

Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting in Noord-Brabant

Deelrapport 4: Mogelijkheden voor toepassing van effectgerichte maatregelen op gebied van waterbeheer en waterzuivering

Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting in Noord-Brabant

Deelrapport 4: Mogelijkheden voor toepassing van effectgerichte maatregelen op gebied van waterbeheer en waterzuivering

**C.A. van Diepen
G.H.P. Arts
J.W.H. van der Kolk
A. Smit
J. Wolf**

Alterra-rapport 527.4

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2002

REFERAAT

Diepen, C.A. van, G.H.P. Arts, J.W.H. van der Kolk, A. Smit, J. Wolf, 2002. *Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting in Noord-Brabant; Deelrapport 4: Mogelijkheden voor toepassing van effectgerichte maatregelen op gebied van waterbeheer en waterzuivering*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 527.4. 54 blz.; 4 fig.; 4 tab.; 50 ref.

In opdracht van de provincie Noord-Brabant is een studie gedaan naar mogelijke beheersmaatregelen om de belasting van grond- en oppervlaktewater met stikstof en fosfaat te verminderen. Voor de maatregelen die als meest effectief worden beschouwd bij het verminderen van de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater, worden de werking en de effectiviteit in detail beschreven. Het gaat hierbij om (1) helofytenfilters; (2) vegetatieverwijdering en baggeren; (3) bufferstroken en (4) de bijdrage van oppervlakte-afstroming aan de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Op basis van deze informatie kunnen maatregelen gekozen worden om stapsgewijs de milieukwaliteit in Noord-Brabant te verbeteren. Deze maatregelen zijn aanvullend op het algemene nationale beleid (d.w.z. toepassing van MINAS-verliesnormen).

Trefwoorden: baggeren, beheersmaatregelen, bufferstroken, emissies uit de landbouw, fosfaat, helofytenfilters, Noord-Brabant, nutriënten, oppervlaktewater, run-off, stikstof, uitspoeling

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €18 over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 527.4. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2002 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
2 Helofytenfilters	11
2.1 Inleiding	11
2.2 Typen zuiveringsmoerassen / helofytenfilters	11
2.3 Werking van helofytenfilters	12
2.4 Zuiveringsrendementen	13
2.4.1 Optimalisatie	13
2.4.2 Voorbeelden	14
2.4.2.1 Nanneveld	14
2.4.2.2 Beuven	15
2.4.2.3 De Meije	15
2.5 Inrichting en belasting van zuiveringsmoerassen	15
2.5.1 Maximale nutriëntenbelasting	15
2.5.2 Inrichting	16
2.5.3 Benodigde oppervlakte aan helofytenfilter	17
2.6 Voorbeeldprojecten in Nederland	19
2.6.1 Zuivering van afvalwater (puntlozingen)	19
2.6.2 Zuivering van oppervlaktewater	19
2.6.2.1 Beuven	19
2.6.2.2 Nanneveld	20
2.6.2.3 De Meije	20
2.7 Mogelijkheden voor toepassing van helofytenfilters	20
2.7.1 Zuivering van afvalwater (puntlozingen)	20
2.7.2 Zuivering van oppervlaktewater	21
2.8 Literatuur helofytenfilters	21
3 Effectiviteit van vegetatieverwijdering en baggeren	23
3.1 Inleiding	23
3.2 Typen watergangen in relatie met onderhoud	23
3.3 Technieken van onderhoud	24
3.3.1 Methoden van vegetatieverwijdering	24
3.3.2 Methoden van baggeren	25
3.4 Effecten van onderhoud	25
3.4.1 Effecten van het verwijderen van waterplanten	26
3.4.1.1 Effecten op de nutriëntenbalans	26
3.4.1.2 Effecten op de waterplantensamenstelling	27
3.4.1.3 Effecten op de macrofaunasamenstelling	27
3.4.1.4 Effecten op de zuurstofhuishouding en nitraatafbraak	27
3.4.2 Effecten van baggeren	27
3.4.3 Effect van het op de kant zetten van verwijderde bagger en vegetatie	28
3.4.4 Effecten van droogvallen van waterlopen op stikstofverwijdering	28

