maatschappelijke probleemerkenning kwam een fase van brongericht mest- en ammoniakbeleid. De doelstellingen in deze periode kunnen worden gegeneraliseerd als het ombuigen van landbouwactiviteiten die het milieu schaden, de realisatie van een verantwoorde praktijk en vervolgens het beheren van de gewenste situatie (39). In deze fase heeft het milieubeleid onderzoek nadrukkelijker georganiseerd rond de thema's die samenhangen met nutriëntenbelasting van ecosystemen (zie het Algemeen Programma Verzuuringsonderzoek (12, 13)). *Door de organisatorische versnippering is weliswaar geen duidelijke invloed op inkadering en benaderingen in een 'milieudiscipline' aan te wijzen, maar wel zijn er benaderingen in het milieubeleid die vermoedelijk bepaald hebben in hoeverre wetenschappelijke kennis in de beleidsonderbouwing is doorgedrongen.* Deze benaderingen zijn te karakteriseren als:

- I) een sterke oriëntatie op de bron van emissies en derhalve een generalisatie van ecologische waarnemingen van responsen op emissies;
- II) een grote nadruk op gevoelige objecten hetgeen is ingegeven door het voorzorgsprincipe.

Ad I)

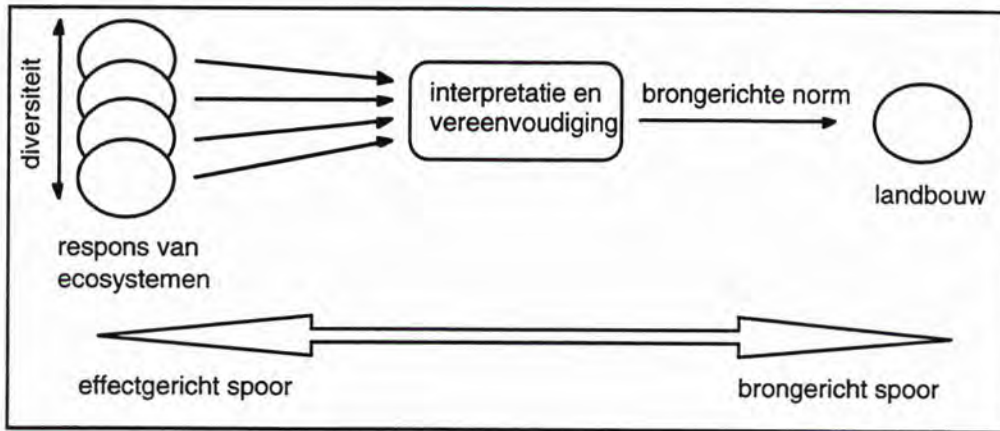
Uit deze beschrijving en ook het gebruik van begrippen zoals *'stand still'*-beginsel en *'de beste beschikbare technieken'* in het milieubeleid kan worden opgemaakt dat het milieubeleid moet worden beschouwd als een vakgebied dat zeker zoveel betrekking heeft op menselijk handelen, als op natuurlijke systemen.

Brongericht en effectgericht beleid; veralgemenisering versus nuancering

Natuurlijk is het milieubeleid gericht op de bescherming van ecosystemen en daarom is een beeld nodig van effect-niveaus van milieubelastende stoffen. Maar toch kan de beschouwing van milieubeheer als een vakgebied dat over menselijke activiteiten gaat (dat zijn successen moet behalen bij de bron), verklaren dat het beleid tamelijk generaliserend is in de vertaling van ecologische responsen naar bronnen. Er is een beperkte aandacht voor ruimtelijke verschillen.

Een dergelijke uniformering is gangbaar in bodembescherming en milieubeheer. Hierin valt een preventief, brongericht spoor en een effectgericht spoor te onderscheiden (40, 41). In het brongerichte spoor staat niet de natuur-wetenschappelijke *'geldigheidsvraag'* centraal, maar de vraag of de norm de gewenste brongerichte effecten teweegbrengt. Het effectgerichte spoor moet de richting hiervoor aangeven door bepaling van kritische belastingsniveaus op grond van effect-waarnemingen. Hierbij is een technisch inhoudelijke discussie over de ecologische betekenis van kritische waarden en dus de *'geldigheidsvraag'* meer aan de orde. Echter door het al-

gemene karakter van het brongerichte spoor, kunnen ook in de emissie-effect analyses allerlei vereenvoudigingen ten opzichte van de werkelijke situatie worden toegepast⁸. Voor de vertaling naar brongericht beleid zijn de gevoeligste systemen veelal maatgevend geweest. De brongerichte en effectgerichte benaderingen zijn weergegeven in figuur 7.



Figuur 7. Nuanciering versus veralgemenisering van oorzaak-effectrelaties bij normstelling in het brongerichte spoor en bij beheersmaatregelen in het effectgerichte spoor.

De beperkte nuances in ecologische draagkracht tijdens de fase van geleidelijke om- buiging van de landbouw als bron

Hoewel waarnemingen van nadelige ecologische effecten zeker een rol hebben gespeeld bij de probleemerkenning, berust de opvatting dat ombuigingen in de landbouw gewenst zijn minstens zo zwaar op een analyse van de landbouw zelf. Juist op grond van eigenschappen van de landbouw zoals de toenemende intensiteit, specialisatie en grootschaligheid die onder andere tot uiting kwamen in een toename van de onbalans in stofstromen, bestond de verwachting dat ecologische schade en verontreiniging van drinkwatervoorraden niet uit kon blijven. Het is dan ook niet verwonderlijk dat de eerste waarschuwingen over de vermessingsproblematiek afkomstig waren uit de wereld van de agronomie zelf⁹ (24). De grootschaligheid en intensiteit van de landbouw leidde tot het standpunt dat de landbouw een groot risico zou gaan opleveren

⁸ Een andere functie van emissie-effect-analyses is overigens het ondersteunen van de gebiedsgerichte benadering in het eutrofiëringsbeleid. Hierin is in aanvulling op algemene brongerichte maatregelen gebiedsgerichte fijnstelling van beheersmaatregelen gepleegd. Hierbij is veel meer aandacht voor ruimtelijke variaties in de ecosystemerespons op nutriëntbelasting.

⁹ Aanwijzingen van eutrofiëring en stimulatie van eutrofe soorten zijn overigens reeds in 1950 van buiten de agronomie door Ellenburg aan de orde gesteld, maar dit was voor de brede probleemerkenning in Nederland van ondergeschikt belang (42).

voor onherstelbare schade. De noodzaak om een meer duurzame landbouwsector te ontwikkelen werd dan ook eerder gemotiveerd door te wijzen op de kans op schade, de risico's van schadelijke effecten en voorbodes van schadelijke effecten dan op de waarneming van effecten zelf.

Deze benadering ligt ook ten grondslag aan het TCB advies om bij de aanwijzing van fosfaatverzadigde gronden de relatie tussen emissies uit de bouwvoor en de kwaliteit van oppervlaktewater niet in beschouwing te nemen (43). Omdat deze aanwijzing moest plaatsvinden in de zwaar belaste en gevoelige zandgronden, werd het kwantificeren van deze relatie als een onnodige stap gezien. Mede daarom is het causale verband tussen ontvangende ecosystemen en emissies uit landbouwsystemen niet sluitend beschreven. Door de in het milieubeleid bestaande perceptie van de landbouw heeft onderzoek naar transport van nutriënten door de bodem zich vooral gericht op de landbouw als bron en minder op de daadwerkelijke ruimtelijke samenhang tussen landbouwsystemen en ecosystemen. De beeldvorming van de draagkracht van het milieu is hierdoor in zekere zin gemarginaliseerd. Habitats zoals snelstromende oppervlaktewateren en broekbossen zijn duidelijk minder gevoelig voor eutrofiëring dan bijvoorbeeld ondiepe meren en plassen; de gevoeligheid van veenrijke watersystemen wordt veel meer bepaald door andere factoren (zoals inlaat van gebiedsvreemd, carbonaatrijk water) dan door de aanvoer van nutriënten (44, 45). Mogelijk vormen deze relatief ongevoelige systemen onbelangrijke uitzonderingen op de regel en is het onterecht om hieraan veel aandacht te besteden. Toch is het de vraag of er voldoende aandacht is voor de situaties waarin de systemen een relatief hoge nutriëntenbelasting kunnen verwerken.

Landbouwsystemen en hun omgeving als ondeelbare eenheden

Het brongericht bodembeschermingsbeleid richt zich in de regelgeving voor industriële activiteiten uitsluitend op de activiteit zelf en niet op de samenhangen van de activiteit met de bodem en de natuurlijke stofkringlopen. Industriële activiteiten kunnen slechts milieuverantwoord plaatsvinden door emissies weg te nemen: isoleren van de activiteit van de bodem dus. Voor deze benadering hoeft niet persé ingegaan te worden op de effecten die emissies vanuit de activiteiten naar de bodem zouden kunnen hebben.

De grondgebonden landbouw vormt een tegenhanger van deze benadering omdat de samenhang van de activiteiten met de natuurlijke stofkringlopen juist essentieel is voor het instandhouden van gewasproductie en bodemvruchtbaarheid. Isolatie van landbouwactiviteiten heeft alleen zin in niet-grondgebonden vormen. Een consequen-

tie is echter dat stofkringlopen bij aanwezigheid van landbouw niet hetzelfde verlopen als wanneer landbouwkundige activiteit ontbreekt. Naarmate de landbouw een meer duurzaam karakter krijgt (in de zin dat gestreefd wordt naar zoveel mogelijk gesloten systemen), wordt diversiteit van de ecologische gevolgen van nutriëntenemissies (figuur 7) relevanter. Het ligt dan dus niet meer voor de hand om nutriëntenemissies op grond van een sterk gegeneraliseerde normstelling te beoordelen. De landbouwkundige weerslag van deze benadering is dat de (ruimtelijk variabele) draagkracht van de bodem voor productie (de productie die realiseerbaar is zonder een onevenwichtig gebruik van nutriënten) meer als randvoorwaarde geldt. Deze nuances kwamen nog niet naar voren bij de afleiding van milieukundige nutriëntenoverschotten.

2.4 HET BEPERKENDE EFFECT VAN DOMINANTE CONCEPTEN

Uit het voorgaande blijkt dat de denkkaders en concepten een grote invloed hebben op de toepassing van landbouwkundige en ecologische kennis en op de beeldvorming in beide disciplines. Biologische, chemische en fysische interacties zijn maar ten dele bepalend voor de vertaling van ecologische en agronomische doelstellingen naar milieukundige en landbouwkundige overschotten. De kans bestaat dat als automatisch geredeneerd wordt vanuit de gangbare uitgangspunten, niet langer de werkelijke discrepantie tussen landbouwkundige en ecologische systemen wordt aangegeven, maar eerder de vervaardigde concepten hiervan. Deze situatie ontstaat omdat van concepten een selecterende werking uitgaat op informatie.

Van der Ploeg (32) wees op het risico dat de landbouw vooral beschouwd wordt als een object dat gehoorzaamt aan fundamentele wetmatigheden van biologische, chemische, bio-chemische, fysische, ecologische en economische wetmatigheden. Indien de landbouw alleen begrepen kan worden via de fundamentele wetmatigheden, ontstaat een risico dat de landbouwpraktijk als een vanuit wetenschappelijk oogpunt lastig obstakel wordt gezien, die de inrichting van een rationeel opgebouwde landbouw in de weg staat (32). Illustratief is de aanname dat de investering van productiemiddelen (zoals kunstmest en krachtvoer) op landbouwbedrijven volgens algemene regels afgeleid kan worden van het streven naar bedrijfseconomische optimalisatie op elk bedrijf. Een probleem is dat het economisch optimum in een 'natuurlijk' landbouwsysteem moeilijk vast te stellen is en dat elke boer daarbij eigen percepties en voorkeuren heeft. De hieraan voorafgaande aanname dat boeren streven naar bedrijfs-economische optimalisatie wordt zelden getoetst. Men voelt wel aan dat zoals Elhorst (37) stelt: *'aan deze aanname sterk de hand gehouden wordt en dat alterna-*

tieve doelstellingen dan bedrijfseconomische optimalisatie eerder uitzondering dan regel zijn'. Maar Elhorst geeft vervolgens aan dat de werkelijke reden voor de niet frequente toetsing van deze aanname is dat: *'het probleem is dat men niet weet wat te doen als deze toets moet worden verworpen'*. Dit laat zien dat de bovengenoemde bedenkingen van Van der Ploeg reëel zijn.

Het kan veel opleveren om buiten de wetenschappelijk gangbare kaders te treden: zoals de ontdekking van nieuwe oplossingen, een betere prioriteitstelling van de belangrijkste problemen, het uitsluiten van de situaties waarin de discrepantie gering is en het kiezen van een ander schaal-niveau om de discrepantie te verkleinen (46). Als de vertaling van doelstellingen naar landbouwkundige en milieukundige overschotten te zeer het karakter krijgen van een conceptueel keurslijf, is het nauwelijks mogelijk om te ontsnappen aan een patstelling (de kloof) die automatisch (want via een schijnbaar vastliggende keten van oorzaak-gevolg-relaties) volgt uit de verschillende doelstellingen.

2.5 CONCLUSIES

In landbouwkundig en milieukundig nutriëntenonderzoek zijn dominante gedachtenpatronen aan te wijzen die noodzakelijk zijn geweest voor kennisontwikkeling, maar waarvan de vraag is of ze voor het bereiken van een milieukundig en economisch verantwoorde landbouw niet eerder belemmerend werken dan stimulerend.

Opvattingen over de landbouwkundig realiseerbare reductie van nutriëntenoverschotten worden mede bepaald door keuzes over:

- de relevante landbouwkundige context;
 - de gewenste ontwikkelingsrichting in de bedrijfsvoering en
 - het ambitieniveau dat van de boer verwacht mag worden bij nutriëntenmanagement.
- Deze keuzes lijken veelal direct voort te komen uit de genoemde dominante gedachtenpatronen.

Er is niet langer één enkele wetenschappelijke benadering van landbouwontwikkeling. Wel is het streven naar beheersing van natuurlijke omstandigheden in agrosystemen nog overheersend. De P- en N-deskstudies zijn sterk geënt op de huidige gangbare praktijk, hetgeen tot een onderschatting van mogelijke reductie van nutriëntenoverschotten heeft geleid.

Bij de motivering van ombuigingen van de landbouwpraktijk is volstaan met grove indicaties van risico's van intensieve en grootschalige landbouw. Bij het verkennen van mogelijkheden van duurzame landbouw gaat het om de mate waarin de landbouw natuurlijke nutriëntencycli in het milieu mag intensiveren of versnellen. Hierbij is de diversiteit in draagvlak voor een actief mineralenmanagement bij de doelgroep en gevoeligheid van de omgeving relevant.

Het streven naar een bedrijfseconomische optimale situatie werkt in het algemeen een toename van nutriëntendosering en nutriëntenoverschotten in de hand als de opbrengst centraal blijft staan. Daarom dient bij de verkenning van landbouwkundige en ecologische duurzaamheid van andere dan de gangbare operationele criteria en concepten te worden uitgegaan. Dit dient niet te leiden tot een herdefiniëring van de problematiek, maar dient de weg vrij te maken voor verandering in een richting die zowel haalbaar als wenselijk wordt geacht.

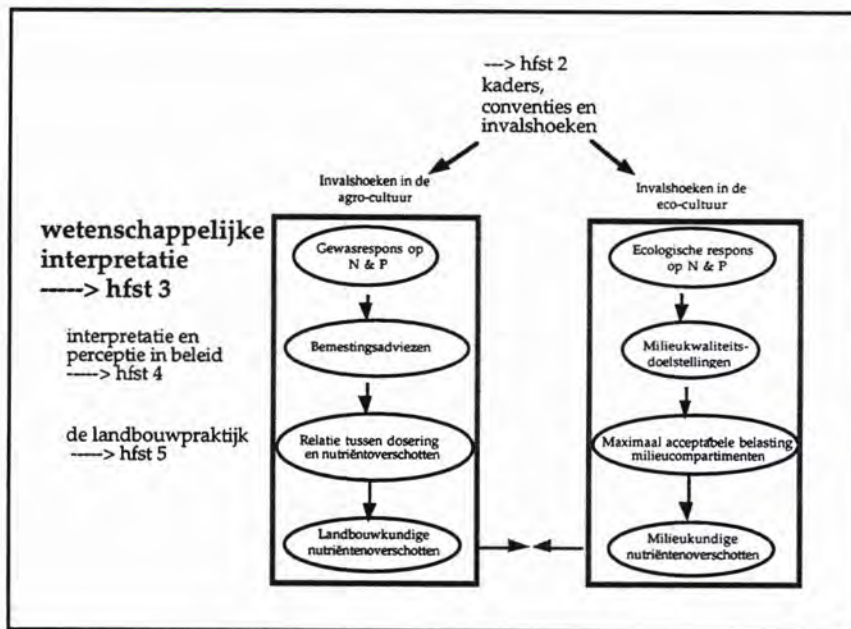
BETWEEN THE IDEA
AND THE REALITY...
FALLS THE SHADOW
T.S. ELIOT

3 INTEGRATIE VAN BASISGEGEVENS IN DE AGRONOMIE EN DE ECOLOGIE

WETEN WE HET WEL ZEKER?

3.1 VRAAGSTELLING EN PLAATSBEPALING

In dit hoofdstuk staat de vraag centraal of de wetenschappelijke interpretatie van de (werkelijke) rol van nutriënten in agrosystemen en ecosystemen een vertekend beeld op kan hebben geleverd. Figuur 8 geeft aan hoe de eventuele vertekening doorwerkt in de afleiding van landbouwkundige en milieukundige nutriëntenoverschotten. De figuur laat tevens de plaats zien van dit hoofdstuk ten opzichte van andere onderdelen van de methodologische analyse in dit rapport.



Figuur 8. Plaats van dit hoofdstuk in de methodologische analyse, aangeduid door de vetgedrukte woorden: **wetenschappelijk interpretatie ---> hoofdstuk 3.**

3.2 UITWERKING EN AANPAK

Het lijkt logisch om een discussie over theorieën in 'nutriëntenonderzoek' en het belang hiervan voor landbouwkundige en milieukundige nutriëntenoverschotten, op te bouwen uit de volgende elementen:

- een beschrijving van een gangbare theorie;
- een beschrijving van een afwijkende theorie;
- een duidelijke indicatie dat de afwijkende theorie de werkelijkheid beter benadert.
- de schatting van het belang van de theorieën voor de afleiding van landbouwkundige en milieukundige nutriëntenoverschotten.

Discussies over de vraag of gangbare theorieën bijdragen aan een vertekening van het beeld laten zich echter zelden ordenen in de bovengenoemde elementen; discussies zijn veelal minder afgerond en overzichtelijk. De bovengeschetste aanpak neemt daarom teveel beperkingen met zich mee. Daarom is de analyse in dit hoofdstuk met name gericht op:

- 'de manier van kijken', de werkwijze bij het interpreteren van gegevens in agronomisch en ecologisch onderzoek en
- op wetenschappelijke onderzoeksmethoden en hun eventuele beperkingen.

Deze uitwerking sluit nauw aan bij de hypothese dat de 'agro-cultuur en de eco-cultuur' mede bepalend zijn geweest voor visies en percepties bij de kennisproducerende actoren.

Voordat specifiek wordt ingegaan op de vraag wat agronomisch en ecologisch onderzoek 'heeft gedaan met de werkelijkheid', wordt deze vraag uitgewerkt voor wetenschap in het algemeen.

3.3 WETENSCHAPPELIJKE WAARHEID

Empirische bewijsvoering volgens het logisch positivisme

De betrokken disciplines hebben hun onderzoeksprogramma's vanuit verschillende invalshoeken opgebouwd en verschillende kaders voor theorievorming gehanteerd. Er is in de loop van de wetenschappelijke geschiedenis heel verschillend gedacht over de gevolgen hiervan voor de beeldvorming. De logisch positivisten (zie kader 3 aan het eind van de paragraaf) hebben een beeld van de wetenschap uitgedragen als rationele onderneming (achteraf kan gesteld worden dat dit het standaardbeeld is geworden van de wetenschap). Het standaardbeeld van de wetenschap wordt door

Koningsveld beschreven als een zoektocht naar de waarheid, of: *het onderzoek naar de vorming van ware theorieën, waarmee de empirische verschijnselen uit de wereld om ons heen verklaard kunnen worden*. Wetenschap wordt dus verricht vanuit een waarheids- of verklaringsperspectief (27). Kenmerkend is de verwachting de werkelijkheid te kunnen vaststellen en de grote nadruk op empirische toetsing van theorieën aan de werkelijkheid (de empirische cyclus). Volgens het standaardbeeld dient elke stap in de theorievorming verantwoord te worden door logica of feiten die in experimenten of door waarnemingen zijn verzameld. Op deze uitgangspunten baseerden de logisch positivisten het zogenoemde demarcatiecriterium waarmee wetenschap van niet-wetenschap kan worden onderscheiden en feiten van meningen of veronderstellingen (27).

Klassiek wetenschappelijke onzekerheden

Het standaardbeeld van wetenschap met zijn demarcatiecriterium voor het onderscheid wetenschap/niet-wetenschap is echter achterhaald door nieuwe inzichten. Popper wees erop dat de waarheid van theorieën over de werkelijkheid niet wetenschappelijk vastgesteld kan worden. De reden is dat empirische toetsing altijd neerkomt op een vergelijking van de theorie met onze waarneming van de werkelijkheid en niet op een vergelijking van de theorie met 'de werkelijke werkelijkheid'. Onvooruitgenomen waarneming bestaat volgens Popper niet (47). Waarneming vindt altijd plaats vanuit een 'begripsmatig apparaat'; de menselijke geest neemt waar door herkenning van structuren. Herkenning is gebaseerd op vergelijking met een eerder bestaande theorie, een eerder bestaande interpretatie van waarnemingen. Hoewel ultieme objectiviteit niet bestaat, kan volgens Popper de beste theorie over de werkelijkheid wel degelijk door wetenschappelijk onderzoek worden geselecteerd. Falsificatie (zie kader 3) maakt het mogelijk door eliminatie van onwaarheid de weg te vinden naar een steeds betere theorie. Er kunnen zo scherp mogelijke tests ontwikkeld worden om een theorie empirisch te toetsen. Elke test die niet tot afwijzing leidt, verhoogt het vertrouwen en is een bevestiging, maar geen bewijs van een feit.

De wetenschappelijke arena

In het recent verschenen RMNO-rapport 'Broeikasteffect, warm of koud' (48) werd de wetenschappelijke wereld voorgesteld als een arena. In de wetenschappelijke arena zijn sociale krachtenvelden binnen en tussen wetenschappelijke instituten bepalend voor de wetenschappelijke bevestiging van kennis en het doordringen van kennis naar kennisgebruikers. Ook een wetenschapsfilosoof als Kuhn (25) is sceptisch over het rationele karakter van de eliminatie van onwaarheid. Feyerabend (49) stelt dat men

feiten modelleert naar eigen voorkeur en dat als we geen zintuig voor feitelijkheid hebben, we ook geen toets aan feiten kunnen uitvoeren.

Kader 3) Verklaring van gebruikte begrippen*:

Theorie: Een voorstelling van de werkelijkheid.

Theoretische hypothese: de stelling dat een theorie gemeenschappelijke eigenschappen met de werkelijkheid heeft.

Model: Een weergave van een deel van de werkelijkheid die gemeenschappelijke eigenschappen heeft met de werkelijkheid (positieve analogieën) die voor de onderzoeker (of andere gebruikers) relevant zijn. Er zijn veel verschillende soorten modellen, zoals: mechanische modellen (een planetarium), maquettes, kaarten, elektrische modellen, experimenten (proefvelden) en computermodellen (eigenlijk zogenoemde mathematische modellen). Elk model weerspiegelt een opvatting van de maker in de werkelijkheid ofwel een theoretisch model.

Mathematisch model: Een model in de vorm van wiskundige vergelijkingen.

Falsificatie: toetsing van een theorie aan empirische waarnemingen (eigenlijk een poging tot het aantonen van de onjuistheid).

Logisch positivisme: Een aanduiding voor een benadering van wetenschap die uitging van de bewijsbaarheid van theorieën. De benadering heeft veel invloed gehad, maar wordt nu als achterhaald beschouwd.

*) Deze begrippenaanduiding is gebaseerd op de semantische beschrijving van theorieën door Doucet en Sloep in (50).

3.4 KLASSIEK WETENSCHAPPELIJKE ONZEKERHEDEN; AGRONOMISCH EN ECOLOGISCH ONDERZOEK

Zijn de voorgaande bespiegelingen over wetenschappelijke waarheid nu echt van belang voor de discussie over nutriëntenoverschotten; dat gaat toch over praktische problemen die ver afstaan van fundamentele onzekerheden? Dat valt te bezien.

Algemeen

De klassiek wetenschappelijke onzekerheden vormen een gemeenschappelijk probleem voor gegevensinterpretatie in landbouwkundig onderzoek en ecologisch/-milieukundig onderzoek. De interpretatieproblemen komen voort uit het feit dat het onderzoek plaatsvindt in een nogal complexe omgeving. De gevolgen hiervan zijn samen te vatten als: 'Het experiment is begrijpelijk maar wellicht niet relevant; het veld is relevant, maar niet begrijpelijk'. Dit is Popper in een notendop: het experiment (breder geformuleerd: experimentele modellering van de werkelijkheid) is het begripsmatig apparaat van de werkelijkheid. Zonder dat is de werkelijkheid niet te begrijpen. *Kennelijk moeten we ervan uitgaan dat de bemestingskunde, de (aquatische) ecologie en de bodemchemie alle hun waarheidsvormende kaders hebben die tot uiting komt in jargon, methodieken, aannames enzovoort.* Een zekere vervorming

van de werkelijkheid is hierbij onvermijdelijk, hoewel deze vervorming niet in elk onderzoek even groot is.

In het onderstaande worden enkele relevante aspecten van wetenschappelijke gegevensinterpretatie geanalyseerd. De bespreking dient niet opgevat te worden als een systematische en afgeronde analyse. Er zijn voorbeelden gekozen die relevant worden geacht door doelgroepen, de overheid of de wetenschap. De thema's worden volgens de volgende indeling besproken:

Keuze van meetgrootheden:

- Onderzoek naar de effecten van ammoniak op ecosystemen.

Mathematische modellering:

- De opbrengstrespons van gewassen;
- Bedrijfssystemen;

Representativiteit van experimenten:

- Bemestingsexperimenten.

De afbakening van het geldigheidsgebied:

- Regionalisatie van gewasresponsen;
- De afbakening van ruimtelijke eenheden bij transport door grondwater.

De keuze van meetgrootheden

Voorbeeld: ammoniak- en verzuringsonderzoek

In de beginfase van onderzoek naar de invloed van de ammoniakbelasting op bossen bestond grote maatschappelijke behoefte aan informatie over de kans op het optreden van bossterfte. Bossterfte en bosvitaliteit kregen vooral in Duitsland veel aandacht, ook in de wetenschap. De vitaliteit van bossen wordt echter door een groot aantal factoren beïnvloed (51, 12, 13). Verdroging, plagen en virusinfecties zijn slechts enkele voorbeelden. In trendonderzoek in het veld kunnen verbanden worden gezocht door de benodigde gegevens (in dit geval van ammoniak-emissie of ammoniakdepositie en bosvitaliteit) met elkaar in verband te brengen. Echter alle factoren die de bosvitaliteit mede beïnvloeden, zullen een eenduidige oorzaak-gevolg analyse verstoren. Omdat bijvoorbeeld de zwavelbelasting en de stikstofbelasting beiden door menselijke activiteiten zijn toegenomen in de tijd is op grond van alleen trendonderzoek moeilijk te achterhalen of een verminderde bosvitaliteit juist wordt

veroorzaakt door de toegenomen stikstofbelasting of ook door andere aspecten¹ (51). De effecten van de afzonderlijke factoren op de bosvitaliteit zijn dus in korte periodes en in een praktisch beheersbare onderzoeksopzet niet goed van elkaar te onderscheiden. Daardoor kunnen min of meer autonome ontwikkelingen moeilijk onderscheiden worden van veranderingen door antropogene stofbelasting of nog specifiekere stikstofbelasting. Een ander nadeel is dat alleen de zichtbare bosvitaliteit wordt gemeten, terwijl ook niet zichtbare achteruitgang van belang kan zijn.

Om betrouwbare uitspraken te kunnen doen over de gevolgen van ammoniakbelasting dient de onderzoeker dus andere meetgrootheden te gebruiken die directer gerelateerd zijn aan ammoniak-belasting. Het ammoniak-onderzoek op deelsystemen is daarom gericht op processen zoals bodemverzuring, beschikbaarheid van nutriënten zoals kalium en magnesium, verhoogde gevoeligheid van bomen voor pathogenen², stikstofverzadiging van het ecosysteem en het optreden van vergrassing. Deze begrippen zijn beter te verwerken tot onderzoekbare vraagstellingen. Geredeneerd vanuit het optreden van deze processen kunnen redelijk betrouwbare uitspraken gedaan worden over kritische belastingniveaus (51, 52). Voor de onderzoeker is wel duidelijk dat deze processen tezamen het ecologisch functioneren van een bos beïnvloeden; de in bosvitaliteitsbepalingen meetbare gevolgen zijn slechts een onderdeel van dit functioneren. Een betrouwbaar wetenschappelijk antwoord op de directe relatie tussen ammoniakbelasting en bosvitaliteit is - excessen daargelaten - niet eenvoudig of zelfs praktisch onmogelijk.

¹ Naarmate de invloed van de stikstofbelasting domineert over andere beïnvloedende factoren zal in trendonderzoek wel een duidelijker samenhang tussen de aanwezigheid van intensieve veehouderij en bosvitaliteit zichtbaar zijn. Zo kon midden de tachtiger jaren toen ammoniakemissies nog duidelijk hoger waren dan nu in bepaalde gebieden in Brabant met het blote oog directe schade aan bossen in de directe nabijheid van intensieve veehouderijen worden waargenomen, momenteel doet deze situatie zich in veel mindere mate voor (52).

² Dit zijn ziekteverwekkende micro-organismen (schimmels, bacteriën en virussen) of aaltjes.

De Heidelberg Appeal Nederland (HAN)³ heeft in 1996 het rapport 'De Wetenschappelijke Basis van het Nederlandse Ammoniakbeleid' uitgebracht⁴ (53). Hierin wordt de wetenschappelijke onderbouwing van het ammoniakbeleid in twijfel gebracht. Het gegeven dat kennelijk twijfel bestaat over de onderbouwing van het ammoniakbeleid is voor de werkgroep aanleiding geweest om opdracht te geven om een overzicht te maken over effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties (51). Een samenvatting van het overzicht is opgenomen in bijlage 6. Op grond van het totale overzicht heeft de werkgroep geconcludeerd dat er voldoende betrouwbare wetenschappelijke aanwijzingen zijn dat bij een belastingsniveau van meer dan 20 kg N/ha jr veel (half)natuurlijke ecosystemen hun karakteristieke eigenschappen verliezen, hoewel de ecologische respons in verschillende systemen niet hetzelfde is. Het is daarom redelijk om een depositie van 20 kg N/ha jr in (half)natuurlijke ecosystemen als kritisch belastingsniveau te beschouwen voor het voortbestaan van de systemen en het beschermen van de karakteristieke eigenschappen.

Mathematische modellering

De gewasrespons op bemesting

Bemestingsexperimenten kunnen worden geïnterpreteerd met behulp van verschillende mathematische modellen van de gewasrespons. Zeer uitvoerig empirisch onderzoek heeft geen 'nette' relaties opgeleverd, maar puntenwolken die door verschillende vergelijkingen beschreven kunnen worden. Ook kunnen er geen betrouwbare uitspraken gedaan worden over de gevolgen van een beperkte vermindering van de stikstof- en fosfaatbemesting op de gewasopbrengst (54). Er worden wel voorspellingen gedaan, maar blijkbaar is er enige onzekerheid over de geldigheid daarvan. De vele fysiologische en morfologische reacties waarmee gewassen de opname van aangeboden nutriënten kunnen reguleren, zijn moeilijk in eenvoudige empirische of mechanistische modellen te vatten (55).

³ De HAN is een stichting die zich ten doel heeft gesteld om het Nederlandse publiek "wetenschappelijk verantwoorde informatie te verschaffen". De veronderstelling hierbij is dat "beleidsmakers... .. zich tegenwoordig te vaak laten beïnvloeden door pseudo-wetenschappelijke argumenten en onjuiste informatie".

⁴ Het HAN-rapport is onvoldoende evenwichtig om hier inhoudelijk op aan te sluiten. Met name het selectieve gebruik van informatie is bezwaarlijk; het rapport pretendeert gangbare inzichten op hun merites te beoordelen, maar de beschrijving van gangbare inzichten is sterk vertekend.

In empirisch onderzoek wordt vaak een kwadratische vergelijking gebruikt voor de modellering van de opbrengstrespons op stikstof (56):

$$\text{opbrengst} = a \cdot \text{nutriëntdosering}^2 + b \cdot \text{nutriëntdosering} + c.$$

waarbij:
a, b en c regressiecoëfficiënten zijn en
 $a < 0$.

Op theoretische gronden is duidelijk dat deze vergelijking de groei niet over het hele traject van doseringen goed kan beschrijven; de vergelijking kent immers geen plafond in de gewasrespons. Eén van de oorzaken van de populariteit van deze vergelijking om de gewasrespons te beschrijven is het feit dat de vergelijking rekentechnisch eenvoudig te bewerken is (de bedrijfseconomisch marginale gift⁵ wordt berekend met behulp van de afgeleide van de gewasrespons en deze is eenvoudig te berekenen voor een kwadratische vergelijking). Een eenvoudige rekenkundige bewerking was enkele decennia geleden van groot praktisch belang omdat toen nog veel minder gebruik gemaakt werd van computers. Nu computers voor berekeningen en *curve-fitting* algemeen gebruikt worden, hoeft de handmatige uitvoerbaarheid van een berekening geen rol meer te spelen bij de keuze van het model.

Schröder en Withagen (56) pleitten ervoor om minder willekeurig om te gaan met de keuze van modellen waarmee onderzoeksresultaten worden beschreven. Als voorbeeld beschrijven zij de maïsrespons op stikstof behalve met de hiervoor beschreven kwadratische relatie ook met de lineaire relatie met een plafond, de kwadratische relatie met een plafond en de negatief exponentiële relatie. De verklaarde variantie - een maat voor de aansluiting van een model aan de gegevens - was bij alle modellen even groot. Op grond van de verschillende modellen werden echter ver uiteenlopende optimale giften vastgesteld (zie tabel 3). De hoogste optimale gift wordt berekend door het kwadratische model (op grond waarvan overigens het stikstofbemestingsadvies van maïs is bepaald).

⁵ Dit is het rekenkundig te bepalen niveau van nutriëntdosering waarbij de baten van opbrengst nog juist opwegen tegen de kosten van nutriëntdosering. Boven dit niveau zijn de kosten van de nutriënt hoger dan de baten van de opbrengst en is verhoging van de dosis economisch onrendabel; onder dit niveau wegen de baten van de opbrengst wel op tegen de kosten. Zie ook hoofdstuk 4.

Tabel 3. Economisch optimale stikstofgiften volgens vier verschillende modelbeschrijvingen van gegevens van de maisrespons.

model	optimale stikstofdos (kg/ha)
lineair met plafond	116
kwadratisch met plafond	146
negatief exponentieel	169
kwadratisch	208

Door Schröder en Withagen wordt op grond van dit voorbeeld geconcludeerd dat de vermeende discrepantie tussen economisch optimale en milieukundig acceptabele stikstofverliezen sterk lijkt af te hangen van arbitraire keuzes over de te hanteren groei modellen. Zonder statistische analyse en theoretische overweging is de keuze van het groei-model immers tamelijk willekeurig. Het is daarom aan te bevelen om:

- keuzes van groei modellen te baseren op zowel theoretische overwegingen als de door modellen verklaarde variantie;
- resultaten van bemestingsexperimenten toegankelijk te maken voor theoretisch onderzoek naar groeiresponsen, ook als de experimenten primair bedoeld zijn voor het afleiden van bemestingsadviezen of andere niet-fundamenteel wetenschappelijke doelen.
- een evaluatie uit te voeren van de mogelijke verbetering van modellering van gewasresponsen met name voor die gevallen waarin de keuzes van modellen niet duidelijk gemotiveerd zijn en de gevallen die een rol hebben gespeeld bij bemestingsadvisering.

Overigens betekent dit niet dat alleen theoretisch kloppende (logische) mathematische modellen gebruikt kunnen worden. Dat aan geen van de modellen een universele geldigheid toegeschreven kan worden, rechtvaardigt een ruimere keuzevrijheid, maar geen ongemotiveerde keuzes.

Modellering van bedrijfssystemen

Bij melkveehouderijen kunnen twee sub-systemen onderscheiden worden. Het dierlijke productie-systeem en het ruwvoerproductie-systeem. Deze sub-systemen worden veelal afzonderlijk van elkaar gemodelleerd en geoptimaliseerd naar productie. Een dergelijke manier om de complexiteit te reduceren is zeer gebruikelijk. Elk systeem wordt hierbij als een afzonderlijke module beschreven door lineaire modellen en vervolgens geïntegreerd in een bedrijfsmodel. Door Van Bruchem is gepostuleerd dat de lineaire modellering van systeem-onderdelen tot een sub-optimale situatie kan leiden in de geïntegreerde situatie. Eén van de problemen zou kunnen zijn het ontstaan van conflicterende deelsystemen op bedrijven (57, 58). Een ander probleem is dat uit

onderzoek naar deelsystemen randvoorwaarden voortkomen die ook worden aangehouden in onderzoek dat het complete productiesystemen omvat. De experimentele vrijheidsgraden in het integrale productiesysteem worden daardoor beperkt. Als er niet-lineaire samenhangen zijn tussen deelsystemen op een bedrijf kunnen combinaties van productie-omstandigheden ten onrechte als landbouwkundig 'verboden' of 'onmogelijk' worden beschouwd.

Representativiteit van het experiment

Bemestingsproeven

De belangrijkste verschillen tussen praktijk- en experimentele omstandigheden op bemestingsproefvelden hebben betrekking op de bodemkwaliteit. Proefvelden komen niet voor op kopakkers⁶. De bodem onder kopakkers wordt zwaarder bereiden hetgeen in het algemeen leidt tot een slechtere bewortelingsmogelijkheid en slechtere beschikbaarheid van vooral fosfaat. Proeven worden bij voorkeur aangelegd in een deel van het perceel dat voor wat betreft ontwatering en vochtbeschikbaarheid, de samenstelling en structuur van de bodem, bewortelbaarheid, lichtbeschikbaarheid en (bij grasland) zodekwaliteit homogeen is. Verder worden proeven indien mogelijk niet uitgevoerd op percelen met (homogeen) slechte groeiomstandigheden omdat de kans op mislukken van het experiment onder dergelijke omstandigheden groter is. De opbrengsten in bemestingsexperimenten zijn daardoor vaak hoger dan in de praktijk bij een gelijk niveau van nutriëntenvoorziening. Bemestingsadviezen zijn ook vooral bedoeld voor goede productieomstandigheden. Bij groenteteelt is het verschil tussen experiment en de praktijk beperkt tot vermoedelijk enkele procenten; in de akkerbouw bedraagt dit verschil enkele procenten tot ongeveer vijftien procent.

Bij graslandproductie wordt het verschil tussen experiment en de praktijk nog groter geschat. De respons van grasland op stikstof is aanzienlijk zwakker en de maximale opbrengst lager bij beweiding dan bij maaien. Hiermee wordt bij het stikstofbemestingsadvies voor grasland wel enigszins rekening gehouden. Bij beweiding wordt een lagere stikstofdosering aanbevolen anticiperend op de lagere opbrengstverwachting (dosering voor een 'lichte snede'). Er is echter veel discussie over de vraag of deze neerwaartse bijstelling van de dosering volstaat. Bemestingsproeven in beweide percelen zijn zeldzaam (en moeilijk uit te voeren) zodat de werkelijke opbrengstverwachting moeilijk aan te geven is. Onlangs zijn pogingen gedaan deze verschillen te

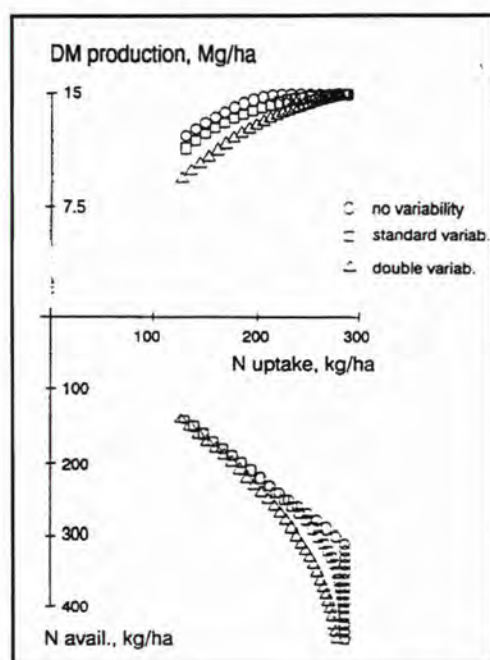
⁶ Dit zijn de dwarsliggende delen aan de uiteinden van een perceel. Deze geven toegang tot in de lengterichting liggende akkers (die soms onderling zijn gescheiden door greppels). Kopakkers worden bij bewerkingen veel meer bereiden.

kwantificeren (59, 60). Betwijfeld wordt echter of deze vergelijkingen voldoende betrouwbaar zijn (61) met name omdat bij een maaiproef iets ander (namelijk de bruto-productie) wordt gemeten dan in een beweidingsexperiment (daar meet men wat de koe op-eet, de netto-productie). De discrepantie tussen bemestingsexperiment (waarin gemaaid wordt) en praktijkomstandigheden (waarin maaien en beweiding naast elkaar voorkomt) levert dus met name voor grasland de nodige problemen op.

Er wordt verschillend gedacht over de mogelijkheden om discrepanties tussen proef- en praktijkomstandigheden eenduidig vast te stellen. Westhoek (62) merkt op dat niet gesproken kan worden van *de* praktijk, omdat omstandigheden op elk bedrijf op een andere manier zullen afwijken van een gemiddelde omstandigheid of van standaard proefveldomstandigheden. Dit lijkt het bepalen van een systematisch verschil tussen experiment en praktijk in de weg te staan, maar een beschouwing van Van Noordwijk en Wadman (63) wijst juist uit dat ook onwillekeurig voorkomende variatie in de praktijk resulteert in een systematisch lagere opbrengst. Zij concludeerden dit uit modelonderzoek naar de invloed van in de praktijk voorkomende ruimtelijke variatie van de stikstofaanlevering (toediening plus mineralisatie) en de effecten daarvan op opbrengsten en verliezen vergeleken met bemestingsproeven voor stikstof. Om de variatie in de mestgift te beschrijven bij toediening volgens de huidige stand der techniek werd een variatiecoëfficiënt (gift/gemiddelde gift) gebruikt van 10%. Het door Van Noordwijk en Wadman beschreven effect heeft een algemene geldigheid. Variatie van omgevingsomstandigheden (niet zijnde de instelvariabele) heeft een remmend effect op grootheden die wiskundig te beschrijven zijn door een vergelijking die naar een horizontaal plateau afbuigt (zoals de opbrengstrespons). Variatie heeft juist een stimulerend effect op grootheden die exponentieel toenemen. Het dempende effect van variatie op de gemiddelde opbrengst en het versterkende effect op de gemiddelde uitspoeling wordt geïllustreerd in figuur 9.

Van Noordwijk en Wadman concluderen dat de keuze voor relatief homogene velden voor veldproeven een vertekend beeld heeft veroorzaakt van milieukundige effecten van nutriëntendosering zoals uitspoeling naar grondwater en van de gewasrespons op nutriënttoediening. De verschillen tussen praktijk en experiment vormen een nog onvoldoende opgelost probleem. Het is gewenst om de mate van ruimtelijke heterogeniteit van stikstofbeschikbaarheid expliciet in beschouwing te nemen in discussies over de discrepantie tussen milieukundige en productiedoeleinden. Uit figuur 9 zou kunnen worden opgemaakt dat een voor de praktijk geldige gewasrespons afgeleid kan worden door de mate van variatie in de praktijk in het model van de respons te verwerken. Het is echter zeer de vraag of de variatie van omstandigheden voldoende be-

kend zijn om dit te doen. In gevallen met veel variatie van omstandigheden zal een 'standaard variatie' geen bevredigende beschrijving geven. Anderzijds is het veel te ingewikkeld om gewasresponsen te verbeteren door alle groei-beïnvloedende variabele omstandigheden (zoals structuur en dergelijke), specifiek te kwantificeren. In plaats daarvan zou op het bedrijf zelf gezien kunnen worden of en in hoeverre verschillen met de responsen in bemestingsexperimenten te verwachten zijn. Hier wordt in het onderstaande uitvoeriger op ingegaan.



Figuur 9. Het effect van ruimtelijke variatie op de relatie tussen stikstofbeschikbaarheid en stikstofopname (onderste helft van de figuur) en op de relatie tussen stikstofopname en de opbrengst uitgedrukt als droge stofproductie (bewerkt naar Van Noordwijk en Wadman, 63).

De afbakening van het geldigheidsgebied

De ruimtelijke samenhang tussen landbouwemissies en de belasting van ecosystemen

De relatie tussen emissie van stoffen uit landbouwsystemen via het grondwater en de belasting van natuurgebieden is slechts globaal aangegeven. Voor fosfaat wordt in het brongericht beleid in navolging van de TCB (43) de belasting van ontvangende watersystemen nog steeds gelijkgesteld aan de emissie uit de landbouw. Voor nitraat is een globale differentiatie onderbouwd door berekeningen met het zogenaamde ANIMO-model (2). Een aantal veldtoepassingen en calibraties (64, 65) maakt nog onvoldoende duidelijk in welke systemen modellen geldig zijn en waar alternatieve formuleringen nodig zijn. Integrale gebiedsstudies met aandacht voor hydrologie,

nutriëntbalansen en overdracht van landbouwgebieden naar oppervlaktewater zijn zeldzaam vanwege beperkte kennis van alle relevante processen (65, 66). Uit deze studies blijkt dat nutriëntenoverschotten uit landbouwgebieden en -percelen met globaal hetzelfde gebruik in onderling verschillende mate tot belasting van nabijgelegen milieucompartimenten leiden. De behoefte aan het expliciteren van ruimtelijke verbanden wordt niettemin gevoeld bij doelgroepen en ligt voor de hand omdat regionale knelpunten opgelost kunnen worden in gebiedsgericht beleid. In de provincie Brabant zijn hydrologische deelsystemen vastgesteld die een ruimtelijke bepaling van de relatie tussen de landbouwbron en belaste natuursystemen mogelijk maken (67). Een beschrijving hiervan wordt weergegeven in hoofdstuk 7.

Regionalisering van bemestingsadviezen

Aanvankelijk werd in bemestingskundig onderzoek niet bij voorbaat aangenomen dat proefvelden die in een bepaalde regio liggen, buiten deze regio voldoende representatief zijn. Daarom zijn proefvelden met aardappel en gras aangelegd in verschillende gebieden (68, 69, 70). Deze regionale opzet werd vooral van belang geacht vanwege verschillen in standplaatseigenschappen zoals weertype en bodemtype. Door veralgemenisering van de adviezen is elk onderscheid naar regionaal verschillende weersomstandigheden weggevalen (69). Dit kan gevolgen hebben gehad voor het rendement van met name nutriëntendosering in de noordelijke provincies; hier is de opbrengst afhankelijk van het gewas gemiddeld 5 - 10% lager dan in het westen van het land, door minder licht en een andere neerslagverdeling of een latere start van het groeiseizoen door temperatuurverschillen (71)⁷. Wel is algemeen het onderscheid tussen bodemtypes gehandhaafd. Dit onderscheid komt ook terug in de grondgebonden bemestingsadviezen, waarbij gebruik wordt gemaakt van perceelsbemonstering.

Ondanks de perceelsbemonstering en de goed onderbouwde besluitvoering met betrekking tot regionalisatie van bemestingsadviezen is het de vraag of de algemene grondslag van bemestingsadvisering een optimaal inspelen op regionale of bedrijfsspecifieke factoren mogelijk maakt. In het verleden werd de algemene advisering in belangrijke mate ondersteund door regionale landbouwconsulentschappen. Hierbij was beoordeling van percelen op locatie van groot belang. Het uitvoeren van bemesting op het scherpst van de snede vraagt om veel kennis die moeilijk in algemene adviezen te

⁷ Verschillen in de opbrengst van suikerbiet tussen landbouwgebieden in Nederland werden door Frankena (72) voor een belangrijk deel toegeschreven aan klimaatverschillen tussen de landbouwgebieden, hoewel andere factoren niet uitgesloten konden worden.

vertalen is. De werkgroep is van mening dat bemesting meer door waarnemingen aan bodem en gewas en interpretatie daarvan gestuurd zou moeten worden dan door algemene adviezen.

3.5 ESSENTIES VOOR WETENSCHAPPELIJKE ONDERBOUWING VAN BELEID

De beslissingen bij interpretatie van onderzoeksresultaten die in het voorgaande besproken zijn, leiden tot beleidsmatige onzekerheden die kunnen worden onderverdeeld in vier klassen.

- 1) Onderzoeksresultaten sluiten niet helemaal aan bij de beleidsvraag, de relatie tussen de beleidsvraag en onderzoeksresultaten is onzeker;
- 2) Het is niet zeker of het meest geschikte model is gebruikt bij de beschrijving van waarnemingen;
- 3) Het is onzeker of de gebruikte experimenten representatief zijn;
- 4) Het is onzeker of het geldigheidsgebied goed is afgebakend.

Shrader Frechette noemt in 'Scientific Uncertainty and environmental problem solving' (73) de eerste en de tweede klasse van onzekerheden als belangrijke belemmeringen bij besluitvorming. Bovendien noemt ze ook statistische onzekerheden; deze worden in hoofdstuk 4 beschreven. De gevolgen van de aangeduide onzekerheden voor discussies binnen de wetenschappelijke arena en de maatschappelijke arena (die als tegenhanger van de wetenschappelijke arena kan worden gezien) zijn verstrekkend, zoals in het onderstaande wordt uiteengezet.

Schijndiscussies of gerechtvaardigde twijfel?

De onvermijdbaarheid van onzekerheden biedt doelgroepen de mogelijkheid om uitgangspunten van beleid altijd ter discussie te stellen, ook in gevallen waarin het door veelvuldige succesvolle empirische toetsing reëel is geworden om wetenschappelijke resultaten als betrouwbare richtsnoeren voor beleid of de handelingspraktijk te gebruiken. Wetenschap die onzekerheden over een theorie wil verkleinen, blijft geïnteresseerd in situaties waarin een theorie faalt. Deze interesse is feitelijk een voorwaarde voor kennisontwikkeling en leidt zeker tot verbetering van inzichten in het geldigheidsgebied van een theorie. De voor kennisontwikkeling onvermijdelijke zoektocht naar de beperkingen van een theorie zal met enige regelmaat het falen van een theorie manifest maken. Dit kan de nodige voeding geven aan schijndiscussies waarin voorbij wordt gegaan aan de soms uitvoerige bewijsvoering die in een onderzoekdiscipline verzameld is.

Uiteindelijk blijft het feit dat wetenschappelijke kritiek ook voor het beleid wel degelijk relevant kan zijn en dat er daadwerkelijk aanleiding kan zijn om aan gebruikte theorieën of vereenvoudigingen daarvan te twijfelen. Eerdere successen van een theorie maken de theorie tot op zekere hoogte bestand tegen falsificatie op grond van beperkte gegevens. Volledige afwijzing komt neer op het weggooien van de vergaarde kennis en resulteert in stagnatie. Deze visie komt overeen met de stelling van Shrader Frechette (73) dat het in de fundamentele wetenschap traditiegetrouw onwenselijker wordt gevonden om een onjuiste theorie ten onrechte *wel* te accepteren dan om een juiste theorie ten onrechte *niet* te accepteren. Zij noemt deze houding ten aanzien van de acceptatie van wetenschappelijke feiten *epistemologisch conservatief*. Volgens deze benadering ligt de bewijslast bij degene die:

- 1) een nieuw verband wil leggen;
- 2) een afwijkende verklaring wil geven voor datgene wat volgens de stand der kennis (de gangbare theorie) als waar werd aangenomen.

Een gevolg hiervan is dat de bewijslast aan het begin van deze eeuw lag bij degene die bijvoorbeeld oppervlaktewatereutrofiëring wilde verklaren, maar dat de bewijslast momenteel ligt bij degene die het verklarende mechanisme van oppervlaktewatereutrofiëring ter discussie wil stellen. Dit voorbeeld wordt in het onderstaande uitgewerkt.

Eutrofiëring van oppervlaktewater

De gangbare inzichten over oppervlaktewatereutrofiëring sluiten aan op de beschrijving van het ontstaan van eutrofiëring in aquatische ecosystemen die Naumann en Thienemann voorstelden in 1921 (74, 75, 76) en 1932 (77). De beschrijving is als volgt:

- een toename in de concentratie van nutriënten voor de groei van planten, in het bijzonder van N en P;
- een hierdoor veroorzaakte toename in de biomassa van kleine zwevende planten (meest algen);
- een verandering van de soortensamenstelling van waterplanten en
- een verdere toename in de biomassa van algen.

Volgens dit mechanisme dat later in verband is gebracht met de Nederlandse plassen (78) en de resultaten van eutrofiëringsequêtes (14, 15) kan de relatie tussen de nutriëntenbelasting en verschillende effectparameters worden gekwantificeerd, volgens:

P-belasting → fosfaat concentratie → chlorofyll *a* concentratie → troebelheid

Scholten (79) suggereert echter dat het belang van de nutriëntenaanvoer voor het optreden van eutrofiëringseffecten in Nederland wordt overschat. Hij stelt dat algenbloei veel meer moet worden toegeschreven aan blootstelling van watervlooien aan verbindingen met een toxisch effect. In aquatische systemen heeft begrazing van algen door watervlooien (onder bepaalde omstandigheden) een beperkend effect op de totale algenbiomassa in oppervlaktewater (hierover bestaat overigens consensus). Als de watervlo-populatie of algemener zoöplanktonpopulaties onder druk staan, valt de begrazing weg en daarmee de rem op het ontstaan van een hoge algenbiomassa (79, 80). Scholten beschouwt het wegvallen van deze rem (hij noemt dit toxische anorexia) als een belangrijke oorzaak van algenbloei.

Deze visie krijgt weinig bijval in de aquatische ecologie. Het belangrijkste wetenschappelijke bezwaar is dat het belang van het mechanisme in het veld onvoldoende duidelijk is en ten opzichte van de meest dominante eutrofiëeringsprocessen door Scholten overschat wordt door een beperkte empirie. Bij lage nutriëntenbelasting (oligotroof) speelt zoöplankton geen rol, omdat de nutriënten al zeer beperkend zijn voor algengroei. In eutrofe systemen komen algen voor die de kieskeurige grote watervlooien niet eten; ook dan spelen zij nauwelijks een rol. In het middenniveau (mesotroof tot zwak eutroof) kunnen watervlooien het fytoplankton in toom houden (de zogenoemde *clear water phase*). Bovendien blijkt uit biomanipulatie-experimenten van Hoser (15) dat het beheer van witvis in het veld van groot belang is voor de omvang van de watervlooienpopulatie. Hoser stelt dat er wel een periode is geweest waarin watervlooien onder druk stonden door toxische verbindingen met name in de Rijn en in watersystemen waarin Rijnwater werd ingelaten. De kwaliteit van het Rijnwater is echter verbeterd waardoor watervlooien weer optimaal groeien; de algenbloei is echter gebleven. Uitgaande van het belang dat Popper en eigenlijk de gehele omgevingswetenschap hecht aan de mogelijkheid tot falsificatie door empirische toetsing, is de beperkte empirische basis van de toxische anorexia-theorie reden om de theorie voorlopig als een nog onvoldoende bevestigde veronderstelling te beschouwen. In deze wetenschappelijke discussie is de *epistemologisch conservatieve* houding herkenbaar. Naar de mening van de werkgroep is deze houding in dit geval de meest juiste.