3.4.5	Effecten van combinaties van maatregelen	28
3.5	Onderzoek en praktijkervaring met combinaties van maatregelen	29
3.5.1	Veenweidegebied Bergambacht	29
3.5.2	Polder en veengebied in Noord-Holland	29
3.5.3	Blauwgraslandreservaat De Meije	30
3.5.4	Mesocosm-experiment van Alterra	30
3.6	Overwegingen bij keuze van beheersmaatregelen	30
3.7	Literatuur baggeren en vegetatieverwijdering	31
4	Effectiviteit van bufferstroken	33
4.1	Inleiding	33
4.2	Typen bufferstroken	33
4.3	Huidige praktijk in Nederland	35
4.4	Processen in bufferstroken	36
4.4.1	Stikstof	38
4.4.2	Fosfor	38
4.5	Sturende factoren en effectiviteit	39
4.6	Overwegingen bij de keuze van buffertypen	40
4.7	Literatuur bufferstroken	42
5	Bijdrage van oppervlakte-afstroming aan de nutriënten-belasting van oppervlaktewater	45
5.1	Inleiding	45
5.2	Proces van oppervlakte-afstroming	45
5.3	Metingen van oppervlakte-afstroming in Nederland	46
5.4	Afstroming in modelstudies	47
5.4.1	Oppervlakkige afstroming in de jaarbalans	47
5.4.2	Oppervlakkige afstroming met dagregenval volgens STONE hydrologie	48
5.4.3	Oppervlakte-afstroming tijdens zware zomerbuien	49
5.5	Mogelijkheden voor risico-analyse van oppervlakte-afstroming	50
5.5.1	Metten en modelleren	50
5.5.2	Kaartanalyse	51
5.6	Conclusies	52
5.7	Literatuur oppervlakte-afstroming	52

Samenvatting

In opdracht van de provincie Noord-Brabant is een studie (als onderdeel van het Brabant-Breed project) gedaan naar mogelijke beheersmaatregelen om de belasting van grond- en oppervlaktewater met stikstof en fosfaat te verminderen. In Deelrapport 1 is een globaal overzicht gegeven van mogelijke beheersmaatregelen en van hun effecten op de milieukwaliteit en op de landbouw-mogelijkheden. In deze Deelstudie (nr. 4) worden de maatregelen die als meest effectief worden beschouwd, in meer detail behandeld. Voor deze maatregelen worden de werking en de effectiviteit bij het verminderen van de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater beschreven. Het gaat hierbij om (1) helofytenfilters; (2) vegetatieverwijdering en baggeren; (3) bufferstroken en (4) de bijdrage van oppervlakte-afstroming aan de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Op basis van deze informatie kunnen maatregelen gekozen worden om stapsgewijs de milieukwaliteit in Noord-Brabant te verbeteren. Deze maatregelen zijn aanvullend op het algemene nationale beleid (d.w.z. toepassing van MINAS-verliesnormen), waarvan de effecten geanalyseerd zijn in de andere deelstudies (o.a. Deelrapport 2).

Een aantal conclusies van deze studie zijn:

Helofytenfilters

1. **H.** kunnen toegepast worden voor de zuivering van zowel afvalwater (puntlozingen) als van oppervlaktewater;
2. **H.** vereisen grote landarealen, maar toepasbaarheid neemt toe bij multifunctioneel landgebruik;

Vegetatieverwijdering en baggeren

3. Vaak schonen en een te hoge nutriëntenbelasting kan leiden tot watersystemen waarin snel-groeiende plantesoorten domineren;
4. Maaien van een deel van de vegetatie langs watergangen heeft de voorkeur, omdat er daardoor een stabielere aquatisch milieu ontstaat;
5. baggeren heeft meer zin in geval van langzaam stromende of stilstaande wateren dan in stromende wateren;

Bufferstroken

6. terrestrische **B.** kunnen zowel de stikstof- als de fosforbelasting van het oppervlaktewater verminderen door plant-opname, door invang van gesuspendeerde deeltjes en door geen bemesting in **B.**;
7. aquatische **B.** kunnen de stikstofbelasting sterker reduceren (meer denitrificatie) maar de fosforbelasting minder sterk reduceren dan de terrestrische **B.** (zie 6.);
8. keuze van vegetatie in **B.** hangt af van landschappelijke en ecologische (neven)doelen;
9. **B.** langs gedraineerde percelen hebben weinig effect op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater, tenzij drainwater via een aquatische bufferstrook wordt geleid;

Oppervlakte-afstroming

10. **O.** is het grootst in de stroken direct langs waterlopen, met name bij bouwland op lemige grond;
11. **O.** neemt toe met de helling van perceel en de grootte van de regenbui, en is relatief groot bij geringe maaiveldberging en infiltratiecapaciteit en bij slechte ontwatering van perceel.

1 Inleiding

In opdracht van de provincie Noord-Brabant is een studie gedaan naar mogelijke beheersmaatregelen om de belasting van grond- en oppervlaktewater met stikstof en fosfaat te verminderen. Deze studie maakt deel uit van het totale Brabant-Breed project waarin de mogelijkheden bestudeerd zijn om de waterkwaliteit in Noord-Brabant te verbeteren via vermindering van de nutriëntenbelasting. In een andere deelstudie (Deelrapport 1) is voor afzonderlijke maatregelen globaal ingeschat wat de effecten zullen zijn op de milieukwaliteit en op de landbouw. Op basis van deze informatie over het milieurendement en de kosten en consequenties voor de landbouwsector kunnen maatregelen gekozen worden om stapsgewijs de milieukwaliteit in Noord-Brabant te verbeteren. Deze maatregelen kunnen aanvullend op het algemene nationale beleid (d.w.z. toepassing van MINAS-verliesnormen), worden uitgevoerd. De Provincie Noord-Brabant kan hiermee onder meer de reconstructie-commissies ondersteunen bij de keuzen voor gebiedsinrichting en een overzicht van mogelijke beheersmaatregelen aanbieden die ertoe moeten leiden dat de nutriëntenuitspoeling naar grond en oppervlaktewater binnen de komende tien jaar gereduceerd wordt tot een niveau binnen de door het Rijk gestelde milieunormen.

In de hier besproken deelstudie (Deelrapport 4) worden de maatregelen die als meest effectief worden beschouwd, in meer detail behandeld. Voor deze maatregelen worden de werking en de effectiviteit bij het verminderen van de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater beschreven. Het gaat hierbij om (1) helofytenfilters; (2) vegetatieverwijdering en baggeren; (3) bufferstroken en (4) de bijdrage van oppervlakte-afstroming aan de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Helofytenfilters die bestaan uit natuurlijke of aangelegde moerassen en die gebruikt worden om puntlozingen en/of oppervlaktewater te zuiveren, worden behandeld in paragraaf 2. De invloed van het onderhoud van watergangen, en met name vegetatieverwijdering en baggeren, op de nutriëntenbelasting en de kwaliteit van het oppervlaktewater worden besproken in paragraaf 3. Vervolgens worden bufferstroken behandeld (paragraaf 4), die omschreven kunnen worden als bemestingsvrije zones langs watergangen ter beperking van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Er wordt een overzicht gegeven van typen bufferstroken en van de omstandigheden waaronder ze effectief kunnen zijn bij de vermindering van de nutriëntenbelasting. Na zware regenval kan oppervlakte-afstroming soms plaatsvinden, en dit kan bijdragen aan de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Factoren die de kans op en de mate van oppervlakte-afstroming bepalen, worden behandeld in paragraaf 5. Er wordt hierin ook besproken hoe men de ruimtelijke variatie in risico van optreden van oppervlakte-afstroming globaal kan bepalen.

Deze deelstudie vormt een samenvatting van kennis omtrent de effectiviteit en bruikbaarheid van diverse maatregelen ter vermindering van de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater door de landbouw. Deze maatregelen kunnen slechts toegepast

worden voor een bepaald soort milieuproblemen en/of onder een bepaald soort condities (bijv. effectiviteit hangt af van bodemtype of mate van ontwatering). De effectiviteit van de vier behandelde groepen van maatregelen kan daarom slechts in beperkte mate gekwantificeerd worden.