Echter hoewel het theoretisch bouwwerk als voldoende solide kan worden beschouwd om richting te blijven geven aan de taakstelling in het landbouwmineralenbeleid is het van belang open te blijven staan voor wetenschappelijke kritiek. Aquatische systemen zijn bovendien zo complex dat het zinvol is en blijft om nuances toe te passen in het beeld van oppervlaktewatereutrofiëring zonder iets af te doen aan de

kennelijk veelal dominante rol van fosfaat bij dit proces. Hosper *et al.* betogen (81) dan ook dat het bij ecologisch herstel van meren en plassen om meer gaat dan alleen de aanpak van fosfaatbelasting. Met name inlaat van gebiedsvreemd water en polderpeilbeheer zijn als het gaat om de fosfaatbelasting en de beschikbaarheid van fosfaat in natuurgebieden van belang.

Hoewel er in dit geval dus goede motieven zijn voor de epistemologisch conservatieve houding is het onderscheid van deze houding met een wetenschappelijk ongefundeerde verdediging van de gevestigde wetenschappelijke orde voor buitenstaanders niet goed te maken. De scepticus zal zeker gevoelig zijn voor de gedachte dat in de wetenschappelijke discussie is gepoogd om grote onzekerheden te verdoezelen zoals ook Kuhn (zie begin dit hoofdstuk) in een wetenschappelijke arena verwachtte. Dit vermoeden zal sterker zijn als kennis die ter discussie staat een centrale peiler vormt in de onderbouwing van beleid. Omdat de buitenstaander zelf niet aan de wetenschappelijke discussie kan deelnemen, dient hij volledig af te gaan op oppervlakkige indrukken van de discussie. Er zal dus een zeker vertrouwen moeten bestaan in de integriteit van betrokken wetenschappelijke disciplines. Dat dit vertrouwen soms ontbreekt, blijkt wel uit het grote effect dat de uitingen over de mogelijkheid van het mechanisme van de bovengenoemde toxische anorexia op de doelgroep landbouw heeft. Ook het bestaan van de Heidelberg Appeal Nederland (zie pagina 37) wijst hierop.

Interdisciplinariteit en consensus

Een manier om het vertrouwen in wetenschappelijke beleidsonderbouwing te vergroten, is het bevorderen van interdisciplinaire en brede wetenschappelijke discussie. Enkele jaren geleden is besloten om een consensusmodel te bouwen voor de beschrijving van stoftransport door de bodem. Hierin zijn de inzichten van verschillende instituten (RIZA, RIVM, DLO) vertegenwoordigd. Dit lijkt een goede methode te zijn om een soort interdisciplinaire objectiviteit uit te stralen. De vraag is echter of de instituten die hieraan niet deelnemen hier net zo over denken. Bovendien is het de vraag of deze werkwijze tot het meest waarheidsgetrouwe resultaat leidt. Er zijn natuurverschijnselen bekend die beter beschreven kunnen worden door verschillende theorieën die onderling strijdig zijn dan door één van de twee of zelfs de meest geldige van de twee modellen alleen (82). Kiezen voor één van de modellen zou vermoedelijk eerder tot een vermindering dan tot een toename van kennis leiden.

Schijnwerkelijkheid

De beperkte toegankelijkheid van de werkelijkheid wordt niet altijd voldoende onderkend. Het intensief gebruik van computermodellen, maakt het mogelijk een hoge wetenschappelijke productie te realiseren, maar gaat soms ten koste van voldoende empirische basis en een kritische beschouwing van rekenresultaten. Wanneer een model in een veldsituatie wordt toegepast en wanneer daarbij meetgegevens worden gebruikt, wordt vaak gesproken van validatie of het toetsen van de geldigheid van het model. Meestal is er slechts sprake van calibratie. De geldigheid van een gecalibreerd model blijft beperkt tot de situatie waarin de calibratie wordt uitgevoerd. Ook het vergelijken van de uitkomsten biedt een beperkt inzicht in de kwaliteit, tenzij één van de modellen een beroep kan doen op een betrouwbare weergave van de werkelijkheid. Evenmin biedt logische consistentie van een model zicht op de betrouwbaarheid van modelresultaten.

3.6 NABESCHOUWING

Met het probleem dat onderzoeksresultaten (zoals die met betrekking tot de ecologische gevolgen van ammoniakdepositie) soms niet goed aansluiten op de beleidsvraag zullen beleidsmakers bij de onderbouwing van brongericht beleid rekening moeten houden. Volgens de werkgroep zijn de inzichten over ecologische gevolgen van ammoniakdepositie voldoende eenduidig om een brongericht beleid (zoals het hanteren van een kritisch belastingsniveau voor ecosystemen) te kunnen beargumenteren. De slechte aanwijsbaarheid van de directe relatie met bosvitaliteit zal niettemin niet ten goede komen aan het draagvlak. Dit vraagt eerder om specifiek communicatiebeleid dan om aanvullend wetenschappelijk onderzoek.

Veel van de problemen bij gegevensinterpretatie komen voort uit de noodzaak toestandbeschrijvingen te simplificeren om ze algemeen toepasbaar te maken. Dit speelt bijvoorbeeld een rol bij de regionale afbakening van bemestingsadviezen en de afbakening van ruimtelijke eenheden van stoftransport tussen emitterende en ontvangende systemen. De complexiteit van de systemen staat op gespannen voet met simplificaties, terwijl het in overeenstemming brengen van nutriëntencycli met landbouwkundige en ecologische doelstellingen nu juist om precisie vraagt.

Wanneer landbouwsystemen de grenzen van de mogelijkheden hebben bereikt om nutriëntenemissies te reduceren en de emissieniveaus zijn nog steeds zodanig dat er een kans bestaat op nadelige effecten, is nauwkeurige informatie nodig over de mogelijkheid om goed functionerende ecosystemen te creëren. Hierbij zou regionaal stofstro-

menonderzoek het mogelijk moeten maken gevoelige en minder gevoelige situaties te onderscheiden en zou afstand genomen moeten worden van algemeen geldende relaties. Het is hierbij van belang om aandacht te besteden aan 'niet-lineaire interacties'. Niet-lineaire processen zijn veelal moeilijk te voorspellen. Daarom ligt het voor de hand om stapsgewijs toe te werken naar overeenstemming tussen agrosystemen en hiermee door nutriëntenstromen gerelateerde ecosystemen en niet volledig en uitsluitend van een van tevoren vastgestelde blauwdruk uit te gaan. Dit houdt in dat de gevolgen van aanpassingen in nutriëntenmanagement bij de bron na een geschikte periode geëvalueerd worden en meewegen in de besluitvorming over hierop volgende maatregelen.

Deze discussie heeft ook betrekking op de landbouwsystemen. Om bemesting 'op het fijnst van de snede' uit te voeren, zal bij de huidige productieniveaus optimaal gebruik gemaakt moeten worden van lokale omstandigheden. Bemestingsadvisering op locatie met een nadruk op de invloed van omgevingsfactoren wordt dan heel belangrijk. Nauwkeurige bemesting zou in belangrijke mate ondersteund kunnen worden door regionale bemestingsadviseurs die meer op de locatie toegespitste adviezen kunnen geven.

3.7 CONCLUSIES

Het is een illusie te veronderstellen dat verbanden tussen emissies van nutriënten uit landbouwsystemen en ecologische responsen als wetenschappelijke feiten kunnen worden aangetoond. Aan de behoefte aan deze mate van zekerheid kan dus niet tegemoet gekomen worden. Wel mag in de discussies uitgegaan worden van redelijke argumentatie en plausibele onderbouwingen. De ultieme onmogelijkheid van wetenschappelijke zekerheid, betekent niet dat betrouwbare wetenschappelijke onderbouwing onmogelijk is.

De beperkte toegankelijkheid van ecologische responsen voor waarneming vraagt om een specifiek informatiemanagement met oog voor geloofwaardigheid en draagvlak. Interdisciplinariteit kan hieraan in belangrijke mate bijdragen. Er dient rekening mee gehouden te worden dat een normaal wetenschappelijk debat over de geldigheid van een theorie bij de buitenstaander al snel overkomt als een teken van slechte onderbouwing.

Onzekerheden over gewasresponsen en ecologische responsen komen deels voort uit onvermijdbare wetenschappelijke problemen bij interpretatie van basisgegevens.

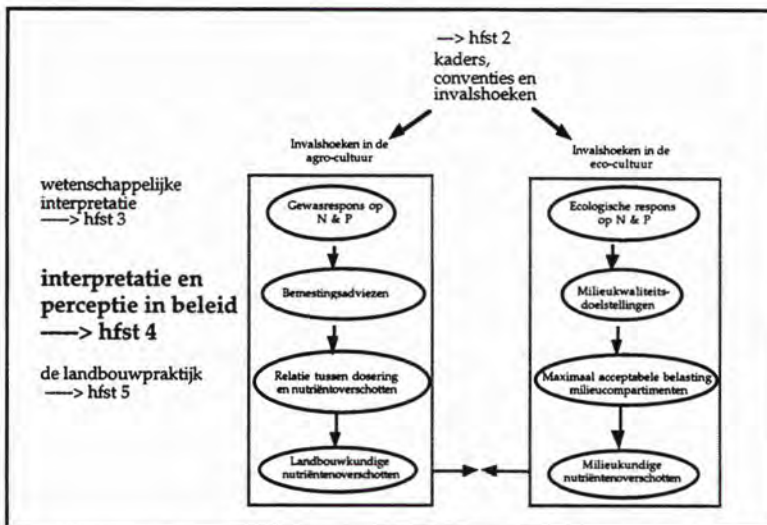
Verbeteringen zijn mogelijk door duidelijker gemotiveerde keuzes bij de modellering van de gewasrespons op nutriënten. Het is onduidelijk of de representativiteit van bemestingsexperimenten verhoogd kan worden. Voor specifieke teelten is hier echter nog winst te behalen. Anderzijds komen onzekerheden voort uit simplificatie ten behoeve van algemeen beleid. Deze kunnen worden verkleind door gebiedsgericht en interactief nutriëntenmanagement en ondersteuning op het bedrijf zelf van de besluitvorming van de boer.

4 OMGAAN MET ONZEKERHEDEN EN NORMSTELLING

EERST REKENEN, DAN MIDDELEN

Dit hoofdstuk gaat in op de vraag in hoeverre de kloof tussen landbouwkundige en milieukundige overschotten wordt veroorzaakt door verschillen in risicoperceptie bij betrokken actoren. Daarbij komt de vraag aan de orde of bij bemestingsadvisering of het vaststellen van milieukwaliteitsdoelstellingen veiligheidshalve marges zijn ingebouwd vanwege onzekerheden. Deze vraag is van belang voor de analyse in dit rapport omdat de normen voor de nutriënten stikstof en fosfaat in grond- en oppervlaktewater kwantitatief van groot belang zijn geweest voor de uitkomsten van de afleiding van verliesnormen in de N- en P-deskstudies (zie ook figuur 10).

Paragraaf 4.1 gaat kort in op het waarde-geladen karakter van normen en op de rationaliteit van veiligheidsmarges. In paragraaf 4.2 wordt ingegaan op bemestingsadvisering; in paragraaf 4.3 en 4.4 wordt de vaststelling van milieukwaliteitsdoelstellingen besproken. In paragraaf 4.5 wordt ingegaan op risicoperceptie.



Figuur 10. Positie van dit hoofdstuk in de methodologische analyse; aangeduid door de vetgedrukte tekst: **interpretatie en perceptie in beleid** ---> hoofdstuk 4.

4.1 VOORBEREIDING; HET WAARDE-GELADEN KARAKTER VAN NORMEN

In hoofdstuk 2 hebben we ‘feitelijke’ en ‘waarde-geladen’ aspecten in de discussie over nutriëntenoverschotten onderscheiden. Normstelling is waarde-geladen (letterlijk normatief); ze zijn gericht op het beïnvloeden van de werkelijkheid, niet op het beschrijven of begrijpen van de werkelijkheid. Wat we bij normstelling ‘doen met de werkelijkheid’ beïnvloedt de afleiding van landbouwkundige en milieukundige nutriëntenoverschotten. Wat risicoperceptie doet met de onzekerheden over de werkelijkheid beïnvloedt de afleiding eveneens.

In het vorige hoofdstuk werd al duidelijk dat theorievorming in de wetenschap niet mogelijk is zonder een zekere mate van onzekerheid te accepteren. Toch kan in fundamenteel onderzoek bij teveel onzekerheid besloten worden geen beslissing te nemen over het al dan niet verwerpen van hypothesen. In toegepast onderzoek is beslist in onzekerheid veel meer een geaccepteerde realiteit. Het is dus geaccepteerd dat de adviesgift in praktijksituaties niet in elke concrete situatie zal overeenstemmen met de bedrijfseconomisch optimale gift; evenzeer is het geaccepteerd dat bij overschrijding van een effectgerichte milieukwaliteitsdoelstelling niet altijd een nadelig effect optreedt. Onzekerheden kunnen wel aanleiding geven tot het hanteren van veiligheidsmarges. Om de kans op een lage opbrengst te verkleinen wordt in de praktijk soms een hogere nutriëntendosering toegepast dan de adviesgift; om de kans op nadelige effecten te verkleinen worden bij normstelling soms ook marges gehanteerd. In de Nota Milieuhygiënische normen 1976 (83) wordt (niet specifiek voor nutriënten) expliciet gesteld:

‘Het is daarom denkbaar dat om veiligheidsredenen in bepaalde gevallen als norm een waarde wordt gekozen, die gelegen is beneden de waarde waarbij effecten beginnen op te treden (bijvoorbeeld zelfs de nulwaarde, hetgeen een uitworpverbod inhoudt).’

Deze wijze van omgaan met onzekerheden is rationeel te verdedigen. Wanneer iemand een trein wil halen en hij weet dat hij hiervoor 13 minuten nodig heeft, zullen velen het logisch vinden als hij hiervoor tenminste 15 minuten uittrekt. Een veiligheidsmarge is dus een heel normaal middel om de onzekerheid te verminderen; onzekerheid over of iets dat ongewenst is, toch gebeurt of dat iets dat wel gewenst is, niet gebeurt. De analyse van het omgaan met onzekerheden kan:

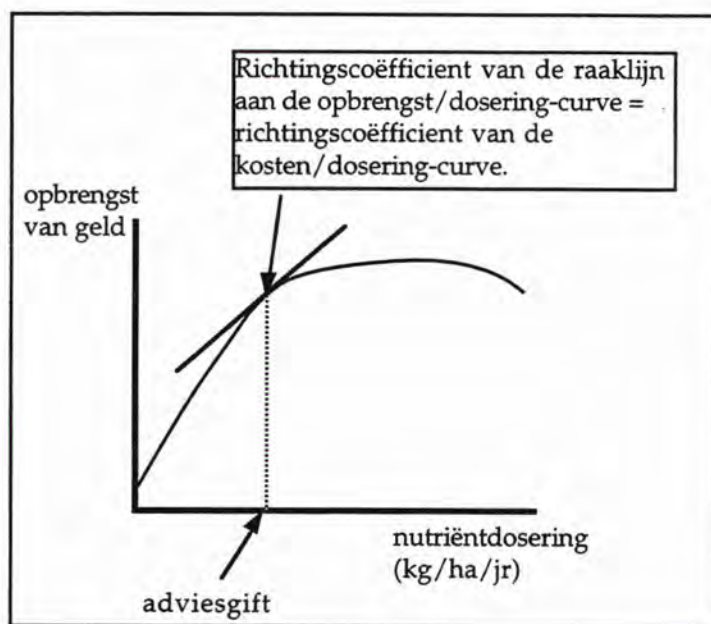
- keuzes bij het omgaan met zekerheden manifest maken, zodat hierover een heroverweging mogelijk wordt;
- het onderscheid tussen norm en het effect waar de norm op slaat verduidelijken.

4.2 OMGAAAN MET ONZEKERHEDEN BIJ BEMESTING

In deze paragraaf wordt eerst ingegaan op bemestingsadviezen; vervolgens wordt kort ingegaan op de bemestingspraktijk (in hoofdstuk 6 wordt uitvoeriger op de praktijk ingegaan, met name op nutriëntenstromen op het hele bedrijf).

Bemestingsadviezen

Gewasgerichte bemestingsadviezen geven de nutriëntendosis weer die het beste bedrijfseconomische resultaat oplevert. Deze dosis wordt de optimale gift genoemd. Bij de afleiding van bemestingsadviezen wordt de optimale gift gelijk gesteld aan het punt waarbij de extra financiële baten door verhoging van de gewasopbrengst nog juist opwegen tegen de extra financiële kosten van de hiermee overeenkomende extra gift (68, 16, 17). De optimale gift ligt daar waar de raaklijn aan de baten-curve dezelfde richtingscoëfficiënt heeft als de kosten-curve (de richtingscoëfficiënt van de kosten-curve is constant (zie figuur 11; de kosten-curve (niet getekend) neemt evenredig toe met de nutriëntendosering¹).



Figuur 11. Methodiek van het bepalen van de adviesgift.

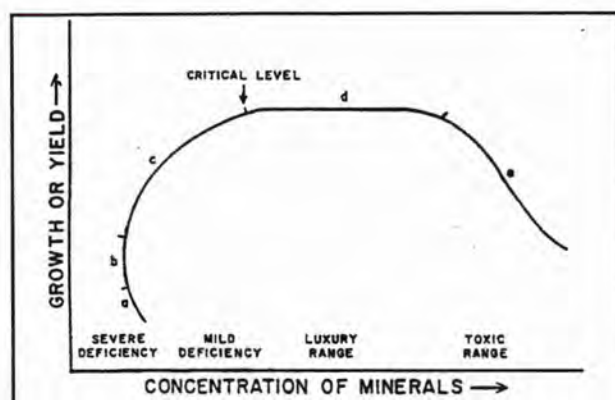
¹ Overigens gaat dit strict genomen niet op voor dierlijke mest in overschot gebieden. Daar vormt aanwending van dierlijke mest op land niet een kostenpost op de financiële balans, maar per saldo meestal juist een besparing op kosten doordat op de afzet buiten het bedrijf bespaard kan worden.

De onzekerheden

Aan de afleiding van bemestingsadviezen ligt de aanname ten grondslag dat de waarnemingen in bemestingsexperimenten voldoende representatief zijn voor de situaties waarin de adviezen worden toegepast om een zinvolle aanwijzing te geven voor de gift. Hierbij zijn twee fouten mogelijk:

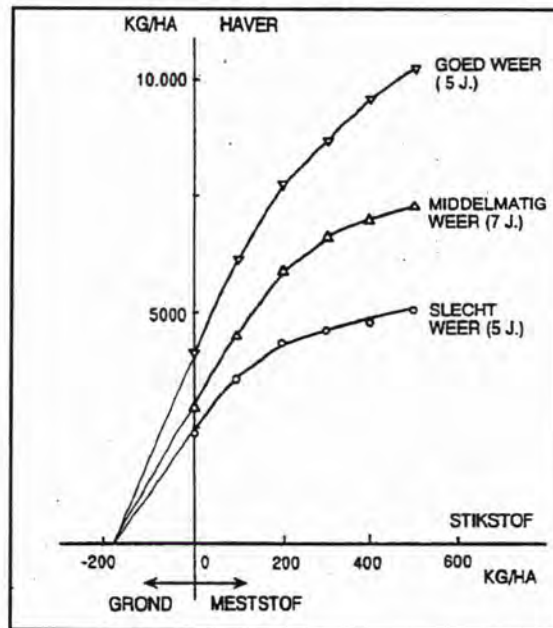
- De bedrijfseconomisch optimale gift wordt te hoog ingeschat: een deel van de toegevoegde meststof leidt niet tot een meeropbrengst van gewassen die financieel opweegt tegen de kosten van de bemesting of een deel leidt tot gewasschade.
- De gift wordt te laag ingeschat: meer bemesting had geresulteerd in een meeropbrengst van gewassen die meer financiële baten oplevert dan de kosten van de extra bemesting.

De onzekerheden over de economisch optimale gift komen voort uit onzekerheden van de gewasrespons op nutriënten. De gewasrespons varieert doordat er veel variabele omstandigheden zijn die de groei van een gewas beïnvloeden (zie ook hoofdstuk 3). Figuur 12 geeft een voorbeeld van nutriënt-opbrengst-curve (84). Trajecten a tot en met c zijn risicogebieden voor de opbrengst, evenals traject e, waarin toxische effecten optreden. Figuur 13 geeft een voorbeeld van de mogelijke variatie bij verschillende weersomstandigheden. Bij goed weer zal een veel hogere gift van stikstof zich terugbetalen in opbrengst dan bij slecht weer.



Figuur 12. Schematische weergave van de relatie tussen nutriëntopname en droge stofontwikkeling². Uit (84).

² De weergave van traject a in figuur 14 als een deel van de gehele curve die "naar binnenloopt" berust op een fout in de gegevensverwerking door de auteurs. In een a-selecte proefopzet kan geen onderscheid gemaakt worden tussen verschillende metingen bij dezelfde onafhankelijke variabele (traject a en de onderkant van traject c).



Figuur 13. De gewasrespons van haver op stikstof bij verschillende weertypes, overgenomen uit (85).

In het algemeen worden gewasgerichte adviesgiften zonder meer gelijkgesteld aan de economisch optimale dosering. Er is geen sprake van expliciet toegepaste uniforme veiligheidsmarges in de adviezen. Wel wordt de adviesgift algemeen afgerond naar eenheden van 5 kg stikstof of fosfaat per hectare, omdat nauwkeurigere bepalingen gezien de praktijk niet zinvol wordt geacht. In enkele gevallen leidt de aanzienlijk stapgrootte in de experimentele nutriëntendosering in een bemestingsexperiment (niet te verwarren met de genoemde afronding van 5 kg) tot significante marges in de advisering. Om meer te weten over het omgaan met onzekerheden zal dus preciezer gekeken moeten worden naar afzonderlijke adviezen.

In de bemestingsadvisering wordt geen rekening gehouden met variatie van niet beheersbare omstandigheden zoals neerslag en instraling van licht. In enkele gevallen blijken gegevens uit bemestingsexperimenten buiten de bepaling van een bemestingsadvies gehouden te zijn vanwege uitzonderlijke omstandigheden. In bemestingsexperimenten van Ris en van Luit was de gewasrespons van aardappel op fosfaat zwak. Bij de uiteindelijke onderbouwing van het fosfaatbemestingsadvies voor de akkerbouw werd met deze proeven geen rekening gehouden op grond van een grove risicoanalyse. Het advies dat gegeven werd, moest voldoende zekerheid bieden voor de gebruiker (85). Gebruikelijker is het om zwakke gewasresponsen wel mee te nemen omdat nadelige groei-omstandigheden zich in de praktijk ook kunnen voordoen (64).

Bovengenoemde 'veiligheidsoverwegingen' zijn moeilijk aan te duiden en op te speuren. Dit komt mede door de lange voorgeschiedenis van veel bemestingsadviezen; discussies tussen experts die tot bijstellingen hebben geleid zijn niet altijd te vinden. Een voorbeeld hiervan is de totstandkoming van het fosfaatbemestingsadvies voor grasland (70)³.

Het is aan te bevelen om bij de verwerking van gewasresponsen tot een bemestingsadvies de spreiding en de variatie in omstandigheden zoveel mogelijk in berekeningen mee te nemen en pas in een laat stadium van gegevensverwerking tot uniformering en middeling over te gaan.

Risicomijdende bemesting bij verschillende teelten

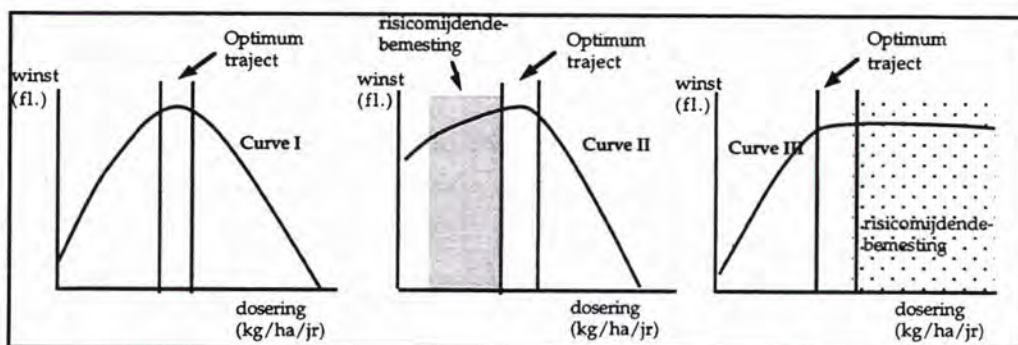
In de landbouwpraktijk komt overdosering ten opzichte van de adviesgift vrij algemeen voor. Als de afzet van dierlijke mest niet het motief is, wordt overdosering meestal toegepast om risico's van opbrengstderving te vermijden, zie kader 4).

Kader 4) Wat is risicomijdende bemesting?

In het algemeen wordt onder risicomijdende bemesting verstaan het toedienen van een hogere nutriëntendosering dan de geadviseerde economisch optimale gift. Het toedienen van een lagere gift dan de adviesgift wordt vaak aangeduid als sub-optimale bemesting ervan uitgaande dat de lagere gift een economisch niet-optimale verhouding van kosten en baten oplevert. Onder risicomijdende bemesting wordt in deze paragraaf verstaan het anticiperen op onzekerheden over de gewasrespons door af te wijken van de adviesgift. De afwijking kan neerkomen op het toedienen van een hogere, maar ook op het toedienen van een lagere dosering ten opzichte van de adviesgift. Bij deze hantering van het begrip wordt er steeds van uitgegaan dat risico-bemesting het vergroten van de kans op een economisch optimale combinatie van opbrengst en kosten als doel heeft.

Risicomijdende bemesting door overdosering ten opzichte van de adviesgift biedt echter niet altijd de grootste kans op een economisch optimale situatie. Het is afhankelijk van het verloop van de nutriëntendosering-winst-curve welke correctie ten opzichte van de adviesgift logisch is in geval van onzekerheden over de gewasrespons. Dit wordt toegelicht aan de hand van figuur 14.

³ In 1996 is het fosfaatbemestingsadvies voor grasland overigens voor het laatst bijgesteld, hetgeen met name van invloed is op bedrijven waar vee beperkt wordt geweid. De wijziging houdt in dat de fosfaatonttrekking in de tweede en volgende grassnedes preciezer wordt gecompenseerd. De grondslag blijft een economisch optimale gewasproductie (86).



Figuur 14. Schematische weergave van de winst bij verschillende nutriëntdoses. Het witte vak geeft de optimale gift weer voor alle curves. Curve II geeft de winst als functie van de dosering weer bij een extensieve teelt, curve III geeft de winst weer in teelt waarbij de kosten van bemesting verwaarloosbaar zijn ten opzichte van de opbrengst (dit kan zijn een kapitaalintensieve teelt of een situatie waarin mest gratis kan worden toegepast); en curve I geeft een situatie weer waarbij de winst gelijk verloopt boven en onder het optimum.

Curve I

Voor het bedrijfsresultaat bij curve I is overbemesting evenzeer sub-optimaal als onderbemesting. Risico-bemesting is hiervoor dus altijd contra-productief. Een dergelijke curve zal benaderd worden in de teelten waarbij:

- de kosten van bemesting significant en in evenwicht zijn met de baten van opbrengst;
- hoge nutriëntengiften schadelijke effecten hebben op de opbrengst en dus de winst omlaagbrengen.

Beweid gras kan curve I benaderen. Door een hoge stikstofgift bij beweiding kan de zodekwaliteit achteruitgaan. Er is geen consensus over de vraag of de adviesgift van beweid gras verder verlaagd moet worden. Recentelijk wordt meer gepleit voor een stikstofgift van maximaal 250 kg N/ha/jr op beweid gras; de totale gift bij opvolging van de huidige adviezen (advies per snede) kan afhankelijk van het aantal snedes oplopen tot boven de 400 kg N/ha/jr. Vanwege schadelijke effecten wordt echter geadviseerd geen giften hoger dan 400 kg N/ha/jr toe te dienen⁴. Neeteson (89) gaf voor een aantal akkerbouwgewassen, waaronder aardappel, aan dat hoge stikstofgiften de kwaliteit van het product en zelfs de opbrengst nadelig kunnen beïnvloeden.

⁴ Het advies voor de stikstofgift op grasland is in 1993 verfijnd door het stikstofleverend vermogen en de verwachting met betrekking tot de vochtvoorziening in beschouwing te nemen (87). Uit een IKC-enquête onder melkveehouders blijkt dat het advies voor stikstofbemesting door vrij veel boeren wordt opgevolgd (49% in grote lijnen en 37% nauwgezet). De verfijning wordt echter slechts door naar schatting 11% van de boeren toegepast (88).

Curve II

Voor curve II houdt risicomijdende bemesting in dat iets onder het traject van de economisch optimale gift bemest wordt. Immers de winst neemt bij overbemesting sneller af dan bij sub-optimale bemesting. Vanuit economisch oogpunt zou dus een adviesgift te verwachten zijn waarbij de berekende economisch optimale gift verminderd wordt met een marge. Dit komt echter niet voor.

Een dergelijke curve ontstaat wanneer aan de voorwaarden bij curve I wordt voldaan en wanneer de opbrengst bij lage giften niet sterk terugloopt. Teelten waarbij veiligheidshalve een vermindering op de nutriëntendosering toegepast zou kunnen worden is de teelt van suikerbiet die bestemd is voor de productie van suikers; bij een te hoge stikstofbemesting daalt het suikergehalte en de winbaarheid van suiker in de suikerbiet. Een dergelijke situatie doet zich ook voor bij de teelt van bierbrouwersgerst.

Curve III

Curve III geeft een respons weer die typisch is voor kapitaalintensieve teelten. De kosten/baten verdeling van kapitaalsintensieve teelten is extreem scheef verdeeld rond het optimum: aan de hoge dosis-kant van het optimum neemt de winst (kosten-baten) niet noemenswaardig af totdat de gewaskwaliteit schade ondervindt. Aan de lage dosis-kant kan de winst-curve snel afnemen doordat de marktprijs sterk kan terugvallen bij een lagere productkwaliteit. Te verwachten is dat een zekerheidsmarge wordt opgeteld bij de adviesgift. Deze marge ontstaat doordat bij kapitaalintensieve teelten de kosten van bemesting niet in beschouwing worden genomen bij de afleiding van de adviesgift (90, 91, 92). Daardoor is de bedrijfseconomisch optimale gift praktisch gelijk aan de maximaal haalbare opbrengst. Overigens tellen de kosten van bemesting ook niet mee bij toepassing van dierlijke mest in overschotgebieden. Aanwending van mest is hier veelal kostenbesparend. Er is hier echter geen sprake van risicomijdende bemesting omdat onzekerheden over de opbrengst praktisch geen rol spelen bij de dosering; giften kunnen zo hoog zijn dat gewasschade (op grasland) op de koop toe genomen wordt.

Tabel 4 illustreert dit voor broccoli. De adviesgift van stikstof werd bepaald uit acht experimenten (92). Per experiment werd de optimale gift vastgesteld. De gegeneraliseerde adviesgift werd afgestemd op het hoogste optimum 260 kg N/ha/jr (hierbij is de nalevering vanuit de bodem van circa 60 kg opgeteld). Het gemiddelde van de op-

tima van alle experimenten bedraagt 169 kg N/ha/jr. Deze berekeningsgrondslag drijft de adviesgift sterk op en levert een aanzienlijke marge op voor gemiddelde omstandigheden (tenminste als aangenomen wordt dat het gemiddelde van de acht experimenten deze benadert). Overigens wordt in veel andere bemestingsadviezen voor de volle gronds groenteteelt wel uitgegaan van het gemiddelde van in afzonderlijke experimenten bepaalde optimale doseringen.

Tabel 4. Berekende optimale stikstofgift voor broccoli per proef (kg N/ha jr), exclusief aanlevering vanuit de bodem (overgenomen uit 92).

Proef	Breedwerpig	Rijenbemesting
1	180	62
2	147	149
3	144	148
4	103	90
5	130	145
6	144	163
7	204	200
8	237	208

De bemestingspraktijk

Door het grote aantal factoren dat de groei van een gewas kan beperken, is er een reële kans op opbrengstreducties door andere factoren dan sub-optimale bemesting. Factoren zoals weersomstandigheden kunnen immers niet beheerst worden, het voorkomen van ziektes en plagen en een onvoordelige vochtvoorziening kunnen maar ten dele beheerst worden. In vergelijking met deze factoren is de te verwachten invloed op de opbrengst van met name sub-optimale fosfaatbemesting waarschijnlijk niet groot. Dit zou tot de conclusie kunnen leiden dat een wat bredere kijk op de rol van bemesting gewenst is. Hier is echter betrekkelijk weinig aandacht voor omdat het feit dat een aantal invloedrijke factoren niet manipuleerbaar zijn, kennelijk geen reden is om minder belang te hechten aan de optimalisatie van factoren die wel gemanipuleerd kunnen worden.

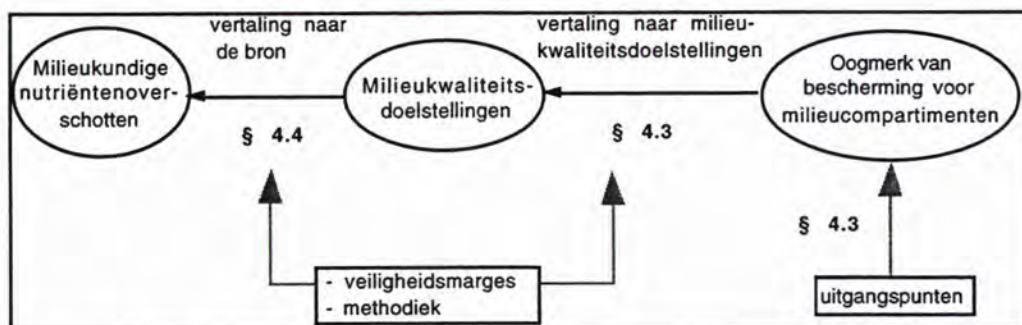
Voor akkerbouwland op zand-, dal- en veengronden zijn bodemgerichte advieswaarden voor de fosfaattoestand gebaseerd op Pw-getal 30 mg P₂O₅ per liter, voor zeeklei op 25 mg P₂O₅ per liter. Deze waarden worden streefgetallen genoemd. Wat vergeten wordt bij deze waarden is dat zij gericht zijn op intensieve bouwplannen; dat wil zeggen dat de hakvruchten en suikerbieten sterk vertegenwoordigd zijn. De streefgetallen zijn niet ingesteld op extensieve bouwplannen en zeker niet voor de graanteelt zonder vruchtwisseling. Toch worden ze in de praktijk ook voor de laatstgenoemde situatie gebruikt. Een overdosering van fosfaat wordt in de praktijk ook niet zo snel

als ‘verloren’ beschouwd, omdat ervan uitgegaan wordt dat een verhoging van de fosfaatvoorraad zich later terugbetaalt. De voorstelling in de landbouwvoorlichting van fosfaat in de bodem als een pot met geld waaruit mits regelmatig aangevuld in de toekomst geput kan worden, getuigt hiervan.

4.3 OMGAAN MET ONZEKERHEDEN BIJ DE VASTSTELLING VAN MILIEUKWALITEITSDOELSTELLINGEN

Inleiding

Bij de bepaling van milieukundige nutriëntenoverschotten vallen twee stappen te onderscheiden: 1) vaststelling van milieukwaliteitsdoelstellingen en 2) vertaling van milieukwaliteitsdoelstellingen naar milieukundige nutriëntenoverschotten. In deze paragraaf wordt ingegaan op veiligheids- of onzekerheidsmarges bij de eerste stap, vaststelling milieukwaliteitsdoelstellingen⁵. In paragraaf 4.4 wordt ingegaan op de vertaling van milieukwaliteitsdoelstellingen naar milieukundige nutriëntenoverschotten. Figuur 15 geeft de twee aspecten van normstelling weer en de verdeling van deze aspecten over deze paragraaf en paragraaf 4.4.



Figuur 15. De vertaling van een gewenste situatie in het milieu naar de landbouw als bron en de indeling van de aspecten van normstelling in paragraaf 4.3 en paragraaf 4.4.

Zoals in de inleiding van dit hoofdstuk is aangegeven (en door figuur 10 werd geïllustreerd), is het motief van deze analyse het kwantitatieve belang van normen voor de schatting van milieukundige nutriëntenoverschotten. De vertaling van milieukwaliteitsdoelstellingen naar milieukundige nutriëntenoverschotten is uitgevoerd

⁵ In de Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen Bodem en Water (MILBOWA) wordt de term milieukwaliteitsdoelstelling gehanteerd (41); In het project Integrale Normstelling Stoffen (INS) wordt conform het Nederlands MilieubeleidsPlan 3 over milieukwaliteitsnormen gesproken.

in de N & P-deskstudies. Feitelijk is het bieden van een aanknopingspunt voor brongericht beleid ook één van de twee functies van milieukwaliteitsdoelstellingen⁶.

De discussie over bemestingsadvisering, eerder in dit hoofdstuk, is uitsluitend gericht op getalsmatige marges tussen de kritische waarde (optimale nutriëntendosering) en norm (bemestingsadvies). In deze paragraaf zullen zowel de getalsmatige als de niet-getalsmatige veiligheidsmarges worden beschouwd. Niet-getalsmatige marges kunnen impliciet zijn ingebracht door de gevolgde benaderingswijze bij normstelling en de afbakening van het geldigheidsgebied. In deze paragraaf wordt achtereenvolgens ingegaan op:

- het stelsel van milieukwaliteitsdoelstellingen als geheel;
- milieukwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater en
- milieukwaliteitsdoelstelling voor grondwater.

Tenslotte worden de bevindingen van de werkgroep samengevat.

Eén normstelsel, verschillende uitgangspunten en overwegingen

In tabel 5 zijn milieukwaliteitsdoelstellingen weergegeven die van belang zijn bij de afleiding van milieukundige fosfaat- en stikstofoverschotten.

Tabel 5. Overzicht van grens- en streefwaarden voor nutriënten in grondwater en zoet oppervlaktewater, alle waarden in mg/l (naar 9).

Parameter ³⁾	Oppervlaktewater		Grondwater		
	grenswaarde ¹ <i>zoet opp. water</i>	streefwaarde ²	grenswaarde	streefwaarde ² <i>zand</i>	<i>klei veen</i>
Nitraat	-	-	11,3	5,6	5,6
Totaal Stikstof	2,2	1	-	-	-
Fosfaat	0,15	0,05	-	0,4	3

- 1) Grenswaarden geven een kwaliteitsniveau aan dat niet mag worden overschreden en fungeren veelal als tussentijdse doelstelling.
- 2) Streefwaarden geven het uiteindelijk te bereiken kwaliteitsniveau aan en kunnen dus worden beschouwd als een einddoel.
- 3) Niet weergegeven zijn de doelstellingen voor ammonium.

Aan de in tabel 5 opgenomen milieukwaliteitsdoelstellingen liggen verschillende uitgangspunten ten grondslag:

⁶ In het Indicatief MeerjarenPlan-Milieu (40) wordt de taakstellingsfunctie en de maatlatfunctie van milieukwaliteitsdoelstellingen onderscheiden. De taakstellingsfunctie bestaat uit het aangeven van het niveau tot waar emissies teruggebracht moeten worden met het oog op de bescherming van het milieu. De maatlatfunctie bestaat vooral uit het vormen van een beeld van trends in de milieukwaliteit en de invloed van beleid hierop. De maatlatfunctie komt bijvoorbeeld naar voren in de jaarlijkse Milieubalansen van het RIVM.

- De kwaliteitsdoelstellingen voor nitraat en fosfaat voor oppervlaktewater zijn gericht op het voorkomen van door algenbloei gedomineerde situatie in meren en plassen.
- De grenswaarde van 50 mg/l voor nitraat in grondwater geldt als maatstaf voor de bescherming van de drinkwaterfunctie van grondwater (EU-drinkwaterrichtlijn). De WHO⁷ (93) heeft deze kwaliteitsnorm voor drinkwater geadviseerd ter voorkoming van nadelige gezondheidseffecten van nitraat in drinkwater.
- De streefwaarde voor nitraat in grondwater dient de geschiktheid van grondwater voor drinkwatervoorziening op de lange termijn te waarborgen.
- De streefwaarden voor fosfaat in grondwater zijn afgestemd op het 'normale' traject van gehalten in het landelijk gebied (94).

Uit de opsomming blijkt dat de normstelling deels gericht is op het tegengaan van effecten of processen en deels uitgaat van het handhaven van achtergrondgehalten. Door Willems en Fraters (9) worden deze verschillen in onderbouwing tussen de normen voor grond- en oppervlaktewater toegeschreven aan het feit dat de doelstellingen onafhankelijk en door verschillende instanties zijn opgesteld. Een algemene discussie over het preventieve karakter van normstelling voor nutriënten is dan ook niet zinvol omdat er geen uniforme werkwijze is geweest bij de onderbouwing en dus ook niet bij het toepassen van veiligheidsmarges. De analyse van veiligheidsmarges zal dus per milieucompartiment of voor elke norm met zijn afzonderlijke uitgangspunten moeten plaatsvinden. Een tweede consequentie is dat veiligheidsmarges bij normstelling niet alleen afgeleid kunnen worden van getalsmatige marges tussen normen en kritische waarden voor een te vermijden effect of voor een gewenste situatie. Keuzes bij de onderbouwing van normen zoals uitgaan van achtergrondgehalten (hierbij gelden 'normale gehalten' als maatstaf die nog min of meer overeenkomen met de natuurlijke kwaliteit⁸) of van dosis-effect- waarnemingen zijn van veel groter belang.

⁷ De World Health Organisation. Dit is een internationaal platform dat adviseert over de kwaliteit van onder andere voeding.

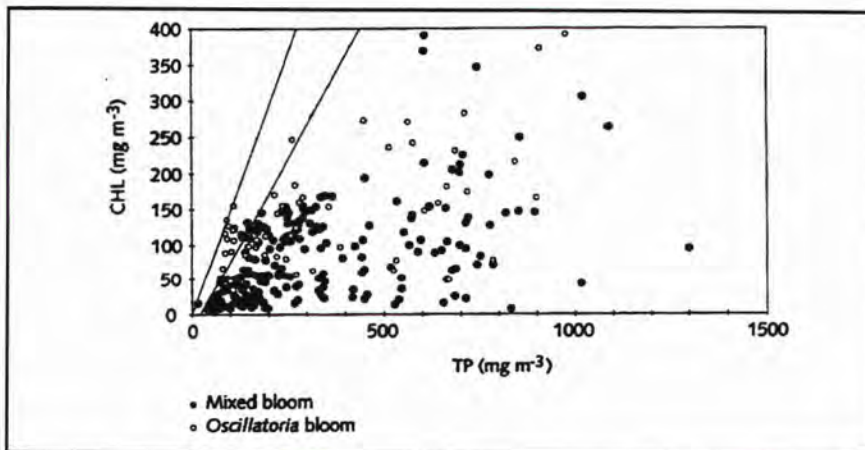
⁸ In het algemeen kan niet gesteld worden dat de achtergrondgehalten in compartimenten overeenkomen met natuurlijke gehalten. Voor een compartiment zoals grondwater, wordt de kwaliteit echter nog sterk bepaald door de natuurlijke kwaliteit (met name voor niet mobiele stoffen en bij meting op grotere dieptes). Het blijft echter altijd de vraag of de concentraties in grondwater op grotere diepte of gehalten in de bodem op grotere diepte werkelijk representatief zijn voor natuurlijke concentraties op geringe diepte.

Normstelling van totaal-fosfaat en totaal-stikstof in oppervlaktewater

Verrijking met nutriënten leidt in meren en plassen na een overgangsfase van uitbundige groei van hogere waterplanten die op de waterbodem groeien, tot een vrijwel volledige dominantie van fytoplankton (algen en/of blauwwieren). In verschillende enquêtes onder waterbeheerders (de zogenoemde eutrofiëringsenquêtes) werd de relatie tussen de nutriëntenbelasting en verschillende effectparameters gekwantificeerd (14, 15, 95), volgens:

P-belasting \rightarrow fosfaat concentratie \rightarrow chlorofyll *a* concentratie \rightarrow troebelheid

Bij normstelling werd de omgekeerde weg gevolgd. Vanuit de grenswaarde voor helderheid (doorzicht 0,4 m)⁹ werd een corresponderende chlorofyl *a* concentratie bepaald van 100 µg/l (voor een toelichting op de begrippen wordt verwezen naar kader 5). Vervolgens werd uit de metingen van de CUWVO eutrofiëringsenquêtes (14, 95) de daarbij horende totaal-fosfaatconcentratie berekend (figuur 16), die reeds eerder in een andere context bepaald was.



Figuur 16. Chlorofyl *a* en totaal fosfor (TP) concentratie voor 284 'meerjaren' in Nederland, zomergemiddelde waarden (april - september 1980-1988), (15). De lijnen in de figuur worden toegelicht in de tekst.

In deze figuur (een combinatie van twee eutrofiëringsenquêtes, en correcties daarop; 15) zien we twee lijnen, die de linkerbovenkant van een bepaalde puntenwolk begrenzen. Links en boven de lijnen is er te weinig fosfor aanwezig om groei van bepaalde soorten fytoplankton te bewerkstelligen (zie kader 5). Rechts en onder de lijn is fosfor

⁹ Feitelijk is het criterium van 0,4 m doorzicht geen op zichzelf staand doel. Deze mate van helderheid wordt echter gezien als een voorwaarde om een (enigszins) aantrekkelijk ecosysteem te kunnen realiseren dat aan normale recreatieve functies en ecologische functies voldoet.

niet de beperkende factor voor de groei van fytoplankton, maar is dat de stikstofconcentratie of is de gemiddelde lichtintensiteit onder water (mede door zelfbeschaduwing) limiterend. Ook kan, onder bepaalde omstandigheden (mesotroof, zwak eutroof water) een sterke begrazing door watervlooien of mosselen zorgen voor relatief lage algendichtheden bij een bepaald fosfaatgehalte. *Op de lijn is fosfor de groeibepalende factor.* De 'rechter' lijn indiceert meren waarin groenwieren de dominante algensoorten zijn (95). In de volgende enquête werd meer aandacht besteed aan meren met blauwwierdominantie. Blauwwieren (cyanobacteriën) zijn prokaryoot, en kunnen efficiënter omgaan met licht en fosfor dan eukaryote algen. Dat resulteerde in de 'linker' lijn (14).

Kader 5) Begrippenverklaring

Chlorofyl a: een karakteristiek plantenpigment dat een sleutelrol speelt bij de fotosynthese; de waarde ervan wordt gebruikt om een schatting te maken van de hoeveelheid algen, bij gebrek aan een betere massabepaling.

Fytoplankton: verzamelnaam voor plantaardige eencellige organismen (waartoe ook algen behoren) die zwevend in het water voorkomen.

Groenwieren en blauwwieren: aanduidingen voor specifieke soorten algen.

Zoöplankton: verzamelnaam voor dierlijke organismen (zoals watervlooien) die zwevend in het water voorkomen.

Submers: letterlijk ondergedoken; submerse waterplanten zijn waterplanten die op grotere diepte in het water leven en in de bodem wortelen.

Het geldigheidsgebied

De normstelling voor nutriënten gaat uit van een gewenste helderheid van het water: 0.4 m doorzicht voor de korte termijn en 1.0 m voor de langere termijn. De grenswaarde (doelstelling korte termijn) voor totaal-fosfaat is vastgesteld op 0,15 mg P/l, geldend voor het zomergemiddelde van eutrofiëringsgevoelige stagnante wateren (96). De 'linker' lijn uit figuur 4.3 leidde tot een zomergemiddelde streefwaarde (doelstelling langere termijn) voor eutrofiëringsgevoelige stagnante wateren van 0,07 mg P/l (97). In de Derde Nota Waterhuishouding (98), werd een jaargemiddelde grenswaarde voor alle wateren van 0,15 mg P/l vastgesteld. Deze waarde is door de Internationale Rijncommissie overgenomen. In de Vierde Nota Waterhuishouding (97) werd de grenswaarde (van totaal-fosfaat) voor eutrofiëringsgevoelige stagnante wateren (nu MTR, Maximaal Toegestaan Risico genoemd) richtinggevend voor andere wateren (overigens zonder uitspraak over zomergemiddelde of jaargemiddelde). Voor de totaal-stikstof concentratie is uit de CUWVO enquêtes een waarde afgeleid van 2,2 mg N/l, eveneens voor het zomergemiddelde van eutrofiëringsgevoelige stagnante wateren. Deze werd als grenswaarde vastgesteld voor het betrokken watertype, maar nooit als grenswaarde overgenomen voor andere watertypen (98). De Vierde

Nota Waterhuishouding vindt deze grenswaarde wel richtinggevend voor andere wateren. Voor totaal-stikstof wordt in de Vierde Nota een streefwaarde van 1,0 mg N/l voorgesteld voor eutrofiëringsgevoelige wateren.

Voor andere watertypen zoals bijvoorbeeld sloten en stromende wateren kunnen vanwege hun intrinsieke eigenschappen andere waarden gelden (99). Dit leidt tot de vraag of de taakstelling voor landbouwbedrijven gedifferentieerd kan worden, afhankelijk van de voorkomende watertypen in de omgeving van landbouwbedrijven. Het Ministerie van VROM heeft RIVM gevraagd om in samenwerking met Rijks Waterstaat (RWS) en DLO instituten te gaan werken aan typegerichte normstelling, daarbij rekening houdend met gebiedseigenschappen (natuurlijke achtergrond) en aandacht voor het afwentelingsprincipe. Dat laatste houdt in dat eventuele 'verruiming' van de normen niet mag leiden tot potentiële belasting van kwetsbare benedenstroomse gebieden ('blauwe knopen principe'). Het is ook niet zo dat altijd sprake kan zijn van een verruiming. Roelofs (100) wijst er bijvoorbeeld op dat voor bescherming van oligotrofe milieus veel lagere fosfaatgehalten dan 0,15 mg P/l vereist zijn (te weten: maximaal 0,015 mg P/l). Een eventuele op watertypes gebaseerde differentiatie bevindt zich dus in het algemeen in het oligotrofe en eutrofe traject.

Relatie met systeemgerichte normstelling

Van oudsher is waterbeheer primair gebaseerd op een watersysteembenadering. Volgens deze benadering kan de toestand en de ontwikkeling van een oppervlaktewaterstelsel het beste beschreven, beoordeeld en voorspeld worden door diverse biotische en abiotische factoren per systeem in onderlinge samenhang in beschouwing te nemen. De stofgerichte normstelling licht als het ware een factor uit dit geheel, in de veronderstelling dat dit een dominante factor is. Het overheersende effect van fosfaat- en stikstofbelasting (onder andere door lozing vanuit rioolwaterzuiveringsinstallaties en emissies vanuit de landbouw, zie ook de discussie over dominante benaderingen in de ecologie in hoofdstuk 2) lijkt een strict stofgerichte benadering te rechtvaardigen, zeker als het gaat om het tegengaan van excessieve algenbloei. Door de discussie over de verfijning van het geldigheidsgebied door normen af te leiden voor meer watertypes worden de verschillende benaderingen meer in evenwicht gebracht. Voor toekomstig nutriëntenbeheer kan -als de invloed van fosfaat- en stikstofbelasting minder dominant worden ten opzichte van andere beïnvloedende factoren- nog meer nadruk op de watersysteembenadering gewenst zijn om voldoende ruimtelijke nuances in beschouwing te kunnen nemen. Daarbij dient de samenhang van N en P met andere factoren weer aan de orde te komen.

Milieukwaliteitsdoelstellingen voor grondwater

De streef- en grenswaarden voor fosfaat

De streefwaarden voor fosfaat in grondwater zijn afgestemd op trajecten van 'normale gehalten' in grondwater onder niet duidelijk belaste gebieden (bepaald in het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit van het RIVM (101)). Met de vaststelling van streefwaarden¹⁰ voor bodem en grondwater werd het begrip 'goede bodemkwaliteit' getalsmatig ingevuld (94). De veronderstelling die aan deze benadering ten grondslag ligt, is dat niet duidelijk belaste bodems al hun ecologische functies en functies voor menselijk gebruik nog bezitten (multifunctionaliteit). Het behoud van de multifunctionaliteit van de bodem is het vertrekpunt geweest voor de beoordeling van menselijke activiteiten in het kader van de Wet bodembescherming.

Achtergrondgehalten hadden in 1986 de voorkeur als basis voor normstelling voor bodem en grondwaterkwaliteit boven een effectgeoriënteerde benadering. Een motief voor deze keuze was de onzekerheden die gepaard gaan met de bepaling van ecologische en humane risico's voor stoffen in bodem en grondwater (94)¹¹. De strategie was: normeren op basis van gehalten in niet overmatig belaste gebieden tenzij op grond van effecten duidelijk is dat een andere waarde moet worden gekozen. De TCB wees er in het advies Bodemkwaliteit (102) op dat waarden lager kunnen zijn dan later uit oogpunt van effecten noodzakelijk blijkt te zijn, maar ook dat de waarden hoger kunnen zijn dan de uiteindelijk op effecten gebaseerde waarden. Met name voor nutriënten vroeg de TCB zich af of in grondwater gemeten concentraties onder landbouwgebieden kunnen worden beschouwd als norm voor 'niet duidelijk belaste situaties'.

Andere overwegingen die een rol hebben gespeeld bij de normstelling zijn:

- 1) Afstemming van normen voor grondwater op de gewenste kwaliteit in aanpalende milieucompartimenten.
- 2) Het voorkomen van opvulling van natuurlijke buffers in de bodem die grondwatervervoorkomens beschermen (gebaseerd op het 'stand still'-beginsel).

¹⁰ De oorspronkelijke aanduiding was referentiewaarde; hiervoor is de streefwaarde in de plaats gekomen.

¹¹ Dit argument is vooral van belang geweest voor de normstelling voor zware metalen. Voor zware metalen is overwogen om een effectgeoriënteerde onderbouwing toe te passen (de zogenoemde risicobenadering); daarom is uitvoerig over de gewenste grondslag gediscussieerd. Het is niet expliciet aangegeven of dit motief specifiek voor fosfaat en stikstof gold, maar duidelijk is wel dat fosfaat en stikstof niet eenvoudig ondergebracht konden worden in de op ecologische toxiciteitstoetsen gebaseerde risicobenadering.

- 3) Het handhaven van de bestaande (hoge) kwaliteit van grondwater vanwege het strategische belang voor mens en milieu en de intrinsieke waarde (103).

De streef- en grenswaarde voor nitraat

Uitgangspunten en overwegingen

De streefwaarde voor nitraat is afgestemd op de EU-drinkwaterrichtlijn en niet op achtergrondwaarden zoals bij fosfaat. Dit houdt een verruiming in. De achtergrondconcentraties die door RIVM tijdens de discussie over de normstelling voor grondwater werden gerapporteerd (101), waren in alle gevallen lager dan de norm van 25 mg nitraat/l. Voor zandgebieden werd de EU-norm gehanteerd met als overweging dat lagere gehalten voor landbouwgronden in zandgebieden vooralsnog moeilijk realiseerbaar zijn (kennelijk is haalbaarheid bij de vaststelling van milieukwaliteitsdoelstellingen ook een overweging geweest). Voor klei- en veengebieden werd door de TCB geadviseerd ook de EU-drinkwaternorm te hanteren (en niet de achtergrondconcentraties) omdat de streefwaarden voor klei- en veengebieden bij afstemming op achtergrondconcentraties lager zou uitvallen dan in zandgronden (ca. 9 mg nitraat/l ofwel 2,0 mg NO₃-N/l), terwijl zandgronden volgens de TCB als gevoeliger beschouwd moeten worden (101).

De grenswaarde van 50 mg nitraat/l en de streefwaarde van 25 mg nitraat/l hebben een humaan-toxicologische basis. Een uitvoerige discussie over de afleidingsmethode die uiteindelijk tot de genoemde kwaliteitseisen voor drinkwater hebben geleid, voert te ver en valt buiten de expertise van de werkgroep. Daarom wordt volstaan met een beknopte weergave van onderbouwende informatie in bijlage 7. Bij de VEWIN (de Vereniging van Exploitanten van Waterwinningbedrijven in Nederland) is er geen draagvlak om eventuele veiligheidsmarges weg te nemen die bij de kwaliteitsnormering voor nitraat in drinkwater zijn toegepast. De waarnemingen van humaan-toxicologische effecten van nitraat (bijlage 7) geven overigens de indruk dat hiervoor ook wetenschappelijk gezien weinig ruimte bestaat.

De afbakening van het geldigheidsgebied

Momenteel zijn er discussies gaande over de afbakening van het geldigheidsgebied van de nitraatnorm. Het gaat hierbij met name om de diepte en het schaalniveau waarop de nitraatnorm moet worden gehandhaafd. Het NMP-2 (40) stelt dat de kwaliteitsdoelstelling geldt voor alle grondwater onder verwijzing naar internationale afspraken. Hieruit kan worden opgemaakt dat ook het bovenste grondwater aan de norm moet voldoen.

De betekenis hiervan wordt echter verschillend uitgelegd. Bij milieumonitoring in het zandgebied wordt door het RIVM de norm toegepast op de bovenste meter van het grondwater van alle tot het landbouwbedrijf behorende percelen, die ook feitelijk in landbouwkundig gebruik zijn. De gemeten gemiddelde nitraatconcentratie wordt gecorrigeerd voor de mate waarin de weersomstandigheden in de periode voorafgaande aan de bemonstering afwijken van de langjarig gemiddelde weersomstandigheden. Normoverschrijding wordt gerapporteerd op basis van het aantal percelen dat niet aan de getalswaarde van de norm voldoet. Bij het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (RIVM/LEI, 104) vindt de bemonstering plaats op bedrijfsniveau en wordt het aantal bedrijven gerapporteerd met een nitraatconcentratie die hoger is dan de norm. In de provinciale Vermestingsmeetnetten vindt de bemonstering op perceelsniveau plaats. Hierdoor kunnen verschillen ontstaan in de mate van normoverschrijding die wordt gevonden.

Het is tot nu toe dus steeds de rapporteur die een invulling geeft aan het geldigheidsgebied van de norm. Dit levert problemen op bij de afleiding van de landbouwkundige stikstofoverschotten. Bij de afleiding (2) is uitgegaan van de doelstelling zoals geformuleerd in NMP-1, nl. dat in landbouwgebieden met zoet grondwater de norm van 50 mg nitraat per liter in het grondwater op een diepte van 2 meter onder de grondwaterspiegel niet wordt overschreden. De lange-termijn doelstelling van 25 mg nitraat/l is in de deskstudie buiten beschouwing gebleven.

Algemene bevindingen

Getalsmatige veiligheidsmarges zijn niet van belang bij de vaststelling van milieukwaliteitseisen; wel zijn er preventieve benaderingen toegepast (in de zin dat een hoog beschermingsniveau wordt geboden aan het milieu) die als een veiligheidsmarge kunnen worden opgevat. Deze zijn niet te kwantificeren. Wel kan aangegeven worden wat de benaderingen kwantitatief betekenen voor de taakstelling voor landbouwbedrijven.

Het is gewenst om de afbakening van geldigheidsgebieden meer te baseren op een visie over wat men wil bereiken in de te beschermen milieucompartimenten en over hoe de nutriëntenstromen in een gebied op een verantwoorde wijze kunnen worden gestuurd. De uitgangspunten die aan de verschillende milieukwaliteitsdoelstellingen ten grondslag liggen zoals het 'stand still'-beginsel, geen eindige buffers opvullen en de bestaande grondwaterkwaliteit handhaven, zouden een uitwerking moeten krijgen die voldoende tegemoetkomt aan de (hydrologische) eenheid tussen open

landbouwsystemen en milieu. Een dergelijke eenheid ziet er niet overal hetzelfde uit. Daarom heeft het in principe voordelen om de taakstelling voor landbouwbedrijven een meer regionaal karakter te geven. In hoofdstuk 7 wordt de mogelijkheid verkend van een afbakening van ecosystemen op grond van vegetatiekenmerken en hun natuurlijke referentie.

4.4 DE VERTALING VAN MILIEUKWALITEITSDOELSTELLINGEN NAAR MILIEUKUNDIGE OVERSCHOTTEN

In de inleiding van paragraaf 4.3 en figuur 15 is aangegeven welk facet van normstelling in deze paragraaf besproken wordt. In deze paragraaf wordt ingegaan op:

- de wijze waarop milieukwaliteitseisen in de N en P- deskstudies zijn vertaald in milieukundige nutriëntenoverschotten;
- beperkingen van deze werkwijze;
- de mogelijkheid van een gebiedsgerichte benadering;
- de mogelijkheid om onzekerheden te verminderen door metingen van normoverschrijding direct te koppelen aan de bedrijfsvoering.

Evenals in de vorige paragraaf wordt nagegaan of preventieve benaderingen danwel veiligheidsmarges zijn toegepast.

Afstemming van milieukwaliteitsdoelstellingen en vertaling naar de bron

In de N- en P-deskstudies zijn de milieukwaliteitsdoelstellingen in tabel 5, pag. 61 vertaald in milieukundige overschotten. Voor fosfaat is aangesloten bij de grenswaarde voor fosfaat in oppervlaktewater van 0,15 mg P/l. Uitgangspunt bij de afleiding was dat de kwaliteitsdoelstelling voor het meest gevoelige milieucompartiment maatgevend is voor het milieukundig nutriëntenoverschot. Dat houdt in dat het milieukundig nutriëntenoverschot niet slechts bescherming mag bieden aan de minst gevoelige van de systemen grondwater en oppervlaktewater. Toch is de meest stringente doelstelling (de streefwaarde) niet altijd gehanteerd: eerder is gesteld dat voor nitraat in grondwater de grenswaarde van 50 mg nitraat/l gehanteerd is in plaats van de streefwaarde, bovendien biedt de gehanteerde grenswaarde voor TP van 0,15 mg/l slechts een basisbescherming (doorzicht van 0,4 meter terwijl het streven is naar een doorzicht van meer dan 1,0 meter).

Cruciaal is dat uitgegaan is van de evenwichtsbenadering, hetgeen inhoudt dat het volledige buffersysteem tussen landbouwbedrijven en oppervlaktewater in evenwicht is met een concentratie gelijk aan de oppervlaktewaternorm (0,15 mg P/l en 2,2 mg N/l). Bij stikstof is rekening gehouden met omzetting van nitraat in lachgas

(N₂O) en N₂ door denitrificatie in de bouwvoor, het grondwater, de slootwand en de sloot. Hierbij is evenals bij fosfaat uitgegaan van evenwichtssituaties (2). Met behulp van het ANIMO-model en aan de hand van gegevens uit het Beerze-Reuselgebied, is het percentage stikstofverlies bij evenwicht berekend voor verschillende bodemtypes (onderscheiden naar de grondwatertrap (Gt), zie kader 6). Vervolgens zijn met ANIMO imaginaire Gt-correctiefactoren berekend en vergeleken met eerder gerapporteerde waarden op basis van lysimetermetingen (105) en veldmetingen (106).

De uitgangspunten die aan de vaststelling van milieukwaliteitsdoelstellingen ten grondslag liggen (zie paragraaf 4.3), zijn niet expliciet in overweging genomen bij de vraag welk milieucompartiment maatgevend moet zijn voor milieukundige overschotten, of bij de keuze om de evenwichtsbenadering te hanteren bij de vertaling naar de bron (deze overwegingen laten zich immers niet vangen in een getal). Wel kan geconstateerd worden dat de evenwichtsbenadering in overeenstemming is met het uitgangspunt dat eindige buffers niet opgevuld dienen te worden.

Kader 6) Begrippenverklaring

Grondwatertrap: een categorie-indeling van gronden aan de hand van de grondwaterstand in een gebied.

De Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand (GHG): Dit is het niveau in het bodemprofiel dat gemiddeld slechts één maand per jaar dieper ligt dan de grondwaterstand.

De Gemiddeld Laagste Grondwaterstand (GLG): het niveau in het bodemprofiel dat slechts één maand per jaar boven de grondwaterstand ligt.

Beperkingen van rekenkundige koppeling van normen

Vanwege de verschillende uitgangspunten van de milieukwaliteitsnormen (zie paragraaf 4.3) hebben beslissingen met betrekking tot het toepassen of wegnemen van veiligheidsmarges, het verruimen van normen, maar ook het optreden van normoverschrijding voor elke norm een andere betekenis. Door normen direct in elkaar om te rekenen bij het afleiden van milieukundige nutriëntenoverschotten komen deze verschillen niet tot uiting.

Het hanteren van een evenwichtsbenadering, die in de praktijk eigenlijk nooit echt opgaat, levert waarden op (de milieukundige nutriëntenoverschotten) met een abstract karakter. Als in het veld verdelingen tussen compartimenten of vaste en vloeibare fases in een compartiment worden gemeten, blijken deze echter veelal af te wijken van hetgeen op grond van de evenwichtsbenadering verwacht mag worden.

Dit komt vooral doordat het lang duurt voordat chemisch evenwicht zich instelt. Hoelang het instellen van evenwicht duurt, hangt niet alleen af van de eigenschappen van de stof (voor fosfaat zeer lang en nitraat relatief kort) en van de compartimenten, maar ook van de mate van contact tussen compartimenten in duur, schaal en intensiteit.

Een ander nadeel van de evenwichtsbenadering is dat verschillen tussen bodemtypes in de mate waarin nutriënten gebonden kunnen worden, niet tot uiting komen. Voor fosfaat betekent dit dat uitgaande van het milieukundig fosfaatoverschot alle gronden als even gevoelig worden beschouwd. Er is meer aandacht gewenst voor:

- 1) de in werkelijkheid bestaande verschillen in risico's van belasting van de bodem in verschillende bodemtypes en
- 2) verschillen in wenselijke kwaliteiten van grondwater en daarvan afhankelijke ecosystemen.

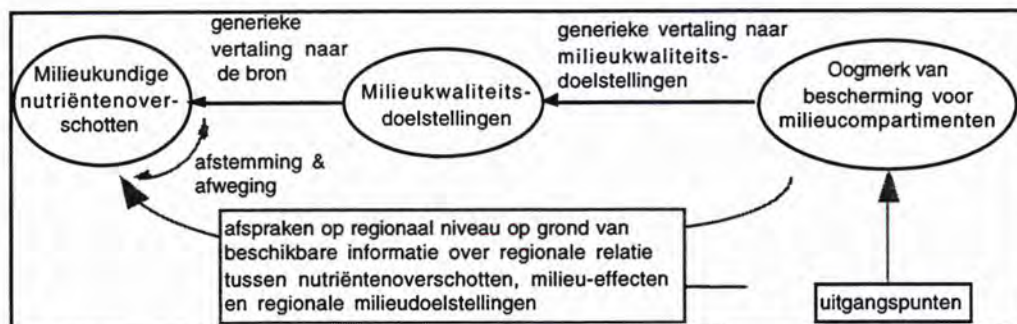
Het lijkt erop dat het normstelsel dat is samengevat in tabel 5 niet het meest geschikt is om deze ruimtelijke verschillen in beeld te brengen. Algemene discussies over verbetering van de intercompartimentale afstemming van normen worden erg complex (9) en leiden niet tot volmaaktheid.

Gebiedsgerichte afweging van uitgangspunten voor bescherming van ecosystemen

In paragraaf 4.3 is al de suggestie gedaan om meer uit te gaan van visies over wat men wil bereiken in de te beschermen milieuc compartimenten. Voor de vertaling van milieukwaliteitsdoelstellingen en de keuzes tussen verschillende benaderingen hierbij, kan hetzelfde gesteld worden. De vertaling van milieukwaliteitsdoelstellingen zou aan moeten sluiten bij een reëel (en dus gebiedsgericht) beeld van stofoverdracht tussen compartimenten. Dit geeft zowel inzicht in veilige buffers als in de eindigheid hiervan. Hierbij kunnen ook de sturingsmogelijkheden van nutriëntenstromen in een gebied in beschouwing genomen worden. In een gebiedsgerichte op nutriëntenstromenanalyse gebaseerde aanpak, kan bekeken worden welke van de strategische uitgangspunten die ten grondslag liggen aan algemene normstelling in de specifieke situatie van belang is. Deze benadering hoeft overigens zeker niet altijd te leiden tot verruiming van de taakstelling voor landbouwbedrijven.

Een dergelijke benadering voor kleine ruimtelijke eenheden, kan overigens niet los gezien worden van de huidige inspanningen om in productiesystemen om nutriëntenoverschotten te beperken. Men zou kunnen spreken van een 'tweede generatie bronggericht beleid' waar ook de bron 'aan toe' moet zijn. Een integrale benadering van de

taakstelling voor landbouwbedrijven zou eruit kunnen zien zoals weergegeven in figuur 17.



Figuur 17. Schema van de bepaling van milieukundige nutriëntenoverschotten op basis van een afweging van doelstellingen in gebieden in aanvulling op milieunormen.

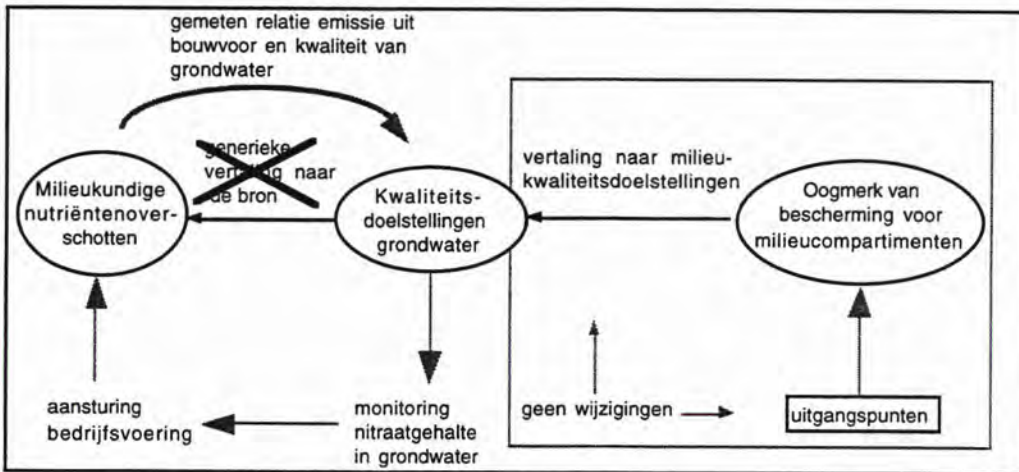
Koppeling van bedrijfsvoering met milieumetingen

De vertaling van kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater en grondwater naar de bron gaat gepaard met veel onzekerheden. Onzekerheden die verband houden met het algemene karakter van de vertaling van milieukwaliteitsdoelstelling naar de bouwvoor, kunnen deels in een benadering op perceels- of bedrijfsniveau weggenomen worden. Voor nitraat en fosfaat zijn voorstellen gedaan om de onzekerheden met betrekking tot de relatie tussen nutriëntenoverschotten en belasting naar het systeem zoveel mogelijk weg te nemen door metingen in het veld uit te voeren, in plaats van algemene vuistregels te hanteren. Voor fosfaat gaat het om de aanwijzing van fosfaatverzadigde gronden. Omwille van het overzicht is deze complexe discussie opgenomen in bijlage 8. De benadering is het eenvoudigst toe te lichten aan de hand van nitraat.

Van droge zandgronden¹² is bekend dat de uitspoeling van nitraat hoger is dan bij de overige gronden. Voor deze -nog aan te wijzen- voor nitraatuitspoeling gevoelige gronden zullen op termijn aanvullende maatregelen van kracht worden, die bedrijven met dit soort gronden beperken in hun landbouwkundige mogelijkheden. Overwogen wordt een regeling te ontwerpen die bedrijven in staat stelt via een grondwaterbemonstering aan te tonen dat het grondwater op hun bedrijf bij de generieke regelgeving voldoet aan de nitraatnorm (de EU-norm van 50 mg nitraat/l). Hierdoor kan de algemene vertaling van een stikstofoverschot naar een nitraatgehalte achterwege

¹² Hier worden ook dal- en lössgronden mee bedoeld, evenals kleigronden met een zandondergrond.

blijven. Als na meting in het grondwater gebleken is dat het grondwater aan de korte-termijn EU-norm voldoet, dan kan de boer zijn bedrijfsvoering volgens het voorstel handhaven. Voldoet het water niet aan de norm, dan zouden volgens het voorstel aanpassingen vereist zijn. De benadering wordt geïllustreerd aan de hand van figuur 18.



Figuur 18. Het principe van de bepaling van normoverschrijding voor nitraat in grondwater.

Deze aanpak vermindert de onzekerheden, maar neemt niet alle onzekerheid weg. Deels komen de onzekerheden voort uit natuurlijke variatie op kleine schaal in bodemomstandigheden (zie de discussie over verschillen in homogeniteit tussen veld en veldexperimenten in het vorige hoofdstuk). Deze bron van (statistische) onzekerheid is moeilijk te vermijden. De gemeten nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater wordt sterk beïnvloed door het weer (met name de neerslaghoeveelheid) in de periode voorafgaand aan de bemonstering (104). De invloed is echter per bedrijf verschillend. Om deze reden moet bij een bedrijfsbenadering, die invloed ook op het bedrijf zelf worden vastgesteld. Zo kan een gemeten bedrijfsconcentratie omgerekend worden naar een langjarig gemiddelde bedrijfsconcentratie. Het vaststellen van die invloed vereist tenminste drie bemonsteringen in een periode van ca. 7 jaar. Op basis hiervan kan de onzekerheid in uitspraken worden gekwantificeerd. Met minder bemonsteringen is dit niet goed mogelijk.

De aanwijzing van situaties waarin grondwater niet aan de EU-drinkwaterrichtlijn voor nitraat voldoet, vergt een grotere inspanning dan het gebruiken van algemene vertalingen van normen naar milieukundige nutriëntenoverschotten. De directe terugkoppeling met bedrijfsvoering is bij de aanwijzing van voor nitraatuitspoeling gevoelige gronden veel directer dan in het algemene MINAS-instrumentarium.

Daarom is te verwachten dat meer (statistische) betrouwbaarheid wordt gewenst dan bij de algemene vertaling van milieunormen naar milieukundige nutriëntenoverschotten. De bereidheid om de hiervoor vereiste bemonsteringsinspanning op te brengen, neemt vermoedelijk toe in situaties waarbij de gewenste milieukwaliteit ingrijpende wijzigingen vergt van bedrijven. Tenminste als de verwachting is dat de algemene vertaalslag van een milieunorm naar een nutriëntenoverschotten conservatief is en dat bemonstering op de locatie ruimte zal geven aan hogere overschotten.

4.5 ONZEKERHEDEN, RISICOPERCEPTIE EN RISICO-ACCEPTATIE

Naarmate een gebeurtenis ernstiger is, wordt algemeen een kleinere kans op het voorkomen van die gebeurtenis geaccepteerd. Het is daarom verdedigbaar om bij onzekerheden de ernst of wenselijkheid mee te wegen in veiligheidsmarges. Als het gebruik van veiligheidsmarges zo verdedigbaar is, waarom hebben we dan gesteld dat het zinvol is om veiligheidsmarges aan het licht te brengen en te bespreken?

Ten eerste omdat getallen die in het verleden (vaak) zijn gebruikt, de neiging hebben om op andere gebeurtenissen toegepast te worden, ook als er geen rationele aanleiding voor is. Een specifiek gevolg hiervan is dat normen een eigen leven gaan leiden en 'in plaats komen te staan van de werkelijkheid'. Dit proces leidt tot vertekening van de werkelijkheid. Dit fenomeen wordt aangeduid als ankerheuristiek (zie kader 8).

Ten tweede brengt deze discussie ons op het terrein van risicoperceptie die deels bepalend is voor de houding over het belang van bodemvruchtbaarheid, de afweging van onzekerheden in bemestingsadviezen en de gevolgen van bemesten onder de adviesgift¹³.

Volgens de theorieën over risicoperceptie wordt de schatting van de kans op het optreden van een gebeurtenis beïnvloed door de waardering, het karakter, van de gebeurtenissen zelf (107). Menselijke risicoperceptie neigt tot overschatting van de kans op het optreden van gebeurtenissen die opvallend zijn en te kenmerken zijn als catastrofaal, grootschalig en nabij. Omdat kenmerken als opvallendheid en catastrofaliteit afhangen van de waarnemer leidt risicoperceptie ook tot verschillen in hoe groot personen de kans op het optreden van gebeurtenissen schatten (107, 108). Dit verschijnsel wordt beschikbaarheidsheuristiek genoemd.

¹³ Er is natuurlijk ook sprake van informatie-systemen, externe beslissingsondersteuning en bedrijfsonderzoek waarbij perceptie een kleinere rol speelt.

Een voorbeeld: sub-optimale bemesting gaat gepaard met een zekere kans op opbrengstderving. Een boer (een 'niet-afstandelijke deskundige') die de opbrengstderving sterk negatief waardeert, zal deze waarschijnlijker achten dan een afstandelijke deskundige. Zo is het ook voorstelbaar dat een boer de kans op een ecologische nadelig effect lager inschat dan een milieukundige (omdat de gebeurtenis vanuit zijn optiek niet opvallend/dramatisch is). Nog abstracter voor de boer zijn milieudoelstellingen; deze manifesteren zich slechts als waarden waaraan moet worden voldaan. De opvallendheid (meer algemeen: beschikbaarheid voor waarneming) van het beschermende effect van milieunormen op de kwaliteit van de nabije natuur staat niet in verhouding tot de opvallendheid van de gevolgen voor de bedrijfspraktijk.

Andere invloeden op risicoperceptie zijn:

- Een eenmaal eerder opgedane risicowaarneming is sterk bepalend voor de latere risicowaarneming (neiging tot bevestiging van een eerder gedane waarneming of ingenomen standpunten). Als voorbeeld hierbij kan de bewering worden aangevoerd dat ingewijden nu nog de regionale afbakening van werkgebieden van landbouwvoorlichters kunnen herkennen aan de opvattingen van boeren over bemesting.
- Als aan een gebeurtenis een typisch kenmerk wordt toegeschreven, beïnvloedt waarneming van het kenmerk de kansschatting van de gebeurtenis. Paarskleuring van maïs wordt vaak als een teken van fosfaatdeficiëntie beschouwd, ook in gevallen waarbij paarskleuring een gevolg van koude is. Dit beïnvloedt de risicoschatting op fosfaatdeficiëntie (Representativiteitsheuristiek) (107).

Tabel 5 geeft een opsomming weer van risicokenmerken die de acceptatie van een risico verlagen (kolom 1). In kolom 2 is het effect weergegeven van de risicokenmerken op acceptatie van de gebeurtenis in het algemeen (dus zonder onderscheid naar doelgroep). Waarde-oordelen vanuit het perspectief van een boer over mogelijke gevolgen van een lagere bemesting zijn in kolom 3 ingedeeld naar het bijbehorende risicokenmerk. Kolom 4 doet hetzelfde voor gevolgen van emissie vanuit het milieuhygiënisch perspectief. De tabel is niet getoetst aan sociologisch onderzoek bij actoren, maar is op relevantie beoordeeld door een aantal agronomen en milieukundigen. Aan reductie van het bemestingsniveau kunnen gevolgen worden verbonden zoals: uitputting van de bodem, groeiachterstand, opbrengstvermindering of kwaliteitsvermindering bij gewassen en een nadelige (inkomens)positie ten opzichte van collega's die op een hoog niveau blijven bemesten. De meeste risicokenmerken in kolom 1 die hierop van toepassing zijn verlagen de acceptatie voor de reductie van het bemes-

tingsniveau. Overschatting van de kans op een gebeurtenis en negatieve waardering werken in dezelfde richting: verlaging van de acceptatie van het risico. Zo kan ook de kans op bijvoorbeeld fosfaatuitspoeling of belasting van het oppervlaktewater worden overschat door waarderingen zoals catastrofaal, grootschalig en oncontroleerbaar. Verschillen in waardering van gebeurtenissen door actoren, leiden tot verschillende beoordeling van redelijke marges.

Tabel 5. Kwalitatief effect van risico-kenmerken van gevolgen van verminderde bemesting en onverminderde emissie naar het milieu (indicatief, linkerkolom bewerkt naar 107).

Risico-kenmerken	Effect op acceptatie	Relevante kenmerken voor de boer van risico's bij reductie bemesting voor de boer	Relevante risico-kenmerken van emissie naar milieu vanuit milieuperspectief
1. Catastrofaal	-	1. Schrikbeeld van bedrijfsbeëindiging door bodemuitputting	1. Ernstige gevolgen voor oppervlaktewater
2. Grootschalig	-	2. Opbrengstderving, niet concurrerende productie van Nederlandse landbouw in de EU.	2. De onbalans doet zich op nationaal niveau voor. Verhoogde emissies in zandgronden
3. Oncontroleerbaar	-	3. Mogelijkheid van onomkeerbare groeiachterstand in groeiseizoen; te lage fosfaattoestand is moeilijk te herstellen.	3. Beheersbaarheid laag ingeschat bij grootschalige verliezen
4. Precedenten ontbreken en de gevolgen zijn onbekend	-	4. Bemesting werd nog niet eerder verminderd; afname van de fosfaattoestand werd altijd vermeden	4. Volledige fosfaattoorslag heeft nog niet plaatsgevonden
5. Voordelen en nadelen zijn ongelijk verdeeld	-	5. Opbrengstreductie ten gevolge van bemestingsregime is niet collectief verdeeld over sector; de consument betaalt niet mee.	
6. Onvrijwilligheid	-	6. Opgelegd door regelgeving	
7. Uitgesteldheid van het effect	+	7. Bodemuitputting verloopt langzaam	7. Gevolgen van emissie van zowel stikstof als fosfaat zijn onopvallend doordat ze zich veelal geleidelijk manifesteren.

Verschillen in waardering van gebeurtenissen leiden dus tot logische verschillen in behoefte aan veiligheidsmarges en verschillende schatting van de kans op gebeurtenissen. Dit laatste verklaart deels de risicoperceptie over landbouwkundige en milieukundige overschotten en van de risicoperceptie over de mogelijke gevolgen van (wijziging van) nutriëntenmanagement op het bedrijf.

In een discussie die gericht is op het verkennen van de marges van milieukundige en landbouwkundige nutriëntenoverschotten is het erg verleidelijk om een al te groot belang toe te kennen aan het bovenbeschreven effect van heuristische verwerkingsstrategieën. Dit leidt tot de conclusie dat de discrepantie tussen landbouwkundige en ecologische overschotten vooral afhangt van perceptie. Dit is niet in overeenstemming met de werkelijkheid: er is een combinatie van perceptie en op feiten gebaseerde beoordeling. De wetenschappelijke werkwijze bij het interpreteren en verzamelen van feitelijke informatie biedt een zekere (zie hoofdstuk 3) bescherming tegen vervorming van de werkelijkheid. Perceptie bepaalt dus niet alles.

Kader 7) Verklaring van begrippen over risicoperceptie

Risico-perceptie: Menselijke waarneming van de kans op en de gevolgen van een nadelig geachte gebeurtenis.

Heuristiek: Aanduiding voor de intuïtieve wijze waarop informatie wordt verwerkt door mensen (verwerkingsstrategie). Heuristeken worden beschouwd als een tegenhanger van systematische (wetenschappelijke) gegevensverwerking.

Ankerheuristiek: Het onjuist schatten van de kansen door het toepassen van getallen die eerder in andere verbanden of met andere betekenissen zijn gehanteerd.

Representativiteitsheuristiek: De neiging om de kans op een onzekere gebeurtenis af te leiden van het optreden van andere gebeurtenissen die als symptomen of manifestaties van de onzekere gebeurtenis worden beschouwd.

Beschikbaarheidsheuristiek: De neiging om de kans op gebeurtenissen die men zich makkelijk voor kan stellen (die opvallend zijn) waarschijnlijker te achten dan gebeurtenissen die men zich moeilijk voor kan stellen.

Risicobemesting, bemesting onder de adviesgift en risicoperceptie

Door de mineralenboekhouding is het voor boeren belangrijker geworden om inzicht te hebben in de gevolgen van sub-optimale bemesting, het verlagen van de fosfaattoestand en het achterwege laten van risicomijdende bemesting. Immers door de heffingen op verliezen zijn giften die zich voorheen nog juist terugbetaalden in de gewasopbrengst (dus giften rond het bemestingsadvies) minder vaak rendabel. Risico-perceptie lijkt bij overweging van 'bemesting op het scherpst van de snede' een grote rol te spelen.

Er zijn aanwijzingen dat eerder ontstane beeldvorming van het belang van fosfaat voor de opbrengst van met name voedergewassen tot een overschatting van de kans op opbrengstderving leidt. De resultaten van het proefbedrijf De Marke (een melkveehouderij op een arme zandgrond bij een veedichtheid van 1,6 grootvee eenheid per hectare) wijzen hierop. Hier wordt sinds 1992 met succes een rendabele bedrijfsvoering gecombineerd met het realiseren van milieudoelstellingen voor fosfaat en stikstof. Voor fosfaat komt het behalen van milieudoelstellingen neer op het realiseren van evenwichtsbemesting zonder dierlijke mest af te voeren. Op een discussiedag over fosfaat op De Marke (109) bleek dat geen duidelijke relatie werd gevonden tussen de fosfaattoestand in de bodem en de maïsoopbrengst. Tevens bleek de maïskwaliteit te blijven voldoen aan de kwaliteitseisen. In hoofdstuk 5 wordt hier uitvoeriger op ingegaan.

Normstelling en de beeldvorming over ecologische risico's

Op grond van theorieën over risico-perceptie is niet te verwachten dat overschrijding van normen een overtuigend argument is. Overschrijding van milieukwaliteitsdoelstellingen hoeft lang niet altijd tot waarneembare effecten in ecosystemen te leiden. *De normstelling in MINAS zelf (het acceptabel overschot) is een voorbeeld van een maat voor ecologisch correct handelen waarvan de waarneembare relatie met ecologische gevolgen niet duidelijk is voor veel boeren. Dit kan gevolgen hebben voor de perceptie van boeren ten aanzien van milieu-effecten.* Wanneer wel waarneembare gevolgen van landbouwkundig handelen waarneembaar zijn, zal het (afgaande op de theorieën over beschikbaarheidheuristiek) veel meer invloed hebben als deze effecten manifest gemaakt worden, vooral wanneer ze zich voordoen op of in de directe nabijheid. Odum (110) stelde dat de afhankelijkheid van boeren van het landbouwsysteem veel invloed heeft op de landbouwpraktijk (hij beschouwde de boer en het landbouwsysteem als een ecologische eenheid; nadelige effecten van handelingen in dit systeem worden volgens Odum vermeden omdat ze ten koste gaan van de boer zelf).

In dit kader kon niet uitvoerig nagegaan worden welke nadelige effecten van hoge mestdoseringen zich voordoen in de landbouwsystemen zelf. Er zijn wel gewassen die toxische effecten ondervinden bij hoge nutriëntendoseringen (bijvoorbeeld gewaschade door verbranding). Een relevant aspect is het effect van nutriëntenverliezen op de landbouwkundige functie van water. Nutriëntverliezen op aan weilanden grenzende poldersloten kan een achteruitgang van de hygiënische betrouwbaarheid veroorzaken. In hoeverre dit reële risico's met zich meebrengt voor drenken van vee is niet duidelijk. Nutriëntenbelasting wordt niet als nadelig beschouwd voor het gebruik van water voor irrigatie.

4.6 CONCLUSIES

Het toepassen van veiligheidsmarges in welke vorm dan ook is een rationeel logische methode om met onzekerheden om te gaan. Marges die verondersteld zijn aanwezig te zijn in bemestingsadviezen en milieukwaliteitsdoelstellingen kunnen veelal niet eenvoudig kwantitatief worden aangeduid. Dit bemoeilijkt een rationele afweging voor een deel van de marges.

Veiligheidsmarges zijn in de bemestingsadvisering niet gebruikelijk. In incidentele gevallen zijn beslissingen ontdekt bij de gegevensverwerking die de adviesgift doen toenemen. Bemestingsdeskundigen achten dergelijk onderzoek in het algemeen niet erg perspectiefvol omdat de veiligheidsmarges in de nutriëntengift relatief klein worden ingeschat. Het is daarom aan te bevelen om nadere discussie eerder te richten op de gevolgen van het verlagen van de nutriëntenvoorziening dan op de marges. Bij milieukwaliteitsdoelstellingen is geen sprake van een systematische marge, maar wel van beslissingen met het effect van een veiligheidsmarge, zoals het uitbreiden van het geldigheidsgebied van de kwaliteitsnorm voor stagnant eutrofiëringsgevoelig oppervlaktewater naar andere wateren en de directe koppeling tussen acceptabele belasting van ecosystemen met acceptabele emissies uit de bron (hierdoor wordt veiligheidshalve geen gebruik gemaakt van het bufferend vermogen van een deel van de bodem).

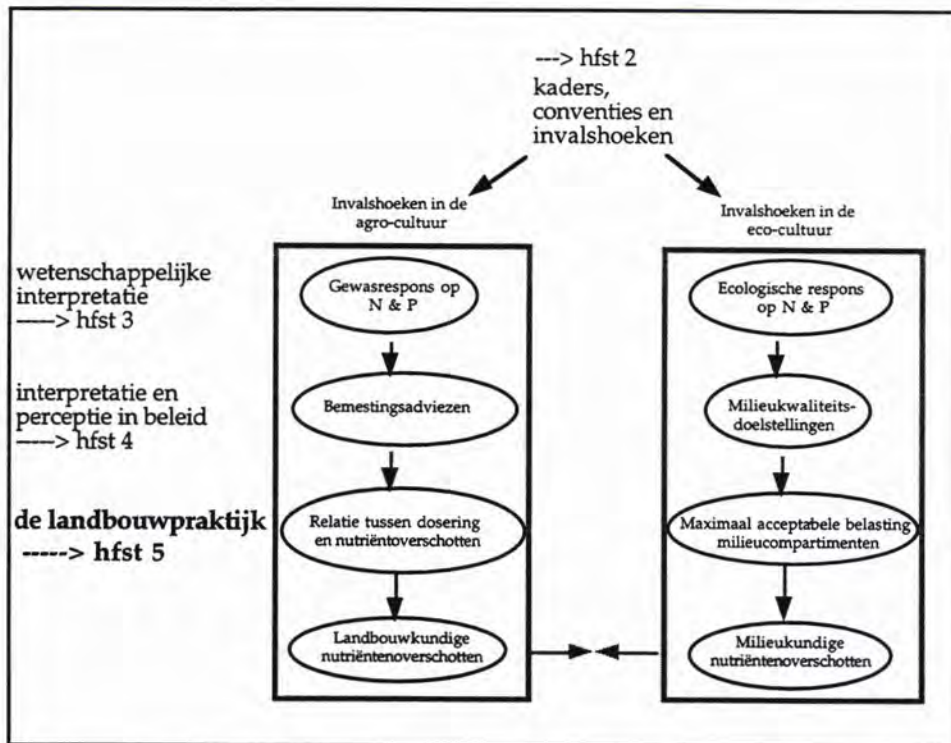
Het algemeen verlaten van (hoge) beschermingsniveaus in de benadering bij het vaststellen van milieukwaliteitsdoelstellingen, neemt waarschijnlijk veel risico's met zich mee. Beslissingen over het beheersen en sturen van nutriëntenstromen en de hierbij behorende taakstelling voor landbouwbedrijven, zouden deels genomen kunnen worden op regionaal niveau. Op gebiedsniveau is meer inzicht te verkrijgen in de mogelijkheid buffers in milieucompartimenten te gebruiken. Het is van de ontwikkelingen van nutriëntenoverschotten op bedrijven afhankelijk of deze 'tweede generatie brongericht beleid' in de plaats kan komen van het huidige normstelsel.

Op grond van theorieën over risicoperceptie is te verwachten dat de kans van gebeurtenissen zoals opbrengstderving door reductie van nutriëntendosering overschat wordt door interpretatie van eerdere gebeurtenissen, de opvallendheid van de gebeurtenissen en de waardering als zeer nadelig. Op grond van deze theorieën is te verwachten dat agrariërs de kans op milieuschade ten gevolge van hun handelen onderschatten ten opzichte van de kans op bedrijfsschade. Risicoperceptie verdient daarom veel aandacht in doelgroepmanagement en begeleiding in nutriëntmanagement.

5 BEDRIJFSSTIJLEN, PRODUCTIE EN VERLIEZEN

5.1. INLEIDING

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de rol van bedrijf en bedrijfsvoering bij nutriëntenbenutting en nutriëntenverliezen. Het hoofdstuk richt zich op gemiddelde bedrijfssituaties met een 'acceptabele' bedrijfsvoering. Extreme situaties, zoals bedrijven die mest dumpen om het mestoverschot kwijt te raken, en hobby-bedrijfjes worden hier niet behandeld. Paragraaf 5.2 geeft een uiteenzetting van de karakteristieke verschillen tussen bedrijfssystemen, onderscheiden naar sector. Paragraaf 5.3 gaat in op nutriëntenoverschotten in ons omringende landen. Paragraaf 5.4 bespreekt de verschillende bedrijfsstijlen en verschillen in bedrijfsvoering die in de sectoren zijn te onderscheiden. Paragraaf 5.5 gaat in op de perspectieven die proefbedrijven bieden op het verminderen van nutriëntenoverschotten. In figuur 19 is de plaats aangegeven van dit hoofdstuk in de methodologische analyse in dit rapport.



Figuur 19. Plaats van dit hoofdstuk (zie de vetgedrukt aanduiding **hoofdstuk 5** ---> **de landbouwpraktijk**) in de methodologische analyse.

De analyse van bedrijfssystemen

Nutriëntenbenutting en nutriëntenverliezen worden bepaald door een combinatie van

- abiotische factoren, zoals klimaat, bodemgesteldheid, hydrologie;
- biotische factoren, zoals gewassoort, veesoort, variëteit; en
- management en bedrijfsvoering, d.w.z. de invloed van de mens.

Op een bedrijf worden de effecten van abiotische en biotische factoren en van management geïntegreerd.

Een boer richt zijn aandacht primair op bedrijfsniveau; het beheer over vee, gewassen en bodem is onderdeel van het beheer over het bedrijf. Economische analyses worden van oudsher reeds op bedrijfsniveau uitgevoerd, zowel in de praktijk als in het onderzoek. Kengetallen over de bedrijfsvoering worden derhalve op bedrijfsniveau vastgesteld. Ook de regelgeving van nationale en internationale overheden richt zich primair op het bedrijfsniveau. Bijvoorbeeld, het mineralenaangiftesysteem MINAS (zie kader 1, pag 2) en de nitraatrichtlijn van de EU worden op bedrijfsniveau geïmplementeerd. Maar ook programma's die gericht zijn op het monitoren van de relatie tussen bijvoorbeeld landgebruik en bedrijfsvoering enerzijds en nitraatgehalte in het bovenste grondwater anderzijds doen dat op bedrijfsniveau (104, 111). Op bedrijfsniveau kunnen alle effecten van het biofysisch en (bio)chemisch milieu en de mens geïntegreerd worden vastgesteld.

Nutriëntenverliezen en nutriëntenbenutting op bedrijfsniveau hebben, merkwaardig genoeg, pas sinds eind jaren zeventig de aandacht van onderzoeksinstituten. Daarvoor was de aandacht vrijwel volledig op het perceelsniveau gericht. Een goed voorbeeld van een perceelsgerichte benadering is de bemestingsadviesing. De concepten daarvoor zijn in de jaren vijftig en zestig ontwikkeld. Daarna zijn de adviezen frequent aangepast, maar de perceelsgerichte benadering bleef. Door de hiervoor vermelde overheidsmaatregelen is de praktijk aan het einde van de jaren tachtig steeds meer aandacht gaan besteden aan nutriëntenverliezen en nutriëntenbenutting op bedrijfsniveau.

Kader 8) Bedrijfssystemen, bedrijfstijlen en bedrijfsvoering

Bedrijfssysteem: een economisch georganiseerd landbouwproductiesysteem. De indeling van bedrijfssystemen valt in dit hoofdstuk ruwweg samen met de indeling van de landbouw in sectoren.

Bedrijfsvoering: de wijze, de stijl, het management en de manier waarop een bedrijfssysteem is georganiseerd.

Bedrijfstijl: kenmerkende wijze van bedrijfsvoering.

5.2. BEDRIJFSSYSTEMEN

Algemene kenmerken

Het bedrijf heeft primair een economische doelstelling. Het is gericht op continuïteit, op het verschaffen van inkomen en rendement. Dat inkomen moet gegenereerd worden binnen opgelegde randvoorwaarden van abiotische omstandigheden, markt, overheid, kennis van de ondernemer en voorkeur van de ondernemer. Verschillende ontwikkelingen, waaronder die in de markt, hebben er toe geleid dat na 1950 een sterke specialisatie in bedrijfssystemen is opgetreden. Er zijn gespecialiseerde akkerbouw-bedrijven, gespecialiseerde veehouderijbedrijven met veel of weinig grond, tuinbouwbedrijven, boomteeltbedrijven, enzovoort.

Bedrijfssystemen en nutriëntenstromen

De complexiteit van de nutriëntenstromen verschilt tussen de onderscheiden bedrijfssystemen. Ter illustratie zijn in figuren 20 t/m 22 schema's opgenomen van de belangrijkste nutriëntencompartimenten en nutriëntenstromen op respectievelijk een gemengd bedrijf, een gespecialiseerd veehouderijbedrijf zonder grond en een gespecialiseerd akkerbouwbedrijf zonder vee. De getoonde schema's geven vereenvoudigd de nutriëntenstromen van het bedrijfssysteem; de belangrijkste nutriëntencompartimenten, de nutriëntenstromen tussen de compartimenten, en de nutriëntenaanvoer van elders. Het verschil tussen totale aanvoer naar het bedrijf en de totale afvoer van het bedrijf van voortgebrachte producten, geeft het nutriëntenoverschot weer. Het nutriëntenoverschot is een maat voor de niet direct benutte nutriënten (zie kader 9).

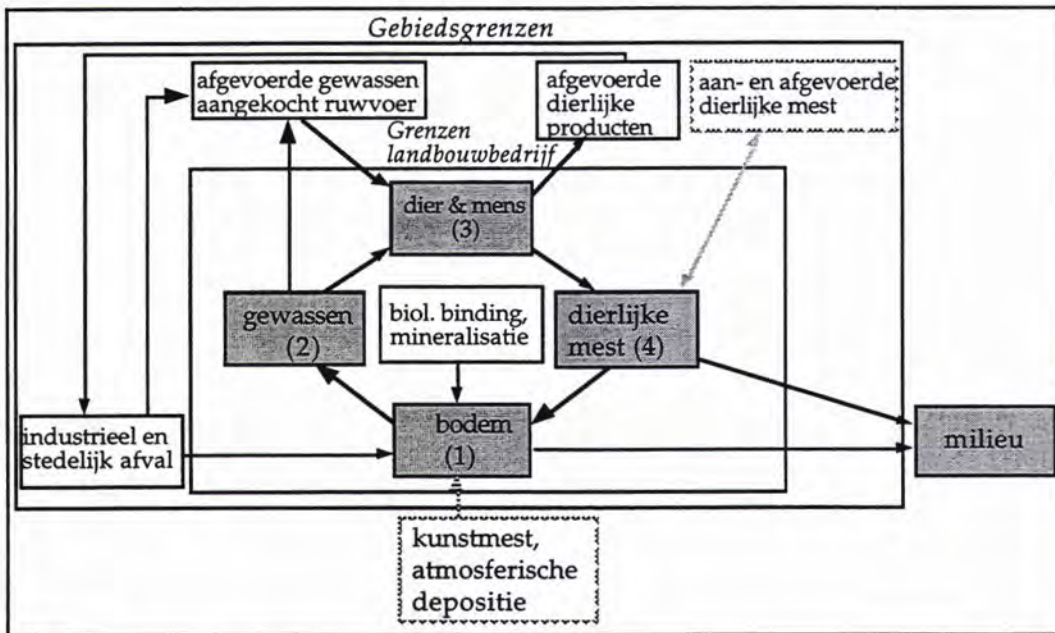
Kader 9) Nutriëntenoverschotten en nutriëntenbenutting

Nutriëntenbenutting: De verhouding tussen totale afvoer van nutriënten in nuttig product en totale aanvoer van nutriënten is een maat van de benutting van de aangevoerde nutriënten binnen het bedrijfssysteem. Het complement van benutting is niet automatisch verlies; de niet benutte nutriënten zijn pas verloren voor gewasproductie nadat ze het bedrijfssysteem hebben verlaten, via uitspoeling, afspoeling, erosie en vervluchtiging (zie ook bijlage III). Naarmate de nutriëntenbenutting lager is, is het nutriëntenoverschot hoger.

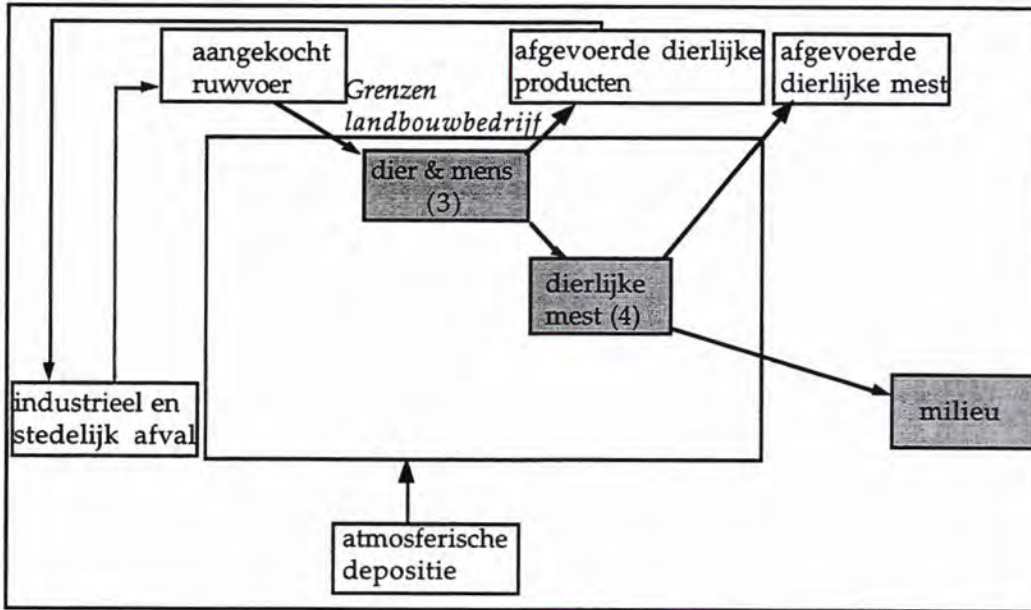
Voor Nederlandse akkerbouwbedrijven varieert het gemiddelde stikstofoverschot van 50 tot 200 kg per ha per jaar en de verhouding tussen afvoer en aanvoer tussen 0,4 en 0,7. Voor Nederlandse melkveebedrijven met grasland en maisland varieert het gemiddelde stikstofoverschot van 200 tot 500 kg per ha per jaar en de verhouding tussen afvoer en aanvoer tussen 0,15 en 0,35 (112). Hoewel de variatie binnen de bedrijfssystemen (sectoren) groot is, samenhangend met de eerder genoemde abiotische en bio-

tische factoren en met de bedrijfsvoering, is het duidelijk dat de stikstofbenutting op een veehouderijbedrijf geringer is dan op een akkerbouwbedrijf. De geringe benutting op een veehouderijbedrijf hangt samen met hogere verliezen doordat òn verliezen optreden bij de plantaardige productie, òn bij de dierlijke productie, òn bij het herbenutten van de bij de dierlijke productie ontstane reststoffen mest en urine (zie figuur 20).

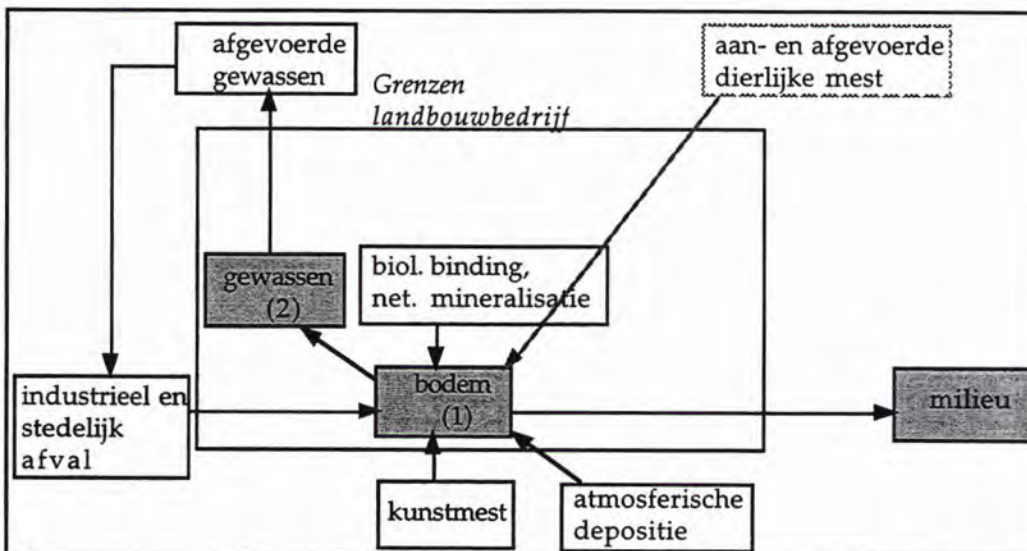
De hiervoor genoemde verschillen tussen plantaardige en dierlijke bedrijfssystemen in nutriëntenoverschotten en nutriëntenbenutting hangen dus samen met de verschillen in nutriëntenstromen, met verschillen in de lengte van de 'nutriëntenketen' tussen de systemen (zie figuren 20 – 22). Daarenboven zijn er andere controlerende factoren, die min of meer specifiek zijn voor de onderscheiden bedrijfssystemen. Die factoren worden hieronder beknopt toegelicht.



Figuur 20. Schema van de nutriëntenstromen van een grondgebonden veehouderijbedrijf. Binnen het bedrijf zijn vier nutriëntencompartimenten onderscheiden (1 t/m 4). Er vindt aanvoer plaats van nutriënten via aangekocht voer, kunstmest en biologische stikstofbinding en atmosferische depositie. Afvoer van nutriënten gebeurt via dierlijke producten, mest en verliezen door uitspoeling, afspoeling, erosie en verfluchtiging (naar 112).



Figuur 21. Schema van de nutriëntenstromen van een gespecialiseerd veehouderijbedrijf zonder grond. Binnen het bedrijf zijn twee nutriëntencompartimenten te onderscheiden (3 en 4) (naar 112).



Figuur 22. Schema van de nutriëntenstromen van een akkerbouwbedrijf. Binnen het bedrijf zijn twee nutriëntencompartimenten te onderscheiden (1 en 2) (naar 112).

Akkerbouwbedrijven

Een akkerbouwbedrijf heeft een drie-, vier-, zes-, of achtjarige rotatie, met bijbehorende grondbewerking en bouwplanbemesting, afhankelijk van de bedrijfsvoering. De teelt en verzorging van het gewas op een perceel wordt sterk bepaald door wat er in

het voorafgaande jaar is geteeld. Verschillen tussen percelen en tussen jaren, voor één en hetzelfde perceel, in nutriëntenbenutting en -verlies kunnen dan ook aanzienlijk zijn. De nutriëntenbenutting en het nutriëntenverlies op bedrijfsniveau worden berekend als het gewogen gemiddelde van de nutriëntenbenutting en het nutriëntenverlies van de individuele percelen, gewogen over een geheel seizoen, inclusief het winterseizoen. Voor bedrijven met vollegrondsgroenten gelden dezelfde regels. Omdat de verschillen tussen jaren vaak groot zijn, vooral door verschillen in weersomstandigheden, en de verschillende gewassen niet in gelijke mate door variaties in weersgesteldheid worden beïnvloed, is het beter (betrouwbaarder) schattingen van nutriëntenbenutting en nutriënteverliezen te baseren op een gehele rotatie, of over meerdere rotaties. Residuaire effecten (zoals opname van in de bouwvoor achtergebleven nutriënten door een volggewas) worden dan ook meegenomen. Schattingen van nutriëntenoverschotten, -benutting en -verliezen op bedrijfsniveau verkregen over meerdere rotaties zullen dan veel minder variatie vertonen dan de schattingen die zijn weergegeven in de rapportages van de Projectgroep Verliesnormen (1, 2).

Veehouderijbedrijven zonder land

Gespecialiseerde veebedrijven zonder grond richten zich volledig op het voortbrengen van dierlijke producten. Alle voer wordt aangekocht, alle mest wordt afgevoerd. Nutriëntenverliezen en nutriëntenbenutting worden bepaald door de benutting van het aangekochte voer door het vee en door verliezen in de stal en mestopslagen. Bij de berekening van de nutriëntenbenutting en nutriëntenverliezen van deze bedrijfs-systemen worden de verliezen die optreden bij de productie van het voer en bij de herbenutting van de nutriënten in de mest niet betrokken. Dit betekent dat het berekende verlies en de berekende benutting niet alleen door managementkwaliteiten, weer en bodem worden bepaald, maar ook door bedrijfsopzet. Van belang zijn onder andere de mate van menging van plantaardige en dierlijke productie en de mate van zelfvoorziening voor wat betreft veevoer (dus welk deel van de ruwvoerbehoefte van vee op het eigen bedrijf geproduceerd wordt) (112).

Veehouderijbedrijven met land

De meeste veehouderijbedrijven zijn grondgebonden en hebben grasland- en maïspcelen, stallen en mestopslagsystemen. Nutriëntenverliezen en nutriëntenbenutting worden bepaald door wat er op de grasland- en maïspcelen gebeurt, hoe het vee het geoogste gras en maïs benut en door wat er in de stal en mestopslagen plaatsvindt. De nutriëntenkringloop van veehouderijbedrijven met grasland en/of maïslan-d is zeer complex en het aantal controlerende factoren groot. Hergebruik van nutriënten

uit mest en urine van het vee is een belangrijke factor. Een andere belangrijke factor voor de nutriëntenbenutting is de aanvoer van veevoer van buiten het bedrijf. Door aankoop wordt het nutriëntenoverschot, dat gepaard gaat met de veevoerproductie, afgewenteld naar het bedrijf dat het veevoer heeft geproduceerd. Een bedrijf dat voor de veevoeding volledig zelfvoorzienend is, doet dat niet. Gemengde bedrijven combineren eigenschappen van een akkerbouwbedrijf en een veehouderijbedrijf. Een veehouderijbedrijf met grasland en maïslaan is dus een gemengd bedrijf.

Fosforoverschotten, uitgedrukt in kg P per ha per jaar, zijn in de grondgebonden veehouderij ongeveer gelijk aan die in de akkerbouw. De meeste bedrijven hadden in het begin van de jaren negentig een overschot ter grootte van 10 tot 40 kg P per ha per jaar. Op veebedrijven met een hoge veedichtheid is dat overigens veel meer. Voor de benutting van fosfor op bedrijfsniveau maakt het niet zo veel uit of de kringloop beperkt is tot alleen de plantaardige productie of dat er zowel plantaardige en dierlijke productie plaatsvindt. De fosfor uit dierlijke mest kan goed worden hergebruikt en er vinden nagenoeg geen verliezen plaats in stal- en mestopslagen. Mits de veedichtheid niet hoog is, zijn de fosforoverschotten niet verschillend tussen bedrijfssystemen. Bij hoge veedichtheid wordt de hoogte van de fosforoverschotten op veehouderijbedrijven bepaald door de aankoop van veevoer en is dus gerelateerd aan de veedichtheid per ha.

Overige productiesystemen

De boomteelt vormt met veeljarige teelten en de verwijdering van boom met kluit een aparte categorie. Het bedrijf voert met het product een deel van het grondkapitaal af, en is daardoor genoodzaakt grond met nutriënten aan te kopen. Glastuinbouwbedrijven met substraatteelt telen jaarrond en zonder grond. Water en nutriënten worden via het substraat gerecirculeerd, totdat het zoutgehalte een niveau heeft bereikt waardoor het voor plantenvoeding onbruikbaar is geworden en wordt geloosd op het oppervlaktewater. Nutriëntenbenutting en verliezen worden in de substraatteelt dus sterk bepaald door de benutting van de toegediende nutriënten door het gewas en door de waterkwaliteit.

Samenvatting

De verschillen in nutriëntenbenutting en nutriëntenverliezen tussen bedrijfssystemen zijn vooral groot voor stikstof. Analyse van de verschillen tussen bedrijfssystemen verschaft inzicht in de sturende factoren van plantaardige en dierlijke productie. Die analyse geeft ook aan hoe het afwentelingsmechanisme werkt bij bedrijven die voer

en vee aankopen en of mest afvoeren. Deze kennis kan benut worden om bedrijfsconcepten te ontwikkelen met minimale verliezen. Alleen voor een volledig zelfvoorzienend bedrijfssysteem kan een niet-vertekende schatting worden gemaakt van de nutriëntenverliezen en nutriëntenbenutting. Analyse van de onderliggende processen en interne nutriëntenstromen op het bedrijf kan uitsluitend geven over perspectieven voor verbetering van de nutriëntenbenutting en vermindering van verliezen op bedrijfsniveau.