2 Helofytenfilters

door Gertie H.P. Arts

2.1 Inleiding

Helofytenfilters of te wel zuiveringsmoerassen, zijn natuurlijke of aangelegde moerassen die gebruikt worden om de waterkwaliteit te verbeteren (De Ridder, 1996; Meuleman, 1999). Helofytenfilters kunnen een toepassing vinden bij de zuivering van puntlozingen (zuivering van agrarisch afvalwater, huishoudelijk afvalwater van geïsoleerd gelegen woningen, nabehandeling van het effluent van zuiveringsinstallaties, zuivering van water van riooloverstorten, regenwateruitlaten, campings en recreatie-inrichtingen (Gleichman-Verheijen et al., 1992; Meuleman, 1999)). Daarbij gaat het in Nederland vaak om kleinschalige, lokale toepassingen van helofytenfilters. Naast deze toepassing bij de zuivering van afvalwater, kunnen helofytenfilters worden ingezet bij de zuivering van oppervlaktewater dat verontreinigd is geraakt met stikstof en fosfaat als gevolg van landbouwkundig handelen. Voor de zuivering van geëutrofeerd oppervlaktewater zijn natuurlijke of aangelegde moerassen een mogelijkheid. Deze notitie gaat allereerst in op de typen helofytenfilters en de werking ervan. Vervolgens worden zuiveringsrendementen besproken. Een aantal aspecten van de inrichting en dimensionering van helofytenfilters wordt daarna opgesomd. Voorbeelden van projecten in Nederland illustreren de toepassing van helofytenfilters. Tenslotte wordt de mogelijkheid en haalbaarheid van de inzet van helofytenfilters in het landelijk gebied bediscussieerd, waarbij onderscheid gemaakt wordt tussen de inzet van helofytenfilters ten behoeve van de zuivering van puntlozingen en de inzet van helofytenfilters voor de zuivering van geëutrofeerd oppervlaktewater.

2.2 Typen zuiveringsmoerassen / helofytenfilters

Uit Meuleman (1999):

1. Horizontaal doorstroomde zuiveringsmoerassen. Dit kunnen natuurlijke moerassen (verlandingszones langs meren, laagvenen, rivierbegeleidende moerassen) dan wel kunstmatig aangelegde moerassen zijn, waarin de vegetatie vooral bestaat uit helofyten. Dit zijn waterplanten die wortelen in de bodem en met stengel en bladeren boven het water uit steken. De belangrijkste helofyt is meestal riet (*Phragmites australis*), maar de vegetatie kan ook bestaan uit andere helofyten zoals liesgras (Sundblad & Wittgren, 1989), biezen (*Scirpus* spp.) of grote lisdodde (*Typha latifolia*) (Grontmij, 1991; de Ridder, 1996).
2. Infiltratievelden of verticaal doorstroomde helofytenfilters. Deze helofytenfilters worden verticaal doorstroomd, waarbij het water na passage door het filter wordt opgevangen in een drainagesysteem. Het sediment bestaat uit relatief grote partikels en is daardoor zeer doorlaatbaar voor water. Ook kan daardoor een

goede beluchting van het sediment optreden tijdens de perioden van droogval van het filter. Het filter is gescheiden van zijn omgeving door een ondoorlatende laag (klei, folie, beton etc.). De vegetatie bestaat uit helofyten. De nutriëntenverwijderingscapaciteit is in het algemeen groter dan in horizontaal doorstroomde zuiveringsmoerassen als gevolg van het intensiever contact tussen bodemcompartiment en het te zuiveren water.

3. Vijvers en sloten. Het gaat om kunstmatige of natuurlijke aquatische systemen die gedeeltelijk dieper zijn dan de horizontaal doorstroomde helofytenmoerassen (type 1), waardoor niet alleen helofyten, maar ook ondergedoken en drijvende waterplanten domineren. De nutriëntenverwijderingscapaciteit varieert sterk en hangt af van het maai-beheer en de opnamecapaciteit van de verschillende waterplanten met betrekking tot nutriënten.

2.3 Werking van helofytenfilters

De processen die optreden in helofytenfilters en die belangrijk zijn voor de verwijdering van nutriënten, omvatten:

- sedimentatie van zwevend materiaal;
- opname van nutriënten door micro-organismen;
- opname van nutriënten door helofyten en/of waterplanten (= definitieve verwijdering indien beheer bestaat uit maaien en afvoeren);
- mineralisatie van organisch materiaal;
- diffusie van opgeloste nutriënten in het sediment;
- fysisch-chemische adsorptie;
- fysisch-chemische precipitatie;
- nitrificatie;
- denitrificatie.

In infiltratievelden speelt ook fysische filtratie van partikels een rol. Stikstofverwijderingsprocessen zijn vrijwel allemaal bacteriële processen. Via de processen van nitrificatie gevolgd door denitrificatie wordt stikstof daadwerkelijk uit het systeem verwijderd, aangezien het eindproduct van deze processen gasen zijn die naar de atmosfeer ontsnappen. Fosfaat kan alleen door maaien en afvoeren van de vegetatie definitief uit het systeem worden verwijderd. Adsorptie van fosfaat aan bodempartikels is ook een belangrijk fosfaatverwijderingsproces. Echter adsorptie is een reversibel proces en is bovendien onderhevig aan verzadiging. Dit betekent dat in de bodem opgeslagen fosfaat onder daarvoor gunstige omstandigheden (zuurstofloosheid) weer vrij kan komen en dat de verwijderingscapaciteit van helofytenfilters voor fosfaat eindig is. Indien de bodem is opgeladen met fosfaat, treedt geen verwijdering meer op en kan fosfaat zelfs vrij komen. Naast adsorptie-desorptie-processen, kan fosfaat ook worden neergeslagen door verbindingen aan te gaan met ijzer, aluminium of bodemdeeltjes. Deze processen zijn veel langzamer dan adsorptie-desorptie-processen en zijn minder onderhevig aan verzadiging. Een voorbeeld van een met fosfaat verzadigd helofytenfilter wordt gegeven door (Meuleman, 1999). Het betreft een infiltratieveld, waarvan door jarenlange belasting

de bodem zodanig verzadigd was geraakt, dat extra adsorptie niet meer mogelijk was. De meeste nutriënten werden niet verwijderd, maar stroomden als gevolg van het ontbreken van een ondoorlatende laag via infiltratie naar het grondwater, hetgeen resulteerde in eutrofiëring daarvan.

De belangrijkste vastlegging van stikstof en fosfaat in de bodem vindt plaats via de processen van sedimentatie en fysisch-chemische adsorptie en precipitatie in het sediment (Meuleman, 1999; Schreijer et al., 2000; Verhoeven & Meuleman, 1999). De bijdrage van maaien en afvoeren van plantenbiomassa aan de verwijdering van nutriënten kan sterk variëren. Over het algemeen is deze in verhouding relatief laag en is de verwijdering van stikstof via nitrificatie- en denitrificatieprocessen veel groter dan via het oogsten van plantenbiomassa. Echter, in sloten werden door Meuleman (1999) hoge verwijderingspercentages gevonden van stikstof en fosfaat. Daarbij ging het om de opname van nutriënten door ondergedoken waterplanten. Helofyten hebben in helofytenfilters vooral een functie als structurelement en als 'zuurstofpomp' naar de bodem. Ze brengen namelijk via hun wortels zuurstof in de bodem.

2.4 Zuiveringsrendementen

2.4.1 Optimalisatie

Geconstrueerde helofytenfilters kunnen 80-99% van de organische belasting (gemeten als BOD₅, COD en gesuspendeerde deeltjes) en bacteriologische vervuiling verwijderen. Voor nutriënten zijn de verwijderingspercentages over het algemeen minder groot en liggen meestal rond 50% (Verhoeven & Meuleman, 1999). Stikstofverwijdering ligt meestal boven 50%. Fosfaatverwijdering is lager en is onderhevig aan het optreden van verzadiging na langdurige oplading van de bodem. De nutriëntenverwijderingspercentages kunnen echter sterk variëren en hangen af van de belasting van het helofytenfilter en locatiespecifieke omstandigheden (Meuleman, 1999; Verhoeven & Meuleman, 1999). Indien de waterstanden worden gemanipuleerd, zodat droogval en inundatie alterneren, kan de efficiëntie van stikstof- en fosfaatverwijdering worden verdubbeld. Horizontaal doorstroomde zuiveringsmoerassen hebben in het algemeen een lagere capaciteit met betrekking tot de verwijdering van nutriënten dan infiltratievelden of verticaal doorstroomde helofytenfilters, omdat het sediment bij de verwijdering van nutriënten een zeer belangrijke rol speelt. Bij horizontale doorstroming van het filter dringen de opgeloste nutriënten via diffusie in de bodem. Dit is een langzaam proces, waardoor het contact met de bodem veel minder intensief is dan in infiltratievelden en verticaal doorstroomde helofytenfilters. Tabel 1 geeft de verwijderingspercentages van stikstof en fosfaat voor de verschillende typen helofytenfilters met en zonder optimalisatie.