5.3. NUTRIËNTENOVERSCHOTTEN OP BEDRIJFSNIVEAU IN OMRINGENDE LANDEN

Stikstof

In ons omringende landen is voor vergelijkbare bedrijfssystemen het gemiddelde stikstofoverschot per ha veel kleiner, maar de verhouding tussen afvoer en aanvoer verschilt niet veel met die in Nederland. Dat geldt niet voor extensieve systemen met een negatief nutriëntenoverschot. Laatstgenoemde systemen combineren een lage productie met een verdere uitputting van het systeem.

Tot halverwege de jaren tachtig lag in veel landen in Oost- en Centraal Europa de totale aanvoer van nutriënten, in kg per ha per jaar, op een niveau dat vergelijkbaar is met dat in veel Westeuropese landen. De afvoer was echter kleiner en daardoor het nutriëntenoverschot relatief hoog. In Polen is na de overgang van een centraal geleide economie naar een markteconomie de subsidie op kunstmest vervallen en daardoor het gebruik van kunstmest fors verminderd (113). De stikstofoverschotten op bedrijfsniveau zijn daardoor eveneens fors verminderd, maar vreemd genoeg is de verhouding tussen stikstofafvoer en -aanvoer op de akkerbouw- en veehouderijbedrijven op een lager niveau dan dat in Nederland gebleven. Deze verschillen wijzen op intrinsieke verschillen in abiotische en biotische factoren en in bedrijfsvoering tussen de landen, hoewel ook verschillen in databeschikbaarheid, data-acquisitie en andere artefacten een rol kunnen spelen. Een systematische analyse van de oorzaak van verschillen tussen landen in nutriëntenbenutting op bedrijfsniveau zou hier meer informatie over kunnen geven.

Stikstof is een mobiel nutriënt, vooral in geoxideerde vorm, en het stikstofoverschot is dan ook een maat voor de totale stikstofverliezen. Bij overschotten vindt immers nagenoeg geen voorraadvorming in de bodem plaats. Het omgekeerde geldt ook; bij het achterwege laten van stikstofbemesting daalt de opbrengst snel en fors. Weliswaar zit er in de bodem 5.000 - 15.000 kg per ha aan organisch gebonden stikstof opge-

slagen, maar deze voorraad kan het gewas niet zomaar aanspreken indien de aanvoer van stikstof via bemesting zou verminderen. Het feit dat het gewas bij onvoldoende aanvoer van stikstof via bemesting de voorraad stikstof in de bodem niet kan aanspreken is de belangrijkste reden dat de gewasopbrengst snel terugvalt, indien de stikstofbemesting terugvalt. Dit is een belangrijke oorzaak voor de sterke terugval in de productie in Oost en Centraal Europa na de omwenteling.

Fosfor

In ons omringende landen ligt het fosforoverschot op gemiddelde akkerbouw- en veehouderijbedrijven in dezelfde orde van grootte of lager. In de buurlanden wordt relatief meer fosfor via kunstmest en minder via veevoer aangevoerd. In Polen is na de overgang het fosforoverschot, gemiddeld over alle landbouwgronden, gedaald van 19 kg P per ha in 1984 tot 4 kg per ha in het begin van de jaren negentig. Tegelijkertijd is de verhouding tussen afvoer en aanvoer van fosfor gestegen van 0,12 naar 0,3 (113). In Zweden en Denemarken was het gemiddelde fosforoverschot in 1995 ongeveer 7 kg per ha, en de verhouding tussen afvoer en aanvoer 0,35 in Zweden en 0,56 in Denemarken. In Litouwen was het gemiddelde fosforoverschot in 1995 minder dan 1 kg per ha en de verhouding tussen afvoer en aanvoer 0,68 (114).

5.4. BEDRIJFSVOERING EN NUTRIËTENGEBRUIK IN DE PRAKTIJK

Er is een toenemende aandacht in het onderzoek voor in de praktijk aanwezige verschillen in bedrijfsvoering en bedrijfsstijl. Hierbij staan centraal:

- relaties tussen bedrijfsvoering en opbrengst en
- relaties tussen bedrijfsvoering en nutriëntenbenutting en tussen bedrijfsvoering en milieubelasting door nutriëntenverliezen uit landbouwsystemen.

In de literatuur is een breed scala te vinden aan indelingen voor bedrijfsvoeringen. Indelingen kunnen per onderzoek verschillen, afhankelijk van het doel van de studie. In deze paragraaf wordt niet verder ingegaan op de achtergronden van de gebruikte indelingen. De term 'bedrijfsvoering' wordt in deze paragraaf generiek toegepast voor 'het geheel van de stijl van bedrijfsvoering met bijbehorende bedrijfsdoelstellingen en management'. Aangegeven zal worden wat de relatie is tussen de onderscheiden bedrijfsvoering en nutriëntenoverschotten en nutriëntenbenutting.

Indelingen naar bedrijfsvoering

Een veel voorkomende hoofdingeling is die van:

- gangbare landbouw,
- geïntegreerde landbouw en
- biologische landbouw.

Vergeleken met gangbare landbouw legt geïntegreerde landbouw de aandacht meer op kostenbesparing en kwaliteitsbewaking en minder op opbrengst(verhoging). Er wordt naar gestreefd om zoveel mogelijk de aangevoerde hulpstoffen (kunstmest, gewasbeschermingsmiddelen) te vervangen door ecologische kennis en arbeid. De biologische landbouw verbiedt het gebruik van kunstmest en chemische gewasbeschermingsmiddelen. Als stroming binnen de biologische landbouw houdt de biologisch-dynamische landbouw bovendien rekening met kosmische invloeden. Zowel voor de biologische als geïntegreerde landbouw bestaan richtlijnen voor de bedrijfsvoering. Het zijn over het algemeen 'middelvoorschriften', dat wil zeggen als de richtlijnen worden nagevolgd dan wordt voldaan aan het predikaat biologisch of geïntegreerd, ongeacht het resultaat (bijvoorbeeld gewasopbrengst, nutriëntenoverschotten, nutriëntenbenutting). Overigens worden deze richtlijnen in de praktijk verschillend ingevuld.

In de akkerbouw en vollegrondsgroenteteelt wordt een verdere onderverdeling naar bouwplan (3-, 4-, 6-jarige rotaties) toegepast. Soms wordt de nadruk gelegd op de neventak, bijvoorbeeld akkerbouw met kippenhouderij. In de melkveehouderij wordt een indeling naar veedichtheid, naar intensiteit, toegepast. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen extensieve bedrijven, bijvoorbeeld bedrijven met minder dan 1,5 GVE (Groot Vee Eenheid) per ha of minder dan 8.000 liter melkquotum per ha, gemiddelde bedrijven en intensieve bedrijven, bijvoorbeeld bedrijven met meer dan 3 GVE per ha of meer dan 20.000 liter melk per ha.

Een indeling gebaseerd op de toekomst is die van de natuurbeherende extensieve landbouw en marktgeoriënteerde intensieve landbouw. In sociologische studies wordt het karakter van de boer vaak centraal gesteld. Van der Ploeg *et al.* (115) onderscheiden:

- fokkers
- dubbeldoelers,
- koeienboeren,
- trekker- of machineboeren,
- intensieve boeren,

- grote boeren,
- optimale boeren en
- zuinige boeren.

Over al deze indelingen heen wordt vaak een gebiedsindeling geprojecteerd. Voor de kleigronden worden verschillen in bedrijfsvoering waargenomen tussen zuidwestelijk, centraal en noordelijk kleigebied. Zandgronden worden ingedeeld naar zuidoostelijke, oostelijke en noordoostelijke zandgebieden. Veengronden worden ingedeeld in Utrecht-Zuidhollands veenweidegebied, Friesland-Overijssels veenweidegebied en Veenkoloniën.

Relatie met nutriëntenbenutting en -overschotten

Algemeen

Vergelijking van de nutriëntenbenutting en nutriëntenoverschotten tussen bedrijven met een verschillende bedrijfsvoering wordt gecompliceerd door de ongelijke grootte van de populaties en door het ontbreken van 'echte herhalingen'. Dit geldt bijvoorbeeld ook voor de vergelijking van de biologische, geïntegreerde en gangbare landbouw. Van het totale oppervlak landbouwgrond in Nederland van 1.965.000 ha in 1995 stond 0,65% geregistreerd als biologische landbouw. Bij geïntegreerde landbouw gaat het om een 40-tal akkerbouwbedrijven met circa 3000 ha, dat wil zeggen om 0,15% van het totale landbouwoppervlak. Toch kunnen op grond van verschillende praktijkonderzoeken algemene trends aangegeven worden.

Biologische en geïntegreerde akkerbouwbedrijven

Köster (116) geeft een uitgebreid overzicht van de karakteristieken en resultaten van biologische en geïntegreerde akkerbouw in Nederland. De gewasopbrengsten in de biologische landbouw zijn structureel lager dan in de gangbare landbouw, de bouwplannen veel ruimer (teeltfrequentie van aardappelen is 1:6 of 1:8 tegen 1:3 of 1:4 in de gangbare landbouw), de stikstofoverschotten zijn veel lager en de fosforoverschotten vergelijkbaar met die in de gangbare landbouw. In 1995 was het gemiddelde overschot op 24 biologische akkerbouwbedrijven 18 kg P per ha per jaar (range < 0 - 80). Het gemiddelde N-overschot was 31 kg per ha. In deze schatting is de aanvoer via biologische stikstofbinding door leguminosen niet meegerekend. Indien dit wel wordt gedaan, dan is het stikstofoverschot circa 100 kg N per ha per jaar, dat wil zeggen ruim 50 kg per ha minder dan op gangbare akkerbouwbedrijven in hetzelfde jaar. De verhouding tussen afvoer van fosfor en stikstof in geoogste producten en aanvoer van fosfor en stikstof is in de biologische landbouw gemiddeld genomen vergelijkbaar met

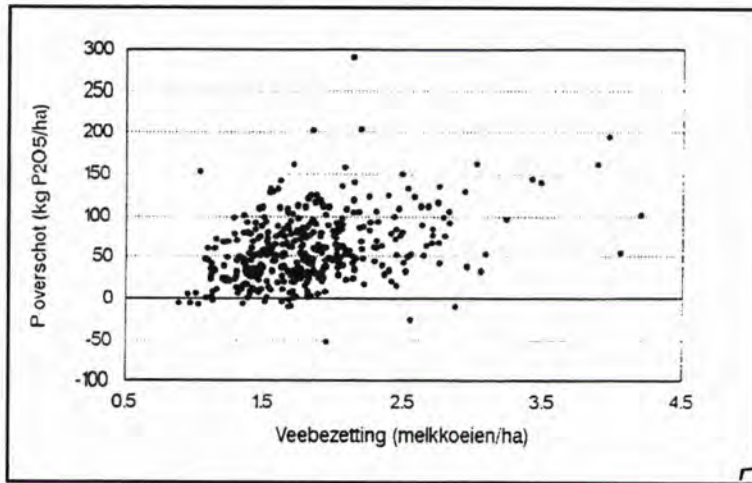
die in de gangbare landbouw. Tegenover lagere opbrengsten en dus lagere afvoer van nutriënten staan lagere nutriëntenoverschotten, vooral voor stikstof. Fosforoverschotten zijn relatief hoog omdat organische mest als stikstofbron wordt gebruikt en met de mest ook fosfor wordt aangevoerd. De nutriëntenbenutting in de biologische landbouw wordt ongunstig beïnvloed door een hogere frequentie van ziekten en (onkruid)plagen, ten opzichte van de gangbare landbouw.

De 38 bedrijven, die in 1989 startten in het project 'innovatiebedrijven geïntegreerde akkerbouw' zagen het stikstofoverschot in één jaar dalen van gemiddeld 160 naar 117 kg per ha en het fosforoverschot van 35 naar 14 kg P per ha (117), vooral door een verminderd kunstmestgebruik. Een verdere daling van de nutriëntenoverschotten in de jaren daarna vond echter niet plaats. Meer dan de helft van de bedrijven had op het laatst een negatief fosforoverschot ($P\text{-afvoer} > P\text{-aanvoer}$). Dit hing samen met een hoge fosfaattoestand van de bodem waarbij een lage fosforgift kan worden toegepast. Het stikstofoverschot was gerelateerd aan de arealen aardappelen en suikerbieten en aan het gebruik van dierlijke mest. Hoe meer aardappelen en suikerbieten hoe hoger het overschot. En naarmate de verhouding tussen het gebruik van organische mest en gebruik van kunstmest toenam, nam ook het stikstofoverschot toe. Het project van de 38 bedrijven met geïntegreerde akkerbouw toont aan dat door begeleiding en gerichte voorlichting de nutriëntenoverschotten snel kunnen dalen. Omdat de opbrengsten niet of nauwelijks zijn gedaald is de nutriëntenbenutting op deze bedrijven toegenomen. Een verdere daling van de nutriëntenoverschotten en een mogelijke toename van de nutriëntenbenutting vond niet plaats omdat de boeren naar hun idee op het 'scherpst van de snede' aan het bemesten waren. Een verdere vermindering leidt volgens hen tot een te groot risico op opbrengstdaling en/of kwaliteitsvermindering van de producten.

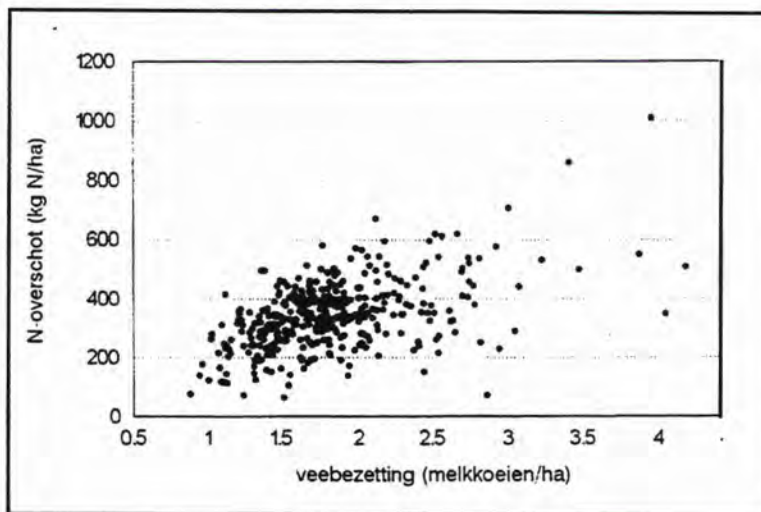
De gangbare veehouderij

In de gangbare veehouderij is het nutriëntenoverschot gerelateerd aan de veedichtheid; hoe hoger de veedichtheid hoe hoger het nutriëntenoverschot. Echter, de verschillen binnen de onderscheiden populaties van bedrijven met een bepaalde veedichtheid is veel groter dan de verschillen tussen de gemiddelden van de onderscheiden populaties. Een representatieve steekproef van de veehouderijbedrijven in Nederland, uitgevoerd door het boekhoudnet van LEI-DLO (118) geeft dat duidelijk aan (figuren 23 en 24). Er zijn extensieve bedrijven met lage en hoge overschotten en er zijn intensieve bedrijven met lage en zeer hoge overschotten. De verhouding tussen afvoer en aanvoer van nutriënten is in de praktijk slechts in geringe mate gecorreleerd

met de intensiteit van de bedrijfsvoering. Dat geldt ook voor de verhouding tussen nutriëntenafvoer in nuttig product en nutriëntenoverschot. Met andere woorden, in de praktijk is de variatie in overschotten en verliezen groter dan de variatie in nutriëntenbenutting. Het nutriëntenoverschot uitgedrukt in kg per ha varieert meer dan de verhouding tussen afvoer en aanvoer en tussen afvoer en overschot.



Figuur 23. Relatie tussen veebezetting als maat voor de intensiteit van de bedrijfsvoering en fosfaatoverschot (kg per hectare per jaar) van gespecialiseerde melkveehouderijbedrijven (bron boekhoudnet LEI-DLO, 118).



Figuur 24. Relatie tussen veebezetting als maat voor de intensiteit van de bedrijfsvoering en stikstofoverschot (kg per hectare per jaar) van gespecialiseerde melkveehouderijbedrijven (bron boekhoudnet LEI-DLO, 118).

De variantie van de stikstofoverschotten en fosfaatoverschotten op gespecialiseerde melkveehouderijbedrijven, blijkt niet veel beter verklaard te worden als een onderscheid gemaakt wordt tussen verschillende abiotische omstandigheden zoals het

bodemtype (119). Kennelijk spelen zoveel factoren tegelijkertijd een rol dat niet één zeer dominante factor aan te wijzen is. Eerder in dit hoofdstuk is al gewezen op de invloed van de bedrijfsopzet. Zo kan op een boerderij met een lage veedichtheid een grote ruwvoerproductie nagestreefd worden, bijvoorbeeld om dit te verkopen aan boeren met een ruwvoertekort. Hierdoor kunnen bij een lage veedichtheid toch relatief hoge nutriëntenoverschotten voorkomen. Anderzijds kunnen boeren met een hoge veedichtheid op hun bedrijf de bedrijfsvoering sneller hebben aangepast om nutriëntenoverschotten te beperken, dan boeren met een lage veedichtheid. De rol (stijl, houding enzovoort) van de boer zou dan ook wel eens van groter belang kunnen blijken te zijn, dan tot nog toe werd aangenomen. Overigens spelen bij de variantie in gemeten nutriëntenoverschotten ook verschillen tussen omstandigheden in verschillende jaren een rol. Stikstofoverschotten kunnen voor een bedrijf in verschillende jaren al snel 25 tot 50 kg/ha jr variëren, voor fosfaat is een verschil in de grootte-orde van 10 kg P₂O₅/ha jr gangbaar (120).

Biologische melkveehouders, koeienboeren en trekkerboeren

In de biologische melkveehouderij zijn de nutriëntenoverschotten lager dan in de gangbare veehouderij. Dit geldt vooral voor stikstof. Echter, de variatie in de verhouding tussen afvoer en aanvoer (output en input) of tussen overschot en afvoer is in de biologische veehouderij in Nederland van dezelfde orde van grootte als in de gangbare veehouderij (121).

Er blijkt enig verband tussen de door Van der Ploeg *et al.* (115) onderscheiden bedrijfstijlen en de grootte van het nutriëntenoverschot. Zo blijken bijvoorbeeld koeienboeren een hogere verhouding tussen afvoer en aanvoer te realiseren dan trekkerboeren. De koeienboeren letten meer op de melkproductie per koe dan trekkerboeren en realiseren daardoor een hogere melkproductie bij vergelijkbaar niveau van stikstofaanvoer. De verschillen tussen de onderscheiden bedrijfstijlen in nutriëntenbenutting zijn echter gering, in de orde van grootte van 2% (absoluut 0,17 versus 0,15) en de variatie binnen de onderscheiden populaties groot. Blijkbaar is de door Van der Ploeg *et al.* (115) gekozen indeling van bedrijfstijlen ook niet erg diagnostisch voor nutriëntenbenutting.

Samenvatting

Nutriëntenoverschotten op bedrijfsniveau zijn gerelateerd aan bedrijfsvoering. Extensieve bedrijven hebben lagere overschotten dan intensieve bedrijven. Nutriëntenbenutting, uitgedrukt in gerealiseerde producten per eenheid nutriëntenaanvoer, of in gerealiseerd producten per eenheid nutriëntenoverschot, blijken in de praktijk slechts beperkt gerelateerd te zijn aan de nu bekende indelingen van bedrijfstijlen. De be-

langrijkste redenen voor het ontbreken van een duidelijk verband tussen nutriëntenbenutting en bedrijfstijl is waarschijnlijk gelegen in het feit dat de huidige indelingen in bedrijfstijl en bedrijfsvoering niet primair zijn gericht op nutriëntenbenutting. Indelingen in bedrijfstijl zijn gebaseerd op bijvoorbeeld intensiteit van de bedrijfsvoering, op het al dan niet gebruik van kunstmest en chemische gewasbeschermingsmiddelen, of op karakter en voorkeur van de boer.

5.5. BEDRIJFSVOERING EN NUTRIËTENGEBRUIK OP PROEFBEDRIJVEN

Onderzoek naar het verminderen van nutriëntenoverschotten op proefbedrijven is globaal onder te verdelen in:

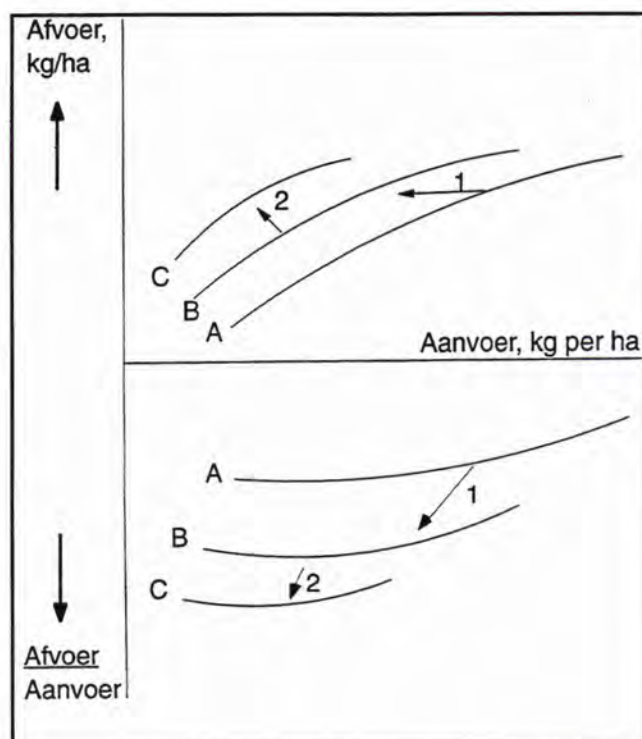
- Onderzoek waaraan praktijkboeren deelnemen en waarbij geen ingrijpende systeeminnovaties plaatsvinden, maar waarbij het traject naar bemesting 'op het scherpst van de snede' en optimalisering van nutriëntenmanagement wordt verkend.
- Onderzoek waarin de resultaten van structurele veranderingen in de bedrijfsopzet worden verkend.

Deze indeling sluit aan bij twee stadia die kunnen worden onderscheiden in de ontwikkeling van de nutriëntenbenutting als functie van nutriëntenaanvoer op bedrijven. In het eerste stadium wordt het nutriëntenmanagement binnen bestaande systemen in de praktijk geoptimaliseerd; in het tweede stadium worden systeeminnovaties gepleegd.

Deze stadia zijn in figuur 25 conceptueel weergegeven:

- de verschuiving in de relatie tussen aanvoer en afvoer in nuttig product van curve A naar curve B volgens vector 1 geeft de ontwikkeling in het eerste stadium weer en
- de verschuiving in de relatie tussen aanvoer en afvoer in nuttig product van curve B naar curve C volgens vector 2 geeft de ontwikkeling in het tweede stadium weer.

Merk op dat afvoer in nuttig product hier synoniem is voor landbouwkundige productie, zij het dat deze niet is uitgedrukt in kg droge stof opbrengst, maar in kg geogst nutriënt. Het effect van van deze ontwikkelingen op de verhouding tussen afvoer en aanvoer is in het onderste diagram van de figuur weergegeven.



Figuur 25. Conceptueel schema van de relatie tussen aanvoer van nutriënten op een bedrijf en afvoer via nuttige producten voor de gangbare landbouw (curve A), voor intensief begeleide bedrijven (curve B) en voor innovatieve bedrijfssystemen (curve C). De pijlen 1 en 2 twee geven de richting aan van de effecten van respectievelijk intensieve voorlichting en systeeminnovaties. De onderste helft van de figuur geeft dezelfde effecten weer voor nutriëntenbenutting (verhouding tussen afvoer en aanvoer).

Eerste stadium: betere benutting, minder aanvoer

Door gerichte begeleiding en voorlichting wisten de akkerbouwers de nutriëntenoverschotten fors te verminderen in het project geïntegreerde akkerbouw. Vergelijkbare resultaten zijn gerealiseerd op de Embeperk-bedrijven, MDM-bedrijven, DELAR-bedrijven en bij diverse studieclubs (zie kader 10). Door analyse van de nutriëntenstromen op het bedrijf, door begeleiding en gericht sturen van de bemesting blijkt er in de praktijk heel veel te verbeteren. De verbeteringen worden in praktijk gebracht tot een niveau waarvan de boer vindt dat het risico voor opbrengstderving en/of kwaliteitsvermindering onacceptabel hoog ligt. De perceptie van risico verschilt van boer tot boer. Extreme voorvallen in het verleden blijken in sterke mate het accepteren van risico te beïnvloeden. Een topopbrengst van acht jaar geleden blijft in het geheugen gegrift en wordt als norm gesteld. Dat geldt ook voor de droogte in 1976 en de wateroverlast in 1985. Er is relatief weinig kwantitatieve informatie bekend, over de precieze achtergrond en de omvang van risicomijdend gedrag bij de bemesting

in de praktijk. Ook is weinig bekend over hoe risicomijdend gedrag in de praktijk kan verminderen.

Door begeleiding en voorlichting blijkt het in de praktijk net als op de bovengenoemde proefbedrijven mogelijk te zijn om nutriëntenoverschotten in korte tijd fors naar beneden te brengen bij gelijkblijvende afvoer van nutriënten in nuttig product. De maatregelen die nodig zijn om deze vermindering van de nutriëntenoverschotten te realiseren zijn gemiddeld genomen kostprijsneutraal. Een verdere verschuiving in de richting van vector 1 in figuur 25 wordt geblokkeerd door risicomijdend gedrag en doordat de praktijk tegen grenzen aanloopt binnen de gangbare bedrijfsvoering.

Tweede stadium: systeeminnovaties

Alleen door innovaties in het systeem, door structurele verbeteringen in de bedrijfsvoering en door verhoging van de productiviteit kan een verdere verhoging van de verhouding tussen afvoer en aanvoer worden gerealiseerd. In figuur 25 is dat weergegeven door de overgang van curve B in curve C via peil 2. De innovaties gaan gepaard met een gelijktijdige vermindering van de aanvoer en verhoging van de afvoer.

Op proefbedrijven kunnen risico's voor opbrengsderving op perceels- en systeemniveau experimenteel worden bepaald en kunnen de grenzen van de nutriëntenbenutting en -overschotten van verschillende bedrijfsvoeringen worden verkend. Een goed voorbeeld hiervan is het proefbedrijf voor melkveehouderij en milieu De Marke. Ook De Lovinkhoeve en De Minderhoudhoeve zijn proefbedrijven waar de mogelijkheden worden verkend en grenzen worden verlegd. Kenmerkend voor deze bedrijven is dat ze gelijktijdig economische doelen en milieudoelen nastreven. De zwakke schakels in de nutriëntenkringloop in de productiesystemen worden geïdentificeerd en geanalyseerd. Voor elk compartiment (zie figuur 20) worden doelen gesteld voor de nutriëntenbenutting. Onderzoeksvragen hierbij zijn wat de marge is in de verhouding tussen afvoer en aanvoer per compartiment en hoe elk compartiment de nutriëntenbenutting op het gehele bedrijf beïnvloedt. De doelen bepalen de bedrijfsvoering en derhalve het resultaat. Indien de gestelde doelen niet worden gerealiseerd wordt de bedrijfsvoering aangepast opdat de doelen wel worden gehaald.

De resultaten op De Marke tonen aan dat de nutriëntenbenutting met een factor twee tot drie is verbeterd ten opzichte van de huidige praktijk, bij een gemiddelde melkproductie van 12.000 kg melk per ha per jaar (122). Het stikstofoverschot (inclusief aanvoer van atmosferische N-depositie en biologische N₂-binding) is in de orde van grootte van 100 kg per ha per jaar en het fosforoverschot varieert van 0 tot 4 kg P per

ha per jaar. De opbrengsten van gras en maïs zijn naar schatting 5 tot 10 procent lager ten opzichte van die bij een gangbare bedrijfsvoering. Deze opbrengstderiving wordt op De Marke gecompenseerd door een 5 tot 10 procent betere benutting van het gewonnen ruwvoer. De systeeminnovaties op De Marke hebben geleid tot een 5% hogere kostprijs per liter geproduceerde melk. Resultaten van de Lovinkhoeve en de Minderhoudhoeve zijn eveneens spectaculair maar nog beperkt in omvang en duur.

Kader 10) Overzicht van genoemde proefbedrijven en praktijkprojecten die gericht zijn op nutriëntenonderzoek.

Embeperk-bedrijven hadden als doel te onderzoeken hoever stikstofemissies beperkt kunnen worden (vandaar de aanduiding embeperk). Het project was in 1988 door het Nederlands Meststoffen Instituut (NMI) opgestart op twee melkveehouderijen waarvan één gelegen is op een zandgrond (Laren) en één op rivierklei (Oosterhoud Gld.). Het project is inmiddels afgerond.

MDM-bedrijven zijn eveneens gericht op het verminderen van nutriëntenoverschotten. (MDM staat voor Management Duurzame Melkveebedrijven). Het project 'MDM' omvat 16 melkveebedrijven met een gangbare bedrijfsvoering. Het project wordt begeleid door het LEI-DLO.

DELAR-bedrijven (DEelAdministratie Rundveehouderij) zijn als gangbaar te beschouwen rundveehouderijbedrijven die een uitgebreidere mineralenregistratie voeren dan op grond van het MINAS verplicht is. Bij het DELAR-project zijn enkele honderden bedrijven betrokken.

De Marke: is het proefbedrijf voor melkveehouderij en Milieu dat is gestart in 1992. Het bedrijf heeft als doel het ontwikkelen en demonstreren van een zo rendabel mogelijk bedrijfssysteem dat voldoet aan de milieunormen. De Marke is een samenwerkingsverband van bedrijfsleven en de Ministeries VROM en LNV.

Proefbedrijf de Minderhoudshoeve: is een proefbedrijf van de Universiteit Wageningen, met deels een ecologische en deels innovatieve conventionele bedrijfsvoering.

Proefbedrijf de Lovinkhoeve: is een ecologisch proefbedrijf van AB-DLO in Marknesse. Verschillenden akkerbouwsystemen en gewasrotaties worden hier vergeleken.

Om de lange-termijn duurzaamheid te bestuderen is voortzetting van de proefbedrijven nodig. Omdat de praktijk zeer divers is zullen meer bedrijven met diverse systeeminnovaties moeten worden uitgetest. Er zijn projecten in voorbereiding om varianten van De Marke op te zetten en te testen. Actieve participatie van boeren is gewenst. Door meerdere systeeminnovaties te testen kan de stijging in kostprijs bij een drastische verbetering van de nutriëntenbenutting ook worden beperkt. Immers, de goedkopere oplossingen komen daardoor sneller bovendrijven, kinderziektes worden eerder onderkend en verholpen.

5.6 CONCLUSIES

Door intensieve begeleiding en voorlichting kunnen de nutriëntenoverschotten van veel landbouwbedrijven worden verminderd met ongeveer een factor twee ten opzichte van de gerealiseerde overschotten in het begin van de jaren negentig. Dit betekent een indicatief overschot van 20 kg P_2O_5 /ha jr. Voor stikstof betekent dit een indicatief overschot van 50- 100 kg N per hectare in de akkerbouw en van ongeveer 150-200 kg N per hectare voor gangbare melkveehouderijbedrijven. Intensieve bedrijven zullen dan wel mest moeten afvoeren.

Systeeminnovaties in combinatie met de bereidheid een risico op derving van gewasopbrengsten te lopen, zijn nodig om de nutriëntenbenutting op bedrijfsniveau verder te verhogen en de nutriëntenoverschotten verder te verminderen.

De relatie tussen veebezetting en fosfaat- en stikstofoverschotten is niet erg direct. Verschillen in bedrijfsvoering en andere deels nog niet onderzochte factoren spelen hierin een rol. Reductie van de veedichtheid op grondgebonden melkveehouderijen hoeft daarom ook bij een relatief hoge veedichtheid niet de eerste stap te zijn.

Het ontbreekt momenteel aan inzicht in de perceptie van de risico's en het draagvlak voor drastische verlaging van de nutriëntenoverschotten. Ook is er nog onvoldoende inzicht in hoe de nutriëntenbenutting met meer dan een factor twee tot drie te verhoogd kan worden. Duidelijk is wel dat door een combinatie van systeemanalyse, scherpe doelstellingen en systeeminnovaties mogelijkheden aanwezig zijn voor verbeteringen met een factor vier en meer, zoals in het project DTO (Duurzame Technologische Ontwikkeling) wordt nagestreefd.

REALISEER JE DAT NIETS OP
ZICHZELF STAAT EN ALLES MET
ELKAAR IN VERBINDING STAAT
LEONARDO DA VINCI

6 LANDBOUWKUNDIGE NUTRIËNTENOVERSCHOTTEN VANUIT ECOLOGISCH PERSPECTIEF

EEN KRUISBESTUIVING TUSSEN DISCIPLINES

In dit hoofdstuk worden nutriëntenoverschotten in landbouwsystemen geanalyseerd vanuit een ecologisch en biologisch perspectief. Door deze interdisciplinaire benadering is gepoogd de voor de werkgroep beschikbare kennis uit de agronomie en de ecologie met elkaar te combineren. In de eerste paragraaf wordt een toelichting gegeven op de analyse. In het vervolg van het betoog wordt de analyse gericht op:

- ecosysteemniveau met specifieke aandacht voor verstoring;
- (landbouw)gewassen en
- het bodemleven.

Tenslotte wordt in een algemene discussie ingegaan op de mogelijke ontwikkelingsrichtingen in de landbouw.

De analyse heeft als doel om een samenhangend beeld te krijgen van de invloed van ecologische en biologische terugkoppelingsmechanismen in natuurlijke systemen en landbouwsystemen.

6.1 OVER DE ANALYSE

Natuurlijke systemen als referentie voor nutriëntencycli in de landbouw

De nutriëntencyclus van landbouwsystemen is 'open' vergeleken met die in natuurlijke systemen. In eerste instantie valt hierbij te denken aan het feit dat in de landbouw producten met nutriënten aan het systeem worden onttrokken, terwijl dit in natuurlijke systemen niet plaatsvindt. Daarom lijkt een vergelijking tussen nutriëntencycli in natuurlijke systemen en agrosystemen niet erg voor de hand liggend. Toch zijn er argumenten om natuurlijke systemen als geschikt referentiekader te beschouwen voor de discussie over nutriëntenoverschotten in landbouwsystemen.

Ten eerste zijn agrosystemen uiteindelijk afgeleid van natuurlijke systemen. De nutriëntencycli worden weliswaar in beide systemen op andere wijze aangestuurd, maar dezelfde soort processen zijn van belang voor het optreden van verliezen uit het systeem en voor verdeling van nutriënten over bodem en vegetatie (c.q. gewas).

Ten tweede zegt het gegeven dat landbouwproducten en dus mineralen worden onttrokken niet alles over de openheid van landbouwsystemen en de omvang van nutriëntenoverschotten. Immers: tussen verschillende landbouwsystemen zijn de verschillen in de mate van geslotenheid van nutriëntencycli aanzienlijk, ook als landbouwsystemen gegroepeerd worden in akkerbouw, veehouderij met grond en zonder grond en de productie-intensiteit. Dit bleek al uit hoofdstuk 5. Verschillen in nutriëntenkringlopen tussen op het oog goed vergelijkbare productiesystemen, zouden daarom toch kunnen samenhangen met biotische en ecologische aspecten.

Bemestingsniveaus of systeemeigenschappen?

Men zou kunnen stellen dat in de ontwikkeling van landbouwsystemen veranderingen zijn aangebracht waardoor de nutriëntenefficiëntie van landbouwsystemen is afgenomen. Bij de analyse van dit fenomeen kan gekeken worden naar het niveau van nutriëntenaanvoer zelf. Zo vergeleek Schröder (123) het optreden van stikstofverliezen in landbouwsystemen met het weglopen van water uit een vergiet: Er loopt meer water weg naarmate er meer water ingegooid wordt. In deze vergelijking is het 'open' karakter van een landbouwsysteem een gegeven net als de aanwezigheid van openingen in een vergiet een gegeven is. Het verminderen (regelen) van verliezen uit het systeem komt volgens deze zienswijze neer op het verminderen (regelen) van de nutriëntenaanvoer. Feitelijk wordt een landbouwsysteem in deze benadering versimpeld tot een eenvoudig regelsysteem waarin de verhoudingen tussen de aanvoer van nutriënten, de afvoer van nutriënten met oogst en de verliezen uit het systeem vastliggen. Er zijn echter ook veranderde eigenschappen van het (landbouwsysteem) zelf aan te wijzen als meer elementaire oorzaken. Hierbij is het de vraag welke ontwikkelingen hebben geleid tot het 'vergietskarakter' van de landbouw. Hiervoor is een systeem-analyse nodig van zowel de productiekant van een systeem als de verlieskant. Er is specifiek aandacht besteed aan (landbouw)gewassen, vee en het bodemleven inclusief mest omdat deze vanuit het oogpunt van nutriëntenmanagement als de meest relevante aspecten van het systeem worden beschouwd.

6.2 VERSTORING VAN ECOSYSTEMEN EN AGROSYSTEMEN EN NUTRIËNTENEFFICIËNTIE

Door de landbouwkundige optimalisatie is er een groot aantal verschillen ontstaan tussen natuurlijke systemen en landbouwsystemen. Enkele relevante aspecten zijn weergegeven in tabel 6. De tabel is geenszins volledig.

Tabel 6. Voorbeelden van verschillen tussen landbouwsystemen en (half)natuurlijke systemen.

Factoren	Agrosysteem	Natuurlijk of halfnatuurlijk systeem
Soort begroeiing	Verstoringsresistente gewassen met hoge groeisnelheid, monocultuur	Afh. van successiestadium; concurrerende, verstorings- en stressresistente planten*
Bodembedekking	Onvolledig en afwezig na oogst (behalve grasland)	Meestal volledig en jaar-rond
Organische stofgehalte bodem	In het algemeen laag	Variabel
Aanbod van nutriënten	Veel anorganisch; aangestuurd van buiten het systeem	Organisch materiaal; biologische processen in het systeem zijn bepalend
Bodembewerking	Intensief; zowel mechanisch als chemisch (toediening bestrijdingsmiddelen); behalve grasland	Uitsluitend bioturbatie
Interne terugkoppeling in nutriëntencyclus	Beperkt tot afwezig	Via C/N-ratio en C/P ratio in bladval; symbiose met bodemorganismen
Beperkende factor voor groei	Veelal licht, vocht en temperatuur	Vele, inclusief nutriënten

* Verstoringsresistentie, stressresistentie en concurrentie zijn verschillende typische overlevingsstrategieën van planten; er is een relatie tussen de overlevingsstrategie van een plant en de mogelijkheid nutriënten efficiënt te benutten. In paragraaf 5.3 wordt hier uitgebreider op ingegaan.

Uit tabel 6 blijkt dat er een groot aantal verschillen zijn tussen agrosystemen en natuurlijke ecosystemen. De verschillen zijn grotendeels terug te voeren op de mate en frequentie van verstoring. In landbouwsystemen volgen versturende gebeurtenissen elkaar snel op. Te noemen zijn: oogsten en bodembewerkingsactiviteiten zoals ploegen, de toediening van bestrijdingsmiddelen, berijding van het land en het toedienen van kunstmest. In het onderstaande wordt besproken hoe dit ten koste kan gaan van het sluiten van nutriëntstromen in het systeem.

Verstoringsfrequentie en ontwikkeling van efficiëntie

De capaciteit van een ecosysteem om nutriënten in het systeem vast te houden, neemt in het algemeen toe met de ecologische ouderdom; verstoring onderbreekt dit proces.

Ernstige verstoring waarbij alle vegetatie wordt vernietigd, wordt algemeen als een beginpunt van de ecologische ontwikkeling van een ecosysteem beschouwd. Ernstige verstoring kan optreden door onder andere: vulkanisme, afzetting van grote hoeveelheden slib en ijs of sneeuw¹. De verstoring vormt het beginpunt van een nieuw systeem waarin eerst pioniersvegetatie domineert die snel beslag legt op de aanwezige grondstoffen (124). Door morfologische aanpassingen van vegetatie, natuurlijke selectie van vegetatie (successie) en bodem-organismen ontwikkelt zich, naarmate de ecologische ouderdom vordert, een systeem met een relatief gesloten nutriënten-cyclus waarin nutriëntenverliezen beperkt zijn. De genetische selectie van planten leidt tot een climaxvegetatie die aangepast is aan de omstandigheden (124). Vele ecosystemen ontvangen niet alleen nutriënten uit organische stof en neerslag maar kunnen door verwerking van het gesteente (bodem materiaal) en stikstof-fixatie toegang tot nutriëntenbronnen krijgen (125). Als de hele vegetatie in een natuurlijk systeem wordt vernietigd, wordt de ecologische ontwikkeling teruggezet en daarmee de efficiëntie die eerder was ontstaan tenietgedaan (124).

In landbouwsystemen wordt de ecologische ontwikkeling feitelijk voortdurend teruggezet in de ecosysteemontwikkeling. De verstoringfrequentie is hier zo hoog dat nutriëntenefficiëntie in beperkte mate tot ontwikkeling kan komen. In de akkerbouw waar geteelde gewassen jaarlijks geheel worden weggenomen bij de oogst en opnieuw worden ingezaaid, is successie zelfs geheel uitgesloten. Feitelijk wordt het systeem bij elke gewasrotatie teruggezet in ontwikkeling. Grasland neemt een tussenpositie in, afhankelijk van de frequentie waarmee herinzaai van gras plaatsvindt.

Van der Werff *et al.* (126) stelden naar aanleiding van een proef met vlas bij verschillende fosfaatdoseringen:

'In alle veld- en kasproeven die we bij lage fosfaatbeschikbaarheid hebben gedaan, blijkt dat de fosfaattoestand van de bodem in het begin van de gewasontwikkeling verklarend is voor de fosfaatopname. Geleidelijk kunnen biologische interacties optreden die bijdragen aan de mobilisering en de opname van fosfaat. (Dat wil zeggen de fosfaattoestand is niet meer de enige verklarende

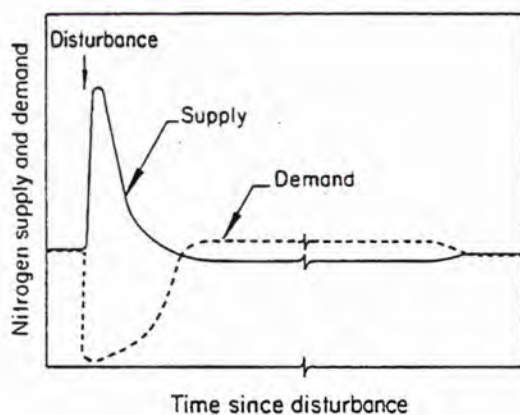
¹ Er zijn ook mildere vormen van verstoring waarbij een deel van vegetatie of van bodemorganismen intact blijven (voorbeelden zijn verbranding, vraat, beschadiging van de plant door urine of het oogsten van gewassen).

factor, red). *De complexere biologische relaties, zoals de symbiose tussen gewas en AM-schimmel (zie pagina 115 e.v.), treden later in de systeemontwikkeling op. Dit is te vergelijken met de ontwikkeling van een pioniersysteem waar de abiotische omstandigheden systeembepalend zijn tot een ontwikkeld systeem met vele interne biotische relaties.*

Dit proces kan met name bij teelten met een heel korte periode tussen zaaien of poten en oogsten (groenten) nauwelijks tot stand komt.

Verstoring en vraag en aanbod van nutriënten

Als een verstoring de vegetatie vernietigt maar het bodemleven ongemoeid laat, ontstaat plotseling een groot aanbod van dood organisch materiaal, waaruit door decompositie mineralen vrijkomen (127, 128). De nutriënten kunnen pas door vegetatie worden opgenomen als hergroei plaatsvindt. De invloed van een dergelijke verstoring op de stikstofbeschikbaarheid en de stikstofbehoefte wordt geïllustreerd in figuur 26. De beschikbare stikstof fractie die niet wordt opgenomen door vegetatie is zeer gevoelig voor verlies. Vernietiging van de vegetatie leidt daardoor tot een toename van verliezen.



Figuur 26. Patroon van het stikstofaanbod in een bodem (doorgetrokken lijn) en de opname door planten (onderbroken lijn) in een natuurlijke ecosysteem na verstoring (128).

De overeenkomst met de akkerbouw is duidelijk. Na de oogst stopt de opname van de voorraad van de nog in de bodem aanwezige nutriënten. Daarnaast blijft een deel van de gewassen als niet oogstbare resten op het land achter en komen de nutriënten

daarin na mineralisatie vrij. Om de minerale stikstof² die achterblijft in de bodem na de oogst van het 'hoofdgewas' (restvoorraad van stikstof) op te laten nemen in gewassen worden wel 'vanggewassen' toegepast. Ondanks de hierdoor geïnduceerde hergroei is de restvoorraad van stikstof na de oogst van diverse gewassen op geïntegreerde akkerbouwbedrijven volgens Schröder *et al.* aanzienlijk (123). De restvoorraad varieerde bij optimale stikstofbemesting van minimaal 25 kg stikstof/ha voor gras, braakliggend terrein en suikerbiet tot 200 kg stikstof/ha bij vlinderbloemigen³, ui, en maïs (123). Als indicatieve maat voor de toelaatbare restvoorraad stikstof is door de commissie Stikstof (129) een voorraad van 35 kg minerale stikstof per ha in de bouwvoor (overeenkomend met de streefwaarde van 25 mg nitraat in grondwater) tot 70 kg minerale stikstof per ha (overeenkomend met 50 mg/l nitraat) voorgesteld. Uit de discussie van Schröder *et al.* komt verder naar voren dat het realiseren van een reductie van 'najaarsverliezen' na de oogst bereikt kan worden door een combinatie van het toepassen van een vanggewas en een sub-optimale stikstofbemesting van gewassen die een grote restvoorraad stikstof achterlaten.

6.3 EFFICIËNTIE VAN LANDBOUWGEWASSEN

De vermindering van efficiëntie door landbouwkundige selectie

Veel landbouwgewassen zijn oorspronkelijk afkomstig uit savannegebieden die nutriënt gelimiteerd zijn. Daardoor is het genetisch uitgangsmateriaal van landbouwgewassen relatief efficiënt en in staat tot een hoge benutting van het nutriënten-aanbod. Door landbouwkundige selectie is deze efficiëntie voor een deel verloren gegaan doordat efficiëntie geen landbouwkundig selectie criterium is geweest en doordat de natuurlijke selectie op deze eigenschap ontbreekt.

Een voorbeeld voor het nutriënt zwavel is de ontwikkeling van de zwavelbehoefte van Koolzaad in een selectieproces dat nota bene gericht was op het verlagen van het gehalte aan de zwavelhoudende verbinding glucosinolaat in de zaden. Bij de selectie werd wel een verlaging van het glucosinolaatgehalte in de zaden met meer dan de helft gerealiseerd (130), maar men slaagde er niet in om de zwavelbehoefte van het gewas te verminderen. De behoefte bedraagt nog steeds ongeveer 60 kg S/ha jr in Duitsland (131) en 90 tot 100 kg S/ha jr in Engeland (132). Het overtollige zwavel komt in de houtjes en de bladeren terecht.

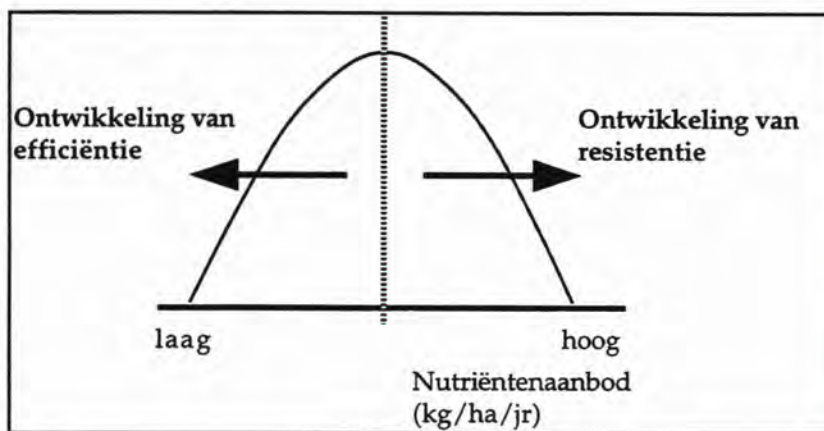
² Hiermee wordt in het algemeen opgelost nitraat en ammonium bedoeld. Van belang is vooral het onderscheid met organisch gebonden stikstof dat op korte termijn veel minder mobiel is.

³ Dit zijn stikstofbindende planten.

De omstandigheden in agrosystemen staan een ontwikkeling naar een efficiënt gewas van een eenmaal naar opbrengst en consumptiekwaliteit uitveredeld gewas in de weg. Dit komt doordat het nutriëntaanbod in de meeste teelten relatief hoog is, zodat efficiëntie ook onder praktijkomstandigheden in de landbouw geen selecterend aspect is. Bij een voortdurend hoog nutriënt-aanbod vindt aanpassing van planten plaats in de richting van nutriëntenresistentie in plaats van nutriëntenefficiëntie. Met resistentie wordt bedoeld dat de plant mechanismen ontwikkelt om bestand te zijn tegen de hoge nutriënteniveaus. Bij hoge niveaus kan met name stikstof toxisch worden voor planten. Bekende neutralisatie-mechanismen zijn:

- Het opslaan van nitraat in de vacuole van de plant (luxe consumptie). Ammonium wordt door amine-vorming gedetoxificeerd. Planten waarbij dit mechanisme zwak ontwikkeld is, worden bij een hoog stikstofaanbod weggeselecteerd (133).
- Het afstoten van bladmateriaal zonder dat nutriënten uit het blad worden geresorbeerd (134). Een voorbeeld is Engels raaigras dat stikstof niet uit afstervend bladmateriaal opneemt voordat het blad wordt afgestoten. Omdat per groeiseizoen zo'n 40% van het blad van Engels raaigras afsterft, blijft relatief veel van de opgenomen stikstof niet voor de plant behouden voor de aanmaak van nieuw bladmateriaal (35, 135).

In figuur 27 is de ontwikkelingsrichting aangegeven bij aanpassing aan een hoog en een laag nutriënt-aanbod.



Figuur 27. Schematische weergave van de selectierichting van genetisch materiaal van planten bij verschillende nutriënteniveaus.

In de fysiologie van de plant is de veredeling op opbrengst en landbouwkundige kwaliteit gepaard gegaan met een afname van de hoeveelheid polymere stoffen (dit zijn koolwaterstoffen met een uitgebreide molecuulstructuur waaruit bijvoorbeeld vezels en houtige structuren van een plant zijn opgebouwd) en een toename van de hoeveelheid mono- en dimeren (relatief kleine koolwaterstoffen zoals eenvoudige fenolzuren, difenolen, maar ook lignine en kurk). Polymeren zijn verdedigingsstoffen tegen plagen zoals schimmels en nemathoden. De selectie op snelle groei heeft geleid tot een hogere gevoeligheid voor ziekten waardoor een grotere aanvoer van bestrijdingsmiddelen nodig is (136).

Landbouwkundige beheersing en morfologische aanpassingen

Landbouwgewassen kunnen hun morfologie (de vorm van de plant) aanpassen aan omstandigheden. Voorbeelden van morfologische aanpassingen op verschillende omgevingsfactoren zijn weergegeven in tabel 7. Het vermogen tot aanpassing is niet bij alle planten even sterk (137, 138). Bij planten met een zogenoemde opportunistische overlevingsstrategie en planten met een competitieve overlevingsstrategie is dit vermogen groot (in kader 11 worden deze begrippen toegelicht). Uit de tabel is op te maken dat competitieve gewassen een vermogen tot efficiënte nutriëntenbenutting hebben dat zich pas manifesteert bij een (relatief) nutriëntengebrek. De theorie van de functionele morfologie gaat ervan uit dat de investering van energie in plantenorganen (blad of wortel) een weerspiegeling is van het aanbod van groeifactoren. De aanpassing van de plant aan het aanbod van groeifactoren komt volgens de functionele morfologie tot uiting in de verhouding tussen de biomassa van bladmateriaal en die van de wortels. Relatief weinig licht leidt dus tot een investering van energie in aanmaak van bladeren; een relatief vocht- of nutriëntengebrek leidt tot aanmaak van extra wortels (139, 140). Waarschijnlijk gaat deze theorie vooral op voor competitieve gewassen. Het spreekt voor zich dat de behoefte aan groeifactoren en optimale onderlinge balans van factoren per plant verschilt. Zo verschilt ook de plantreactie op een fosfaatgebrek met de reactie op stikstofgebrek. Er is dus niet één uniform optimaal niveau van groeifactoren.

Kader 11) De overlevingsstrategie van planten en het vermogen tot morfologische aanpassing.

Door Grime (139) zijn verschillende typische responsen op veranderingen in standplaatseigenschappen van planten onderscheiden. Met deze responsen stellen planten het voortbestaan van genetische materiaal veilig. Deze responsen zijn gecategoriseerd tot de drie overlevingsstrategieën **concurrentie, stresstolerantie en opportunisme**. Er zijn echter veel mengvormen.

Stresstolerantie komt tot stand door natuurlijke selectie op een gebrek aan één of meer groeifactoren. Stresstolerante planten komen bijvoorbeeld voor bij weinig licht (onderbegroeiing in dichte wouden) en in woestijnen (vochtgebrek). De planten kunnen niet snel reageren op verandering van omstandigheden en verstoring.

Competitieve planten en opportunistische planten kunnen zich snel aanpassen aan veranderende omstandigheden. Opportunisten zijn bovendien verstoringsongevoelig. Engels raaigras heeft duidelijk een concurrerentiestrategie (veel bladvorming vanwege de concurrentie om licht) en is ook enigszins bestand tegen verstoring (bijvoorbeeld ontbladering door begrazing en maaien).

Morfologische aanpassingen van gewassen onder nutriëntenrijke omstandigheden gaan veelal ten koste van de efficiëntie. In de vollegrondsgroenteteelt wordt veelal een hoge nutriëntendosering toegepast om:

- 1) gedurende een teeltronde een maximale groeisnelheid mogelijk te maken en
- 2) om het gewas in een specifiek, gewenst groeipatroon te krijgen.

Bekende voorbeelden zijn sla en spinazie. Een hoog aanbod van nutriënten (vooral stikstof) zorgt ervoor dat het gewas biomassa investeert in groei van bladmateriaal (126). En dat wordt in de vollegrondsgroenteteelt hoger gewaardeerd dan investering van groeistoffen in het wortelstelsel. Bij lage nutriëntendosering bestaat bij veel bladgroenten een grotere kans op 'doorschieten' (dat wil zeggen dat de plant in de voortplantingsfase komt en zaad gaat vormen). (Dit stemt overigens overeen met de reactie van opportunistische gewassen op nutriëntdeficiëntie zoals weergegeven in tabel 7).

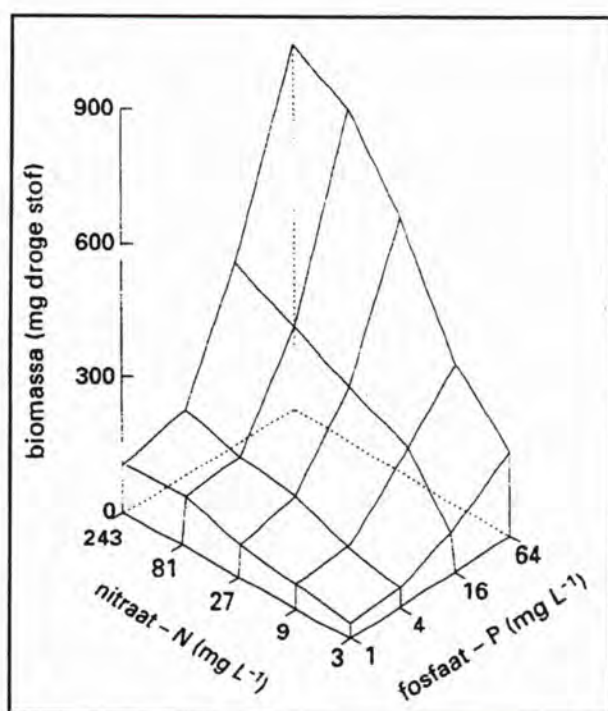
Omdat de plant geoogst wordt op het moment dat de groei in volle gang is, wordt een groot deel van de aangeboden stikstof niet benut. Het moment van oogsten verklaart mede waarom bijvoorbeeld bloemkool, broccoli en koolrabi slechte benutters zijn (oogst tijdens hoge groeisnelheid), terwijl overige koolgewassen (witte kool, rode kool, spruitkool) goede benutters zijn (oogst na de fase van snelle groei, 141). De beschreven gewenste groeipatronen vergen een hoog nutriëntenaanbod in de directe nabijheid van de plant en verhouden zich niet goed met het uitbuiten van de mogelijkheden van de plant om door wortelgroei 'op zoek te gaan' naar nutriënten in de bodem.