De processen van fosfaatverwijdering die optreden in het bodemcompartiment zijn onderhevig aan verzadiging na langdurige oplading van de bodem. Alleen het proces van fosfaatverwijdering via maaien en afvoeren is niet eindig. Het optreden van fosfaatverzadiging hangt af van bodemeigenschappen en de mate van oplading van

de bodem in het verleden. Dit kan voor verschillende bodemtypen variëren. In het algemeen treedt verzadiging pas op na langjarige oplading van de bodem.

Tabel 1. Verwijderingscapaciteit van verschillende typen helofytenfilters met en zonder optimalisatie (Verhoeven & Meuleman, 1999).

Type filter	Fosfaatverwijdering (%)		Stikstofverwijdering (%)	
	Optimalisatie		Optimalisatie	
	zonder	met	zonder	met
Doorstroom	10-15	20-30	10-15	20-30
Infiltratie	25	40	35	50

De zuiveringsrendementen van helofytenfilters kunnen worden geoptimaliseerd door:

1. De juiste belasting te kiezen en overbelasting te voorkomen;
2. Een regime van fluctuerende waterniveaus in te stellen, d.w.z. afwisseling van droogval en inundatie;
3. Absorberende materialen aan het sediment toe te voegen (Verhoeven & Meuleman, 1999).

2.4.2 Voorbeelden

Van het zuiveringsrendement van natuurlijke moerassen en aangelegde helofytenfilters voor de zuivering van oppervlaktewater is een aantal voorbeelden uit Nederland beschikbaar.

2.4.2.1 Nannewijk

Tabel 2 geeft de verwijderingspercentages van stikstof en fosfaat in het helofytenfilter bij het Nannewijk. Voor een beschrijving van dit filter wordt verwezen naar de voorbeelden (paragraaf 2.6.2.2).

Tabel 2. Verwijderingspercentages van zwevende stof, stikstof en fosfaat in het helofytenfilter bij het Nannewijk (Veeningen, 1996b).

Stof	Zuiveringsrendement (%) in 1995	Zuiveringsrendement (%) in 1996
Zwevende stof	51	> 71
Fosfaat	27	33,5
Totaal-stikstof	53	42

Zwevende stof wordt goed verwijderd. Het verwijderingsrendement is voor fosfaat en stikstof minder dan voor zwevende stof. Na passage door het rietveld liggen de concentraties van beide voedingsstoffen in de buurt van de MTR-waarden.

2.4.2.2 Beuven

Over de periode 1986-1988 was in het voorbezinkingsbekken bij het Beuven de gemiddelde reductie aan anorganisch stikstof en totaal-fosfaat (na correctie voor de afname door verdunning op basis van de verandering in het chloridegehalte) resp. 54 en 84% (Buskens, 1989). De grote reductie in totaal-fosfaat werd veroorzaakt door de bezinking van colloïden.

2.4.2.3 De Meije

Het slotensysteem bij blauwgraslandreservaat De Meije (Meuleman, 1999) verwijdert zeer efficiënt de nutriënten stikstof en fosfor. Meer dan 90% van de jaarlijkse P-belasting en meer dan 80% van de jaarlijkse N-belasting werd via opname door de aquatische vegetatie en het jaarlijks maaien van de vegetatie verwijderd. De N- en P-concentraties aan het einde van het slotensysteem waren veel lager dan de huidige MTR-waarden (V & W, 1999). De concentraties aan macro-ionen werden tijdens de passage door het slotensysteem niet gereduceerd (De Ridder, 1996; Meuleman, 1999). In het geval van een afwijkende macro-ionensamenstelling, kan interne eutrofiëring van het water in dit systeem niet voorkomen worden (Meuleman, 1999). Onder interne eutrofiëring wordt verstaan het vrijkomen van fosfaat vanuit de bodem onder invloed van processen die worden getriggerd door extern, met het oppervlaktewater aangevoerde stoffen, zoals bicarbonaat en sulfaat. Her-mobilisatie van fosfaat kan optreden in helofytenfilters, waarin de bodem met fosfaat verzadigd is geraakt.

2.5 Inrichting en belasting van zuiveringsmoerassen

De dimensionering en inrichting van nieuw aan te leggen zuiveringsmoerassen is erg belangrijk. Aan ontwerp en beheer dient voldoende tijd en geld te worden besteed om teleurstelling achteraf te voorkomen. Ook geld en tijd voor de monitoring van het functioneren van het helofytenfilter dient niet te worden vergeten. Enkele aandachtspunten die bij het ontwerp in beschouwing dienen te worden genomen, worden hierna opgesomd.