Dit alles betekent niet dat voor de vollegrondsgroenteteelt geen verbeteringen mogelijk zijn in nutriëntenbenutting. Booij *et al.* (142) vergeleken het effect van stikstofbeschikbaarheid op groei van spruiten en prei. Ze constateerden dat een hoge stikstofopname de groei bevordert totdat het niveau van maximale groeisnelheid bereikt wordt. De adviesgift van stikstof voor prei (270 kg N/ha jr) is dusdanig hoog dat dit niveau van groei-gerelateerde opname overschreden wordt. Verlaging tot 125 kg N/ha jr zou volgens Booij *et al.* niet leiden tot een lagere groeisnelheid en opbrengst, maar wel tot een toename van de benutting van stikstof van 51% tot 90%. De hoge adviesgift voor stikstof is bedoeld om een groenkleuring van prei te verkrijgen. Het loslaten van de voorwaarde van een groene kleur van prei maakt een veel lagere stikstofgift mogelijk (143). Booij *et al.* stelden dat het aan te bevelen is om de aspecten opbrengst en gewaskwaliteit in bemestingsadviezen los te koppelen (143). Dit geeft de teler in principe de mogelijkheid om keuzes te maken over de toepassing van kwaliteitsbemesting, hoewel hij hier vanzelfsprekend niet geheel vrij in is. De consument bepaalt mede (en soms onwillekeurig) de opvattingen van de teler over de gewenste kwaliteit.

Bij een overvloedig aanbod van nutriënten in de bodem is de wortelontwikkeling gering. Op proefbedrijf De Marke werd bijvoorbeeld geconstateerd dat op een perceel met maïs waarin het fosfaataanbod gering was, na een geremde startgroei uiteindelijk dezelfde opbrengst gehaald werd als op een vergelijkbaar perceel met een hoger fosfaataanbod (19). Als mogelijke oorzaak werd gesuggereerd dat de lichter bemeste maïs een uitgebreider wortelstelsel had ontwikkeld en daardoor beter bestand was tegen de droogteperiode in de zomer. Het gewas waaraan veel fosfaat was toegevend had te lijden van droogte waardoor de voorsprong in de opbrengst die eerder in het seizoen was ontstaan, later weer werd tenietgedaan.

Een plant is in staat door fysiologische en morfologische reacties de opname van nutriënten te reguleren, zodat een evenwichtig aanbod van groeifactoren van nature op zich geen voorwaarde is voor groei (56). Een aanzienlijke, structurele onbalans in het nutriëntenaanbod kan echter nadelen hebben voor opbrengsthoeveelheid of kwaliteit van het produkt. Uit de voorbeelden in hoofdstuk 4 (pagina's 54 en 57) bleek dit ook al. Het gaat niet alleen om de verhouding in het aanbod van nutriënten ten opzichte van vocht, maar ook om de verhouding van macronutriënten onderling (stikstof ten opzichte van fosfaat, stikstof en fosfaat ten opzichte van kalium en stikstof en fosfaat ten opzichte van micronutriënten zoals zink).

In Nederlands bemestingsonderzoek is betrekkelijk weinig aandacht besteed aan het vaststellen van de relatieve behoefte van gewassen aan groeifactoren. Booij *et al.* relateerde de stikstofbehoefte van prei in (142 en 144) aan de lichtinterceptie (hierbij geldt licht dus als een relevante groeifactor) vanwege de fysiologische relatie tussen stikstofbenutting, groeisnelheid en lichtinterceptie in de plant. Waarschijnlijk komt de beperkte aandacht voor een balans met overige groeifactoren vooral door de hoge kosten van de multi-variabele experimenten⁴ die hiervoor nodig zijn. Figuur 28 laat voor stikstof en fosfaat zien hoe belangrijk de onderlinge verhouding in het aanbod kan zijn voor de opbrengst. Hiervan kan afgeleid worden dat deze onderlinge verhouding ook van belang is voor de benutting van aangeboden nutriënten.



Figuur 28. Interactie van oplopende concentraties van fosfaat en nitraat op de hoeveelheid geproduceerde droge stof in Vroege haver (145).

⁴ Experimenten waarbij verschillende variabelen (het aanbod van verschillende nutriënten en groeifactoren) gevarieerd worden.

Tabel 7. Morfogenetische responsen op uitdroging, beschaduwing of nutriënt deficiëntie voor concurrerende, stresstolerante en opportunistische planten en de ecologische consequenties hiervan in drie verschillende leefomgevingen.

Overlevingsstrategie	Reactie op stress	Reactie en gevolgen voor overleving en biomassa-productie	
		bij beschaduwing	bij nutriëntendeficiëntie
Competitief	Snelle aanpassing van bladoppervlak en worteloppervlak.	In stand houden van hoge opnamesnelheid van water en nutriënten en een hoge droge stofproductie t.b.v. concurrentievoordeel.	Uitputting van water- en nutriëntenvoorraden in zowel rhizosheer als in de plant. Bij ernstige en langdurige deficiëntie verlaagde overlevingskans; stresstolerante planten zijn in het voordeel.
Stresstolerant	Geringe morfologische aanpassingen.	Verdrongen door concurrerende gewassen.	Conservatieve benutting van water, nutriënten en fotosyntheseproducten vergroot overlevingskans bij lage biomassa-productie.
Opportunistisch	Snelle opvolging groeistadia, investering van grondstoffen in zaadproductie.	Verdrongen door concurrerende gewassen.	Snelle biomassa-productie en snelle opvolging groeistadia zorgt voor overdracht van genetisch materiaal en hergroei na verstoring.

6.4 BIOLOGISCHE ASPECTEN VAN BODEMVRUCHTBAARHEID EN EFFICIËNTIE

Bodemorganismen (bacteriën, schimmels en bodemfauna) vervullen een belangrijke functie bij nutriëntencycli. In de landbouw wordt momenteel weer meer belang gehecht aan de biologische aspecten van bodemvruchtbaarheid, nadat dit door kunstmestgebruik enigszins op de achtergrond was geraakt. Mede vanwege het overschot aan dierlijke mest is een optimale inzet van dierlijke mest ten behoeve van de nutriëntenvoorziening van groot belang. Er zijn aanwijzingen dat door een goede biologische bodemvruchtbaarheid een betere nutriëntenbenutting en betere opbrengsten bij sub-optimale nutriëntendoseringen gerealiseerd kunnen worden. In de biologische landbouw is de bedrijfsvoering hierop ingesteld.

Onder biologische bodemvruchtbaarheid wordt hier verstaan de verzameling biotische eigenschappen van de bodem die van belang is voor de gewasproductie. Hoewel het begrip biologische vruchtbaarheid niet in eenduidige objectief meetbare criteria kan worden uitgedrukt, valt wel in te zien dat de voortgang van bodemprocessen hiervoor een algemene randvoorwaarde is. In dit verband wordt ook gesproken van het functioneren van de bodem als *Life support system*. Om inzicht te krijgen in het functioneren van stofwisselingsprocessen in de bodem is getracht sleutelsoorten en processen in de bodem aan te duiden. Door Schouten (146) werd de volgende functionele indeling voorgesteld die als indicator zou kunnen fungeren voor *life support functions*.

Tabel 8. Functionele doorsnede van het bodemecosysteem ten behoeve van gebruikgerichte bodembeoordeling (naar Schouten *et al.*, 146).

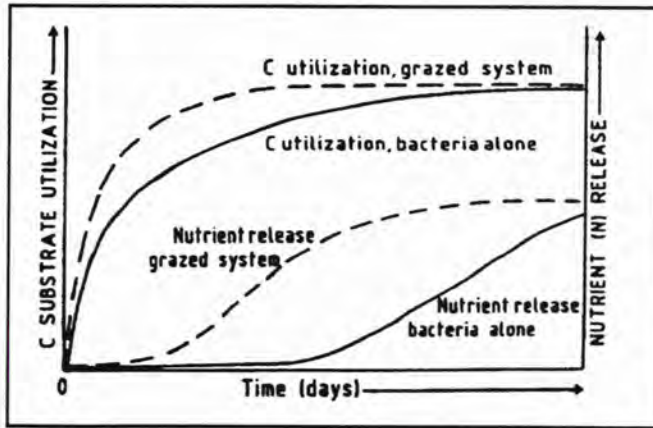
<i>Life support functies</i>	Deelprocessen	Sleutelsoorten en -groepen
afbraak van organisch materiaal	- fragmentatie - organische substraatomzetting	- regenwormen - microflora
recycling van nutriënten	- microbiële activiteit - begrazing microflora	- microflora - regenwormen, collembolen
nutriëntenbeschikbaarheid voor planten	- nutriënten- en wateropname - stikstoffixatie - nitrificatie	- mycorrhiza-fungi - <i>Trifolium repens/Rhizobium</i> - nitrificerende microflora
bodemstructuurvorming	- bioturbatie/aggregaatvorming	- regenwormen

De groeibevorderende werking van het bodemleven blijft niet beperkt tot de directe stimulering van de nutriëntenbeschikbaarheid. Het bodemleven is ook van belang voor standplaatseigenschappen zoals textuur en structuur van de bodem (147).

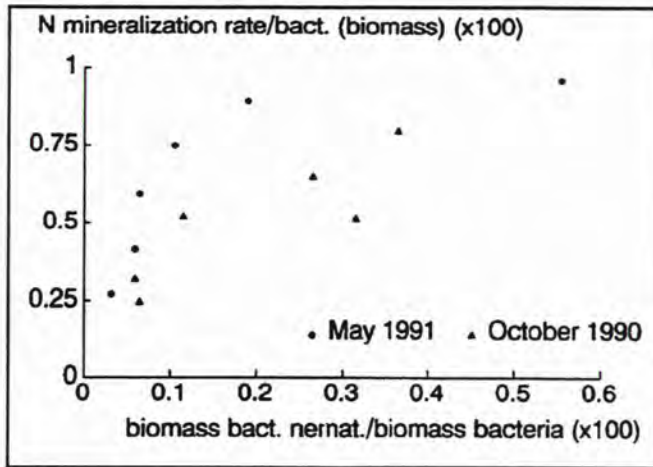
Bodemorganismen in relatie tot nutriëntenbeschikbaarheid en -recycling

Er zijn veel antagonistische effecten in de biochemie van micro-organismen ten opzichte van planten. Zo gebruiken bacteriën nutriënten voor eigen groei en kunnen zo de beschikbaarheid van nutriënten op korte termijn verlagen. Anderzijds versnellen bacteriën de omzetting van fosfaat uit neerslagen en spelen bacteriën een rol bij de mineralisatie uit organische stof. De samenwerking met vegetatie blijkt uit het feit dat bacterie-stammen uit de rhizosfeer van lupine en tarwe beter in staat zijn fosfaat-neerslagen, zoals dicalciumfosfaat, tricalciumfosfaat en hydroxyapatiet, op te lossen dan stammen uit onbegroeide bodems. Hierbij spelen zowel uitscheidingsproducten van plantenwortels als bacteriële uitscheidingsproducten een rol (148).

Door begrazing van bacteriën komen de nutriënten die in bacteriën zelf opgeslagen zijn, terecht in andere organische vormen. Bij de begrazing van bacteriën wordt een grote rol toebedeeld aan bacteriofage amoeben, collembolen (springstaarten) en nematoden (149). Door Anderson (150) werd het effect van begrazing van bacteriën op de nutriëntenbeschikbaarheid in schematische vorm voorgesteld door figuur 29. De veldwaarnemingen die zijn weergegeven in figuur 30 stemmen hiermee overeen. Uit deze figuur is op te maken dat de mineralisatiesnelheid van bacteriën per hoeveelheid bacteriën (y-as) toeneemt naarmate de begrazingsintensiteit toeneemt. De begrazingsintensiteit wordt hierbij gelijkgesteld aan de verhouding tussen de hoeveelheid bacterie-etende nematoden en de hoeveelheid bacteriën.



Figuur 29. Schematische weergave van substraatbenutting en nutriëntenmineralisatie met en zonder bacteriegrazers (overgenomen uit Brusaard, 151).



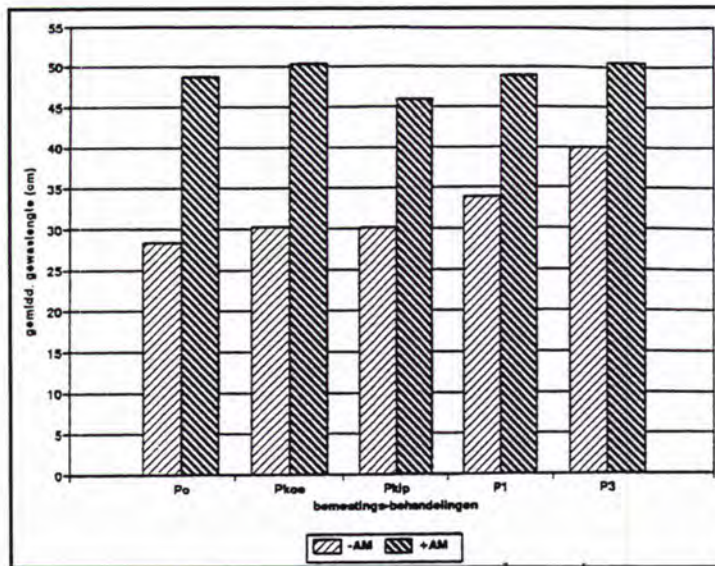
Figuur 30. Relatie tussen de verhouding van bacteriofage nematoden en bacteriën, en de stikstofmineralisatie per eenheid bacteriële biomassa (152).

Mycorrhiza fungi bevorderen de nutriënten- en wateropname van de plant. Naar schatting bezit 90% van de zaadvormende planten enige vorm van mycorrhizering. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen ectomycorrhiza van bomen en struiken, ericoïde mycorrhiza⁵ in heide en Arbusculair Mycorrhiza fungi in grassen en kruiden (afgekort als AMF, AM-fungi of AM-schimmels). AM-schimmels dringen door tot in de plantenwortel (endomycorrhiza) zodat een uitwisseling van stoffen met de plant kan ontstaan. De schimmels vormen lange vertakkingen in de bodem zodat het effectieve opnamesysteem van de plant vergroot wordt. AM-schimmels kunnen bij bijna

⁵ Deze mycorrhiza-soorten zijn voor de nutriëntenbeschikbaarheid in de landbouwproductie van ondergeschikt belang en worden hier daarom niet nader besproken.

alle gewassen voorkomen. Uitzondering zijn suikerbiet, koolzaad en koolsoorten die tot AM-schimmels-arme plantenfamilies behoren.

De rol van AM-schimmels bij de opname van nutriënten is het meest significant bij lage nutriëntenniveaus (153). Volgens Trafalदार & Marschner (154) wordt de fosfaatopname door wintertarwe bij een fosfaatvoorziening in anorganische vorm voor 24-33% gerealiseerd door AM-schimmels. Bij een organische fosfaatvoorziening is het aandeel van AM in de fosfaatopname nog groter: 48-59%. In een bijdrage van Van der Werf *et al.* in 'Hoe ecologisch kan de landbouw worden' (126) werd een potproef met vlas beschreven waarin het effect van AM op de gewasgroei werd onderzocht. De bodem werd voor de proef steriel gemaakt en vervolgens geënt met AM. Bij alle bemestingsregimes was de gewaslengte groter bij de AM-geënte systemen. De fosfaatgift en de heersende fosfaattoestand liepen sterk uiteen. In het begin was de fosfaattoestand een belangrijke factor voor de groei. Later was het al of niet voorkomen van AM veel meer bepalend. De uiteindelijke gewasontwikkeling was bij alle fosfaattoestanden min of meer gelijk zoals te zien is in in figuur 31.



Figuur 31. Effect van AM-inoculum (+ AM) in vergelijking met gesteriliseerde grond (-AM) bij vlas in een potproef bij vijf verschillende bemestingsniveaus. Eindresultaat op 84 dagen na zaai. Po = onbemest sinds ontginning in 1973; Pkoe = rundermest+ ruw-fosfaat sinds 1988 op basis van gewasonttrekking; Pkip = droge kippemest sinds 1988 op basis van gewasonttrekking; P1 = tripelsuperfosfaat berekend op P-beschikbaarheid Pkip in velden; P3 = 3* P1 (overgenomen uit (126)).

Er zijn aanwijzingen dat AM-schimmels via groeistoffen de wortelgroei van de plant zelf beïnvloedt. Bovendien zijn interacties met andere organismen in de rhizosfeer

gerapporteerd onder andere van pathogene schimmels. AM-schimmels kunnen ook de opname van water bevorderen.

Verstoring van de bodemlevensgemeenschap

In tabel 6 werden een aantal landbouwkundige bodembewerkingen vermeld die het bodemleven kunnen verstoren en zo de nutriëntenbenutting nadelig kunnen beïnvloeden. Veelal heeft bodembewerking tegelijk positieve en negatieve effecten op de nutriëntenbenutting en op het bodemleven; wat de overhand heeft is daardoor nauwelijks algemeen aan te geven. Beslissingen over 'regenwormvriendelijk management' zullen op een kalkarme zandgrond heel anders uitvallen dan op een rivierklei of een venige bodem. Er zijn dan ook geen eenduidige relaties vastgesteld tussen de verstoring (of van de tegenhanger hiervan: het 'ecologisch functioneren') van de bodemlevensgemeenschap en nutriëntenbenutting. Het voedselweb-model van De Ruiters *et al.* (155) geeft een beschrijving van de rol van de bodemlevensgemeenschap in de nutriëntencyclus in een landbouwbodem op proefbedrijf De Lovinkhoeve. De modelmatige beschrijving is redelijk succesvol voor de twee soorten bedrijfsvoering op het proefbedrijf, maar gezien de vele antagonistische interacties is het de vraag of hier algemene stelregels aan kunnen worden ontleend⁶. Voorbeelden van landbouwkundige ingrepen die het bodemleven verstoren zijn:

1. mechanische ingrepen zoals (diep)ploegen, frezen en het oogsten van in de grond groeiende producten;
2. de toediening van bestrijdingsmiddelen, en in het bijzonder grondontsmettingsmiddelen;
3. toediening van stoffen die de bodemchemie veranderen zoals kalk;
4. urine-uitscheiding door vee tijdens beweiding;
5. bodemverdichting door intensieve berijding met landbouwwerktuigen.

Ad 1

Ploegen leidt tot een plotselinge afname van het vochtgehalte in de bodem die aan de oppervlakte komt en een verarming aan zuurstof van bodem die ondergeploegd wordt. Eéncelligen die zich kunnen ophouden in het aan de bodemdeeltjes gebonden water hebben hier relatief weinig last van (157). Na ploegen van oude graslanden werd echter een reductie van arthropoden waargenomen van meer dan 50%. In een

⁶ Zo zijn er aanwijzingen dat verstoringen in landbouwbodems de meest nadelige gevolgen hebben voor de meso- en de macrofauna, maar er zijn ook toenames van de regenwormpopulatie enige tijd na ploegen geconstateerd. Ook lijkt de totale bacteriebiomassa groter te zijn in landbouwbodems dan in onontgonnen bodems. Dit wordt vooral toegeschreven aan een verschil in aërobie en actievere wortel-ontwikkeling (156).

proef in Zweeds bouwlandsysteem bleken arthropoden direct te verdwijnen na het ploegen (158). Na een periode trad herstel van de arthropodenpopulatie op. De nadelige effecten van ploegen zijn minder ernstig als er organische stof ondergewerkt wordt (159). Organische stof kan fungeren als bescherming van bodemorganismen tegen uitdroging. StrooiseleTERS zoals sommige collembolen zijn gevoeliger voor het verdwijnen van een echte strooisellaag door ploegen dan voor afname van het vochtgehalte. Voor regenwormen is de overlevingskans afhankelijk van de manier van voedsel zoeken en de leefdiepte. Voor regenwormen die strooisel en minerale bodem tegelijk innemen, is een strooisellaag geen voorwaarde voor overleving. In het buitenland is veel onderzoek gedaan naar de mogelijkheid om ploegen geheel achterwege te laten (zogenoemde *zero tillage*) in verband met erosiebestrijding. Malhi (160) vond dat stikstof in rijenbemesting bij gerst zonder ploegen beter werd benut dan bij ploegen en dat de opbrengst gelijkbleef of iets toenam. Dit zou toegeschreven kunnen worden aan het achterwege blijven van bodemverstoring door ploegen. De voordelen van minder diep of zelfs geheel niet ploegen zouden ook voor de Nederlandse landbouw van belang kunnen zijn, afhankelijk van teeltwijze, bodemfysische en bodembioologische gesteldheid.

Ad 5

Onder andere door de intensieve bodembewerking is het organische stofgehalte in veel landbouwbodems laag (soms lager dan 2%). Een bodem met een laag organische stofgehalte is gevoelig voor verslemping en verdichting. Door intensieve berijding neemt het risico op bodemverdichting toe. Bodemverdichting heeft snelle verschuivingen van chemische evenwichten tot gevolg. Doordat de luchtdoorlatendheid afneemt, kan zuurstof niet goed meer in de bodem doordringen. Daardoor vinden verschuivingen in de redox-potentiaal plaats hetgeen ten koste gaat van aerobe afbraak van organisch materiaal en een verhoging van de aanwezigheid van elementen in een slecht opneembare vorm (divalente status in plaats van in de tri- of tetravalente status (Fe^{2+} , Mn^{2+})). Daarnaast kan door bodemverdichting een deel van de bodem fysiek ontoegankelijk worden voor bodemorganismen (156, 161). Hierdoor kan de overdracht van nutriënten van bacteriën naar mesofauna en macrofauna belemmerd worden. Uit de vorige paragraaf bleek dat de begrazing van bacteriën door hogere bodemorganismen van groot belang is voor de beschikbaarheid van nutriënten.

De ervaringen die zijn opgedaan met de biologische landbouw leveren aanwijzingen dat een complex van aanpassingen in de bedrijfsvoering ten opzichte van de conventionele bedrijfsvoering een positief effect heeft op bepaalde organismen. Zo stelden

Van der Werf *et al.* (126) dat in de afgelopen 15 jaar de AM-kolonisatie van gewaswortels in de biologische landbouw vaak veel hoger bleek te zijn dan in vergelijkbare conventionele bedrijven. Op proefboerderij De Lovinkhoeve werd gemeten dat de stikstofmineralisatie in bouwland bij bodembewerking volgens een geïntegreerde benadering toenam met ongeveer 40 kg N over de bovenste 10 cm van de bouwvoor en ongeveer 22,5 kg over de onderste 15 cm van de bouwvoor. De geïntegreerde bedrijfsvoering week af van de conventionele bedrijfsvoering door reductie van de ploegdiepte van 20-25 cm tot 12-15 cm, een reductie van het bestrijdingsmiddelengebruik met 90% en een reductie van de stikstofbemesting met 20% (162).

6.5 STIMULERING VAN BIOLOGISCHE BODEMVRUCHTBAARHEID OF TECHNISCHE INNOVATIE?

De openheid van nutriëntenkringlopen in landbouwsystemen is grotendeels te verklaren vanuit een ecologische analyse. De analyse leidt echter niet automatisch tot oplossingen. Veel van de voor nutriëntenefficiëntie nadelige ingrepen zijn inherent verbonden aan landbouwkundige productie. Het achterwege laten van deze landbouwkundige ingrepen is niet goed met het plegen van landbouw te rijmen. Er zijn echter andere manieren om verbetering in de efficiëntie te bereiken. Er zijn drie hoofdrichtingen te onderscheiden in innovatie die is gericht op het verhogen van de efficiëntie/danwel het verlagen van nutriëntenoverschotten op landbouwbedrijven:

- technologische ontwikkeling;
- ecologisering van de landbouw en geïntegreerde bedrijfssystemen;
- extensivering.

In de praktijk ligt de nadruk tot nu toe op technische innovatie. Veelal komt technische innovatie neer op het voorkomen van emissie door een (gedeeltelijke) isolatie van het bedrijf van het milieu. In systemen die gebaseerd zijn op een hoge nutriënten-aanvoer en een niet-grondgebonden dierlijke productie ligt deze werkwijze voor de hand. Ook in intensieve sterk gecultiveerde tuinbouw- en groenteteelten lijkt een verdergaande technologische beheersing van de nutriëntenemissies voor de hand te liggen. Deze richting sluit althans aan bij de weg die op deze bedrijven reeds eerder is ingeslagen.

Op grondgebonden bedrijven zoals de minder intensieve dierlijke productie en akkerbouw is een groeiende belangstelling voor ecologische landbouw. Hierbij zal het ecologische draagvermogen voor de productie meer maatgevend moeten zijn, voor zowel de bedrijfsvoering als het productieniveau per hectare. Een belangrijk element van

ecologisering is het beter benutten van het productiebevorderende effect van bodemorganismen bij lage nutriëtniveaus. Gesteld kan worden dat het activeren van het bodemleven is achtergebleven bij de bedrijfsmatige optimalisatie. Echter het is de vraag in hoeverre bodembioologische processen op een adequate wijze te sturen zijn. Daarom kan aanpassing van de bedrijfsvoering aan het bodembioologische deel van het bedrijf gewenst zijn, boven de aanpassing van het bodemleven aan de bedrijfsvoering. Brussaard doelt hierop wanneer hij zijn voorkeur uitspreekt voor het gebruik maken van de biologische interacties boven het tegenwerken van biologische processen.

Voor het benutten van biologische symbioses bij productie in de landbouwpraktijk dient kennis over de bodem meer in de praktijk toegepast te worden. De bedrijfsvoering op ecologische bedrijven geeft een indicatie van aanpassingen die op grondgebonden bedrijven realiseerbaar zijn. Management-aspecten die gericht zijn op een verbetering van de biologische bodemvruchtbaarheid zijn:

- structuurverbetering van de bodem;
- verhoging van het gebruik van organisch fosfaat in plaats van kunstmestfosfaat;
- gebruik van calcium- of ruwfosfaat;
- regenwormvriendelijk management;
- gebruik maken van symbiose tussen plant en Arbusculaire Mycorrhiza schimmels;
- meer diepwortelende en langer te veld staande gewassen;
- minder vroege gewassen.

6.6 CONCLUSIES

De relatief lage nutriëtniveaus van landbouwsystemen wordt vooral veroorzaakt door veelvuldige verstoring en belemmeringen in ecologische successie in combinatie met een hoge nutriënteninput. Verstoringen door oogst van gewassen, betreding en berijding zijn inherent verbonden aan landbouw. De nutriëntenverliezen uit het landbouwsysteem die hierdoor ontstaan, kunnen als landbouw-inherente verliezen en dus moeilijk te vermijden verliezen beschouwd worden.

Het groeibevorderende effect van biologische symbioses op de gewasproductie is vooral significant bij lage nutriëtniveaus. Op deze niveaus wordt voor veel gewassen de groeirespons minder goed verklaard door chemische maatstaven voor bodemvruchtbaarheid dan bij hoge nutriëtniveaus. In efficiënte lage-input systemen is daarom een specifiek soort bemestingsadviesing (of beter: bodemvruchtbaarheidsadviesing) nodig, waarbij biologische aspecten in beschou-

wing dienen te worden genomen. Nochtans is onduidelijk waar de grens ligt tussen hoge en lage inputsystemen en wanneer biologische aspecten nadrukkelijker een rol spelen.

Plantenveredeling is in het verleden gericht geweest op opbrengst en weinig op kwaliteit en efficiëntie. Hierdoor is de natuurlijke efficiëntie van veel landbouwgewassen verminderd. Voor de langere termijn is plantenveredeling die is gericht op het herintroduceren van oorspronkelijke eigenschappen van vegetatie gewenst.

Dat er ecologische verklaringen zijn voor de lagere nutriëntenefficiëntie in de landbouw betekent niet dat de oplossingen per definitie liggen in ecologisering. Voor intensieve niet-grondgebonden bedrijven ligt technologische isolatie van het bedrijfsstelsel ten opzichte van het milieu waarschijnlijk meer voor de hand. Ook voor grondgebonden bedrijven kan een combinatie van technische innovatie, ecologisering en extensivering de optimale verhouding tussen productie en efficiëntie opleveren.

In de grondgebonden landbouw is veel winst te boeken bij het verhogen van de efficiëntie door productie en bedrijfsvoering meer af te stemmen op de biologische en chemische draagkracht van de bodem.

7 RUIMTELIJK VERBAND TUSSEN EMISSIES EN EFFECTEN

7.1 DOELSTELLING VAN DIT HOOFDSTUK

In de hoofdstukken 2, 3 en 4 van dit rapport is gesteld dat het voordelen kan hebben om meer gebiedsgericht te kijken naar de gevolgen voor het milieu van emissie van nutriënten uit landbouwsystemen. Dit hoofdstuk geeft een aanzet hiervoor. Binnen 'wetlandtypes' (dit zijn kort gezegd verschillende types grondwaterafhankelijke natuursystemen, zie ook kader 12) wordt de relatie tussen de landbouwsystemen als bron van nutriënten en de ontvangende ecosystemen beschreven. Hierbij gaat de aandacht met name uit naar beïnvloeding via grondwater van vegetatie in natuurgebieden. Het doel hiervan is te bezien of een regionale beoordeling en regionaal beheer van nutriëntenstromen perspectieven kan bieden. Het is niet haalbaar om in dit hoofdstuk de *gehele* keten van emissie uit productiesystemen naar ecosystemen in beschouwing te nemen. Het accent ligt hier op de ruimtelijke aspecten van aanvoer naar de natuurlijke systemen en van de gevoeligheid van deze systemen.

In paragraaf 7.2 wordt een algemene structuur voorgesteld voor de gebiedsgerichte analyse volgens de 'bron-pad-bedreigd object' benadering. Vervolgens wordt in paragraaf 7.3 ingegaan op de uitwerking in dit hoofdstuk voor geografisch ingekaderde types grondwaterafhankelijke natuur. De paragrafen 7.4 tot en met 7.8 beschrijven ruimtelijke relaties per 'wetland landschap'. De conclusies over gebiedsgericht beheer zijn weergegeven in paragraaf 7.9.

Vanwege de uitgebreidheid van het overzicht in de paragrafen 7.4 tot en met 7.8 zijn de conclusies zo geformuleerd dat ze afzonderlijk gelezen kunnen worden; de paragrafen 7.4 tot en met 7.8 kunnen als onderbouwing hiervan worden beschouwd. De paragrafen 7.2, 7.3 en 7.9 volstaan in principe om de essentie van dit hoofdstuk te begrijpen.

7.2 CONCEPT VOOR GEBIEDSGERICHTE ANALYSE

Ten behoeve van het generieke beleid is een algemene bepaling uitgevoerd van milieukwaliteitsdoelstellingen voor milieucompartmenten in een kritische nutriëntenbelasting, het milieukundig nutriëntenoverschot. Eén van de motieven van milieukwaliteitsdoelstellingen is het bieden van een algemene bescherming voor natuur¹. Verschillende natuursystemen stellen echter verschillende eisen aan de beschikbaarheid (meestal juist de niet-beschikbaarheid) van nutriënten. Natuursystemen worden ook niet in gelijke mate beïnvloed door landbouwemissies naar grondwater. Hiervan zou gebruik gemaakt kunnen worden bij gebiedsgericht nutriëntenbeheer door bronnen en bedreigde objecten regionaal (in kleinere ruimtelijke eenheden dus) op elkaar af te stemmen. De perspectieven van deze benadering worden verkend door de 'bron, pad, bedreigd object'-benadering gebiedsgericht uit te werken. Dit vergt inzicht in:

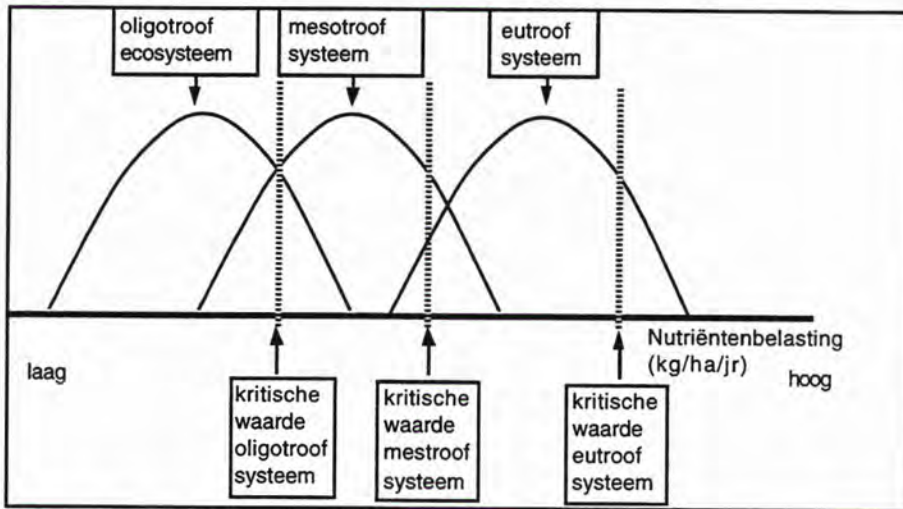
- de eigenschappen van natuurlijke systemen (de bedreigde objecten);
- transport van nutriënten (het pad; de relatie tussen bron en te beschermend object).

In onderstaande sub-paragrafen worden verschillen in het gewenste trofieniveau tussen natuurlijke systemen en verschillen in de afhankelijkheid van de kwaliteit van (door landbouw beïnvloed) grondwater op het meest algemene niveau besproken.

7.2.1 Nutriëntenbeschikbaarheid en vegetatie in natuurlijke systemen

De verschillen in de trofiegraad waarbij natuurlijke ecosystemen functioneren kan geschematiseerd worden volgens figuur 32. De figuur geeft het voorkomen weer van typisch oligotrofe vegetatie, mesotrofe vegetatie en eutrofe vegetatie. In elk systeem is een niveau waarin nutriëntenaanvoer de ontwikkeling van de bestaande vegetatie bevordert, een optimumniveau en een niveau waarboven de ontwikkeling van de bestaande vegetatie ernstig wordt bedreigd (de kritische waarde). De figuur laat zien dat voor elk type vegetatie een kritische waarde kan worden vastgesteld (dus ook voor eutrofe vegetatietypes). Bij stikstof gaat het daarbij om directe toxische effecten (zie ook hoofdstuk 6, pag 107); bij fosfaat speelt vooral achteruitgang door concurrentie van meer fosfaatminnende vegetatie een rol. Verder is van belang dat een geëutrofeerd oligotroof systeem niet geleidelijk overgaat in een mesotroof ecosysteem maar dat het systeem (eerst) wordt verstoord tot een kwalitatief minderwaardig overgangssysteem.

¹ Andere motieven zoals drinkwaterbescherming en bescherming van strategische voorraden blijven in dit hoofdstuk buiten beschouwing.



Figuur 32. Het functioneren van een oligotroof, een mesotroof en een eutroof vegetatietype bij verschillende niveaus van nutriëntenbelasting. Elk type ecosysteem heeft bij teveel nutriënten zijn specifieke toxische traject.

De relatie van natuurlijke systemen met hun omgeving

De natuurwaarden in grondwaterafhankelijke natuurgebieden hangen meestal samen met de beperkte beschikbaarheid van voedingsstoffen (163). Als gevolg van een ondiepe grondwaterstand en de daarmee gepaard gaande anaërobe omstandigheden vindt bijvoorbeeld weinig mineralisatie plaats waardoor met name de stikstofbeschikbaarheid laag is. In kwelgebieden heerst daarnaast relatieve fosfaatarmoede omdat de in anaëroob kwelwater opgeloste ijzer(II)- en calciumionen met het eventueel aanwezige (ortho-)fosfaat bij oxidatie zal neerslaan. Het op deze wijze neergeslagen fosfaat is meestal niet opneembaar voor de natuurlijke vegetatie (164).

Er bestaan verschillende processen en mechanismen waardoor deze natte voedselarme standplaatsen kunnen worden geëutrofiëerd waardoor de schrale vegetatietypen worden verdrongen door meer algemene soorten. Grofweg kan een onderscheid worden gemaakt tussen externe en interne beïnvloeding:

Externe invloeden:

1. atmosferische depositie,
2. toestroming van eutroof grondwater,
3. overstrooming met eutroof oppervlaktewater,

Interne invloeden:

4. mineralisatie als gevolg van grondwaterstandsverlaging,
5. interne eutrofiëring door gewijzigde chemische evenwichten

Uit verschillende nutriëntenbalansstudies (o.a. 165) blijkt dat de balansposten atmosferische depositie en mineralisatie de belangrijkste posten te zijn. De mineralisatie is meestal onnatuurlijk hoog als gevolg van grondwaterstanddaling. Grondwater speelt met name voor de aanvoer van stikstof en kalium een rol van betekenis. Grondwateraanvoer van fosfaat komt niet algemeen voor. Fosfaat wordt bij uitspoeling in de meeste gevallen in de bodem vastgelegd.

Nitraatuitspoeling kan ook indirect de nutriëntentoestand in kwelgebieden beïnvloeden. Nitraat wordt vaak tussen infiltratiegebied en kwelgebied gedenitrificeerd. Als het denitrificatieproces door organisch materiaal wordt gestuurd is het bicarbonaatgehalte van het opkwellende grondwater verhoogd. Vindt denitrificatie plaats door oxidatie van in de ondergrond aanwezige ijzersulfiden (onder andere pyriet) dan zal het sulfaatgehalte toenemen. In dit laatste geval kan fosfaat voor opname door planten beschikbaar komen door verstoring van de fosfaatbinding.

7.3 UITWERKING VOOR WETLAND LANDSCHAPPEN

In deze verkenning ligt het accent op terrestrische systemen in Nederland. Grote watersystemen zoals het IJsselmeer en de Noordzee zijn buiten beschouwing gebleven. In het advies 'Ecologische normen waterbeheer; beschrijving van de parameters, derde deeladvies' (166) wordt meer in detail ingegaan op oppervlaktewateren. Verder kan worden verwezen naar de publicatie 'Waterplanten en waterkwaliteit' van Bloemendaal & Roelofs (100).

De voorwaarde die verschillende vegetatietypes stellen aan de nutriëntenaanvoer (uitgedrukt als kritische waarde) kunnen gecombineerd worden met kaarten van het voorkomen van vegetatietypes tot een geografisch overzicht. De informatie is echter onvoldoende voor gebieden uitgewerkt. Een ander probleem is dat de huidige vegetatie niet per definitie overeenkomt met de gewenste natuur², zodat de vraag zich voordoet welke botanische samenstelling de geschikte referentie is.

² Echt oorspronkelijke grondwaterafhankelijke natuur komt nog nauwelijks voor. Daarom zal bij de meeste natuurdoelen uitgegaan worden van een zekere mate van menselijke vormgeving. Een hooigrasland (beemd) wordt bijvoorbeeld als 'halfnatuurlijk' getypeerd omdat dit type natuur niet of nauwelijks zou zijn ontstaan als de mens niet honderden jaren geleden de aanwezige broekbossen of (laag-)venen tot grasland had ontgonnen. Hetzelfde geldt voor veenweidelandschappen en vennen.

Daarom is uitgegaan van een beschrijving van natuurlijke systemen waarvan het voorkomen ruimtelijk is afgebakend. De indeling op basis van wetland landschappen (zie kader 11) voldoet hieraan en sluit tevens aan bij de specifieke aandacht voor de relatie tussen (grond-)waterafhankelijke natuur met zijn omgeving in dit hoofdstuk. Voor de verschillende wetlands is de relevante informatie over het trofieniveau en de invloed van de nutriëntenaanvoer via grond- en oppervlaktewater aangegeven. Hierbij is ook geschat hoe de natuurlijke (historische) referentie er heeft uitgezien. Indirect geeft dit inzicht in de interacties tussen grond- en oppervlaktewater en natuurontwikkeling in verschillende types natuur en de beïnvloeding door de landbouw. Een consequentie van deze werkwijze is dat de in paragraaf 7.2 weergegeven structuur niet heel dominant de ordening in het overzicht bepaalt. Niettemin kon met behulp van deze structuur de informatie uit het overzicht in paragraaf 7.9 vertaald worden naar de kernvraag van dit hoofdstuk: kan door een regionale beoordeling en regionaal beheer landbouw- en milieudoelen beter op elkaar worden afgestemd.

Kader 11) Wat is een wetland ?








Wetlands (draslanden) zijn gebieden waar grondwater de dominerende ecologische factor vormt. Dit is het geval als de grondwaterspiegel zich aan of net onder het maaiveld bevindt of als land bedekt wordt door ondiep oppervlaktewater. De wetland landschappen hebben allemaal hun typische relaties met hun omgeving en kennen veelal ook typische standplaatsfactoren.

De benadering is toegepast op verschillende ruimtelijke schaalniveaus. Er kan sprake zijn van grootschalige systemen maar ook van zeer kleinschalige eenheden (vennen, bomkraters). Op het grofste niveau wordt onderscheid gemaakt tussen wetlands op de zandgronden (Hoog-Nederland), duinvalleien in kustduinen³, wetlands in poldergebieden en kweldergebieden (Laag-Nederland). Daarbinnen is nog een onderverdeling gemaakt. Figuur 33 geeft de ligging van de verschillende landschappen weer. De opbouw van het overzicht in de paragrafen 7.4 tot en met 7.8 komt grotendeels overeen met de onderverdeling van wetland landschappen in de toelichting bij de figuur.

³ Deze worden in dit hoofdstuk verder buiten beschouwing gelaten.




Wetlandschappen in Nederland

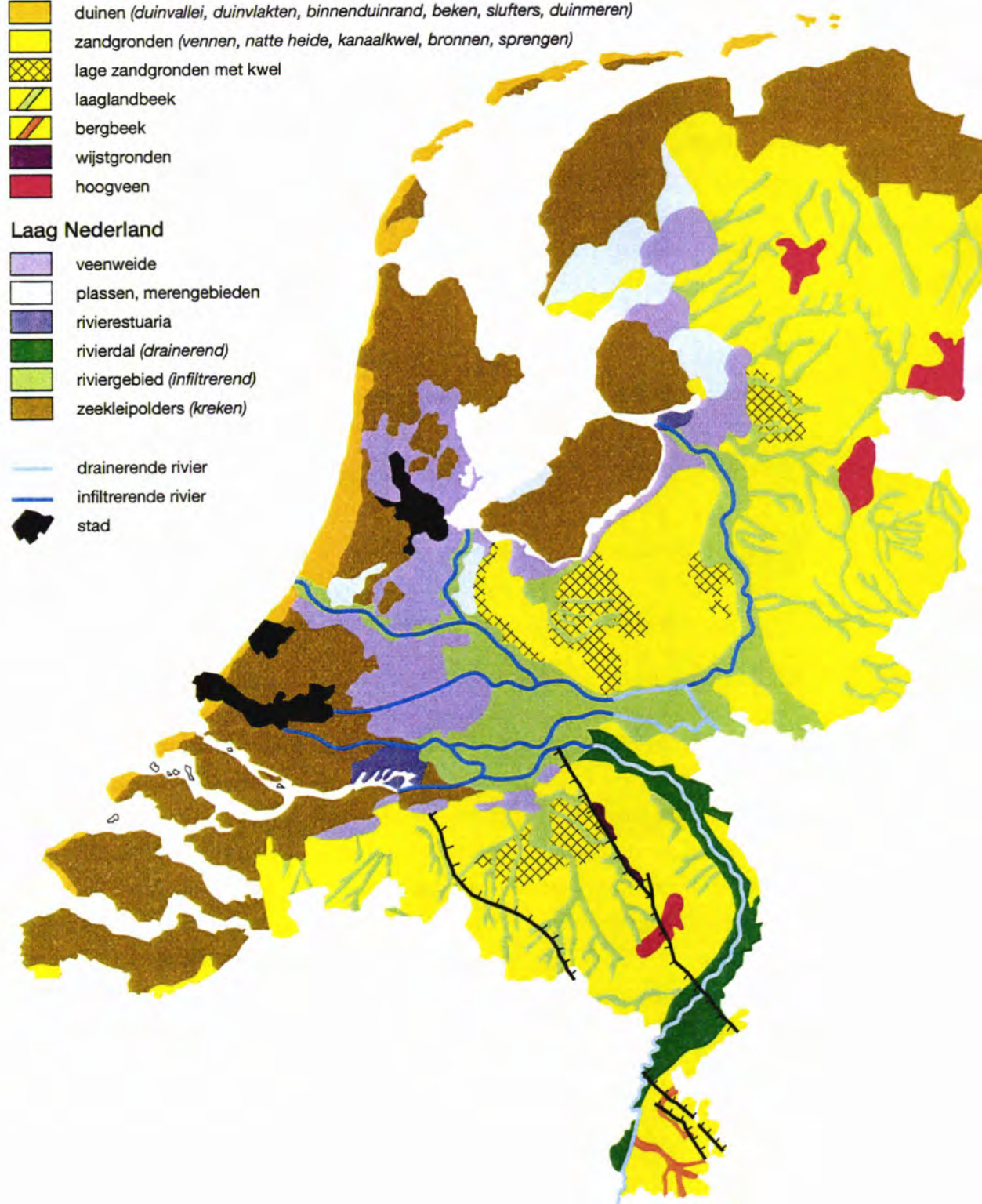
Hoog Nederland

-  duinen (*duinvallei, duinvlakten, binnenduinrand, beken, sluffers, duinmeren*)
-  zandgronden (*vennen, natte heide, kanaalkwel, bronnen, sprengen*)
-  lage zandgronden met kwel
-  laaglandbeek
-  bergbeek
-  wijstgronden
-  hoogveen

Laag Nederland

-  veenweide
-  plassen, merengebieden
-  rivierestuaria
-  rivierdal (*drainerend*)
-  riviergebied (*infiltrerend*)
-  zeekleipolders (*kreken*)

-  drainerende rivier
-  infiltrerende rivier
-  stad



Figuur 33. Nederlandse wetlandschappen gebaseerd op geomorfologische- en hydrologische karakteristieken.

7.4 WETLANDS OP DE ZANDGRONDEN

7.4.1 Hoogveen

De natuurlijke locatie voor hoogveensystemen bevindt zich op of in de omgeving van de waterscheiding of aan de rand van het laagveengebied. Waar het hoogveen reeds lang geleden werd ontgonnen ontstonden heidegebieden met plaatselijk natte heidecomplexen en vennen. Vennen en natte heide kunnen ook voorkomen in infiltratiegebieden waar stagnatie optreedt als gevolg van ondiep voorkomende slecht doorlatende lagen (ijzeroer, paleobodem). Kwelgebieden liggen in de beekdalen en aan de voet van de overgang van de Pleistocene zandgronden naar het Holocene veen/klei-gebied.

De grondwatersituatie

Hoogveensystemen zijn in principe regenwaterafhankelijk. Hun ontstaan danken zij aan een gebrekkige afvoer van het regenwatersurplus. De afvoer bestaat grotendeels uit oppervlakkige afvoer die geleidelijk overgaat in veenriviertjes/beken. Deze oppervlakkige afvoer verloopt relatief langzaam als gevolg van een zeer gering reliëfverschil. Een relatief klein deel van het regenwatersurplus zijgt weg naar het grondwater.

In hydrologisch opzicht kan volgens Ingram (167) bij hoogveen onderscheid gemaakt worden tussen de bovengelegen 'acrotelm' en de daaronder gelegen 'catotelm'. De acrotelm bestaat uit een 10-30 cm dikke toplaag van levende veenmossen. Deze zone kent een relatief hoge doorlatendheid ten opzichte van de onderliggende catotelm en wordt gekenmerkt door het vermogen om afhankelijk van de vochtbeschikbaarheid te zwellen of te krimpen waardoor vaak een slenken- en bultenpatroon is ontstaan. De catotelm bestaat uit sterk anaeroob organisch materiaal met een lage humificatiesnelheid en een lage doorlatendheid. De nog bestaande hoogveensystemen worden kwantitatief bedreigd door versnelde waterafvoer door grondwaterpeilverlaging in de omgevingen door grondwaterwinning.

Hydrochemische beïnvloeding

Onder natuurlijke omstandigheden wordt hoogveen op de zandgronden niet via grondwater of oppervlaktewater beïnvloed door uitgespoelde meststoffen. Wel wordt hoogveen nadelig beïnvloed door zure en nutriëntenrijke atmosferische depositie of kan door verdroging (grondwaterstandsverlaging) de mineralisatie toenemen. Bij deze mineralisatie komen ondermeer kalium, fosfaat, nitraat, sulfaat, koolzuurgas vrij en ontstaat een voedselrijker milieu. De pH zal hierbij dalen als gevolg van de oxydatie van sulfiden.

De stikstofbehoefte van hoogveenplanten is gering. Het van nature lage stikstofaanbod vanuit de lucht is voldoende om aan de vraag te beantwoorden (168). Onder zure omstandigheden is ammonium de enige stikstofbron. Verhoging van deze bron door atmosferische depositie leidt tot een achteruitgang van de natuurlijke hoogveensoorten. Hoogveenmossen blijken ook gevoelig voor verontreiniging met zwavelhoudende ionen (169) en calcium (170).

Om verdroging af te remmen wordt in enkele hoogveensystemen oppervlaktewater ingelaten. De toevoer van dit oppervlaktewater kan op tweeërlei wijze tot eutrofiëring leiden. Het toevoerwater kan te veel nutriënten bezitten maar kan door zijn chemische karakter daarnaast ook nutriënten binnen het hoogveen vrijmaken. Deze 'interne eutrofiëring' ontstaat ondermeer door extreme verschillen in hardheid tussen het hoogveen- en inlaatwater (100). Zure hoogveenbodems met nog maar nauwelijks afgebroken plantenmateriaal worden als gevolg van de inlaat versneld afgebroken waardoor verhoogde nutriëntenconcentraties ontstaan. Het is mogelijk dat deze interne eutrofiëring groter is dan via de van buiten aangevoerde nutriënten. Een oplossing zou kunnen bestaan uit het ontharden van het inlaatwater.

Natuurlijke referentie

Onder ongestoorde omstandigheden is hoogveen wat betreft de herkomst van nutriënten vooral afhankelijk van atmosferische depositie. Er is geen sprake van toestroming van grondwater. Wel zijn er steeds meer aanwijzingen dat hoogveen deels nutriënten benut die vrijkomen in diepere (laagveen) lagen. De natuurlijke trajecten voor ortho-fosfaat ($\text{PO}_4\text{-P}$) en nitraatstikstof ($\text{NO}_3\text{-N}$) liggen respectievelijk beneden 0,1 mg P/l en 1 mg N/l (171).

7.4.2 Vennen

De meeste vennen in Nederland liggen op de hoge zandgronden van de provincies Noord-Brabant en Drente. Noord-Brabant heeft momenteel circa 600-700 vennen; dit is ongeveer éénderde van het aantal vennen dat in de twintigste eeuw nog aanwezig was. Veel vennen zijn verdwenen door ontginning, ontwatering of onbedoelde verdroging (172). De huidige nog bestaande vennen liggen veelal in bos- of heidegebieden maar worden bedreigd door verdroging, verzuring en vermesting.

Hydrologie

Er zijn verschillende criteria waarop vennen kunnen worden onderverdeeld. Zo onderscheiden bijvoorbeeld Beers (172) en Van Dam (173) vennen op grond van hun

voedselrijkdom en karakteristieke vegetatie. Zij noemen voedselarme zure vennen, matig voedselrijke vennen onder te verdelen in (a) oeverkruidklasse of (b) mesotrofe verlandingsvegetaties, vennen met schoon, voedselrijk water en vennen met hoogveenvorming. De Bruijn (173) onderscheidt verschillende vennen op grond van hun ontstaanswijze en heeft het dan over stroomdalvennen, uitwaaingslaagten en pingo-ruïnes.

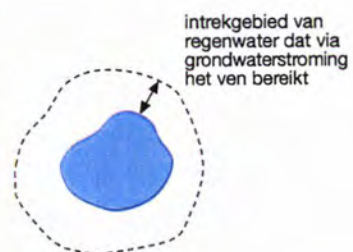
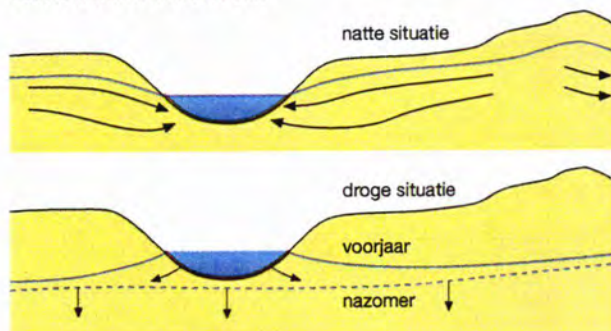
Vennen kunnen ook worden ingedeeld op grond van hun type voedingswater ofwel hydrologische situatie. De relatie met het grondwater, oppervlaktewater en neerslag bepaalt de ecologische referentiesituatie van een ven en de mate waarin deze situatie bedreigd is of wordt door verzuring, eutrofiëring, vermesting en verdroging. Er kunnen een viertal typen worden onderscheiden (zie ook figuur 34):

1. Grondwater toestroom ven;
2. Grondwater doorstroom ven;
3. Regenwater ven;
4. Oppervlaktewater doorstroom ven.

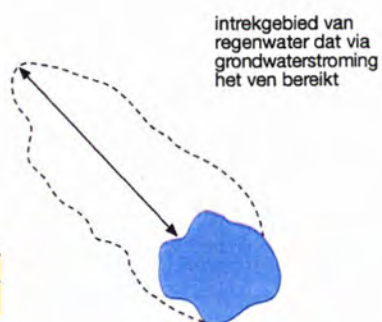
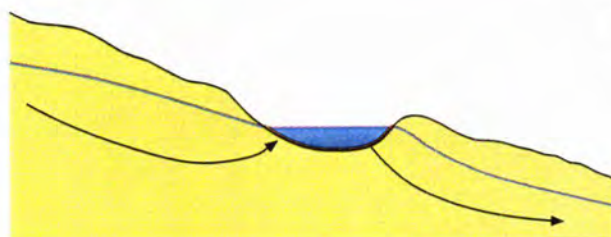
Een *grondwater toestroom ven* staat in direct contact met het grondwater en wordt voornamelijk gevoed door zeer lokaal geïnfiltreerd grondwater en regenwater. Het intrekgebied van deze vennen wordt geschat op enkele tien- tot honderden meters. De waterstand van dit soort type vennen vertoont globaal dezelfde fluctuatie als het grondwater in de omgeving. In droge tijden vallen veel van dit soort vennen droog omdat het grondwaterpeil onder de venbodem zakt. Bij het droogvallen daalt het venpeil vaak langzamer dan de grondwaterstand doordat de slibrijke venbodem enige weerstand biedt.

Een *grondwater doorstroom ven* ligt vaak in een sterke gradiënt van grondwaterstroming waar grondwater het ven binnenstroomt en aan de andere kant het ven verlaat. Het intrekgebied van het doorstromende grondwater is langgerekt en veel groter dan bij het grondwater toestroom ven.

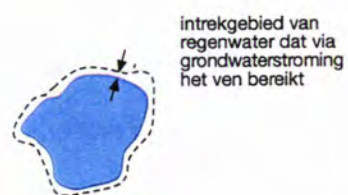
Grondwater toestroom ven



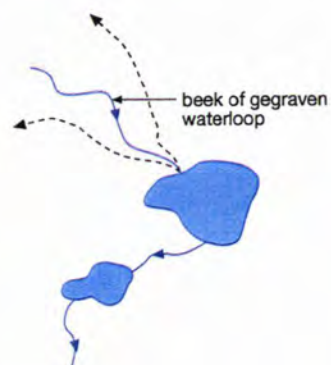
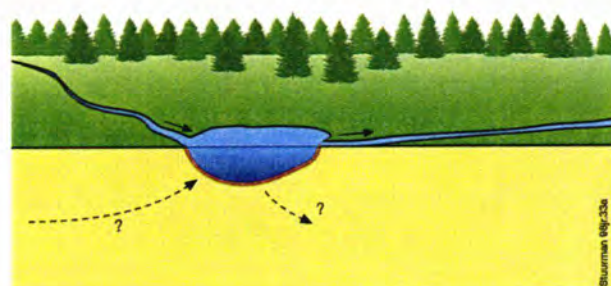
Grondwater doorstroom ven



Regenwater gevoed ven



Oppervlaktewater gevoed ven



Figuur 34. De grondwatersituatie rond verschillende ventypen.

Een *regenwater ven* (ook wel *schijnspiegel ven* of *geïsoleerd ven*), staat niet in direct contact met het grondwater en wordt uitsluitend gevoed door regenwater dat direct in het ven of in een zeer smalle zone langs het ven valt. Het regenwater stagneert op een slechtdoorlatende laag van leem, ijzerconcentraties (briklaag, uitspoelingshorizont) of organisch materiaal (ven rust op eigen venbodem). Water verlaat het ven door verdamping, wegzijging en/of een overlaat van grond- of oppervlaktewater. Regenwater vennen vallen veel minder snel droog dan grondwater vennen en zijn veel minder gevoelig voor grondwaterstandsdingen als gevolg van onttrekkingen en ontwatering. Kok (174) en Bannink *et al.* (175) geven echter aanwijzingen dat het peil in deze geïsoleerde regenwatervennen kan dalen als gevolg van dalingen van het grondwater dat zich op enkele meters onder de venbodem bevindt.

Er bestaan echter ook vennen die voor het grootste deel worden gevoed door aangevoerd oppervlaktewater, zogenaamde *oppervlaktewater doorstroom vennen* (bijvoorbeeld de Oisterwijkse vennen). Dit systeem kan op natuurlijke wijze zijn ontstaan (stroomdalvennen). Ook kunnen de aan- en afvoermogelijkheden door de mens zijn gegraven.

Hydrochemie

Vennen worden sterk bedreigd door verrijking van verzurende en vermestende stoffen zoals stikstofverbindingen, fosforverbindingen en zwaveldioxide (SO₂). Hierdoor verdwijnen voedselarme, zure of zwak bufferende milieus en de hier voorkomende zeldzame plantensoorten maken plaats voor meer algemene zure en voedselrijke plantengemeenschappen. Van oorsprong hebben de meeste vennen een oligotroof karakter (voedselarm). Ook reptielen en amfibieën als de heikikker verdwijnen door toenemende zuur- en eutrofiëgraad.

De N-verbindingen zijn voornamelijk afkomstig van intensieve bemestingsactiviteiten in de landbouw en komen in de vennen terecht via atmosferische depositie (ammoniumsulfaat) en via toestroming van nitraatrijk grondwater dat op relatief korte afstand van het ven is geïnfiltreerd. Nitraat (NO₃) spoelt gemakkelijk uit en hoge concentraties kunnen worden verwacht in grondwater dat geïnfiltreerd is in omringende zwaar bemeste landbouwpercelen.

Alle typen vennen zijn onderhevig aan verrijking van nutriënten via atmosferische depositie, toestroming van nutriëntrijk grondwater vindt echter alleen plaats bij de grondwater gevoede vennen. Het intrekgebied van het toestromingstype is echter

zeer lokaal, bestaande uit bossen of heide waardoor het toestromende grondwater veelal op de kwaliteit van het regenwater lijkt. Tijdens de toestroming kan het echter enkele stoffen hebben opgelost die aanwezig zijn in het sediment. Bij lage pH's lost aluminium op en kan het terecht komen in het ven waardoor vergiftiging van vegetatie plaatsvindt.

Het intrekgebied van het grondwater doorstroom type is veel groter. Binnen dit intrekgebied kunnen landbouwgebieden liggen waar het grondwater sterk verontreinigd kan worden met nitraat. Wanneer het voedingsgebied geheel uit natuur zou bestaan dan heeft het toestromend grondwater een meer voedselarm, bufferend karakter waarbij mogelijk ijzer is opgelost. Er zijn enkele voorbeelden van vennen of poelen die in het beekdal liggen (bijvoorbeeld Patersmoer op de Strijbeekse Heide) en gevoed worden door kwelwater van grote ouderdom. Dit oude, diepe kwelwater is nutriëntenarm, calcium- en ijzerrijk en heeft een neutrale pH.

Fosforverbindingen in de vorm van fosfaat adsorberen sterk aan de bodem en zullen niet zo snel worden uitgespoeld en via het grondwater de vennen bereiken. In sommige vennen produceren echter grote meeuwenkolonies een grote hoeveelheid fosfaat dat via de uitwerpselen het venwater bereikt (ookwel guanotrofie). Dit leidt tot eutrofiëring van het oppervlaktewater (bijvoorbeeld de Malpievennen bij Valkenswaard). Eutrofiëring van vennen kan ook worden veroorzaakt door inlaat van voedselrijk water zoals bijvoorbeeld bij het grootste heideven van Nederland 'het Beuven' op de Strabrechtse Heide (176). De kwaliteit van het inlaatwater hangt uiteraard af van het voedingsgebied. Beekwater is veelal gebufferd en voedselrijk indien het door een landbouwgebied heeft gestroomd, van nature was beekwater voedselarm, tot matig voedselrijk.

Fosfaat dat is vastgelegd in organische venbodems kan worden nageleverd wanneer gebufferd water wordt ingelaten of het ven wordt bekalkt. Deze verzuringsbestrijdende middelen hebben dus eutrofiëring tot gevolg (interne eutrofiëring).

Door het droogvallen van vennen mineraliseert de organische sliblaag waardoor eveneens P- en N-verbindingen vrijkomen. Tijdens het droogvallen van vennen kunnen er ook sulfaatpieken worden waargenomen (177, 178). Zwaveldioxide (SO_2) komt door zure atmosferische depositie terecht in het ven waarna onder reducerende omstandigheden pyriet (FeS) neerslaat. Tijdens het droogvallen komt pyriet weer in contact met zuurstof en komen sulfaten (SO_4) vrij en wordt ijzeroxyde gevormd. Dit proces verlaagt de pH van het venwater omdat er zuurionen (H^+) bij deze redoxreactie vrijkomen.

Buskens (176) heeft voor het Beuven een stoffenbalans opgesteld voor onder andere de verzurende en vermistende stoffen nitraat, ammonium en fosfaat. De aanvoer van deze stoffen geschiedt door natte depositie, inlaat van gebiedvreemd water en aanvoer van zeer lokaal geïnfiltreerd grondwater afkomstig van een dekzandrug grenzend aan het ven. Het ven wordt voor ongeveer 10% gevoed door lokaal geïnfiltreerd grondwater, 20% door inlaat van gebiedsvreemd water en 70% door neerslag. Het ven wordt voornamelijk verrijkt met nitraat via natte depositie en toestromend grondwater. Het toestromend grondwater heeft echter een zeer beperkt intrekgebied (dekzandrug grenzend aan ven) waarbij het voedingsgebied uit heide bestaat waar geen bemestingsactiviteiten plaatsvinden. Atmosferische depositie is dus de enige bron van nitraat waarmee het lokaal geïnfiltreerd water wordt verrijkt. De grootste toevoer van fosfaat vindt plaats via natte depositie. Toevoer van fosfaat via het grondwater is zeer gering wat duidt op het grote fosfaatbindend vermogen van de bodem.

In niet-verzuurde vennen zijn er, door de denitrificatie, vrij grote stikstofverliezen, zodat de stikstofconcentraties in de vennen laag blijven. Na verzuring neemt de nitrificatie, en dus ook de denitrificatie toe waardoor NH_4^+ accumuleert en het systeem eutrofiert (o.a. 179). Nitraat en fosfor worden door vegetatie opgenomen waarna het als organische stof accumuleert op de venbodem. Fosfaten worden sterk gebonden aan organisch materiaal en ijzeroxiden. Afvoer van deze geaccumuleerde nutriënten kan alleen plaatsvinden door de organische sliblaag uit te baggeren.

Historische referentie

Vennen zijn van nature voedselarm en zuur tot zwak bufferend. De vennen zijn veelal gelegen op de zure, voedselarme zandgronden en werden voornamelijk gevoed via neerslag en nutriëntarm, op regenwater lijkend grondwater. Atmosferische depositie van verzurende en eutrofiërende stoffen speelde nauwelijks een rol. Pas later zijn oppervlaktewatersystemen aangelegd om vennen te voorzien van water. Het ingelaten water heeft vaak een geheel andere chemische samenstelling, vaak alkalischer en nutriëntenrijker, waardoor het voedselarme karakter van het ven verdween en daarmee de karakteristieke dieren- en plantenwereld.

De volgende concentraties zijn kenmerkend voor voedselarme ongestoorde vennen: < 0,05 mg P_2O_5 /l; < 0,1 mg NO_3 /l; < 0,1 mg ammonium/l; 1-4 mg calcium/l, 10-20 mg chloride/l en pH 3-5 (180). De meeste vennen vertonen tegenwoordig echter hogere concentraties dan de hierboven genoemde historische referentiewaarden.

7.4.3 Beekdalen

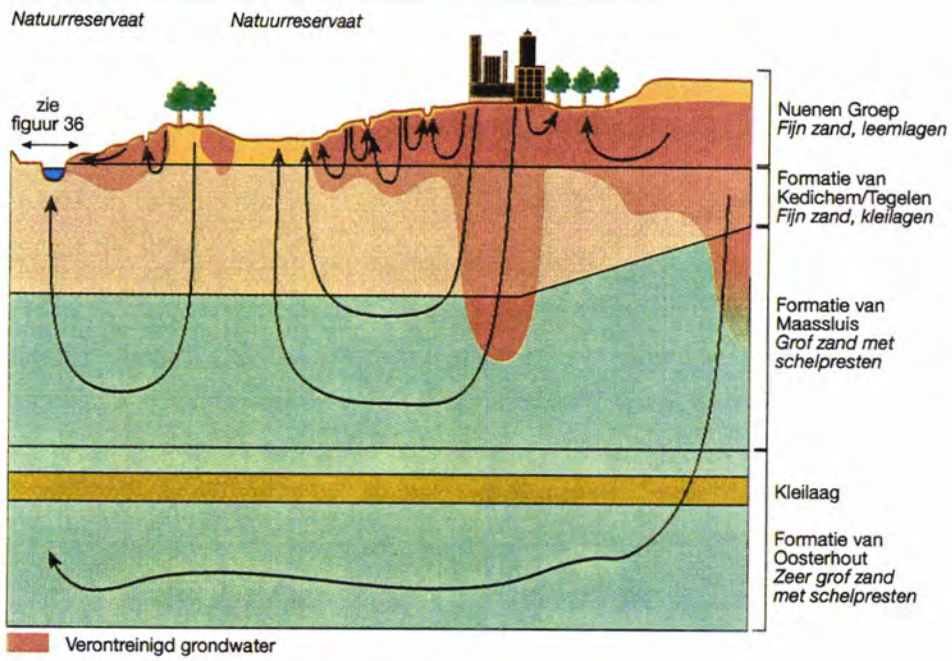
De grondwatersituatie

Beekdalen werden gekenmerkt door hoge grondwaterstanden en regelmatige overstromingen bij hoge beekafvoeren. De hoge grondwaterstand hangt vaak samen met het opstijgen van grondwater (kwel). Deze kwelsituatie hangt samen met de relatief lage geomorfologische dalvorm.

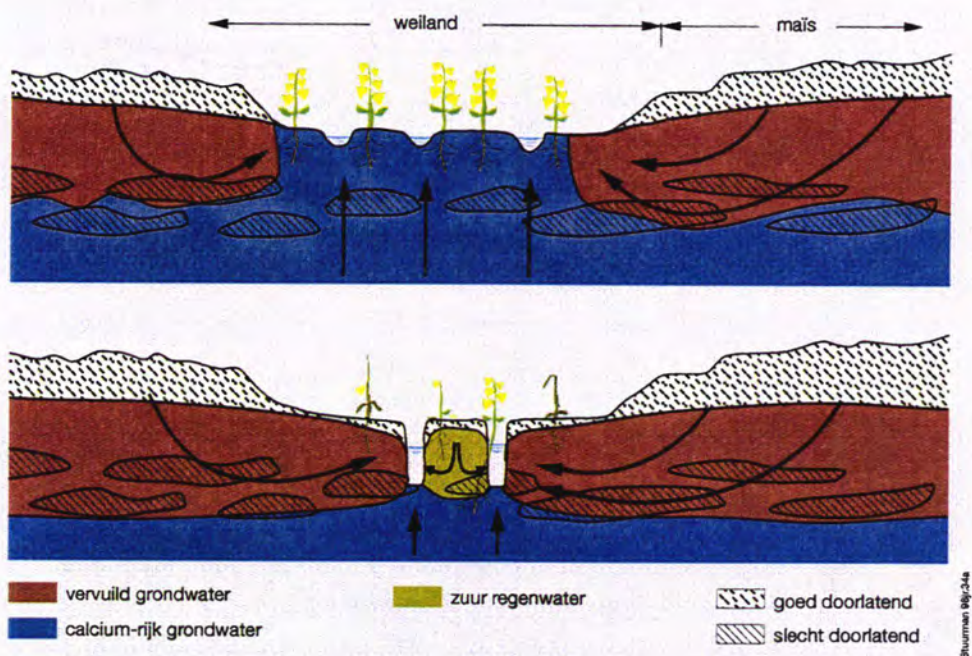
Langs bovenlopen van beken vindt in het algemeen alleen toestroming van lokaal grondwater plaats. Overstromingen komen hier weinig voor. Langs midden- en benedenlopen van beken treedt naast de lokale grondwatercomponent veelal ook een regionale grondwaterstromingscomponent uit. In deze situatie stroomt relatief hoog in de beekdalhelling lokaal grondwater toe, terwijl lager in de helling het regionale grondwater van grotere diepte toestroomt. Dit gebied van regionale kwel staat vaak als gevolg van zijn lage ligging onder invloed van beekoverstromingen.

Regionale kwel wordt gevoed in de infiltratiegebieden die gekenmerkt worden door relatief diepe grondwaterstanden en de afwezigheid van waterlopen (zie figuur 35). De reistijd van deze grondwatercomponent bedraagt vaak honderden tot duizenden jaren. De actuele regionale kwel bezit daarom een onbeïnvloede natuurlijke chemische samenstelling.

Afhankelijk van diverse waterhuishoudkundige factoren kunnen binnen het beekdal ook zogenaamde regenwaterlenzen voorkomen. Dit is regenwater dat door de ondergrond afstroomt naar het ontwateringsmiddel. In het verleden waren regenwaterlenzen minder algemeen omdat de regen 's winters niet de bodem kon indringen doordat het afgevoerd werd met het over het maaiveld afstromende kwel.



Figuur 35. Grondwaterstromingsstelsels.



Figuur 36. Als gevolg van de daling van de diepe grondwaterstijghoogte neemt kwel vanuit de diepe watervoerende pakketten af en kan lokale ondiepe stroming zich uitbreiden. Deze ondiepe stromingscomponent is in het algemeen sterk vervuild.

De hydrochemie

De nutriëntenhuishouding in een beekdal wordt bepaald door de toevoer van nutriënten via water en lucht en door de lokale grondwaterstand. Als gevolg van grondwaterstandsverlaging (verdroging) kunnen evenwichten in mineralisatie- en opnameprocessen verstoord raken waardoor de nutriëntenbeschikbaarheid toeneemt (o.a. 181).

De externe nutriëntenaanvoer zal voor het grootste deel vanuit de lucht plaatsvinden. Daarnaast zal via de lokale grondwaterstroming nutriëntenrijk grondwater kunnen toestromen. De 'diepe' kwel is meestal arm aan nutriënten omdat dit watertype een hoge ouderdom bezit (van voor het (bio)industriële tijdperk) en daarnaast anoxisch en ijzerrijk is. Juist deze chemische typering draagt zorg voor de voedselarme standplaatsomstandigheden in het beekdal doordat fosfaat wordt vastgelegd bij ijzer- en/of kalkprecipitatie.

Overstroming met beekwater kan ook voor aanvoer van nutriënten zorgen. In Nederland bestaan bijna alle beekstroomgebieden voor het grootste deel uit landbouwgebieden. De grondwaterstand in deze landbouwgebieden wordt op peil gehouden door drainage van het ondiepe bovenste grondwater. Dit ondiepe water is meestal sterk belast met nitraat en fosfaat. Daarnaast wordt het oppervlaktewater met nutriënten belast door afspoeling van meststoffen en door rioolwaterzuiveringsinstallaties en overstorten. Al met al is het oppervlaktewater meestal rijk aan voedingsstoffen.

Bij hoogwaterafvoeren kunnen de beken de aangrenzende beekdalen overstromen. Hierdoor wordt slib afgezet en kan tijdelijk infiltratie van het voedselrijke beekwater plaatsvinden. Dit proces wordt actueler naarmate de grondwaterstand lager is. In het verleden was deze infiltratie-invloed vermoedelijk niet belangrijk omdat toen de grondwaterstand in het beekdal veel hoger lag en omdat er sprake was van een hogere kwelflux.

Historische referentie

Onder natuurlijke omstandigheden was het ondiep toestromende grondwater afkomstig van aangrenzende heidepercelen, de kwaliteit van eventueel aanwezig diep kwelwater was meestal gelijk aan nu (figuur 36). De kwaliteit van het oppervlaktewater werd bepaald door de seizoensafhankelijke menging van drainagewater (snelle ondiepe grondwaterstroming) en kwel. Het drainageaandeel aan de afvoer is veel groter dan het kwelaandeel. Uit chemische modelberekeningen blijkt echter dat bij een geringe kwelflux (ijzer en calciumrijk) het zure heidewater (drainage) een neu-

traal karakter krijgt (182). Dit oppervlaktewater was van nature zeer voedselarm. De in het verleden veel lagere atmosferische depositie had een veel geringere invloed op het beekdal doordat deze grotendeels met maaiveldkwel en/of overstromingswater werd afgevoerd.

Als grenswaarden voor nutriënten in oppervlaktewater hebben Peeters en Gardeniers (99) de waarden voorgesteld die zijn weergegeven in tabel 9.

Tabel 9. (Voorgestelde) Grenswaarden voor een laaglandbeekstelsysteem.

	ortho fosfaat P (mg/l)	Totaal P (mg/l)	NO ₂ +NO ₃ N (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)
zandsloten	0,05	0,08	0,34	0,27
bovenlopen	0,06	0,15	2,4	0,14
middenlopen	0,14	0,18	5,64	0,37
benedenlopen	0,19	0,36	5,00	0,70

Voor grondwater zijn geen grenswaarden bekend. In Drente vindt Broers (183) gebaseerd op het provinciaal meetnet voor de meetpunten in alle beekdalkwelgebieden typische waarden tussen 0,2 -0,4 mg P/l. De nitraatgehalten lagen onder de detectielimiet (< 0,1 mg NO₃/l). Het bemonsterde grondwater was in alle gevallen niet antropogeen beïnvloed. In westelijk Noord-Brabant is het opstijgende kwelwater nitraat- en ammoniumloos en bevat lagere fosfaatgehalten (< 0,02 mg P₂O₅/l) dan in Drente).

7.4.4 Wijstgronden

Een bijzonder type wetland wordt gevormd door moerasachtige gronden die zich langs de Peelrandbreuk bevinden. Bij de Gemeente Uden wordt de overgang van de lager gelegen Centrale Slenk naar de Peelhorst gekenmerkt door een (steil-)rand met een hoogteverschil van circa 3 meter. Aan de hoge zijde bevinden zich moerassen en natte graslanden terwijl de lage zijde droog is.

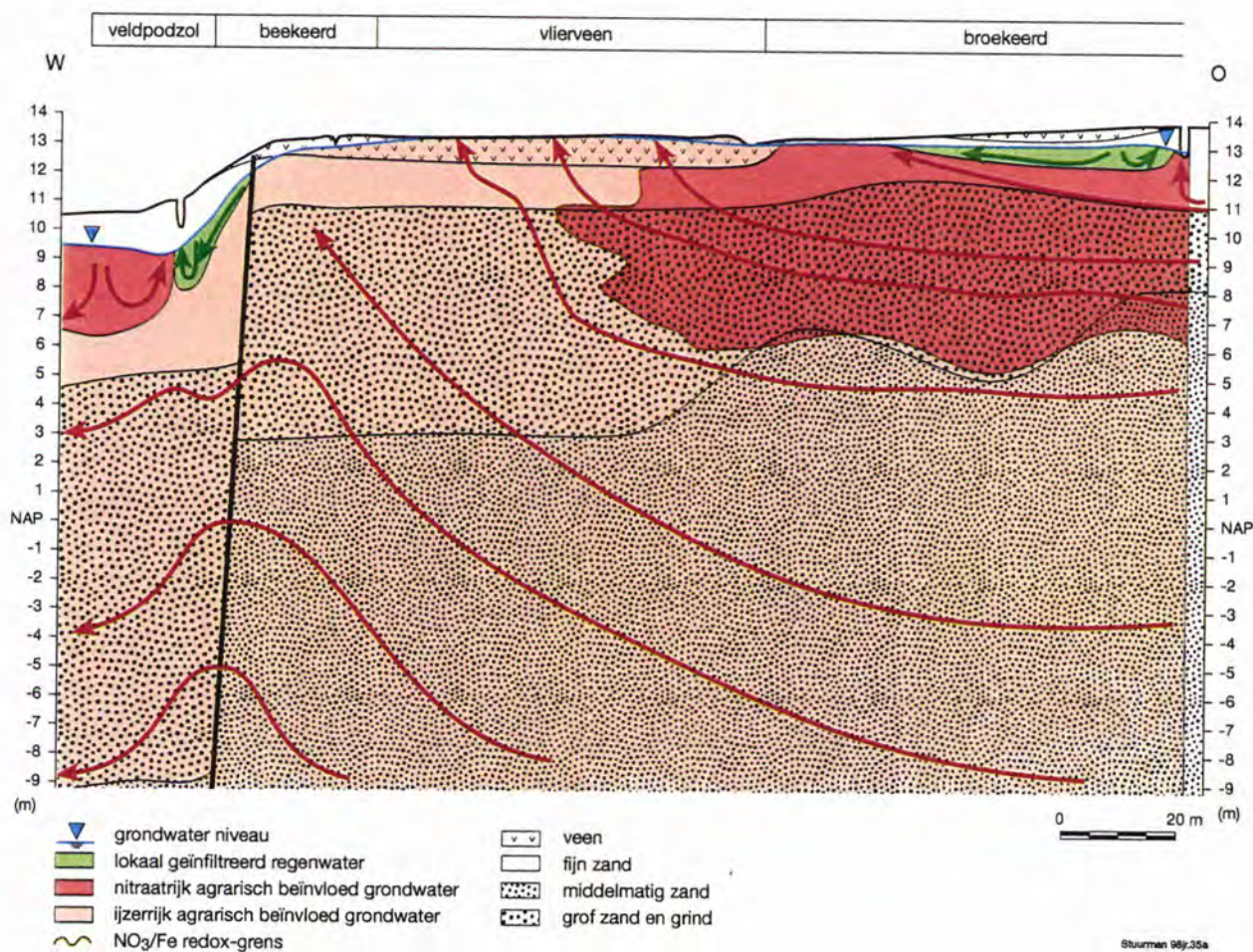
Grondwatersituatie

Het grondwater op de Peelhorst stroomt voor een belangrijk deel in de richting van de Centrale Slenk (184). De Peelrandbreuk gaat gepaard met damwand-achtige weerstand waardoor het grondwater in een circa 100-200 meter brede zone opkwelt. De Peelhorst kent hoofdzakelijk een agrarisch landgebruik en wordt gekenmerkt door een dun freatisch watervoerend pakket. Het betreft een uiterst kwetsbaar hydrologisch systeem. Het kwelwater in de wijstgronden toont dan ook agrarische invloeden hetgeen ook een indicatie is voor relatief snel grondwatertransport.

Stroomopwaarts van de wijstgronden heeft het grondwater tot ca 8-10 meter onder maaiveld hoge nitraatgehalten en onnatuurlijke calciumgehalten als gevolg van bekalking. Bij verdere infiltratie verliest dit water op ca 10 meter diepte zuurstof en nitraat als gevolg van oxydatie van pyriet. Hierdoor neemt het sulfaatgehalte toe en komt ijzer in oplossing. Binnen de wijstgronden komen deze watertypen naast elkaar voor (figuur 37, uit 184). Het ijzerrijke agrarisch beïnvloede grondwater dat in het westen van de wijstgronden opkwelt, wordt mogelijk bedreigd door verschuiving van het Fe/NO₃ redoxfront in westelijke richting. Als gevolg van een veenlaag in de wijstgronden is het gevaar voor nitraateutrofiëring echter nihil. Het is wel denkbaar dat de hoge sulfaat- en kaliumconcentraties in het kwelwater een bedreiging vormen. Een onnatuurlijke toename van sulfaat zou hier mogelijk tot interne eutrofiëring kunnen leiden (185). Hierbij wordt sulfaat omgezet tot sulfide en slaat neer als ijzersulfide. Als gevolg hiervan wijzigt het van nature ingestelde ijzer/sulfide evenwicht waardoor ijzeroxyde (inclusief het gebonden fosfaat) in oplossing komen en fosfaat beschikbaar komt voor opname door de vegetatie.

Historische referentie

De wijstgronden bestonden van nature uit twee hydrologische zones. In de zone direct grenzend aan de breuk was het gehele jaar door sprake van maaiveldkwel. Dit kwelwater was calcium- en ijzerrijk, nitraat- en ammoniumloos en sulfaatarm. Iets hoger in de wijstgronden stroomde lokaal grondwater toe. Dit watertype had een laag calciumgehalte en bevatte veel lagere ijzerconcentraties. De natuurlijke nutriëntenconcentraties liggen voor zandgebieden (9) op: < 1,0 mg NO₃-N/l, < 1,0 mg NH₄-N/l, < 0,4 mg totaal fosfaat/l en < 0,1 mg PO₄-P/l.



Figuur 37. De verbreiding van watertypen binnen de Wijstgronden in een profiel loodrecht op de Peelrandbreuk.

7.4.5 Natte laaggelegen zandgronden

Op verschillende plaatsen in Nederland komen relatief laag gelegen vlakten voor van (deels) verspoelde dekzanden. Deze gebieden worden vaak gebruikt als hooiland terwijl er relatief veel broekbossen of natte bossen voorkomen. Voorbeelden zijn te vinden in de Gelderse Vallei, ten oosten van Apeldoorn en ten noorden van Oirschot (Velderschbosch, Logtse velden).

Grondwatersituatie

De grondwatersituatie wordt sterk bepaald door de aanwezigheid van regionale kwel (calciumrijk), de aanwezigheid van een relatief dicht drainagesysteem en het voorkomen van leemrijke sedimenten. Om het in de winter droog te houden wordt een belangrijk deel van de winterneerslag afgevoerd met behulp van het dichte drainagenetwerk. Hierdoor is de grondwateraanvulling geringer dan het neerslagoverschot. De verdamping is echter optimaal door de ondiep liggende grondwaterstand en het leemgehalte van de ondergrond.

Hydrochemie

De geschetste grondwatersituatie leidt tot kalkrijke standplaatsen in en langs de sloten en op relatief lage delen waar de wintergrondwaterstand gelijk is aan het maaiveld. Beïnvloeding vanuit de landbouw vindt hoofdzakelijk via het oppervlaktewater plaats. Vaak worden door deze gebieden waterlopen geleid die de afwatering van relatief hoger gelegen landbouwgronden verzorgen.

Historische referentie

In het verleden was de grondwatersituatie in de natte zandgrond natter dan nu. In de winter stonden grote oppervlakten onder water. Dit water was een mengsel van kwel en regenwater. Nutriëntentoevoer via het grondwater was nihil. Als natuurlijke trajecten kunnen de door Willems en Fraters (9) gehanteerde waarden worden gebruikt.

7.4.6 Bronnen, sprengen

Grondwatersituatie

Bronnen zijn relatief talrijk in Zuid-Limburg rond het Mergelland. Deze bronnen hebben in het algemeen een natuurlijke oorsprong en bevinden zich op grenzen van verschillende gesteenten of van zand- en kleiafzettingen (186). In Pleistoceen Nederland komen met name in de stuwwallen bronnen voor. Een deel van deze bronnen heeft een natuurlijke oorsprong; veel zijn echter eeuwen geleden gegraven (zogenaamde

sprengen). De natuurlijke bronnen ontstonden vaak in glaciële erosiedalen. Daarnaast zijn bronnen ontstaan op plaatsen waar slecht doorlatende leembanken voorkwamen (zie figuur 38). De reistijd tussen infiltratie en uittreden ligt meestal in de orde van enkele tot tientallen jaren.

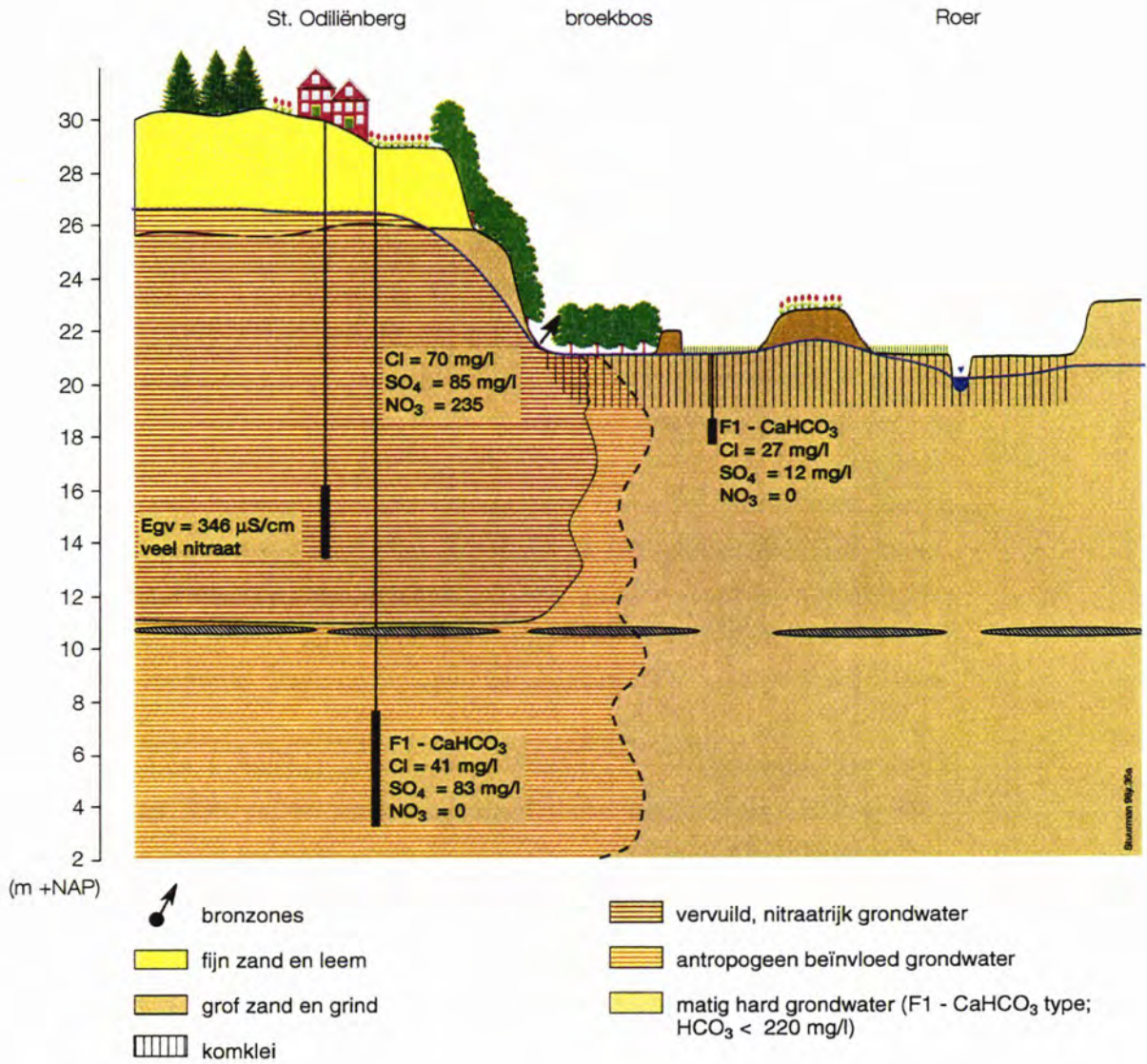
Hydrochemie

In Zuid-Limburg leveren de bronnen kalkrijk water dat in alle gevallen verontreinigd is. De nitraatgehalten overschrijden in nagenoeg alle gevallen de EG-drinkwaternorm van 25 mg NO₃/l. Deze belasting kan grotendeels worden toegeschreven aan bemesting. De fosfaatgehalten liggen weliswaar boven de CUWVO-norm voor bronnen (< 0,1 ortho fosfaat per liter). Volgens Rang en Kleijn (187) is het aangetroffen fosfaat van lokale oorsprong. Gedacht wordt aan de decompositie van organische stof in de bronzone of aan de inspoeling van fosfaatrijk bodemmateriaal. Rang en Kleijn (187) vrezen niet voor fosfaatdoorslag vanuit de landbouwgronden. De Limburgse löss en terrasafzettingen bevatten namelijk hoge gehalten aan ijzer- en aluminiumhydroxiden die fosfaat binden. Uit het onderzoek kwam verder naar voren dat de kwaliteit van het bronwater sterk wordt bepaald door het ruimtegebruik in een gebied van 1-10 hectare rond de bron.

In de rest van Nederland treden van nature grote verschillen in waterkwaliteit op. Deze wordt bepaald door de doorstroomde sedimentaire afzettingen. Veel bronnen kennen relatief korte reistijden tussen infiltratie en uittreding. Als gevolg hiervan en het feit dat de doorstroomde ondiepe pakketten een geringe reactiviteit bezitten, zijn deze systemen kwetsbaar voor verontreiniging. Al in de jaren vijftig werden door Maas (186) langs de Veluwezoom talrijke met nitraat verontreinigde bronnen aangetroffen. Een recent voorbeeld van landbouwverontreiniging zijn de bronnen aan de voet van een Roerterras bij St. Odiliënberg in de Roerdalslenk (zie figuur 38). Deze bronnen bezitten nitraatgehalten hoger dan 200 mg NO₃/l (45 mg NO₃-N/l). Enkele tientallen meters verder in dit kwelgebied is de overgang van nitraatrijke kwel (helder water) naar nitraatloze, ijzerrijke kwel zichtbaar. Het ortho fosfaatgehalte van de bron ligt lager dan 0,1 mg/l.

Historische referentie

Van nature bevat bronwater geen of zeer lage gehalten aan nutriënten. CUWVO (1988) gaat uit van gehalten lager dan 1 mg NO₃-N/l en fosfaatconcentraties kleiner dan 0,1 mg PO₄-P/l. De watersamenstelling kan tussen bronnen verder sterk verschillen als gevolg van geochemische verschillen in het doorstroomde sediment.



Figuur 38. De hydrogeologische schematisatie en de verdeling van de grondwatersamenstelling rond het landgoed Hoosten.

7.5 VEENWEIDE WETLANDS

7.5.1 Inleiding

Het ontstaan van onze veenweide gebieden hangt samen met een relatieve afname van de zeespiegelstijging rond 2500 jaar voor Christus (188). Hierdoor ontstond verzoeting in combinatie met een geleidelijk stijgende grondwaterstand waardoor veengroei mogelijk werd. Er ontwikkelden zich uitgestrekte gebieden met riet-zeggevenen die bij voortgaande veengroei dichtgroeiden. In deze fase nam de invloed van het grond/oppevlaktewater op de veengroei af. De invloed van voedselarm regenwater op de veengroei nam daarvoor in de plaats juist toe. Er ontstond een voedselarm veenmosveen dat op verschillende plaatsen toch na enkele duizenden jaren ontwikkelde tot hoogveenkussens van soms enkele meters hoogte.

De veenweide-wetlands zijn het gevolg van de turfwinning die sinds de Middeleeuwen heeft plaatsgevonden. Hiervoor werd het veen ontwaterd middels evenwijdig aan elkaar gelegen sloten en vervolgens uitgebaggerd. Wat bleef waren stroken uitgeveende petgaten en daartussen stroken land (legakkers).

De nu voorkomende natuur is in deze gebieden meestal recenter ontstaan. Zij is ontwikkeld in voormalige verveningsgebieden, waar het veen tot beneden de grondwaterspiegel is verwijderd. In de achtergebleven petgaten hebben zich omstreeks het wateroppervlak drijvende vlechtwerken van wortelstelsels en ondergrondse uitlopers gevormd, gedeeltelijk opgevuld met veenvormende plantenresten ('kragge'). Zolang een kragge min of meer drijft, bevindt het moeras zich nog in de overgang van oermoeras naar laagveen (189). Door van Wirdum (189) zijn successiereksen voor veenontwikkeling opgesteld (zie figuur 39a) als functie van watertype, beheer en moerasontwikkeling. De vegetatie weerspiegelt hier de menging van regenwater, grondwater en zeewater en de bemestingsgraad, zoals die door de waterhuishouding tot stand komt.

Het natuurlijk uitgangsmilieu van laagveenontwikkeling in ons land is vrijwel steeds brak water of zoet water geweest, met een grote gelijkenis met kalkrijk voedselarm grondwater. Dat juist trilvenen vaak hoge natuurwaarden herbergen hangt samen door het naast elkaar voorkomen van zure en niet zure nat-voedselarme milieus. Dit moerastype waarin tamelijk voedselarme en toch basenrijke omstandigheden samengaan, is ook internationaal bijzonder (189). De natuurwaarden van deze trilvenen worden bedreigd door (1) veranderd beheer, (2) beïnvloeding door vermist oppervlaktewater (3) verzuring (atmosferische depositie) en (4) pyrietoxidatie. Onder natuurlijke omstandigheden wordt de grondwatersituatie in het veen-

gebied bepaald door kwel, overstroming en grondwaterregime. Volgens De Mars (190) speelt binnen het grondwaterregime met name de zomergrondwaterstand een overheersende rol.

7.5.2 Trilvenen

De waterhuishouding en grondwaterstroming

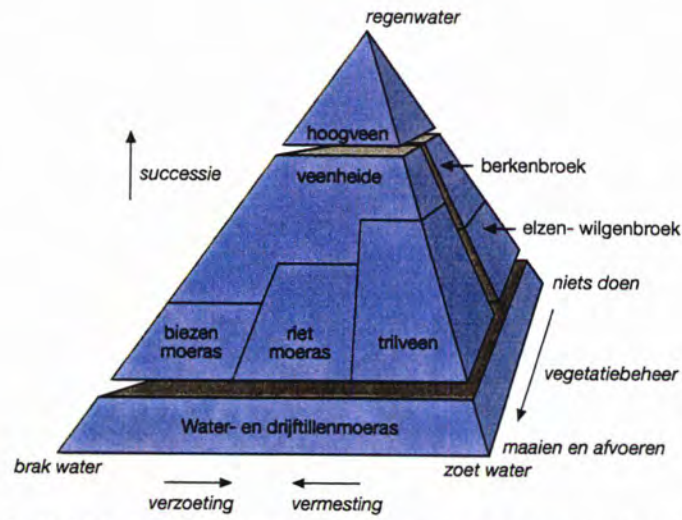
In trilvenen zijn de voedselarme, natte levensgemeenschappen gevormd door de wisselwerking tussen regenwater en kalkrijk grond- en oppervlaktewater (zie figuur 39). In Nederland bevinden de trilvenen zich nu meestal in wegzijgingsgebieden (bv Weerribben, Ilperveld). Het oppervlaktewatersysteem wordt in deze poldergebieden door regenwater (winter) en aanvoerwater (zomer) gekenmerkt. Het aangevoerde water bestaat vaak uit rivier (IJsselmeer-)water. De afvoer bestaat uit wegzijging, bemaling (winter) en verdamping. Op lokaal schaalniveau vindt men vaak een karakteristieke zonering vanaf het open water:

vegetatie van voedselrijk milieu (vermest) -> trilveenvegetatie (basenrijk, voedselarm) -> veenmosvegetatie (basenarm, voedselarm) -> ruigte of bos (verdrogend).

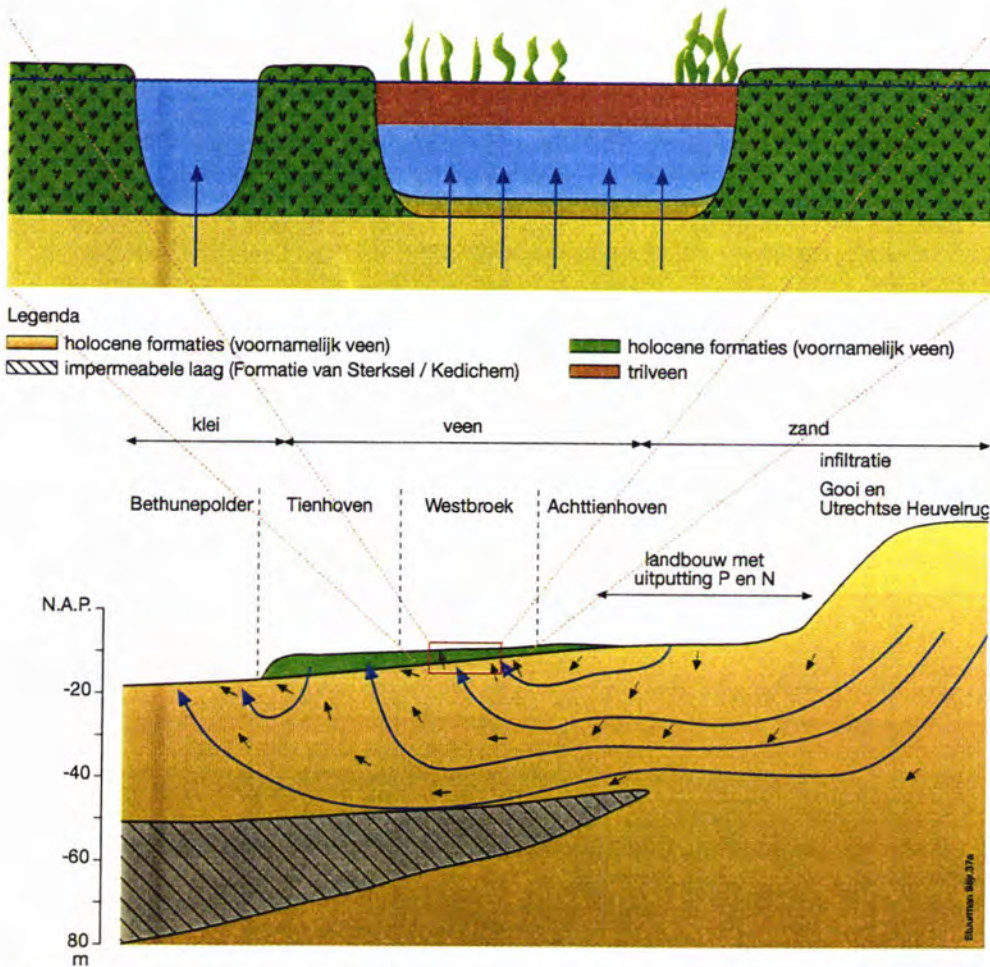
Deze zonering kan alleen ontstaan doordat boezemwater het terrein kan binnendringen. Door meststoffen in het oppervlaktewater ontstaat direct langs het oppervlaktewater eerst een zone van voedselrijke watertypen. Op grote afstand is de aanvulling met oppervlaktewater niet voldoende om het waterverlies door wegzijging en verdamping te compenseren waardoor verdroging ontstaat. Als de kraggen hier in de zomer kunnen meezakken en nat blijven is er meer invloed van regenwater en ontstaan vegetaties van het zure milieu. Overigens kunnen op microniveau ook belangrijke standplaatsverschillen voorkomen als gevolg van zogenaamde bult-slenkpatronen. Op de bulten staat de wortelzone grotendeels onder invloed van regenwater terwijl de slenken beïnvloed worden door het buitenwater.

Hydrochemie

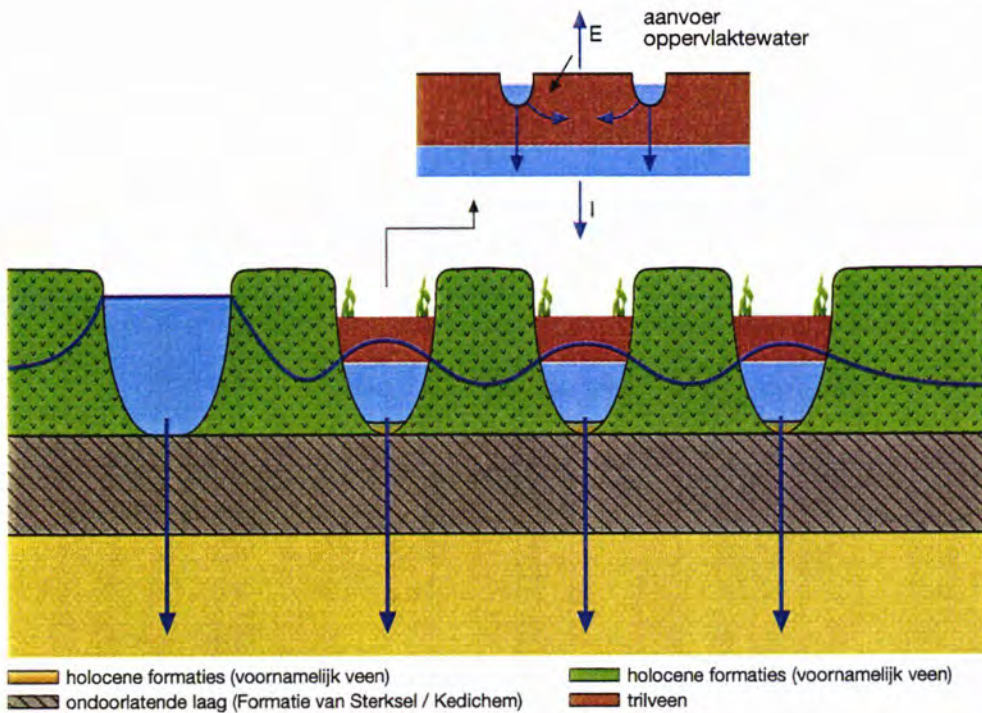
De rijkdom aan vegetatietypen is sterk afhankelijk van de beïnvloeding of toegankelijkheid van het buitenwater (kwel of rivierwater), mits van goede kwaliteit, en van vegetatiebeheer door mensen.



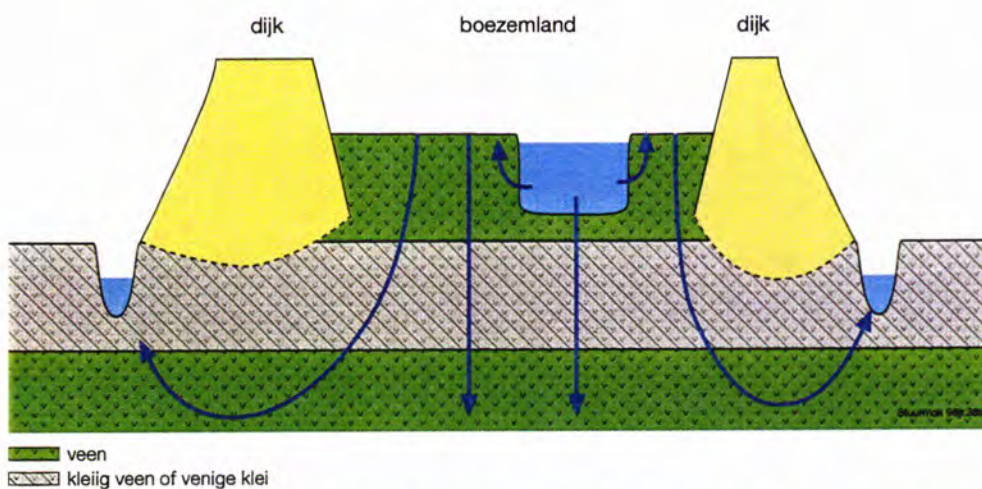
Figuur 39a. Samenhang van de voornaamste laagveentypen met watertype, beheer en moerasontwikkeling (Van Wirdum, 1993).



Figuur 39b. De grondwatersituatie in een kwelgevoed trilveen (bijv. Westbroek, naar Beltman e.a., 1988). Vanuit de Utrechtse Heuvelrug stroomt grondwater toe. De kwaliteit van dit grondwater wordt bedreigd door landbouwactiviteiten aan de westflank van het Utrechtse zandgebied.



Figuur 39c. De grondwatersituatie in een oppervlaktewater gevoed trilveen (bijv. IJperveld). De wegzijging van oppervlaktewater wordt gecompenseerd door regenwater- en oppervlaktewateraanvoer. Nutrienten in het oppervlaktewater beïnvloeden alleen een smalle zone. Het trilveen is sterk regenwaterafhankelijk geworden en verzuurd. Een mogelijke richting voor herstel vormen de aanleg van greppels om regenwater af te voeren. De invloed van oppervlaktewater neemt dan toe.



Figuur 40. In boezemlanden is in het algemeen sprake van wegzijging. Alleen binnen een smalle zone langs de boezem wordt het boezemland vanuit de boezem beïnvloed. De standplaats is daardoor grotendeels regenwater- en inundatiewatergestuurd. Als de inundatiefrequentie vermindert, verzuurt het boezemland. Het boezemwater is in de winter drainage(landbouw-) water uit de polders en in de zomer rivierwater.

De historische referentie

Onder natuurlijke omstandigheden wordt trilveen beïnvloed door calciumrijk grondwater waarmee het regelmatig wordt geïnundeerd. Onder deze omstandigheden heeft regenwaterinfiltratie maar een beperkte invloed. Kwelwater vanuit de zandgronden heeft zeer lage fosfaatgehalten, is nitraatloos en heeft ook lage ammoniumgehalten. Kwelwater in Drente heeft ortho-fosfaatgehalten lager dan 0,4 mg/l (183). Na het in aanraking komen met de atmosfeer zal de fosfaatconcentratie als gevolg van het neerslaan van ijzeroxiden sterk afnemen. Een natuurlijke fosfaatconcentratie ligt in de orde van 0,01 mg per liter.

7.5.3 Boezemlanden

Een typisch wetlandtype in laag-Nederland vormen de boezemlanden. Deze boezemlanden bevinden zich in het laagveengebied langs de boezemwateren (veenri-viertjes) en worden periodiek overstroomd. Ze fungeren als buffer bij hoge waterafvoer (191). Deze hoogwaterafvoer bestaat uit geloosd water uit de aangrenzende polders. In de drogere perioden bestaat het boezemwater in het algemeen uit Rijnwater.

Grondwatersituatie

De boezemlanden vormen in het algemeen een relatief smalle zone langs het boezemwater (figuur 40). De breedte van de percelen kan sterk verschillen, van enkele meters tot meer dan honderd meter. Boezem en boezemlanden kennen meestal een veel hoger waterpeil dan de aangrenzende polders. Peilverschillen van meer dan 2 meter komen regelmatig voor. Van oudsher werden de boezemlanden gekarakteriseerd door soortenrijke moerasvegetaties, Dotterbloem- en trilveenvegetaties.

Op basis van het grote peilverschil zou verwacht worden dat sprake is van een sterke wegzijgingssituatie en dat het boezemwater een sterke invloed heeft op het grondwater onder de boezemlanden. Uit onderzoek van ondermeer De Mars *et al.* (191) langs de Kamerikse Nessen blijkt echter dat wegzijging nauwelijks van belang is voor de waterbalans. Het huidige hydrologisch systeem werkt als volgt (191): in de winter wordt de onverzadigde zone en plasberging gevuld door het neerslagoverschot. In de zomer dalen de waterstanden hoofdzakelijk door verdamping. Alleen in een smalle zone langs het boezemwater treedt voeding met oppervlaktewater op (figuur 40). Het peil van het boezemwater speelt wel een conditionerende rol doordat dankzij een hoog peil de afstroming vanuit de percelen voorkomt.

Deze huidige grondwatersituatie houdt in dat de standplaats grotendeels regenwater bepaald is. Dit wordt met name verzorgd door de afname van het aantal inundaties. Tot aan de zestiger jaren kwamen overstromingen frequent voor; daarna komen ze slechts incidenteel voor.

Hydrochemie

Door het afnemen/verdwijnen van regelmatige overstromingen veranderen de hydrochemische patronen onder de boezemlanden geleidelijk. De wortelzone is grotendeels onder invloed geraakt van zuur regenwater. Alleen in een enkele meters smalle zone langs het boezemwater wordt de waterkwaliteit in de wortelzone door het boezemwater beïnvloed. Voorheen kreeg regenwater nauwelijks kans om de wortelzone te beïnvloeden. Als gevolg van overstromingen werd de regenwaterinvloed grotendeels geneutraliseerd.

Historische referentie

De grondwatersituatie in boezemlanden wordt hoofdzakelijk bepaald door inundaties. Seizoenale grondwaterstands daling wordt bepaald door verdamping en slechts in geringe mate door wegzijging. Zonder overstromingen zal het systeem in de loop van de tijd verzuren. Het overstromingswater moet een oligotroof karakter hebben.

7.5.4 Veenweiden

De circa 380.000 ha veenweidegronden kennen in het algemeen een bodemprofiel dat bestaat uit een veenpakket van bosveen van enkele meters dikte. In veel gevallen is deze afgedekt met een venig kleidek van enkele decimeters dikte. Binnen het veenpakket komen vaak kleihoudende veenlagen of venige kleilagen voor (192).

Grondwatersituatie

Binnen het veenweidegebied kan onderscheid gemaakt worden tussen:

1. kwelgestuurde grondwatersituaties;
2. wegzijging gestuurde grondwatersituaties.

In het geval van een kwelgestuurde grondwatersituatie is de ruimtelijke hydrologische relatie met de omgeving veel belangrijker dan in een wegzijgingssituatie. Bij een wegzijgingssituatie zal de standplaats grotendeels beïnvloed worden door regenwater en depositie. Alleen in een enkele meters smalle zone langs de sloten beïnvloed het slootwater de standplaats. Dit slootwater zal in de winter veelal gebiedseigen water zijn en in de zomer ingelaten rivierwater.

Bij een kwelsituatie kunnen nutriënten via het grondwater worden aangevoerd. De eventuele bedreiging hangt af van (1) aard en gebruik van het infiltratiegebied, (2) de reis- of verblijftijd van het grondwater en (3) de hydrogeochemische processen. In grote lijnen kan bij deze kwelgestuurde grondwatersituatie onderscheid gemaakt worden tussen (a) kwel vanuit de zandgronden (regionaal) en (b) kwel vanuit een aangrenzende hoger gelegen polder of boezem.

Hydrochemie

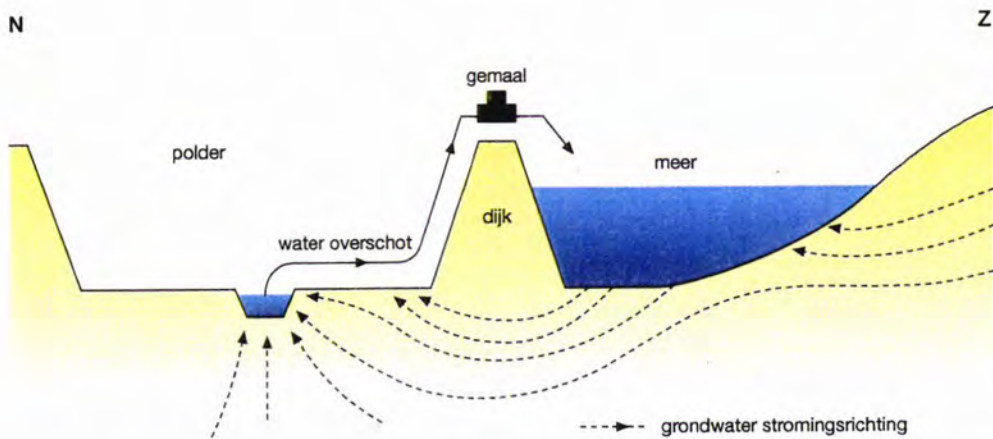
In de Vechtstreek vond Wassen (193) voor de direct door rivierwater gevoede standplaatsen (wegzijing) bestaat een sterke correlatie tussen kaliumgehalte en vegetatiesamenstelling. Andere vegetaties toonden een duidelijke relatie met calciumrijke kwel. Deze kwel kon direct of indirect zijn invloed uitoefenen. Plaatselijk wordt de standplaats gestuurd door direct infiltrerend regenwater en is sprake van hoogveenontwikkeling. De lage fosforconcentraties in de standplaatsen van de kwelgebieden lijkt in de Vechtstreek sterker te worden gereguleerd door de aanwezigheid van ijzer dan door calcium of aluminium.

7.6 PLASSEN EN MEREN

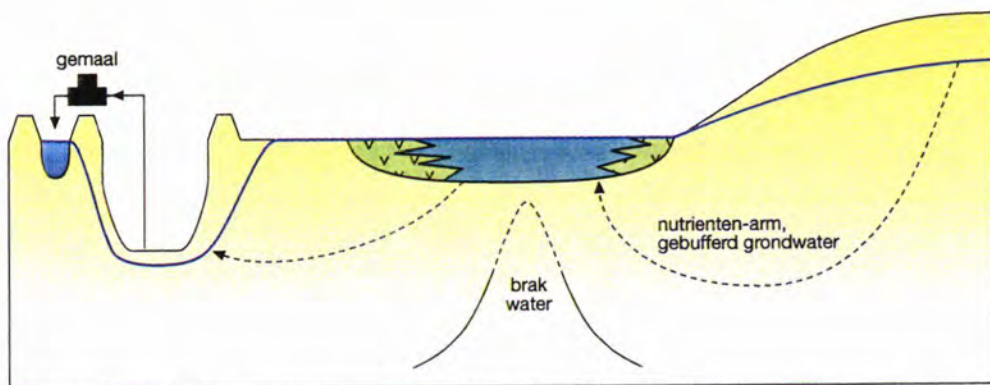
De meeste Nederlandse meren of plassen liggen in het veen- of kleigebied. Deze meren/plassen zijn ontstaan door overstroming en erosie van het veendek of door veenwinning. Gemiddeld kennen deze meren een diepte van 1 - 4 meter maar zij kunnen plaatselijk tot 50 meter diep zijn als gevolg van zandwinning. Naast de eerder genoemde meer/plastypen in het veengebied zijn ook meren ontstaan door afdamming van zee- of rivierarmen. Daarnaast zijn er veel plassen ontstaan bij zand- en grindwinning. Deze plassen bevinden zich vaak in de omgeving van het stedelijk gebied of in het winterbed van de grote rivieren.

7.6.1 Grondwater-oppervlaktewater relatie

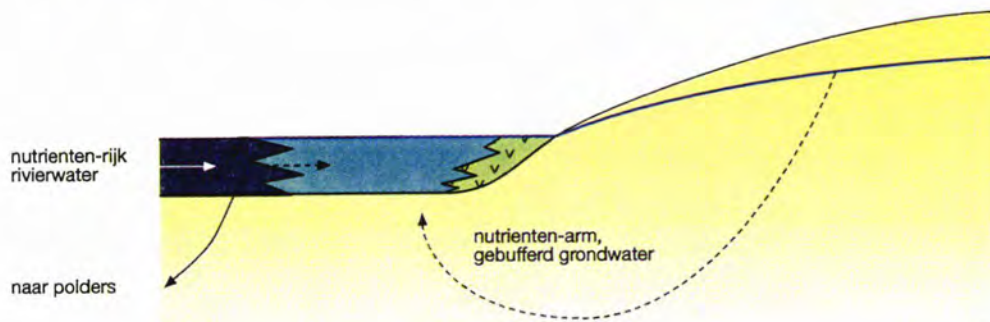
Meren in het veengebied kunnen, voor wat betreft de grondwater/oppervlaktewater-situatie, grofweg in vier typen worden onderverdeeld (zie figuur 41): (1) gesloten, deels direct door kwel gevoed meer, (2) open, deels kwelgevoed meer, (3) hoofdzakelijk boezem/rivierwater gevoed meer en (4) voor een belangrijk deel indirect (polderbemaling) door kwel gevoed meer of combinaties hiervan.



Figuur 41a. Grondwatersituatie rond het Veluwemeer. Het meer wordt nu deels gevoed door uitgemalen water uit de Flevopolder dat relatief calciumrijk is.



Figuur 41b. (Half-)gesloten systeem, deels kwelgevoed meer. Het meerwater wordt gevoed door kwel- en regenwater.



Figuur 41c. Open systeem, deels kwelgevoed meer. Als gevolg van de afname aan grondwatertoestroming (kwel) en toename aan wegzijging naar de polders neemt de invloed van nutriëntenrijk rivierwater toe.

Stuurman 94j-20a

Voorbeelden van deels grondwatergevoede, gesloten meren zijn er als gevolg van waterwinning en polderpeilverlaging niet meer. Het Naardermeer was lang geleden een grondwatergevoed meer maar dreigde droog te vallen als gevolg van de waterwinning op de Utrechtse Heuvelrug en door wegzijging naar de omringende polders. Hierdoor werd het noodzakelijk oppervlaktewater aan te voeren. Als gevolg hiervan ontstond eutrofiëring. Sinds enkele jaren is de waterkwaliteit sterk hersteld door defosfatering van het inlaatwater (15). In Friesland bevinden zich meren die aan de oostzijde door grondwater worden gevoed maar verder in open verbinding staan met rivierwater-gevoede meren. Als gevolg van kwelafname en verhoogde wegzijging is de grens tussen grondwater-gevoede trajecten verschoven (zie figuur 41).

De meeste meren maken onderdeel uit van de boezem (Westeinder, Kager plassen, Alkmaardermeer etc.) en zijn voor hun water afhankelijk van rivierwater en uitgemalen polderwater. Het Veluwemeer kan sinds 1980 als een speciaal type worden gezien (15). Hier was het water voorheen afkomstig uit de Rijn, maar dit werd later grotendeels vervangen door uitgemalen Flevopolderwater. Dit is een mengsel van kwelwater en gedraineerd ondiep grondwater. Voor de meeste meren geldt dat ze ruimtelijk erg kwetsbaar liggen. Voor de watervoorziening zijn ze namelijk sterk afhankelijk van de grote rivieren terwijl daarnaast gedraineerd ondiep (landbouw)-water uit de polders naar de boezem wordt uitgewaterd.

7.6.2 Hydrochemische processen

In het algemeen worden de hydrochemische processen in meren bepaald door de kwaliteit van het aangevoerde water en de interactie met de waterbodem en het ecosysteem. Het aangevoerde water is voor het grootste deel rivierwater en kent derhalve nog steeds relatief hoge nutriëntengehalten (65% van het Nederlandse oppervlaktewater is afkomstig van de Rijn). De waterbodems zijn meestal belast door mineralenaanvoer uit het verleden.

De boezemmeren worden gevoed door Rijn, Maas of door IJsselmeer. Het IJsselmeer bestaat voor 70% uit Rijnwater maar heeft een duidelijk andere waterkwaliteit met name tijdens de zomer (194). Opmerkelijke verschillen tussen Rijn en IJsselmeer zijn: hoge zuurstofgehalten overdag in het IJsselmeer door algenbloei. Deze algenbloei leidt ook tot een periodiek verloop van opgeloste nutriënten. De concentraties dalen in de zomer tot bijna nul. Ondanks de sterke waterkwaliteitsverbetering van de Rijn is de grenswaarde voor fosfaat (0,15 mg P_2O_5/l) nog niet gehaald (gemid. 0,22 mg P_2O_5/l in 1993). De waterkwaliteit van de Maas is voor wat fosfaat betreft beduidend slechter ($> 0,6$ mg P_2O_5/l). Zowel in de Rijn als de Maas ligt het totaal-stikstofgehalte boven de grenswaarde (2,2 mg/l) namelijk respectievelijk 3,9 en 4,7 mg/l

(Keizersveer). Als de Maas Nederland binnenstroomt is het totaal-stikstofgehalte lager (Eisden 3,5 mg totaal-stikstof/l). De toename wordt toegeschreven aan de bemesting in Noord-Brabant (194).

De belangrijkste biochemische processen zijn primaire productie (algenbloei) en afbraak van organisch materiaal. Bij primaire productie wordt koolstof omgezet in organisch materiaal onder invloed van zonlicht, opname van nutriënten en afgifte van zuurstof. Afbraak is het omgekeerde proces, waarbij organisch materiaal wordt omgezet in koolzuur onder afgifte van nutriënten. Hosper (15) toonde voor het Veluwe-meer aan dat als gevolg van fotosynthese de zuurgraad steeg en vervolgens calciëtersloeg. Deze neerslag ging gepaard met een afname aan totaal-fosfaat vermoedelijk door coprecipitatie van fosfaat met calciëters.

Historische referentie

De natuurlijke situatie voor meertypen hangt samen met de verschillen in meertype. Grondwatergevoede meren (bijvoorbeeld Naardermeer) kenden vroeger een oligotroof milieu. De andere meren werden beïnvloed door de toenmalige rivierkwaliteit. Dit water was calciumrijk.

7.7 RIVIERENGEBIED⁴

Het rivierengebied wordt in Nederland gekarakteriseerd door uiterwaarden met de aangrenzende en/of tussenliggende polders die grotendeels ingericht zijn voor landbouwkundig gebruik. Tot ongeveer A.D. 800 konden de grote rivieren in Nederland vrij meanderen. Het rivierlandschap was nog nauwelijks door de mens beïnvloed. Het landschap in het gebied bestond uit meanderende rivieren, verlaten meanders met veenvorming en/of moerasbossen. Na A.D. 800 ging de mens het landschap vormen. Veengebieden in het rivierengebied werden ontgonnen met behulp van kunstmatige ontwatering, waardoor veenvorming stopte en het maaiveld aanzienlijk daalde. Deze laaggelegen gebieden werden regelmatig overstroomd met zee- en rivierwater. Ter bescherming tegen deze overstromingen begon de mens dijken te bouwen. Als gevolg van de ontginningen begon het rivierregiem aan het begin van het tweede millennium onregelmatiger te worden, hetgeen gepaard ging met extreem hoge waterstanden.

Rond 1250 bestond het rivierengebied uit hoger gelegen oeverwallen en lager gelegen komgebieden. De oeverwallen bestonden uit zand en lichte klei en de komgebieden

⁴ De informatie voor deze paragraaf is afkomstig uit Ramaker (195).

uit zware klei met soms wat veen. Door overstromingen van de komgebieden in de winter, bestond de begroeiing van het riviergebied uit rivierbos op de hogere ruggen en moerasbos in de kommen. De kommen stonden in de winter onder water en vielen in de zomer droog. Rond de veertiende eeuw werden de dijkkringen grotendeels gesloten waardoor de kommen tot weidegronden konden worden ontgonnen. In de zeventiende eeuw waren de rivieren echter al grotendeels omgeven door winterdijken.

7.7.1 Grondwater-oppervlaktewater interacties in het riviergebied

Wat betreft de ruimtelijke relaties van het rivierengebied met zijn omgeving moet onderscheid gemaakt worden tussen (1) de regionale positie en (2) de lokale stromingsprocessen in de rivieruiterwaard zelf.

Wat regionale positionering betreft bestaan verschillende grondwatersituaties. Hierbij kan eerst een grove indeling gemaakt worden tussen drainerende en infiltrerende riviersystemen (zie figuur 33). Het Maasdal in Limburg heeft een drainerende functie. Grondwater stroomt vanuit Limburg en Noord-Brabant naar het dal en stijgt daar op. In laag-Nederland hebben de rivieren meestal een hoger peil dan de omliggende polders. Als gevolg hiervan infiltreren de rivieren. Een belangrijk deel van het grondwater in rivierengebieden bestaat dan ook uit 'recent' geïnfilteerd oppervlaktewater.

Op uiterwaard schaalniveau zijn door Ramaker (195) een tiental grondwatersituaties onderscheiden. Uitgangspunt was de relatie grondwater-rivier-rivier-plas. Er werd gebruik gemaakt van (a) hoogteligging van de plas ten opzichte van de rivier, (b) isolatie van de rivier, (c) hoogteligging van de plas ten opzichte van het grondwater, (d) diepte van de plas, (e) omvang van de plas, (f) droogvallen van de plas, (g) opbouw van de bodem.

7.8 ZEEKLEIPOLDERS⁵

Grondwaterstroming en oppervlaktewater-grondwater relatie

In de diepere polders is meestal sprake van een kwelsituatie. Hierbij kunnen twee soorten van kwel worden onderscheiden, te weten lokale of dijkse kwel en regionale kwel. De eerste wordt veroorzaakt doordat direct aan de rand van de polder een hoger gelegen gebied of boezemwater ligt. Regionale kwel wordt veroorzaakt door een stijghoogteverschil over lange afstanden tussen hoge, verderweg gelegen infiltratiegebieden zoals de Noordzee, de duinen en hooggelegen polders. Het belangrijk-

⁵ Deze paragraaf is in belangrijke mate gebaseerd op informatie van de heer P.G.B. Louw (TNO-NITG)

ste verschil tussen de twee typen kwel is dat de lokale of dijkse kwel meestal bestaat uit een enkele honderden meters smalle zone langs de polderdijken en dat het kwelwater bestaat uit getransformeerd infiltratiewater vanuit deze hogere gronden. Voor regionale kwel hoeft dit laatste lang niet altijd het geval te zijn. De lengte van stroombanen is meer dan enkele kilometers en de snelheden zijn enkele meters per jaar. In de ondergrond kunnen waterlichamen achtergebleven zijn die nu door de nieuwe geohydrologische situatie van hun plaats verdreven worden: brak of zout water kan aan de oppervlakte uittreden terwijl in het infiltratiegebied zoetwater infiltreert zoals in de duinen. Voor regionale kwel geldt dus niet *a priori* een relatie tussen grondwatersamenstelling en infiltratiegebied.

In het algemeen is de kwelintensiteit van de regionale kwel veel kleiner dan de lokale of dijkse kwel. De grondwater(kwel)situatie in diepe polders kent ook sterk tijdsafhankelijke aspecten. Zo is aangetoond dat ook in diepe polders in de zomer slootinfiltratie kan plaatsvinden terwijl er een positieve stijghoogtegradiënt is tussen het eerste watervoerende pakket en het slootpeil. In de winter is er sprake van kwel naar de sloten, greppels en drainagebuizen, terwijl er zich in de zomer als gevolg van verdamping een zogenaamde 'holle' grondwaterspiegel ontwikkelt tussen de sloten waardoor kwel deels in dampvorm de diepe polder kan verlaten (zie figuur 42). Het hierboven beschreven seizoensafhankelijke kwelmechanisme kan van grote invloed zijn op de toelevering van nutriënten vanuit de slootbodem naar het oppervlaktewater.

Hydrogeochemische processen

Kwellend grondwater in laag Nederland is vrijwel altijd van neutrale pH en anaeroob. Het uittreden van kwel in sloten en drains gaat gepaard met beluchting van het grondwater en mogelijke ontgassing van koolzuurgas waardoor kwaliteitsveranderingen geïnduceerd worden. Beluchting heeft oxydatie van het opgeloste ijzer (II) tot gevolg waardoor ijzer (III)oxydes gevormd worden. Koolzuurontgassing kan neerslag van calciumcarbonaten en/of calciumfosfaten tot gevolg hebben. Beide processen zullen binding van in grondwater opgelost fosfaat aan het (waterbodem-) sediment tot gevolg hebben (196). Gebleken is dat ijzeroxyde in staat is meer fosfaat uit het grondwater te binden dan neergeslagen calciummineralen en dat binding van fosfaat aan ijzerhydroxide een dynamisch proces is. In de zomer kan er infiltratie van slootwater plaatsvinden waardoor ijzeroxyde kan oplossen onder reducerende omstandigheden door het inspoelen van opgelost organische koolstof. Door de afbraak van organische koolstof wordt ijzeroxyde gebruikt als oxidator. De vrijgemaakte fosfaten kunnen dan als 'nalevering' vrijkomen en het oppervlaktewater bereiken via bioturbatie of opwerveling door wind (196).

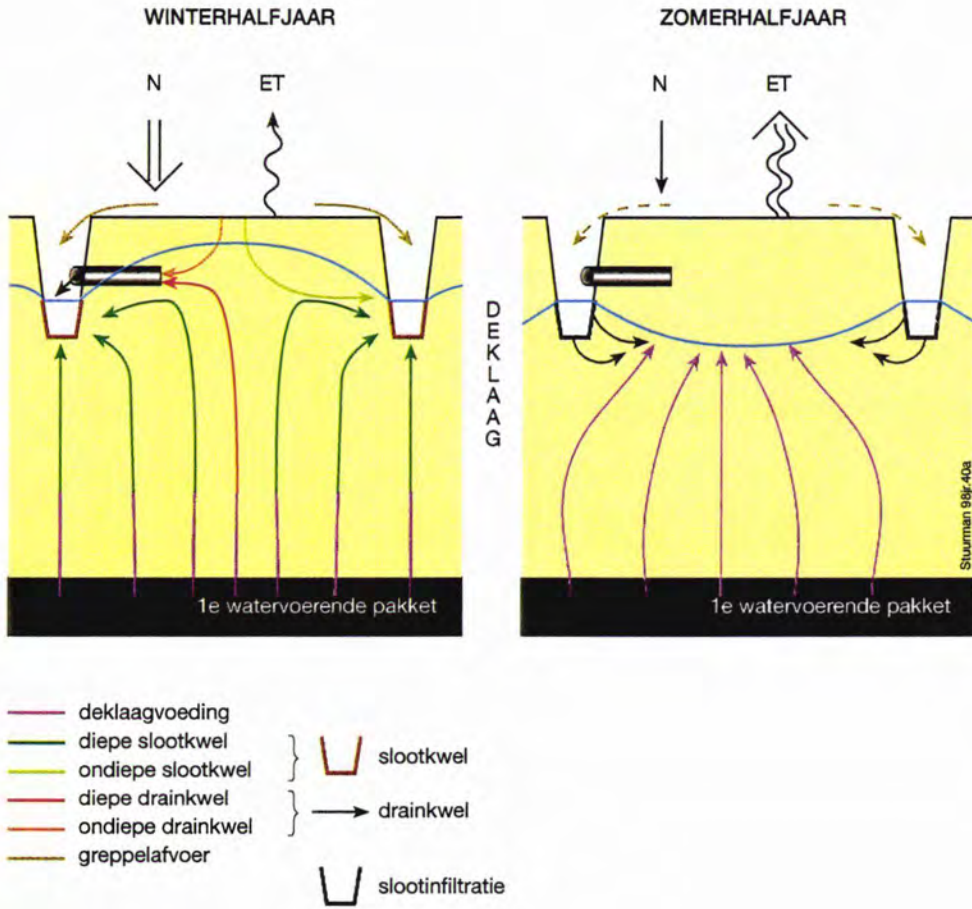
Een andere bron van fosfaat is de bemesting van de landbouwgebieden in de zeeleipolders. Doordat fosfaat in de onverzadigde zone zeer sterk aan de bodem gebonden wordt, vindt uitspoeling alleen plaats wanneer de grondwaterspiegel het fosfaatverzadigde front bereikt. Afspoeling vindt wel plaats; via oppervlakkige afstroming of stroming via greppels en drains kan het fosfaat dat is aangevoerd door bemesting het oppervlaktewater bereiken.

Nitraten bereiken het grond- en oppervlaktewater via uitspoeling en afspoeling van meststoffen. De uitspoeling hangt af van de mestgift, bodemtype, kwel/infiltratie drainage-intensiteit en de hoeveelheid neerslag. Daarnaast speelt denitrificatie een belangrijke rol. Hierbij wordt nitraat onder veelal zuurstofloze omstandigheden omgezet in N_2 -stikstof en lachgas (N_2O) dat als gasfase het systeem verlaat. Het ondiepe grondwater in de kleigronden is ook relatief rijk aan ammonium en fosfaat als gevolg van afbraak van organisch materiaal.

In de zomer wordt vaak gebiedsvreemd water ingelaten om het polderpeil te kunnen handhaven. Het verdampingsoverschot is dan vaak groter dan de hoeveelheid kwel waardoor de grondwaterstand daalt en infiltratie vanuit de sloot kan plaatsvinden. De kwaliteit van het oppervlaktewater wordt dan voornamelijk door de kwaliteit van het ingelaten water bepaald.

Historische referentie

Voor beleidsvraagstukken wordt voor kleipolders veelal gesproken over de achtergrondbelasting. Achtergrondbelasting is de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in een onbemest gebied bij actuele depositie van mineralen en de heersende hydrologische omstandigheden -kwel of wegzijging- (197). De achtergrondbelasting voor fosfaat hangt voornamelijk af van de vrachten die met kwel de polder bereiken. Voor de diepe, verveende polders is de regionale kwelintensiteit vaak veel groter dan ondiepe polders. Afhankelijk van de kwaliteit van het kwelwater kan de achtergrondbelasting van fosfaat in diepe polders dus veel groter zijn. In Van der Molen & Boers (197) worden enkele waarden uit de literatuur gegeven voor de achtergrondbelasting van het oppervlaktewater op kleigronden: 6-25 kg totaal-fosfaat/ha/jr en 0,6-1,1 kg totaal-stikstof/ha/jr.



Figuur 42. Verschillende stromingscomponenten in een polderperceel voor een winter- en een zomersituatie.

Ervan uitgaande dat voor een achtergrondsituatie (geen inlaat gebiedsvreemd water) een diepe polder gemiddeld 2 mm/dag aan overtollig water te verwerken heeft (neerslagoverschot = 1 mm/dag; gem. kwelintensiteit = 1 mm/dag), kan met behulp van de bovengenoemde waarden van Van der Molen & Boers (197) de volgende achtergrondconcentraties voor N en P worden berekend: 0,30-1,25 mg/l voor stikstof en 0,03-0,06 mg/l fosfor. In tabel 10 staan streefwaarden weergegeven volgens Peeters & Gardeniers (99). In de tabel is te zien dat de streefwaarden voor totaal-fosfaat en totaal-stikstof overeenkomen met de achtergrondwaarden zoals ze hierboven berekend zijn.

Tabel 10. Streefwaarden voor nutriënten voor kleislotten voorgesteld door Peeters & Gardeniers (99)

Nutriënt	Streefwaarde
Orthofosfaat (mg/l)	0,08
Totaalfosfaat (mg/l)	0,17
Totaal P (mg/l)	0,05
Nitriet+nitraat N (mg/l)	0,89
Ammonium N (mg/l)	0,16
Totaal N (mg/l)	1,05

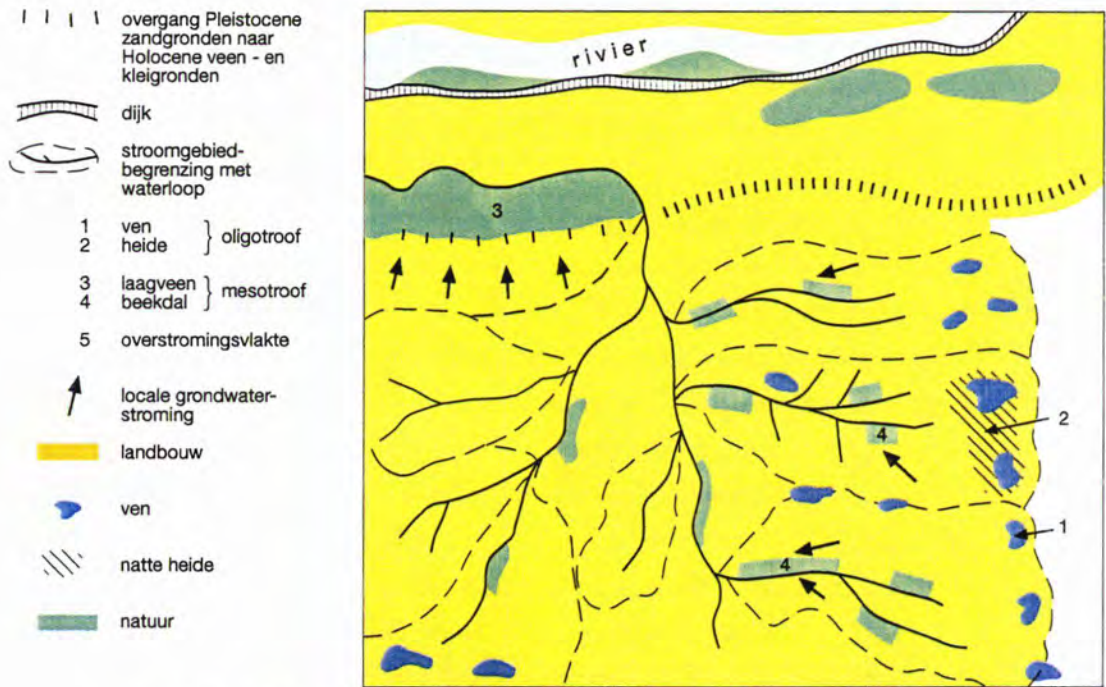
7.9 GEBIEDSGERICHTE STURING VAN NUTRIËNTENCYCLI

Uit het voorgaande blijkt dat lokale en boven-lokale grondwatersystemen in een gebied met een zandige ondergrond kwetsbaar zijn voor de toestroming van de nutriënten stikstof en kalium. Ook via indirecte processen kan nitraat vorming van sulfaat uit neerslagen veroorzaken en zo tot eutrofiëring leiden. Voorbeelden van kwetsbare gebieden zijn bronnen en bronzones in Zuid-limburg en in de stuwwallen, zandige bovenlopen van beeksystemen, de wijstgronden op de Peelhorst en Maas- en Roermeanders in de provincie Limburg.

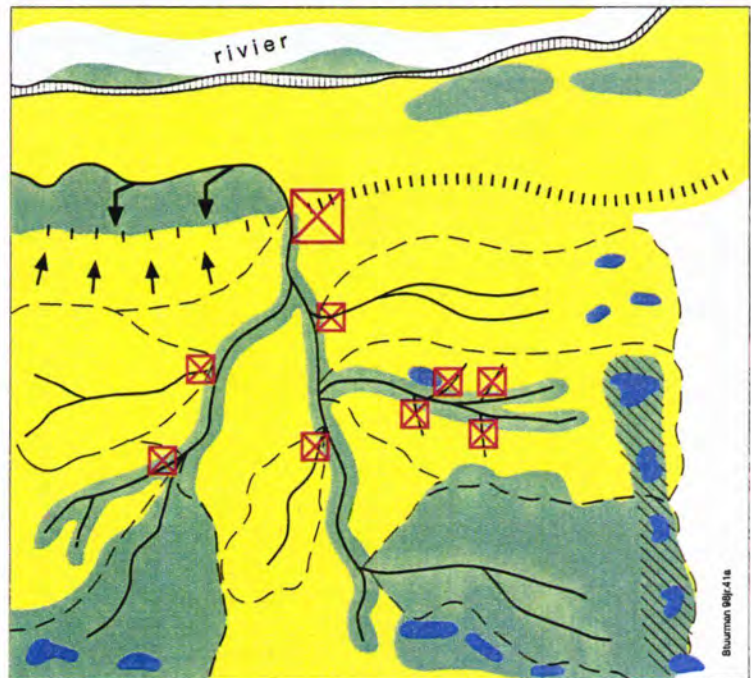
Voor veel wetlands geldt dat de huidige eutrofiëring sterk samenhangt met verhoogde mineralisatie als gevolg van verdroging of alkalinisatie door aanvoer van gebiedsvreemd water. Deze hangt ondermeer samen met de afgenomen overstromingsfrequentie. Deze overstroming vormt een essentieel onderdeel van de (half)-natuurlijke dynamiek van het watersysteem en is als gevolg van veranderd peilbeheer sterk afgenomen. Bij het herstel van wetlands moet aldus ook de bedreiging die overstroming met eutroof oppervlaktewater met zich meebrengt, beschouwd worden (overstroming met eutroof oppervlaktewater wordt deels veroorzaakt door de afname van overstroming in de winterperiode).

De verschillende wetlandtypen verschillen sterk in afhankelijkheid ten opzichte van toestromend grond- en oppervlaktewater. Sommige watersystemen zoals vennen zijn, behalve van regenwater, alleen afhankelijk van zeer lokaal grondwater en daarom relatief eenvoudig kwalitatief te beheren of te herstellen, terwijl andere watersystemen functioneren door interactie met lokaal en boven-lokaal toestromend grondwater in combinatie met oppervlaktewateroverstromingen. Deze complexe watersystemen kunnen alleen beheerd worden als zowel de grondwater- als de oppervlaktewaterkwaliteit voldoet aan de gewenste ecologische normen. Voor wat betreft het lokaal toestromende grondwater zijn bufferzones een geschikt middel ter bescherming, echter de kwaliteit van het boven-lokale grondwater en die van het oppervlaktewater wordt bepaald door het landgebruik op een hoger schaalniveau zoals een stroomgebied. In principe zou dan een heel stroomgebied op een dusdanige wijze moeten worden ingericht dat aan een ecologische kwaliteit kan worden voldaan. Het ziet er niet naar uit dat zelfs bij aangepaste landbouwdoelstellingen een waterkwaliteit gerealiseerd kan worden die voldoet aan de eisen voor oligotrofe- en mesotrofe systemen. De enige herstel- en/of beschermoptie zou dan bestaan uit het toekennen van een natuurfunctie aan een stroomgebied in zijn geheel. Andere stroomgebieden kunnen dan een overheersend landbouwfunctie krijgen of een gemiddelde tussen de twee (halfnatuur/halflandbouw). De halfnatuur/halflandbouw stroomgebieden zouden dan uit kwantitatieve overwegingen moeten grenzen aan de natuurstroomgebieden (zie figuur 43 en 44).

Bovengenoemde ruimtelijke ordening biedt echter geen oplossing voor kwetsbare watersystemen die meer benedenstrooms zijn gelocaliseerd zoals langs de overgang van de Nederlandse zandgronden naar het poldergebied. Hier zal in veel gevallen niet de gewenste ecologische waterkwaliteit kunnen worden gerealiseerd. Om deze knelpunten weg te nemen zouden op strategische plaatsen zuiveringssystemen kunnen worden aangelegd. Te denken valt aan helofytenfilters maar er kan ook gezocht worden naar andere, nog te ontwikkelen meer efficiëntere systemen. Uiteindelijk zullen zo preventieve benaderingen in de landbouw en nutriëntenbeheer buiten landbouwsystemen elkaar dus kunnen aanvullen.



Figuur 43. Een hypothetische ruimtelijke beeld van de actuele verbreiding van landgebruik.



Figuur 44. Een ruimtelijke herindeling waarbij rekening wordt gehouden met de ecologische wensbeelden, grondwaterstroming, oppervlaktewaterkwaliteit en kwelintensiteit. Hierbij worden vennen en natte heide beschermd door lokale bufferzones. Stroomgebieden krijgen een ecofunctie, een half eco/landbouw- en een landbouwfunctie. Uit kwantitatieve overwegingen worden eco-stroomgebieden begrensd door halfeco/landbouw stroomgebieden. Het kwel- en inundatie-afhankelijke laagveengebied (3) wordt beschermd d.m.v. een bufferzone. De kwaliteit van het inundatiewater wordt verbeterd d.m.v. zuiveringssystemen (X).

Het verdient aanbeveling om de mogelijkheid van gebiedsgericht nutriëntenbeheer verder te verkennen. In verschillende provincies is al de nodige ervaring met gebiedsgericht nutriëntenbeheer opgedaan (199, 200). De mogelijkheden om hierdoor beter op de landbouwkundige en ecologische omstandigheden in te spelen zouden verder moeten worden verkend. Hierbij zou de aanpak gekenmerkt kunnen worden door:

- 1) een interdisciplinaire en integrale benadering van beheer op bedrijven en beheer in de ontvangende ecosystemen en milieucompartimenten;
- 2) een afbakening van ruimtelijke eenheden op grond van een samenhang tussen emitterende en ontvangende systemen en verschillen in gevoeligheid van ontvangende systemen voor vermesting;
- 3) afstemming van ruimtelijke eenheden onderling volgens een ketenbeheerbenadering op verschillende (dus ook bovenlokale) schaalniveaus;
- 4) een gerichtheid op het realiseren van ecologische doelen, waarbij niet uitsluitend teruggegrepen wordt op milieukwaliteitsdoelstellingen, maar ook op uitgangspunten die ten grondslag liggen van de milieukwaliteitsdoelstellingen.
- 5) een interactieve werkwijze. Door de complexiteit van open landbouwsystemen en ecosystemen zal het veelal niet mogelijk zijn om gevolgen van maatregelen bij nutriëntenbeheer goed te voorspellen. Een werkwijze van zelflerend nutriëntenmanagement kan hiervoor een oplossing bieden. Hierbij dienen de gevolgen van maatregelen op bedrijven en in regio's geëvalueerd te worden en mee te wegen bij verdere besluitvorming.

8 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

8.1 LANDBOUWKUNDIGE EN MILIEUKUNDIGE NUTRIËNTEN OVERSCHOTTEN; DE AGRO-CULTUUR EN DE ECO-CULTUUR

Het beeld van een kloof tussen landbouwkundige en milieukundige nutriëntenoverschotten, wordt voor een deel veroorzaakt door aannames en wetenschappelijke perceptie in nutriëntenonderzoek in de agronomie en de ecologie en door keuzes die gemaakt zijn bij de afleiding van beide overschotten. Het belang van wetenschappelijke perceptie voor de omvang van de kloof is niet algemeen te kwantificeren.

Het landbouwkundig overschot wordt enerzijds bepaald door aspecten die gerelateerd zijn aan de Nederlandse landbouwcultuur zoals bedrijfstype, bedrijfsvoering en het nagestreefde productieniveau en anderzijds door omgevingsomstandigheden zoals bodemtype en bodemvruchtbaarheid. Het door elkaar lopen van cultuurgebonden aspecten en fysisch-chemische aspecten maakt discussies over de hoogte van het landbouwkundig overschot en over de mogelijkheid om deze te reduceren erg contextgevoelig.

De onzekerheden in de milieukundige nutriëntenoverschotten zijn, gegeven de gekozen grondslagen en uitgangspunten, in relatieve zin groot, maar in absolute termen in het algemeen kleiner dan enkele kg fosfaat per hectare per jaar en minder dan enkele tientallen kg stikstof per hectare per jaar.

8.2 KENNISONTWIKKELING EN NORMSTELLING

Het gegeven dat landbouwkundig en ecologisch onderzoek over nutriënten geen zekerheden kan opleveren, leidt tot het maatschappelijke dilemma dat:

- 1) onzekerheden die wetenschappelijk en beleidsmatig van ondergeschikt belang zijn, een onevenredig zware weerslag hebben in het maatschappelijk krachtenveld;
- 2) het voor de buitenwereld veelal niet duidelijk is in hoeverre twijfel over theorieën gerechtvaardigd en plausibel is.

Een meer interdisciplinaire benadering van de mineralenproblematiek kan deze problemen deels oplossen. Bovendien kan een interdisciplinaire benadering vertekening van het beeld van de werkelijkheid tegengaan bij verdere kennisontwikkeling

over nutriënten in landbouwkundig en ecologische onderzoek. Verbeteringen bij kennisontwikkeling is mogelijk door meer aandacht voor:

- systematische verschillen in haalbare productie in de praktijk en in bemestings-experimenten;
- verbetering van de theoretische onderbouwing bij mathematische modellering van gewasresponsen;
- de afbakening van ruimtelijke eenheden waarbinnen bronnen van nutriënten en ontvangende ecosystemen aan elkaar gerelateerd zijn;
- de invloed van andere omgevingsfactoren dan nutriënten op gewasgroei en op het functioneren van ecosystemen.

Zowel bij vaststelling van milieukwaliteitsdoelstellingen als bij vaststelling van bemestingsadviezen zijn geen uniforme kwantitatieve veiligheidsmarges toegepast. Het achterhalen van kwantitatieve marges bij elk van de soorten normstelling, biedt weinig perspectieven op het verkleinen van de kloof tussen landbouwkundige en milieukundige nutriëntenoverschotten.

Bij milieukwaliteitsdoelstellingen zijn veiligheidsmarges aanwezig door de bij normering toegepaste uitgangspunten en benaderingen. Over het geldigheidsgebied van milieukwaliteitseisen voor totaal-fosfaat en totaal-stikstof voor oppervlaktewater en de nitraatnorm voor grondwater is onduidelijkheid. Deze onduidelijkheid is onwenselijk voor de taakstellingsfunctie en voor de maatlatfunctie van milieukwaliteitsdoelstellingen.

8.3 DE LANDBOUWPRAKTIJK

Door voorlichting en individuele bedrijfsbegeleiding kunnen stikstof- en fosfaatoverschotten op bedrijfsniveau veelal met een factor twee worden verminderd, zonder aanpassingen in bedrijfssystemen en bedrijfstype en zonder veel economische consequenties. Om de overschotten met meer dan een factor twee te verminderen zijn meer ingrijpende innovaties in bedrijfssystemen nodig.

Op grond van inzichten in risicoperceptie en risico-acceptatie is te verwachten dat boeren de kansen van opbrengstderving overschatten en de kansen op nadelige gevolgen van nutriëntenoverschotten voor het milieu onderschatten. Het is van groot belang om hiermee rekening te houden bij het creëren van draagvlak.

8.4 DE ECOLOGIE VAN AGROSYSTEMEN

Intrinsiek met grondgebonden landbouw gepaard gaande bewerkingen van landbouwpercelen verstoren de nutriëntencycli en bevorderen het ontstaan van nutriëntenoverschotten. Met name voor stikstof dient gerekend te worden op een overschot op de stofbalans dat hoger is dan in natuurgebieden.

Biologische symbioses tussen gewassen en bodemorganismen hebben vooral bij lage nutriëntenniveaus een stimulerend effect op de gewasproductie. Behalve kostbare technologische innovaties, kan het perspectief bieden bij de bedrijfsvoering meer in te spelen op lokale bodem(biologische) omstandigheden op bedrijven teneinde van deze symbioses gebruik te maken; deze benadering vergt relatief veel kennis.

Het verbeteren van de structuur van de bodem en het tegengaan van bodemverdichting verbetert de benutting van nutriënten.

Door landbouwkundige selectie is een deel van de van nature aanwezige efficiëntie van veel landbouwgewassen verloren gegaan. In plaats daarvan is een ontwikkeling opgetreden naar resistentie van gewassen voor nutriënten. Door speciale op efficiëntie gerichte veredelingsprogramma's kan op de lange termijn de nutriëntenbehoefte van landbouwgewassen worden verminderd.

8.5 DRAAGVLAK VOOR HET MINERALENBELEID

Het is van belang een goed inzicht te hebben in de perceptie bij de doelgroep landbouw over ecologische randvoorwaarden en agronomische veranderingen. De discussie over de ecologische gevolgen van nutriënt-emissies uit bedrijfssystemen zijn abstracter geworden door de gevolgen te relateren aan normoverschrijding en niet zozeer aan tastbare ecologische veranderingen. Voor de doelgroep landbouw zou het veel overtuigender overkomen als de ecologische gevolgen van landbouwkundig handelen op regionale schaal zichtbaarder gemaakt kunnen worden. Ook risico-bemesting en risico's voor de gewasproductie en gewaskwaliteit van hoge giften verdienen hierbij aandacht. De gewasproductie is niet slechts afhankelijk van nutriëntgiften maar van meer omgevingsfactoren. Dit is wel bekend, maar er is in de praktijk nog onvoldoende aandacht voor de mogelijkheid om beperkingen die andere omgevingsfactoren met zich meebrengen voor de productie mee te wegen in de adviesgift.

8.6 GEBIEDSGERICHTE STURING VAN NUTRIËNTENSTROMEN

Het verdient aanbeveling te verkennen of de taakstelling voor landbouwbedrijven, beheer van stromen op landbouwbedrijven en in het milieu binnen kleinere ruimtelijke eenheden bepaald en gehandhaafd kan worden. De mogelijkheden om hierdoor beter op de landbouwkundige en ecologische omstandigheden in te spelen zouden verder moeten worden verkend. Hierbij zou de aanpak gekenmerkt kunnen worden door:

- 1) een interdisciplinaire en integrale benadering van beheer op bedrijven en beheer in de ontvangende ecosystemen en milieucompartimenten;
- 2) een afbakening van ruimtelijke eenheden op grond van een samenhang tussen emitterende en ontvangende systemen en verschillen in gevoeligheid van ontvangende systemen voor vermesting;
- 3) afstemming van ruimtelijke eenheden onderling volgens een ketenbeheerbenadering op verschillende (dus ook bovenlokale) schaalniveaus;
- 4) een gerichtheid op het realiseren van ecologische doelen, waarbij niet uitsluitend teruggegrepen wordt op milieukwaliteitsdoelstellingen, maar ook op uitgangspunten die ten grondslag liggen van de milieukwaliteitsdoelstellingen;
- 5) een interactieve werkwijze, waarbij stapsgewijs doelen worden geformuleerd en gerealiseerd en waarbij ontwikkelingen in de omgevingskwaliteit regelmatig worden gevolgd en worden meegewogen bij verder beheer.

9 REFERENTIES

1. Fosfaatverliezen en fosfaatoverschotten in de Nederlandse landbouw, Project Verliesnormen, Deelrapport I, 1994. Eindredactie Oenema, O. & T.A. van Dijk. Ministerie LNV, Ministerie VROM, Ministerie V & W, landbouwschap en Centrale landbouworganisaties.
2. Stikstofoverschotten en stikstofverliezen in de Nederlandse landbouw, Rapport van de Technische werkgroep toelaatbaar stikstofoverschot. Project Verliesnormen, Deelrapport II, 1995. Eindredactie Eck G. van, Ministerie van LNV, Ministerie VROM, Ministerie V & W, landbouwschap en Centrale landbouworganisaties.
3. Notitie Derde Fase Mest- en Ammoniakbeleid, Den Haag. TK 1992/93, 19 882, nr. 34.
4. Integrale notitie Mest- en Ammoniakbeleid, 1995 Ministerie VROM, Ministerie LNV, Den Haag.
5. Besluit van 25 maart 1987, houdende regelen met betrekking tot het op of in de bodem brengen van dierlijke meststoffen (Besluit gebruik dierlijke meststoffen, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij). Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden, 1987 nr. 114.
6. Wetsvoorstel wijziging van de Meststoffenwet (MINAS), TK 24782 000. Aangenomen 1997.02.25.
7. LEI (1994), Gegevens LEI-boekhoudnet. Landbouw Economisch Instituut, Den Haag.
8. Srivastava, H.S., 1998. Metabolic responses of plants to nitrogen oxids. In: L.J. de Kok & J. Stuber (eds.) Responses of Plant Metabolism to Air Pollution and Global Change. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 65-80.
9. Willems, W.J. en B. Fraters, 1995. Naar afgestemde kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in grondwater en oppervlaktewater; discussienotitie. RIVM, rapport nr. 714901003, Bilthoven.
10. Griffioen, J., 1994. Uptake of Phosphate by Iron Hydroxides during Seepage in Relation to Development of Groundwater Composition in Coastal Areas. Environ.Sci. Technol., 1994, 28, 675-681.
11. Hetterschijt, R.A.A., J. Griffioen *et al.*, 1995. Hydrogeochemie van fosfaat bij kwel van grondwater in polders. Deelrapport III. Hydrogeochemische processen rondom vier slootbodems in laag-Nederland. TNO Grondwater en Geo-Energie rapport nr. GG-R-95-69(A), Delft.
12. Dutch Priority Programme on acidification (Additioneel Programma Verzuuringsonderzoek); Evaluatierapport Verzuuring, 1988. RIVM nr. 00-06, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.

- 13 Bobbink, R., Roelofs, J.G.M. & Verstraten, J.M., 1995. Effecten van atmosferische depositie op niet-bos ecosystemen in Nederland. Eindrapport derde fase Additioneel Programma Verzuringsonderzoek. (ed. by G.J. Heij & T. Schneider), pp. 115-140, RIVM Rapportnr. 3000-05, Bilthoven.
- 14 CUWVO, 1987. Coördinatie commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater. Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring van meren en plassen, resultaten van de derde eutrofiëringsenquête. CUWVO werkgroep VI, Den Haag.
- 15 Hosper, S.H., 1997. Clearing Lakes; an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands. Proefschrift, RIZA, Ministerie Verkeer & Waterstaat, Lelystad ISBN 90-5485-682-3.
- 16 CAD, 1989. Adviesbases voor bemesting van grasland en voedergewassen. Ministerie van LNV, Consulentenschap voor bode-, water en bemestingszaken.
- 17 IKC, 1992. Adviesbasis voor de bemesting van akkerbouwgewassen 1992 tot 1993. IKC, Informatie- en Kenniscentrum akker- en tuinbouw.
- 18 Ehlert, P.A.I., *et al.*, 1996. Verandering van de beschikbaarheid van fosfaat in grond onder invloed van bemesting; Observationeel statistisch onderzoek naar het voorkomen van 'onvermijdbare fosfaatverliezen' op basis van gegevens van veeljarige bemestingsproeven. AB-DLO, rapport nr. 51, Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsonderzoek, haren.
- 19 Aarts, H.F.M., 1998. De fosfaatdoelstelling van De Marke in bedrijf. Lezing gehouden tijdens de Themadag fosfaat over de resultaten van De Marke. Hengelo (Gld.).
- 20 Zee, S.E.A.T.M. Van der en M.C. del Campillo, 1996. Bemestingsadviezen voor fosfaat in relatie tot milieukwaliteitsdoelstellingen, In: Milieu, 1996/5 pp. 233-238.
- 21 Boons-Prins, E.R. *et al.* 1996. Drastische verbetering van de nutriëntenbenutting in de dierlijke produktie, NRLO-rapport nr. 94/3, Nationale Raad voor Landbouwkundig Onderzoek, Den Haag.
- 22 RMNO/TCB Workshop 'Perspectieven van integratie Eutrofiërings- en bemestingsonderzoek'.
- 23 Molen, D.T. Van der, & Breeuwsma, A., 1995. Nutriëntenverliezen in de landbouw; Kloof tussen onvermijdbare en acceptabele nutriëntenverliezen? Landschap 1995 12/6 pp. 7 -13.
- 24 Frouws, J. 1993. Mest en Macht; een politiek-sociologische studie naar belangenbehartiging en beleidsvorming inzake de mestproblematiek in Nederland vanaf 1970, Proefschrift, Vakgroep Rurale Sociologie, Landbouwuniversiteit Wageningen.
- 25 Kuhn, T. S., 1970. The structure of scientific revolutions. 2nd. E. Chigago: Univ. of Chicago Press. 210 pp.
- 26 Ploeg, J.D. Van der, 1987. De verwetenschappelijking van de landbouwbeoefening, Mededelingen van de vakgroepen voor sociologie nr. 21, Landbouwuniversiteit Wageningen.

- 27 Koningsveld, H., 1993. Het standaardbeeld van wetenschap in: Inleiding Wetenschapsfilosofie, Luyten & Hoefnagel (eds), vakgroep Toegepaste Filosofie, Landbouwniversiteit Wageningen.
- 28 Meer, H.G. van der, J.J.M.H. Ketelaars & H.F.M. Aarts, 1997. Environmental implications of grass and forage based systems of milk production. In: Grass is Greener? Winter Meeting 1997, British grassland society, ISBN No. 0905944 64
- 29 Walle, F.B. de, & J. Sevenster, 1998. Agriculture and the Environment, Soil & Environment volume 7, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht The Netherlands.
- 30 Henkens, C.H., 1972. Mestproductie en milieu, Bedrijfsontwikkeling, nr. 3: 343-347.
- 31 Zee, S.E.A.T.M. van der, *et al.* 1987. Fosfaatuitspoeling bij overmatige drijfmestdosering, in: Meststoffen 1-1987, pp. 14-18.
- 32 Studium Generale, Themagroep landbouw-milieu, 1993. Intensivering of extensivering; Over de toekomst van de Europese landbouw, Landbouwniversiteit Wageningen.
- 33 Tunney, H., *et al.* Phosphorus fertiliser strategies: present and future (in press).
- 34 Whitehead, D.C., 1995. Grassland Nitrogen. Department of Soil Science University of Reading, UK, CAB International Wallingford, pp. - 386.
- 35 Schröder, J.J., 1998. Towards improved nitrogen management in silage maize production on sandy soils. Proefschrift, LUW, Wageningen 223 pp.
- 36 SriRamaratnam, S., *et al.* 1987. Fertilization under uncertainty: an analysis based on producer yield expectations. American Journal of Agricultural Economics 69, pp. 349-357.
- 37 NRLO, 1993. Verkennende Studie over Input-Output relaties NRLO-rapport nr. 93/9, Nationale Raad voor Landbouwkundig Onderzoek, Den Haag.
- 38 Vellinga, Th., & E.N. van Loo, 1994. Perspectieven grassenveredeling voor bedrijfsinkomen en mineralenoverschotten. PR, ROC's en CPRO-DLO, PR-Rapport nr. 151, Lelystad.
- 39 Winsemius, P., 1986. Gast in eigen huis; Beschouwingen over milieumanagement. Samsom H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan de Rijn.
- 40 Indicatief Meerjarenprogramma Milieubeheer 1986- 1990. Tweede Kamer, vergaderjaar 1985-1986, 19 204, nrs. 1-2., Den Haag.
- 41 Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 990, nr. 1., Den Haag.
- 42 Ellenberg, H. 1950. Unkrautgemeinschaften als Zeigen für Pflanze und Bodem, Landwirtschaftliche Pflanzensoziolyse. Ulmer Stuttgart, 141 p.
- 43 Advies 'Parameters ten behoeve van het protocol fosfaatverzadigde gronden', 1990. TCB S89/63, Technische commissie bodembescherming, Den Haag.

- 44 Roelofs, J. G. M., & M.J.R, Cals, 1989. Effecten van de inlaat van gebiedsvreemd water op de waterkwaliteit en vegetatie-ontwikkeling in laag- en hoogveenplassen. In: Aanvoer van gebiedsvreemd water: omvang en effecten op oecosystemen. Redactie J.G.M. Roelofs, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- 45 Smolders, A.J.P., 1995. Mechanisms involved in the decline of aquatic macrophytes in particular of *Stratiotes aloides* L. Proefschrift. Katholieke Universiteit Nijmegen.
- 46 De Bono E. 1985. Six thinking Hats, Key Poorter Books, ISBN 90 254 0177 5.
- 47 Popper, K.R., 1972. Objective knowledge: an evolutionary approach. Oxford, 380 p.
- 48 RMNO, 1998. RMNO en het klimaatonderzoek, warmer of kouder. RMNO nummer 135. Rijswijk 1998.
- 49 Feyerabend, P. 1978. Against method: outline of an anarschistic theory of knowledge. London, ISBN 0-86091-700-2, 339 pp.
- 50 Doucet, P. & P. B. Sloep, 1992. Mathematical Modeling In The Life Sciences. Ellis Horwood series in mathematics and its applications, Readwood Press, Great Brittain 490 p.
- 51 Bobbink, R. & L.P.M. Lamers, 1998. Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties- een overzicht, TCB R 13(1999), Technische commissie bodembescherming, Den Haag.
- 52 Mondelinge mededeling Roelofs, onderzoeker op de Vakgroep Oecologie, Afdeling Aquatische en Milieubiologie, Katholieke Universiteit te Nijmegen.
- 53 Hanekamp, J.C., 1996. De Wetenschappelijke Basis van het Nederlandse Ammoniakbeleid. Heidelberge Appeal Nederland, Amsterdam.
- 54 Oenema, O., P.C.M. Boer, M.M. van Eerdt, B. Fraters, H.G. van der Meer, C.W.J. Roest, J.J. Schröder & W.J.W. Willems, 1997. The nitrate problem and nitrate policy in the Netherlands. AB-DLO, nota 88, Haren, 21 pp.
- 55 Willigen, P. & M. van Noordwijk, 1987. Roots, plant produktion and nutrient use efficiency. Proefschrift, Landbouwniversiteit Wageningen.
- 56 Schröder, J. & Withagen J., 1994. Nitrogen response models for silage maize and their effects on economical and environmental optimum inputs. In: Workshop proceedings of teh 15th General Meeting of the European Grassland Federation Wageningen. The Netherlands NVWV, Wageningen., pp. 242-253.
- 57 Schiere, J.B., & J. Grasman, 1997. Agro-ecosystem health: aggregation of systems in time and space. In: Agro-ecosystem Health, NRLO-Rapport nr. 97/31 1997, Nationale Raad voor Landbouwkundig Onderzoek, Den Haag, pp. 23 -36.
- 58 Schiere, J.B., J de Wit & F.A. Steenstra, 1995. Matching animals and fees for maximum farm system output in low input agriculture; exploratory tough experiments. In: J.B. Schire 1995. Cattle, straw an system control; a study of straw feeding systems. Ph D. Thesis. KIT press, Wageningen.

- 59 Putten, A.H.J. van der & Th. V. Vellinga. De invloed van graslandgebruik op de benutting van de toegediende stikstof, In: Stikstof in Beeld, pp 36-58.
- 60 Deenen, P.J.A.G., 1994. Nitrogen use efficiency in intensive grassland farming. Proefschrift, Landbouwniversiteit Wageningen, 140 pp.
- 61 Meer, H.G. van der, 1996. Utilisation and losses of nitrogen in grazed grassland. in: Grassland Science in Perspective (A. Elgersma, P.C. Struik, L.G.J. van der Maesen eds.) Wageningen Agricultural University Papers, 96-4. pp. 13-27.
- 62 Mondelinge mededeling Westhoek, medewerker van IKC-Landbouw te Ede.
- 63 Noordwijk, M. van, & W.W.P. Wadman, 1992. Effects of spatial variability of nitrogen supply on environmentally acceptable nitrogen fertilizer application rates to arable crops. Netherlands Journal of Agricultural Science 40 (1992), pp. 51 -72.
- 64 Schoumans, O.F. & R. Kruijne, 1995. Voorspelling van de fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater in het stroomgebied van de Schuitenbeek. SC-DLO, rapport nr. 386, Wageningen.
- 65 Bolt, F.J. E. van der, P. Groenendijk & H.P. Oosterom, 1996. Nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep; simulatie van de nutriëntenhuishouding. SC-DLO-rapport nr. 306.2. Wageningen.
- 66 Koerselman, W., B. Beltman & J.T.A. Verhoeven, 1990. Nutrient budgets for small mesotrophic fens surrounded by heavily fertilized grasslands. Ecological Bulletins 39: 151-153.
- 67 Stuurman, R.J., L. van de Meij, A. Biesheuvel & U. Pakes, 1990. De grondwaterstromingsstelsels en de grondwatersamenstelling van de provincie Noord-Brabant, TNO-rapport OS 90-26-A, Instituut voor Grondwater en Geo-Energie TNO (IGG).
- 68 Ris, J. & Van Luit, 1973. The establishment of fertilizer recommendations on the basis of soil tests. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren.
- 69 Paauf, F. van der, L. Ch. N. de la Lande Cremer, J. Ris, 1951. Toetsing van grondonderzoek naar fosfaattoestand op Nederlands grasland. Verslagen van Landbouwkundige onderzoekingen, No. 5715. Ministerie van Landbouw, Visserij en Voedselvoorziening Directie van de Landbouw.
- 70 Agterberg, G. C. & P.L.C.M. Henkens, 1995. Grondslagen van het fosfaatbestedingsadvies op grasland. Meststoffen 1995 pp. 12 - 22.
- 71 Schapendonck, A. H. C. M., W. Stol, J.H.M. Wijnands, F. Bunte, M.H. Hoogeveen, S.C. van de Geijn, 1998. Effecten van klimaatverandering op fysieke en economische opbrengst van een aantal landbouwgewassen in Nederland. Rapport nor. 410.200.016 NOP-MLK AB-DLO, Wageningen, 24 pp.
- 72 Frankena, H.J. 1932. Een statistisch onderzoek naar de invloed van het weer op de opbrengst en het gehalte van suikerbieten in Nederland. Proefschrift, Landbouwhoogeschool Wageningen.

- 73 Shrader-Frechette, K., 1996. Methodological Rules for Four Classes of Scientific Uncertainty. In *Scientific Uncertainty and Environmental Problem Solving*. John Lemmons (editor), University of New England, Blackwell Science, Inc. Cambridge Massachusetts pp. 12-39.
- 74 Naumann, E. 1921. Einige Grundlinien der regionalen Limnologie. *Lunds Universitets Arsskrift N.F.* 11, 17 nr. 8 p.p. 1-22.
- 75 Thienemann, A., 1921. Biologische Seetypen und die Gründung einer hydrologischen Anstalt am Bodensee. *Arch. Hydrobiol.*, 13: 347.
- 76 Thienemann, A., 1921. Seetypen. *Die Naturwissenschaften*, 18 343.
- 77 Naumann, E. 1932. Grundzüge der regionalen Limnologie. *Die Binnengewässer* 11 E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung Stuttgart, 176 pp.
- 78 Golterman, H.L., 1965. Hydrobiologische problemen van de Vechtplassen. *Akademiedagen XVII*. N.V. Noord-Hollandse Uitgeversmaatschappij, Amsterdam.
- 79 Scholten, M. C. Th., Jak, R.G., Foekema, E.M., 1994. Ecological control of algal densities; Towards a better comprehension of eutrophication problems in aquatic systems. TNO-MW-R94/280a, TNO Delft.
- 80 Scholten, M. C. Th., Foekema, E.M., Jak, R.G., 1996. Toxic anorexia of daphnids: a critical factor in the development of eutrophication problems. In: *Interactions of Nutrients and Toxicants in the Foodchain of Aquatic Ecosystems*, Verslag van een workshop gehouden 16 en 17 september 1996 te Zeist, RIVM-rapport nor 703715001, Ministerie VROM, TNO, RIVM.
- 81 Hosper, S. H., P.C.M. Boers en J. de Jong, 1994. Ecologisch herstel meren en plas- sen méér dan aanpak van fosfaatbelasting. in: *Het Waterschap*, 1994 nummer 13, pp 545- 550.
- 82 Diewert, W.E., 1974. Applications of duality theory. In: *Intrilligator. M.D, en D.A. Kendrick (ed.), Frontiers of quantitative economics vol.2*. Amsterdam.
- 83 *Nota Milieuhygiënische normen 1976*. Tweede Kamer, zitting 1976-1977, 14318, nrs. 1-2.
- 84 Smith, P.F., 1962. Mineral analysis of plant tissues. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 13, 81-108, 1962.
- 85 Wit, C.T. de, 1992 *Resource us Efficiency in Agriculture*, in: *Agricultural Systems*, Elseviers Science Publishers Ltd, England, pp. 125-148.
- 86 Westhoek, H.J. & G.C. Agterberg, *Wijziging fosfaatbemestingsadvies voor grasland*. In: *Meststoffen 1996*, pp. 19 -22.
- 87 IKC, 1993. *Het verfijnd sikstofbemestingsadvies voor grasland*. Informatie en Kenniscentrum Veehouderij, publicatie nr. 38, Ede.
- 88 Beijer, Louis, 1996. *IKC-agromarkt enquête 1995*. Informatie en Kenniscentrum Landbouw, Ede.

- 89 Neeteson, J.J., 1989. Assessment of fertilizer nitrogen requirement of potatoes and sugar beet. Proefschrift, Landbouwwuniversiteit Wageningen.
- 90 Everaarts A.P., 1995. Stikstofbemesting en nutriëntenopname van witte kool. PAGV, verslag nr.202. Lelystad.
- 91 Everaarts A.P. & C.P. De Moel, 1995. Stikstofbemesting en nutriëntenopname van bloemkool. PAGV, verslag nr. 198. Lelystad.
- 92 Everaarts A.P., C.P. De Moel en P. De Willigen, 1996. Stikstofbemesting en nutriëntenopname van broccoli. PAGV, verslag nr. 216. Lelystad.
- 93 Guidelines for drinking-water quality, 1984. Vol. 1. Recommendations. Geneva p. 57.
- 94 Discussienotitie Bodemkwaliteit, 1986. Ministerie VROM, Den Haag.
- 95 CUWVO, 1980. Coördinatie commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater. Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorofyl, fosfaat en stikstof, resultaten van de tweede eutrofiëringsenquête.
- 96 V en W, 1993. Ministerie voor Verkeer en Waterstaat.
- 97 V en W, 1997. Ministerie voor Verkeer en Waterstaat. Vierde Nota Waterhuishouding, regeringsvoorstel. SDU, Den Haag.
- 98 V en W, 1989. Ministerie voor Verkeer en Waterstaat. Derde Nota Waterhuishouding, regeringsbeslissing. SDU, Den Haag.
- 99 Peeters, E.T.H.M. en J.J.P. Gardeniers, 1998. Aanzet tot gedifferentieerde grensen en streefwaarden voor nutriënten in regionale wateren. H₂O 31:16-20.
- 100 Bloemendaal, F.H.J.L., J.M.G. Roelofs; 1990. Waterplanten en waterkwaliteit. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische vereniging.
- 101 Van Duijvenbooden W., L.F.L. Gast en J. Taat, 1984. Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit, Eindrapport van de inrichtingsfase. Reeks bodembescherming nr. 46a, Den Haag, april 1984.
- 102 Advies bodemkwaliteit, 1986. v-TCB A86/12-I en II, Technische commissie bodembescherming, Den Haag.
- 103 Verklaring van Rio, 1992. Bossenverklaring, biodiversiteitsverdrag en klimaatverdrag. Agenda 21. V.N. Conferentie inzake Milieu & Ontwikkeling, Rio de Janeiro, 1992.
- 104 Boumans, L.J.M., G. van Drecht, B. Fraters, T. de Haan & W. de Hoop, 1997. Effect van neerslag op nitraat in het bovenste grondwater onder landbouwbedrijven in de zandgebieden; gevolgen voor de inrichting van het Monitoring-netwerk effecten mestbeleid op Landbouwbedrijven (MOL), RIVM, rapport nr. 714831002, RIVM/LEI-DLO.
- 105 Steenvoorden J.H.A.M., 1988. Nitraatbelasting van het grondwater; denitrificatie in de ondergrond. ICW, nota 1453, Wageningen.

- 106 Boumans L.J.M., C.R. Meinardi en G.J.W. Krajenbrink, 1989. Nitraatgehalten en kwaliteit van het grondwater onder grasland in de zandgebieden. RIVM, rapport nr. 724903002, Bilthoven.
- 107 Uijtdewilligen E.A.W., P. van Meegeren, C. Martijn, 1992. De perceptie, acceptatie en communicatie van milieurisico's. Ministerie VROM, Publicatiereeks Stoffen, Veiligheid, Straling nr. 1993/6, Den Haag.
- 108 Vegter J., 1998. Fundamental concepts of Risk assessment. in: CARACAS, 1998. Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Ferguson C, Doremendrail D., Freier K., Jensen B.K., Kasamas, H., Urzelai A. & Vegter J. (eds.) Vol. 1, Scientific Basis, pp. 7 -21.
- 109 Habekotté, B., & G.J. Hilhorst, 1998. Maisopbrengst in relatie tot de fosfaat-toestand van de bodem op De Marke. Lezing gehouden tijdens de Themadag fosfaat over de resultaten van De Marke. Hengelo (Gld.).
- 110 Odum E.P. Properties of agroecosystems.
- 111 Swinderen, E.C. Van, B. Fraters, H.A. Vissenberg, T. de Haan en D.W. de Hoop, 1996. Meetprogramma kwaliteit bovenste grondwater landbouwbedrijven resultaten tweede bemonstering 1993, RIVM-rapport 71483001.
- 112 Schröder, J.J., O. Oenema & S. Pietrzak, (1998) Nitrogen cycling and nitrogen surpluses in mixed farming systems: What are the determinants? In: H. Van Keulen, E.A. Lantinga & H.H. van Laar (eds.) Mixed Farming Systems in Europe. AP Minderhoudshoeve-reeks 2, LUW Wageningen, pp. 121-128.
- 113 Sapek, A. (1996) Nitrogen balance on national, regional and farm level in Poland. In: O. Van Cleemput, G. Hofman & A. Vermoesen. Progress in Nitrogen Cyclings Studies, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, pp 371-375.
- 114 Sapek, A. (1998) Phosphorus cycle in Polish Agriculture. In: Sapek, A. (ed.) Phosphorus in Agriculture and Water Quality Protection. Falenty IMUZ Publisher, Poland. Pp. 8-18.
- 115 Ploeg, J.D. van der, S. Miedema, D. Roep, R. van Broekhuizen & R. de Bruin. (1992) Boer, bliuwe, blinder...! Bedrijfsstijlen, ondernemerschap en toekomstperspectieven. Bedrijfsstijlenstudie 6. LUW. Wageningen.
- 116 Köster, H.W. (1998) Milieubewuste akkerbouw, een momentopname. RIVM-rapport 715651006, RIVM, Bilthoven, pp.104.
- 117 Schröder, J.J., P. van Asperen, G.J.M. van Dongen & F.G. Wijnands (1996) Nutrient surpluses on integrated arable farms. European Journal of Agronomy 5: 181-191.
- 118 Baltussen, W.H.M., R. Hoste, C.H.G. Daatselaar & S.R.M. Janssens, 1992. Verschillen in mineralenoverschotten tussen bedrijven in de melkveehouderij en de akkerbouw; Den Haag, LEI-DLO, Onderzoeksverslag 101.
- 119 Beldman, A.C.G. & B.W. Zaalmink, 1997. Het stikstofoverschot nader bekeken. in: Management Duurzame Melkveebedrijven, nr. 6, uitgave december 1997, LEI-DLO, Den Haag.

- 120 Mondelinge mededeling Alfons Beltman, onderzoeker bij het LEI-DLO.
- 121 Mondelinge mededeling Henk Kloen.
- 122 Aarts, H.F.M. (1996) Efficiënt nutriënten management in dairy farming on sandy soils; Technical results of the experimental farm 'De Marke' for the years 1993-1995. AB-DLO-rapport 67, Wageningen, 20 pp.
- 123 Schröder J.J., & J. Vos, 1995. De stikstofkringloop: keten of vergiet? in: Hoe ecologisch kan de landbouw worden? Themadag KLV, AB-DLO en PE gehouden op 21 november 1995 te Wageningen.
- 124 Vitousek, P.M. & W.A. Reiners, 1975. Ecosystem Succession and Nutrient Retention: A hypothesis. *BioScience* Vol. 25 No. 6.
- 125 Parton, W.J., J.W.B. Stewart & C.V. Cole, 1988. Dynamics of C, N, P and S in grassland soils: a model, 1999. *Biogeochemistry* 5: pp. 109-131.
- 126 Van der Werff, P.A., Th.B.M. Dekkers & O. Oenema, 1995. Fosforkringloop en ecologische aspecten van de fosfaathuishouding. in: Hoe ecologisch kan de landbouw worden? Themadag KLV, AB-DLO en PE gehouden op 21 november 1995 te Wageningen.
- 127 Vitousek, P.M., J.R. Gosz, C.C. Grier, J.M. Melillo & W.A. Reiners, 1982. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecological Monographs*, 52(2) pp. 155-177.
- 128 Vitousek, P.M. & L.R. Walker, Colonization, succession and resource availability: ecosystem-level interactions. in: ? pp 207- 223.
- 129 Goossesen, R.R. & P.C. Meeuwissen (red.), 1990. Advies van de Commissie Stikstof, Onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblematiek in de veehouderij. Wageningen, Dienst Landbouwkundig onderzoek.
- 130 Saalbach, E. & H. Aigner, 1987. Über den Schwefelbedarf von OO-Winterrapsorten. *Landwirt. Forschung* 40, 1-7.
- 131 Schnug, E., 1989. Double low oilseed rape in Western Germany; Sulphur nutrition and glucosinolate levels. In: *Production and Protection of Oilseed Rape and Other Brassica Crops. Aspects of Applied Biology* 23: pp. 67-82.
- 132 Zhao, F.L., E.J. Evans, P.E. Bilsborrow & P.E. Syers, 1993. Sulphur uptake and distribution in double and single low varieties of oilseed rape (*Brassica napus* L.) *Plant Soil* 150: pp. 69-70.
- 133 Mondelinge medeling Ernst, hoogleraar plantencologie, vakgroep Oecologie & Oecotoxicologie, Faculteit Biologie, VU Amsterdam.
- 134 Vitousek, P.M. Litterfall, 1984. nutrient cycling and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology* 65a(1) pp. 285-298.
- 135 Van Loo, E.N., 1993. On the relation between tillering, leaf area dynamics and growth of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). Proefschrift, 169 p., Wageningen.

- 136 Mondelinge mededeling Ernst, hoogleraar plantenecologie, vakgroep Oecologie & Oecotoxicologie, Faculteit Biologie, VU Amsterdam.
- 137 Grime, J.P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. Chisester: John Wiley and Sons.
- 138 Ernst, W.H.O. 1997. Life-history syndromes and the ecology of plants from high sulphur-habitats, In: Sulphur Metabolism in higher plants, (Edited by W.J. Cram *et al.*) pp. 131-146.
- 139 Brouwer, R., 1963. Some aspects of the equilibrium between overground and underground plant parts. Jaarb. IBS, Wageningen, pp. 31-39.
- 140 Brouwer, R., 1983. Functional equilibrium: sense or nonsense? *Neth. J. Agric Sci* 31: 335-348.
- 141 Smit A.L. , 1994. Stikstofbenutting, in: Stikstofstromen in de vollegrondsgroenteteelt, december 1994. PAGV, rapport nr. 18, Proefstation voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond.
- 142 Booij, R. E.T. Enserinkg, A.L. Smit & A. van der Werf, 1992. Effects of nitrogen availability on crop growth and nitrogen uptake of brussels sprouts and leek. *Acta Horticulturae* 339, pp. 53-65. Fertilization of Vegetable in Integrated Crop Production.
- 143 Booij, R., 1996. Stikstof uit het grondwater houden. in: Groenten en Fruit/ Vollegrondsgroenten Week 380-20 september 1996, pp 6-11.
- 144 Booij, R. E.T. A.D.H. Kreuzer, A.L. Smit & A. van der Werf, 1996. Effect of nitrogen availability on dry matter production, nitrogen uptake and light interception of Brussels sprouts and and leek. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 44, pp. 3-19.
- 145 Pemadasa & Lovell, 1974. *J. Ecol.* 62.
- 146 Schouten, A. J., L. Brussaart, P.C. de Ruiter, H. Siepel & N.M. van Straalen, 1987. Een indicatorsysteem voor life-support functies van de bodem in relatie tot biodiversiteit. RIVM rapport nr. 71290005, Bilthoven.
- 147 Brussaard et al. 1997. Biodiversity and Ecosystem Functioning in Soil. *Ambio* Vol. 26 No. 8, dec. pp. 563-570.
- 148 Louw, 1970.
- 149 Curry, J.P., T. Bolger, G. Purvis, 1998. 12th International colloquim on soil zoology: soil organisms and soil resource management, Dublin, 22 -26 july, 1996. Amsterdam, Elsevier 546 p.
- 150 Anderson, R.V., D.C. Coleman & C.C. Cole, 1981. Effects of saprotrophic grazing on net mineralization. *Ecological Bulletins* 33, 201-215.
- 151 Brussaard L. 1994. Interrelationships between Biological Activities, Soil Properties and Soil Management, in: *Soil Resilience and Sustainable Land Use* (D.J. Greenland & I. Szabolcs, eds.) pp. 309- 329.

- 152 Hassink, J., L.A. Bouwman, K.B. Zwart & L. Brussaard, 1993. Relationships between habitable pore space, soil biota and mineralization rates in grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 25, 47-55.
- 153 Van der Werf P.A. P.A.M. van Amersfoort, J.C.Y. Marinissen & P. Frissen, 1995. The influence of earthworms and Vesicular-Arbuscular Mycorrhiza on the availability of phosphate in ecological arable farming. *Acta Zoologica Fennica* 196, Pp. 41-44.
- 154 Tarafdar J.C. & H. Marschner, 1994. Phosphate activity in the rhizosphere of VA Mycorrhizal wheat supplied with inorganic and organic phosphorous. *Soil Biol. Biochem.* 26 (3) pp. 387-395.
- 155 De Ruyter P.C., J. Bloem, L.A. Bouwman, W.A.M. Didden, G.H.J. Hoenderboom, G. Lebbink, J.C.Y. Marinissen, J.A. Vos, M.J. Vreeken-Buijs, K.B. Zwart, L. Brussaard., 1994. Simulation of dynamics in nitrogen mineralisation in the below-ground food webs of two arable farming systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 51, 199-208.
- 156 Brussaard L. & N.G. Juma, 1996. Organisms and Humus in Soils in: *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems* (A. Piccolo ed.), pp. 329-359 Elsevier.
- 157 Curry J.P. Effects of management on soil decomposers and decomposition processes in grassland. in: onbekend, pp. 349-398.
- 158 Anrén O., & J. Lagerlöf, 1983. Soil fauna (microarthropods, Enchytraeids, Nematodes) in Swedish agricultural cropping systems. *Acta agric. Scand.* 33, pp. 33-52.
- 159 Holland E.A. & D.C. Coleman, 1987. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *The Ecological Society of America* Vol 68 (2). pp. 425-433.
- 160 Malhi S.S. & M. Nyborg, 1993. Better use of nitrogen for barley under zero tillage. *Agriculture Canada, Technical Bulletin* 1993-2ER. Lacombe Alberta.
- 161 Postma J., C.H. Hok-a-Chin, J.A. van Veen, 1990. Role of microniches in protecting introduced *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* against competition and predation in soil. *Appl. Environ. Microb.*, 56, pp. 495-502.
- 162 Lebbink, G. H.G. van Faassen, C. van Ouwkerk, L. Brussaard, 1994. The Dutch Programme on Soil Ecology of Arable Farming Systems: Farm management monitoring programme and general results. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 51, pp. 7-20.
- 163 Verhoeven J.T.A., W. Koerselman, en A.F.M. Meuleman, 1996. Nitrogen and phosphorous limited growth in herbaceous wet vegetation: relation with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecol. Evol.* 11, 494-497.
- 164 Toro, M., Azcon, R., Herrera, R. 1996. Effects on yield and nutrition of mycorrhizal and nodulated *Pueraria phaseoloides* exerted by P-solubilizing rhizobacteria. *Biol. Fert. Soils* 21, 23-29.

- 165 Olde Venterink, H. en N. Pieterse, 1998. Kwantificering van N-, P-, en K-kringlopen in hooilanden langs de Dommel en de Zwarte Beek. Presentatie WLO-studiedag Eutrofiëring van kwelafhankelijke ecosystemen via vervuild grondwater. Nunspeet, 12-11-1998.
- 166 Gezondheidsraad, 1989. Ecologische normen waterbeheer; Beschrijving van de parameters, derde deeladvies. Advies nr. 1989/21, 's Gravenhaege.
- 167 Ingram H.A.P., 1983. Mires: swamp, bog, fen and moor. general studies. Ecosystems of the world, 4A; Elsevier Amsterdam: pp. 67-157.
- 168 Streefkerk, J.G. en W.A. Casparie, 1987. De hydrologie van hoogveen systemen. Uitgave Staatsbosbeheer.
- 169 Gorham, E., S.E. Bayley and D.W. Schindler, 1984. Ecological effects of acid deposition upon peatlands: A neglected field in 'Acid rain' research. Ca. J. Fish. Aquat. Sci. 41: pp. 1256-1268.
- 170 Lamers, L.P.M. en J.G.M. Roelofs, 1998. Waarom verschillen natte natuurgebieden in hun gevoeligheid voor verontreiniging met nitraat, fosfaat en sulfaat? Op zoek naar de sturende processen en factoren. Presentatie WLO-studiedag Eutrofiëring van kwelafhankelijke ecosystemen via vervuild grondwater. Nunspeet, 12-11-1998. 6-3.
- 171 Ministerie van verkeer en waterstaat en ministerie van volkshuisvesting, ruimtelijke ordening en milieubeheer (1985). De waterkwaliteit van Nederland. Indicatief meerjarenprogramma water 1985-1989. Staatsdrukkerij.
- 172 Beers, P. (1996). Inventarisatie Noord-Brabantse vennen 1994. Rapport. Provincie Noord-Brabant.
- 173 Bruijn, de J.H. (1981). Vennen in Noord-Brabant. Bura Boeken Eindhoven.
- 174 Kok, W.J.M. (1990). Kalmthoutse heide en omstreken: Hydrologische Analyse. Terreinbeheer & Landschap. SBB90/8.
- 175 Bannink, M.H., L.W. Dekker, J.M.H. Hendrickx en H.C. van Ommen (1989). Wegzijing van water uit hooggelegen vennen: een gevoeligheidsanalyse.
- 176 Buskens, R.F.M. (1989). Beuven: Herstel van een ecosysteem. Vakgroep Aquatische Oecologie & Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- 177 Dam, van H. (1997). Vennen herstellen zich gedeeltelijk van verzuring. H20 (30) 1997. nr. 11.
- 178 Marnette, E.C.L. (1993). Sulfur cycling in two Dutch moorland pools. Proefschrift.
- 179 Brouwer, E.R. Bobbink, J.G.M. Roelofs en G.M. Verheggen, 1996. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren werkgroep milieubiologie KUN, i.o.v. Ministerie LNV, 206 p.)
- 180 Bakker, T.W.M. (1984). Het Dwingelderveld. Deelrapport: Geohydrologie. Staatsbosbeheer, SBB 1984-29.

- 181 Haesebroeck, V. van, D. Boeye, B. Verhagen en R.F. Verheyen; 1997. Experimental investigation of drought induced acidification in a rich fen soil. *Biogeochemistry* 37: 15-32, 1997.
- 182 Stuurman, R.J., 1998. 1.500.000 jaar lang veranderingen in de lokale grondwatersituatie van een Kempens beekdal. TNO-rapport NITG 98-53-B.
- 183 Broers, H.P., 1996. De grondwaterkwaliteit van Drenthe. Rapportage over het meetjaar 1995 van het provinciaal meetnet grondwaterkwaliteit. TNO-rapport GG R 96-78 (A).
- 184 Stuurman, R.J. en R. H. Atari, 1997. De grondwatersituatie rond de Wijstgronden bij Uden. TNO-rapport 97-212 (A).
- 185 Lamers, L.P.M., H.B.M. Thomassen & J.G.M. Roelofs, 1998. Sulfate induced Eutrophication and Phytotoxicity in Freshwater wetlands. *Environmental Science and Technology* 32, 199-205.
- 186 Maas, F.M. (1959). Bronnen, bronbeken en bronbossen van Nederland, in het bijzonder die van de Veluwezoom. Proefschrift Landbouwhogeschool Wageningen.
- 187 Rang, M.C. en C.E. Kleijn (1990). De fysische, chemische en biologische kwaliteit van bronnen en kwelzones in relatie tot ruimtegebruik. CSO adviesbureau voor milieuonderzoek.
- 188 Paris, P , 1991. Het Ilperveld. Noordhollands Landschap. 18 jaargang nr. 1 1991.
- 189 Van Wirdum, G., 1991. Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Proefschrift Faculteit der Biologie, Universiteit van Amsterdam.
- 190 Mars, H. de (1996). Chemical and physical dynamics of fen hydro-ecology. Proefschrift Universiteit van Utrecht.
- 191 Mars, H. de, T. Garritsen en C. van Elswijk; 1996. Van veenrivier tot boezemwater. *Landschap* 1996-3.
- 192 Schothorst, C. J. 1974. Effecten van polderpeilverlaging voor veenweidegronden in de Alblasserwaard. Instituut voor cultuurtechniek en waterhuishouding. Mededeling 149.
- 193 Wassen, M. 1990. Water flow as a major landscape ecological factor in fen development. Proefschrift Universiteit van Utrecht.
- 194 Zwolsman, G.J. (1996). Chemische kwaliteit van de Rijkswateren. *Landschap* 96-3.
- 195 Ramaker, C., 1998. Plassen in uiterwaarden: gevoed door kwel uit de rivier? Respons van het grondwater in uiterwaarden op een hoogwaterpuls in de rivier. TU Delft/RIZA.
- 196 De Louw, P.G.B., R.A.A. Hetterschijt, J.W.A. Foppen, J. Griffioen en R.J. Stuurman, 1997. Fosfaatbelasting van oppervlaktewater door grondwaterkwel. deel 1 en deel 2. *H₂O*, jaargang 30, no 20 en 21, 2 en 16 oktober 1997.

- 197 Molen van der, D. en Boers, 1995. Belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor door uit- en afspoeling van natuurlijke- en landbouwgronden. RWS/RIZA-rapport.
- 198 Barendrecht, A., B. Beltman, M.C. Bootsma, M. Amesz en T. van den Broek; 1997. Herstel van verzuurde laagvenen met oppervlaktewater en mergel. Universiteit van Utrecht.
- 199 Kamphuis, H., R. Kuiper, Y. van der Laan, A. van Dortmund, 1995. Plannen met stromen. Ideeën voor de afstemming van ruimtegebruik, water en milieu. Den Haag, Rijksplanologische Dienst, Programma Ruimte.
- 200 Meerendonk, J.H. van, 1996. Van water naar watersystemen in Friesland. In: H₂O, (29) 11996 nr. 10, pp. 286 t/m 289 + 292.

BIJLAGE 1

SAMENSTELLING VAN DE WERKGROEP

Prof.dr. W.H.O. Ernst
Vakgroep Oecologie & Oecotoxicologie, Faculteit Biologie,
Vrije Universiteit Amsterdam

Ir. B. Fraters
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven

Prof.dr.ir. F.A.M. de Haan (voorzitter)
Leerstoelgroep Bodemkunde en Plantenvoeding,
Landbouwwuniversiteit te Wageningen

Ir. P.A.I. Ehlert
Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsinstituut,
(AB-DLO) Wageningen

Dr.ir. S.H. Hosper
Rijkswaterstaat - Rijksinstituut voor Integraal
Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA),
Lelystad

Dr. L. van Liere,
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven

Ir. H.G. van der Meer
Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsinstituut,
(AB-DLO) Wageningen

Prof.dr.ir. O. Oenema
Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsinstituut,
(AB-DLO) Wageningen

Dr. J.G.M. Roelofs
Vakgroep Oecologie, Afdeling Aquatische en Milieubiologie,
Katholieke Universiteit te Nijmegen

Dr. R.J. Stuurman
TNO-Grondwater en Geo-energie, Delft

Ir. J. Verloop (secretaris)
Technische commissie bodembescherming,
Den Haag

Dr. J. van Wensem (secretaris)
Technische commissie bodembescherming,
Den Haag

Prof. dr.ir. S.E.A.T.M. van der Zee
Leerstoelgroep Bodemkunde en Plantenvoeding,
Landbouwwuniversiteit te Wageningen

BIJLAGE 2

NIVEAUS VAN HEFFINGSVRIJE NUTRIËNTENVERLIEZEN VAN 1998 TOT 2010¹

	1998	2000	2002	2005	2008/2010
Fosfaatverliesnorm*	40	35	30	25	20
Stikstofverliesnorm**	300	275	250	200	180
veebezettingsgrens voor aangifteplicht	2,5	2,5	2,0	2,0	?

*) Kunstmestfosfaat is uitgezonderd van de balans tot 2000.

***) Stikstofemissie door ammoniakemissie is als niet heffingsplichtig beschouwd voor emissie die afkomstig is van de veestapel boven de grens van 2,5 GVE/ha ; hiertoe wordt de balans gecorrigeerd met de zogenoemde stikstofcorrectie.

¹ De acceptabele verliesnorm voor stikstof wordt waarschijnlijk generiek aangescherpt in verband met de EU-nitraatrichtlijn. Een beslissing hierover wordt verwacht in 1999.

BIJLAGE 3

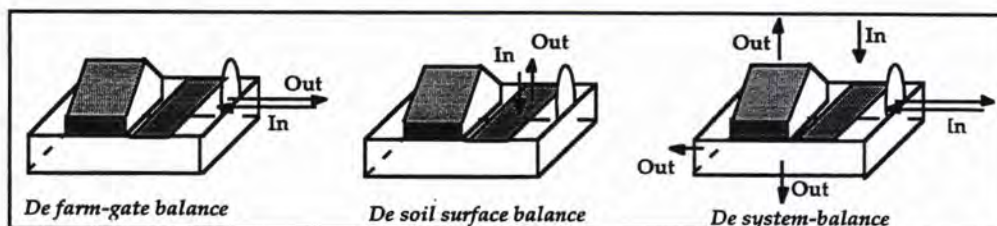
TOELICHTING OVER MINERALENBALANSEN, NUTRIËNTENOVERSCHOTTEN EN NUTRIËNTENVERLIEZEN

In nutriëntenonderzoek wordt gebruik gemaakt van verschillende nutriëntenbalansen waarbij het agrosysteem op verschillende wijze begrensd is.

De *farm-gate balance* heeft betrekking op de nutriëntenstromen die de 'poort van het landbouwbedrijf' passeren. Aanvoerposten zijn: kunstmest, aangekochte dierlijke mest, kracht- of ruwvoer en andere productiemiddelen die nutriënten bevatten. Afvoerposten zijn landbouwproducten en dierlijke mest die afgevoerd wordt van het bedrijf. De farm-gate balance geeft geen informatie over de verdeling van nutriënten in het bedrijfssysteem en over het deel van het overschot dat accumuleert in het systeem (de bouwvoor) en het deel dat verloren gaat uit het systeem en verdwijnt naar het milieu. Ook aanvoerposten die niet via de poort van het bedrijf worden aangevoerd, zoals atmosferische depositie en biologische stikstofbinding, worden niet meegerekend.

De *soil surface balance* berekent de netto belasting van de bodem. Het heeft betrekking op nutriëntenstromen naar de teeltlaag. Aanvoerposten zijn bemesting via kunstmest en dierlijke mest, atmosferische depositie en biologische stikstofbinding. De afvoer bestaat uit de afvoer met gewasooft. Het verschil tussen total aanvoer en afvoer via het gewas wordt veelal gecorrigeerd voor de N die via ammoniak is vervluchtigd.

De *system balance* heeft betrekking op de aan- en afvoer van nutriënten van en naar het agrosysteem als geheel, inclusief de bouwvoor. Het belangrijkste verschil met de *farm-gate balance* is dat de nutriëntenstromen van en naar het milieu (zoals uitspoeling uit de bouwvoor, aanvoer door atmosferische depositie) expliciet op de balans voorkomen. Uitputting van en accumulatie in de bouwvoor in de *system balance* is een nutriëntenstroom binnen het systeem en telt dus niet mee als afvoer op de *system balance*.



Relatie met gebruikte begrippen.

Met **nutriëntenoverschot** wordt in dit rapport in het algemeen bedoeld het verschil tussen aanvoer en afvoer op de zogenoemde *farm gate balance*.

Het nutriëntenverlies is gelijk aan het verlies op de *system balance* en dus de totale emissie naar het milieu.

Het verschil tussen het nutriëntenoverschot en het nutriëntenverlies: het op deze wijze gebruikte begrip nutriëntenoverschot heeft een andere betekenis dan nutriëntenverlies. Het nutriëntenverlies is gelijk aan de emissie naar het milieu (als emissie van lachgas ook mee wordt geteld). De relatie tussen de belasting van het milieu en het nutriëntenoverschot is indirecter: door accumulatie in de bouwvoor kan een deel van het overschot (tijdelijk) in het landbouwsysteem behouden blijven; dit deel leidt niet direct tot emissie naar het milieu.

BIJLAGE 4

WAARDERING VAN DE FOSFAATTOESTAND IN DE BODEM

waardering	P-AL-getal (mg P ₂ O ₅ per 100 g droge grond)			Pw-getal (mg P ₂ O ₅ per l grond)
	zeeklei, veen, zand, dalgrond	rivierklei	löss	alle grondsoor- ten
zeer laag	-	-	-	< 11
laag	< 18	< 15	<13	11-20
vrij laag	18-29	15-24	13-19	-
voldoende	30-39	25-34	20-29	21-30
ruim voldoende	40-55	35-55	30-45	31-45
vrij hoog	-	-	-	46-60
hoog	> 55	>55	>45	> 60

BIJLAGE 5

GECONSULTEERDE DESKUNDIGEN BUITEN DE WERKGROEP

A.H.J. van der Putten (MSc)	Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsinstituut (AB-DLO), Wageningen
Ir. P.J. van Erp	Nederlands Meststoffen Instituut
Dr.ir. J.J. Schröder	AB-DLO, Wageningen
Ir. H. Westhoek	Informatie en KennisCentrum - Landbouw (IKC-L), Ede
Ing. J.W.M. Janssen,	IKC -L, Ede
Ir. H.F.M. Aarts	AB-DLO, Wageningen
Dr.ir. L. Brussaard	AB-DLO, Haren.
Dr.ir. B. H. Janssen	Leerstoelgroep Bodemkunde en Plantenvoeding, LU Wageningen
Dr.ir. E.A. Lantinga	Leerstoelgroep theoretische productie ecologie, LU Wageningen

BIJLAGE 6

SAMENVATTING VAN HET RAPPORT EFFECTEN VAN STIKSTOFHOUDENDE LUCHTVERONTREINIGING OP VEGETATIES - EEN OVERZICHT-

Dit rapport is in opdracht van de TCB, op verzoek van de werkgroep 'Bodemvruchtbaarheid en kwaliteit van Bodem en Water' opgesteld door de heer R. Bobbink en L.P.M. Lamers van de Katholieke Universiteit Nijmegen. Het is afzonderlijk gepubliceerd door de TCB, rapport nr. TCB R13.(1999).

In dit rapport is gepoogd een overzicht te geven van de effecten van verhoogde N-depositie op verschillende typen natuurterrein (van water tot bos) in Nederland. Veel halfnatuurlijke en natuurlijke oecosystemen met hoge diversiteit of met veel kenmerkende soorten zijn als gevoelig tot zeer gevoelig voor atmosferische N-depositie te beschouwen. Vooral in natuurterreinen op voedselarme bodem of op verzuringsgevoelige bodems of sedimenten zijn de gevolgen van de jarenlang verhoogde N-deposities zeer ernstig. De nivellering van de Nederlandse natuurterreinen, vooral op het Pleistocene en in de duinen, is in hoge mate aan deze milieustress toe te schrijven (Toestand van de natuur 2).

Bij het opstellen van kritische N-depositiewaarden door de UN/ECE en de WHO zijn - de resultaten van experimenten onder gecontroleerde omstandigheden en in veldsituaties, en evaluaties van vegetatie in ruimte en tijd, gebruikt om veranderingen in oecosysteemstructuur vast te stellen. Veranderingen in plantontwikkeling en in soortensamenstelling of -dominantie zijn daarbij gebruikt als 'waarneembare' verandering voor de gevolgen van hoge N-belasting. In sommige gevallen zijn ook veranderingen in het functioneren van systemen, zoals N-ophoping en uitspoeling, gebruikt (bijvoorbeeld voor hoogvenen en naaldbossen). Indien beschikbaar, zijn ook dynamische oecosysteemmodellen, die zowel biotische als abiotische processen integreren, toegepast om kritische N-belastingen te bepalen.

Gebaseerd op gepubliceerde gegevens over genoemde veranderingen zijn zo kritische N-belastingen voor verschillende (half)natuurlijke oecosystemen opgesteld en in dit rapport vooral voor Nederland nog eens apart besproken. De kritische waarden zijn aangegeven met een range. Deze range berust op: a) bestaande ruimtelijke oecosysteemvariatie, b) de gebruikte range in de experimentele behandelingen, en c) de on-

zekerheid in velddepositiegegevens. Verder is een indicatie voor de betrouwbaarheid (betrouwbaar-vrij betrouwbaar-expert judgement) van de kritische depositiewaarden gegeven:

- betrouwbaar* - meerdere studies van verschillende aard laten vergelijkbare resultaten zien;
- vrij betrouwbaar* - de waarden zijn gebaseerd op de uitkomsten van slechts enkele studies;
- expert judgement* - gegevens over N in deze systemen ontbreken, maar de waarden zijn gebaseerd op ecologische kennis over deze en vergelijkbare systemen.

Een overzicht van kritische waarden voor N-belasting voor natuurlijke en half-natuurlijke ecosystemen is gegeven in tabel B6.

Tabel B6. Samenvatting van de kritische belastingen voor N-verbindingen op (half)natuurlijke oecosystemen in Nederland ##, betrouwbaar #, vrij betrouwbaar en (#) expert judgement.

Systeem	Kritische waarde kg N ha ⁻¹ jr ⁻¹	Indicatie voor overschrijding
Bos-ecosystemen		
Acidofiele naaldbossen	7-20##	Veranderingen in de ondergroei & mycorrhiza-paddestoelen; verhoogde uitspoeling
Acidofiele loofbossen	10-20#	Veranderingen in ondergroei & mycorrhiza-paddestoelen
Kalkrijke bossen*	15-20(#)	Veranderingen in ondergroei
Acidofiele bossen*	7-15(#)	Veranderingen in ondergroei en uitspoeling
Broekbossen	hoog	Door hoge denitrificatie N-toevoer weinig of geen invloed
Heiden		
Laagland droge heide	15-20##	Overgang van heide naar grassen; functionele veranderingen (strooiselproductie; N-ophoping)
Laagland natte heide	17-2#	Overgang van heide naar grassen; N-ophoping
Soortenrijke graslanden		
Heischrale graslanden	10-15#	Achteruitgang gevoelige soorten, verzuring
Kalkgraslanden	15-25#	Verhoogde mineralisatie, N-ophoping en uitspoeling; toename hoge grassen, verandering diversiteit
Droge duingrasl. (kalkarm)	10-15(#)	Vergrassing, achteruitgang gevoelige soorten, verzuring
Droge duingrasl. (kalkrijk)	10-25(#)	Vergrassing, N-accumulatie
Overige graslanden	20-30+	Toename hoge grassen, verandering diversiteit
Natte ecosystemen		
Hoogvenen*	5-10#	Achteruitgang kenmerkende mossen, toename van grasachtigen en N-ophoping
Ondiepe zachtwatermeren*	5-10##	Achteruitgang isoëtide plantensoorten, verzuring; ammoniumtoxiciteit
Mesotrofe (tril)veenvegetaties	20-35#	Toename hoge grasachtigen, afname diversiteit
Overige zoetwatermoerassen (*)	hoog	hoge concentratie
Zoutwatermoerassen*	hoog	atmosferisch N-toevoer niet relevant

*= onbeheerde, min of meer natuurlijke systemen.

Tot op dit moment zijn de kritische waarden vastgesteld voor de totale depositie van N-verbindingen (in kg N ha⁻¹ jr⁻¹). Het is echter duidelijk dat meer informatie en onderzoek noodzakelijk is om het relatief belang van gereduceerde N-verbindingen

(NH_x) t.o.v. geoxideerde N-verbindingen (NO_y) in de kritische depositiewaarde aan te kunnen geven. Het is overigens duidelijk dat er nog vele hiaten in kennis aanwezig zijn over de effecten van atmosferische N-depositie. Van veel halfnatuurlijke oecosystemen (o.a. Mediterrane vegetaties en oecosystemen in de bergen) is nog te weinig bekend om betrouwbare 'kritische N-depositiewaarden' te kunnen bepalen. In UN/ECE & WHO-verband zijn daarom algemene aanbevelingen gedaan de hiaten in kennis in de toekomst te verminderen met aanvullend onderzoek. Langdurige veldexperimenten met N-addities in verschillende Europese oecosystemen (hoge/lage achtergrond) met kenmerkende natuurwaarden en nader procesonderzoek is vereist om tot betere, geverifieerde dynamische oecosysteemmodellen te kunnen komen. Deze modellen kunnen dan gebruikt worden om de kritische N-depositiewaarden nader te preciseren. Ook is het van groot belang dat in Nederland aanvullend onderzoek uitgevoerd wordt om de kritische N-waarden op lokale schaal in natuurterreinen te kunnen toepassen. Hoewel het opstellen van kritische N-depositiewaarden op dit moment nog niet voor alle oecosystemen met zekerheid kan geschieden, is het zeer waarschijnlijk dat het gebruik van kritische N-depositie waarden en het vaststellen van regio's met overschrijdingen, zal leiden tot een beter gefundeerd reductieplan voor atmosferische N-verontreiniging.

BIJLAGE 7

DE ONDERBOUWING VAN DE DRINKWATERNORM VOOR NITRAAT

Een hoge nitraatinname verhoogt het risico op een aantal ziektebeelden waarvan methemoglobinemie bij de laagste blootstelling wordt waargenomen. Bij omzetting van nitriet in nitraat in de mond en het maag-darm kanaal wordt het ijzeratoom van hemoglobine geoxideerd tot geoxideerd hemoglobine (= methemoglobine). In deze vorm kan hemoglobine geen zuurstof meer opnemen, dus als teveel van het hemoglobine in deze vorm voorkomt, krijgt lichaamsweefsel te weinig zuurstof. Een percentage van 1 tot 2 % methemoglobine wordt als normaal niveau beschouwd. Klinische symptomen 'blauwzucht' treden op bij 10% of meer methemoglobine in het bloed. Grotere kinderen en volwassenen kunnen methemoglobine weer reduceren en zo geschikt maken voor transport van zuurstof naar het lichaamsweefsel. Kleine baby's kunnen dit nog niet omdat ze het enzym dat hiervoor nodig is nog missen. Wanneer baby's flesvoeding krijgen, krijgen ze per kg lichaamsgewicht veel water binnen en dus bij nitraathoudend water ook veel nitraat per kg lichaamsgewicht.

De huidige risicoschatting van de blootstelling van de mens aan nitraat heeft geresulteerd in een ADI (Acceptable Daily Intake ofwel de maximaal toelaatbare inname) van 3,65 mg nitraat/kg gewicht dag. Een volwassene bereikt deze waarde al bij een inname van plusminus 5 liter water dat aan de norm van 50 mg nitraat/l voldoet. Kleine kinderen en met name babys zijn echter veel gevoeliger. De ADI is gebaseerd op de evaluatie van dierexperimenteel onderzoek bij de rat. De *No Observed Adverse Effect Level* (de hoogste inname waarbij geen nadelig effect werd waargenomen) is gedeeld door een onzekerheidsfactor 100 (1). Deze benadering is gangbaar bij de evaluatie van humaan-toxicologische risico's voor stoffen (ref). Deze onzekerheidsfactor wordt toegepast omdat men het niet verantwoord vindt om bij risiconiveau's de rand van het toelaatbare op te zoeken, gezien de onzekerheden die gepaard gaan met de extrapolatie van het proefdier (rat) naar de mens. Uit een recente publicatie van Zeilmaker *et al.* (1) blijkt dat het bij mensen voorkomende mechanisme van nitraatomzetting in nitriet bij ratten niet optreedt. Dit is van belang voor de risicoschatting omdat nitriet de gezondheidskundige risico's grotendeels veroorzaakt.

Er zijn echter ook praktijkgegevens over humane risico's van nitraat in drinkwater. Het onderstaande geeft slechts een klein deel van de beschikbare onderzoeksgegevens weer. Deak schreef 1353 gevallen van methemoglobinemie waarvan 21 met dodelijke afloop in Hongarije tussen 1976 en 1982 toe aan het gebruik

van nitratrijk bronwater. In de meeste gevallen was de nitraatconcentratie hoger 100 mg/l, maar in 7% van de gevallen tussen 40 en 100 mg nitraat/l. Er zijn veel andere, vergelijkbare waarnemingen van methemoglobinemie bij kinderen in de praktijk gerapporteerd en toegeschreven aan gebruik van nitratrijk bronwater. (bijvoorbeeld: 3, 4 en 5). Super *et al.* (6) bestudeerde 0-12 maanden oude kinderen in Namibië. De onderzoekers vonden dat kinderen die in gebieden woonden met nitraatgehaltes in water hoger dan 90 mg nitraat/l vaker een verhoogd gehalte aan methahemoglobine hadden (meer dan 2-3%) dan degene die water met lagere nitraatgehaltenes gebruikten (zie tabel B7). Borneff (7) vond in een onderzoek in Duitsland een trend van hogere methahemoglobine concentraties bij watergebruik met concentraties van 51- 90 mg nitraat/l vergeleken met 0- 50 mg nitraat/l.

Tabel B7. Het optreden van methemoglobinemie bij kinderen (6).

Nitraatgehalte (mg/l)	Percentage kinderen met methahemoglobine niveaus van		
	≤ 2%	2,1 -3,0 %	3,0%
≤ 90	78%	9%	13%
> 90	55%	11%	33%

Methemoglobinemie kan ook veroorzaakt worden door productie van nitriet in het lichaam door bacteriën (bijv. bacteriën die een maag-darm-infectie veroorzaken). De Gezondheidsraad (8) is van mening dat bij maag-darm-infecities door nitraat reducerende bacteriën geen exogene extra nitraatbelasting mag plaatsvinden. Ook wordt door de Gezondheidsraad geconcludeerd dat in het ontwerp-basisdocument stikstof (9) terecht wordt gesteld dat zuigelingen in de eerste drie maanden van hun leven een gezondheidsrisico kunnen lopen als ze worden gevoed met perdermelk aangengeld met drinkwater met nitraatconcentraties hoger dan 50 mg/l.

BEVINDINGEN EN INDRUKKEN

Geconcludeerd kan worden dat er een brede basis is voor de nitraatnorm van 50 mg/l in drinkwater. Voor de afstandelijk waarnemer (zo beschouwt de werkgroep zich in dit geval bij gebrek aan specifieke expertise op dit specifieke terrein) is het opmerkelijk dat de normstelling relatief zwaar lijkt te leunen op toxiciteitsexperimenten bij de rat, terwijl er heel overtuigende gegevens zijn uit de epidemiologie. Feitelijk lijkt de rat vanwege een andere stofwisseling niet een heel geschikt model voor schatting van gezondheidsrisico's bij de mens. Hierdoor moet een onzekerheidsfactor geïntroduceerd worden, die op de buitenwacht veelal als erg

conservatief wordt ervaren, terwijl uit empirisch onderzoek onder mensen op veel directere wijze blijkt dat risico's op methemoglobinemie toch al heel snel toenemen bij nitraatgehaltes hoger dan 50 mg nitraat/l. Er lijkt vanuit wetenschappelijk oogpunt dus weinig ruimte om de nitraatnorm van 50 mg nitraat/l op veilige wijze te verhogen, maar het is de vraag of beschikbaar empirisch materiaal niet nadrukkelijker als primaire wetenschappelijke basis dient te worden beschouwd.

REFERENTIES

- 1 M.J. Zeilmaker, J. Meulenbelt, J.M. Kortboyer & W. Slob, juli 1996. Safety evaluation of nitrate: Mathematical modeling of nitrite formation in man and its application in the risk assessment of nitrate. RIVM, rapport nr. 235802.002.
- 2 Deak, S., 1985. geciteerd in 6,
- 3 Farre et al., 1982. Outbreak of methemoglobinemia in a group of infants due to an excessive content of nitrates in the water supplies. Arch. Pediat. 33 supl. 1, 65-94, Barcelona.
- 4 Acheson, E.D., 1985. Nitrate in drinking water. HMSO London, CMO 85, 14.
- 5 WHO, 1985. Health hazards from nitrates in drinking-water. Report on a WHO meeting. Copenhagen, 5-9 March, 1984.
- 6 Super, M. *et al.* 1981. An epidemiological study of well-water nitrates in a group of Stouth West African/Namibian infants. Water Res. 15, 1265-70.
- 7 Borneff, M., 1986. Der Nitratgehalt des Trinkwassers und das Krankheitsbild der Methaemoglobinaemie - kritische Analyse einder Kontroverse. Pro Aqua Pro Vita 10th Meeting Basel, 3. 1-15.
- 8 Nitraat, toetsing van een ontwerp-basisdocument, 1990. Gezondheidsraad, rapportnr. 1990/07.
- 9 Basisdocument nitraat, 1987. RIVM rapportnr. 758473007, Rijks Instituut voor Volksgezondheid en Milieu.

BIJLAGE 8

HET PROTOCOL FOSFAATVERZADIGDE GRONDEN EN VEILIGHEIDSMARGES

Bij nitraat is voorgesteld om onzekerheden met betrekking tot de vertaling van stikstofbelasting van de bodem en de nitraatgehalten in het ontvangende milieucompartiment grondwater te voorkomen, door metingen in het veld. Achtergrond is de ernst van overschatting van de interactie tussen de aanvoer naar de bodem en belasting van het grondwater voor landbouwbedrijven, maar ook de grote risico's voor het milieu van het zonder meer continueren van de huidige bedrijfsvoering op zandgronden. De aanwijzing van fosfaatverzadigde gronden is net als bij nitraat bedoeld om de gronden te selecteren waarop de bedrijfsvoering wegens risico's op grondwaterverontreiniging beslist moet worden bijgesteld. De aanwijzing is echter niet gebaseerd op metingen in het grondwater, maar op metingen in de bouwvoor (1). Er zijn modelmatige en statistische onzekerheden te onderscheiden.

Modelmatige onzekerheden

Op basis van metingen in de bouwvoor is er een bepaald verwachting van uitspoeling naar het grondwater. Deze vertaalslag omvat onzekerheden die voortkomen uit modellering van fosfaattransport en van binding in de bodem. De onzekerheden bij de algemene vertaalslag tussen bodembelasting en het ontvangende grondwater (die bij nitraat kunnen worden omzeild door bemonstering van het grondwaterverontreiniging aan te tonen) blijft bij fosfaat bestaan. Het uitgaan van meting van de fosfaatverzadigingsgraad zou kunnen worden uitgelegd als een preventieve aanpak (in de zin dat de kans op belasting van het grondwater wel eens zou kunnen worden overschat). Er doen zich twee vragen voor:

- 1) waarom wordt bij fosfaat niet in het grondwater gemeten.
 - 2) is het model van fosfaattransport- en fosfaatbinding preventief;
-
- 1) Bij de op de bouwvoor gerichte aanpak is het gedrag van fosfaat van belang. Fosfaat heeft een grote affiniteit voor oppervlakken van de bodem. Ook in het grondwater, hoewel fosfaat de onverzadigde zone boven het grondwater veel sneller gebonden wordt. Als het grondwater belast wordt, is de kans dus niet zo groot dat door bemonstering van het grondwater snel te ontdekken. Hierbij speelt de grote heterogeniteit van de bodem ook een rol. Fosfaat zal in het algemeen niet in ruimtelijk gelijke concentraties naar het grondwater uitspoelen, maar in zeer lokale piekconcentraties. Bovendien heeft fosfaat de neiging om zich eerst tot

zeer hoge gehalten in de onverzadigde zone (de bouwvoor) op te hopen. Pas als de bindingscapaciteit in de bouwvoor opgebruikt is, is fosfaat even mobiel als nitraat (hetgeen betekent dat de fosfaat net zo snel uitspoelt als regenwater). Er is echter een grote kans dat de grote voorraad die in de bouwvoor ontstaan is, deels nog vrij zal komen, zodat zeer grote belasting van het grondwater ontstaat. Van deze sterke accumulatie merk je nog heel lang niets bij grondwaterbemonstering. Grondwaterbemonstering wordt dus beschouwd als een niet adequate werkwijze voor fosfaat.

Verder heeft het uitgangspunt in de bodembescherming dat de bodem niet als afvalvat (voor mest) gebruikt dient te worden een rol gespeeld bij de voorkeur voor normstelling op grond van een criterium in de bodem zelf boven normstelling op basis van gehalten in het grondwater; regelgeving op grond van grondwatercriteria zou immers ten onrechte kunnen impliceren dat de bodem zelf onbeperkt belast kan worden. (Toen het protocol werd voorgesteld, was nog niet bekend dat ook een perceel met een min of meer normale bemesting(sgeschiedenis) als verzadigd kan worden aangewezen.)

- 2) Wat het protocol eigenlijk doet, is voorspellen bij welke fosfaatverzadigingsgraad van de bodem poriënwater dat uit de laag boven GHG-niveau spoelt een hoger gehalte heeft dan 0,15 mg P₂O₅/l. Toetsen van het model zou dus moeten plaatsvinden aan de hand van metingen in grondwater in het veld. Uit het voorgaande (1) is op te maken dat deze toets vrij moeilijk uitvoerbaar is: veelal zal fosfaat dat uit de laag boven GHG-niveau uitspoelt in grondwater niet meetbaar zijn (het bewijs dat een fosfaatverzadigde grond daadwerkelijk tot belasting van het grondwater leidt, is in het veld dus niet eenvoudig rond te krijgen).

Door Van der Zee wordt overigens gesteld dat het ontwerp-protocol preventief is opgezet in de verwachting dat het preventieve karakter in beleidsdiscussies met de landbouwvertegenwoordiging bijgesteld zou worden. Er is echter opmerkelijk weinig commentaar geweest op het adsorptie/desorptie-model waarop het protocol gebaseerd is.

Statistische onzekerheden bij de aanwijzing

Voor toetsing in de praktijk moet de fosfaatverzadigingsgraad volgens het protocol bepaald worden door bemonstering op perceelsschaal. Een perceel is fosfaatverza-

digd als de fosfaatverzadigingsgraad bepaald met de voorgeschreven methode groter is dan 0,3. In dat geval heeft, aldus het protocol, het perceel met 95% betrouwbaarheid een fosfaatverzadigingsgraad groter dan 0,25. De onzekerheid die hier is gekwantificeerd is de bemonsterings- en analyseonzekerheid. De onzekerheden met betrekking tot andere grootheden of in de modelformulering blijven buiten beschouwing en zijn ook niet gekwantificeerd. Zo is de referentiediepte niet met 100%-zekerheid vast te stellen omdat hiervoor een kaart is gebruikt die (1) een schaalniveau heeft dat groter is dan nodig is voor het bepalen van de referentiediepte (2) tot 30% onzuiverheid kan bevatten en (3) verouderd is (ref). Een goed alternatief voor de kaart is echter niet voorhanden. Meting van de referentiediepte in het veld levert een te grote meetinspanning op. De onzekerheden met betrekking tot de aanwijzing zijn dus niet eenvoudig te vermijden en dienen hoger ingeschat te worden dan in het protocol gebeurde. De marge in het criterium voor fosfaatverzadiging is op zichzelf logisch en vergelijkbaar met de snelheidscontrole in het verkeer waarin slechts corrigerend wordt opgetreden bij een duidelijke snelheidsovertreding en niet op de exacte snelheidslimiet. De marge levert echter niet de 95% betrouwbaarheid op een terechte aanwijzing op.

Nabeschouwing

Het protocol is nooit toegepast om politiek-bestuurlijke en maatschappelijke redenen. Er is veelvuldig voor gewaarschuwd dat hierdoor een grootschalige, hoge fosfaatbelasting van grondwater onafwendbaar is geworden. Het is echter niet met volledige zekerheid te zeggen of de aannames van het model voor fosfaatbinding en transport in de bodem waarop het protocol gebaseerd, geldig zijn. Bovendien zijn er vrij preventieve keuzes gemaakt voor de criteria in het protocol. In een verkenning die is uitgevoerd in het kader van het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek werd erop gewezen dat onder de definitie van fosfaatverzadigde grond ook zandgronden vallen waarvan wordt verwacht dat deze pas op termijn een verhoging van de fosfaatbelasting van het grondwater zullen veroorzaken (2). In de verkenning wordt voorgesteld om *fosfaatlekkende* gronden aan te wijzen en het areaal *fosfaatverzadigde* gronden te beschouwen als 'voor uitspoeling gevoelige' gronden. Er zijn echter zeer veel andere alternatieven voorhanden. Ook als de kans op fosfaatuitspoeling naar grondwater en oppervlaktewater overschat zou zijn, blijft het gewenst een beoordelingskader te ontwikkelen op grond waarvan de fosfaatbelasting verminderd wordt, op de plaatsen waar dat het meest gewenst is. De alternatieven zouden daarbij niet beperkt hoeven te blijven tot het beoordelingskader zelf; ook zijn er varianten mogelijk in de hieraan te verbinden verandering in de bedrijfsvoering. Zo zou bij per-

celen met een hoge kans op fosfaatdoorslag in plaats van een nulbelasting ook de evenwichtsbemesting kunnen worden toegepast. Andere voorstellen voor alternatieven voor de aanpak van fosfaatverzadigde gronden zijn gedaan in een publicatie van Remmers en Vertegaal (3) en door Fraters en Boumans (4).

REFERENTIES

1. Zee, S.E.A.T.M., van der, W.H. van Riemsdijk, F.A.M. de Haan, 1990. Het Protocol fosfaatverzadigde gronden, Deel I: Toelichting en Deel II: Technische uitwerking. Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding, Landbouwuniversiteit Wageningen.
2. Chardon, W.J., O.Oenema, O.F. Schoumans, P.C.M. Boers, B. Fraters en Y.C.W.M. Geelen, 1996. Verkenning van de mogelijkheden voor beheer en herstel van fosfaatlekkende landbouwgronden. Programmeringsstudie Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 8.
3. Remmers, J. & P. Vertegaal, 1995. De aanpak van fosfaatverzadigde gronden, Stichting Natuur, Utrecht.
4. Fraters, B. & L.J.M. Boumans, 1997. Fosfaatverzadigde gronden: een overzicht, Deel 1: Technische achtergronden bij de aanpak van fosfaatverzadigde gronden. RIVM rapportnr. 716601001.