2.5.1 Maximale nutriëntenbelasting

In het functioneren van helofytenfilters speelt de nutriëntenbelasting een sleutelrol. Indien de maximale belasting wordt overschreden, zijn verwijdering en efficiency niet optimaal. Tabel 3 geeft de maximale belastingen met N en P voor helofytenfilters ten behoeve van de zuivering van afvalwater en ten behoeve van de zuivering van oppervlaktewater voor de inlaat van dit water in natte, eutrofiëringsevoelige ecosystemen. Bij de zuivering van oppervlaktewater voldoet het water dat het helofytenfilter verlaat, aan de MTR voor oppervlaktewater. Daarnaast dient uitgegaan te worden van een verblijftijd van het instromende water in het helofytenfilter van 10-15 dagen (Grontmij, 1991; Verhoeven & Meuleman, 1999).

Tabel 3. Maximale belasting met N en P ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}$) van helofytenfilters ten behoeve van de zuivering van afvalwater en ten behoeve van de zuivering van oppervlaktewater (bron: Meuleman, 1999). Bij de zuivering van oppervlaktewater voldoet het water dat het helofytenfilter verlaat aan de MTR voor oppervlaktewater.

Doel	N ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}$)	P ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}$)
Zuivering van afvalwater	1000	100
Zuivering van oppervlaktewater	100	10

Met behulp van de maximale belasting, de nutriëntenconcentraties van het inlaatwater en de hydraulische belasting kan het benodigde oppervlak (A) van het helofytenfilter berekend worden volgens onderstaande formule (formule A (Meuleman, 1999)):

$$A = (0.01 \times [\text{Cinfluent}] \times \text{HB}) / \text{MN}$$

waarbij:

- A = benodigde oppervlak van helofytenfilter (ha)
- Cinfluent = nutriëntenconcentratie in het influent ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
- HB = Hydraulische belasting ($\text{m}^3\cdot\text{jaar}^{-1}$)
- MN = Maximale nutriëntenbelasting (uit Tabel 3 : $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$)

Oudere vuistregels gingen uit van een maximale hydraulische belasting van een helofytenfilter van $200\text{-}300 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{dag}^{-1}$ (Ridder, 1996; Duel et al., 1991). De formule was dan als volgt (formule B):

$$A(\text{h}) = Q(\text{in}) / H(\text{max})$$

waarbij:

- A(h) = benodigd oppervlak aan zuiveringsmoeras (ha)
- Q(in) = instromend debiet ($\text{m}^3\cdot\text{dag}^{-1}$)
- H(max) = Maximale hydraulische belasting ($\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{dag}^{-1}$)

Het is echter beter om uit te gaan van een maximale nutriëntenbelasting in plaats van een maximale hydraulische belasting.

2.5.2 Inrichting

De belangrijkste punten bij beheer en inrichting van helofytenfilters zijn:

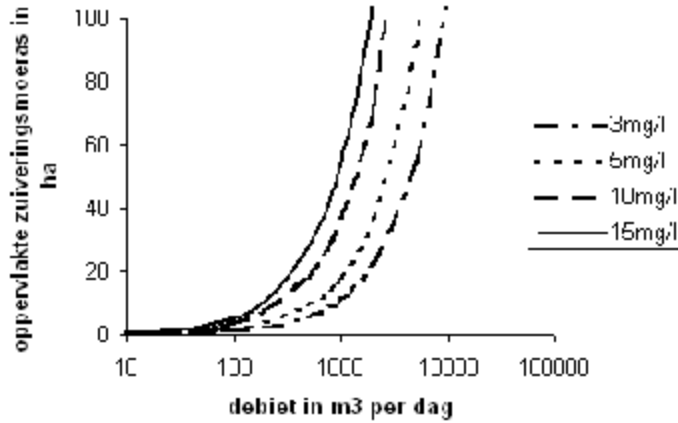
- Compartimentering van zuiveringsmoerassen is aan te bevelen. Compartimenten kunnen dan afwisselend droog worden gelegd en worden geïnundeerd ten behoeve van het stimuleren van de processen nitrificatie en denitrificatie. Door Meuleman wordt een minimale hydrologische cyclus aangegeven van 5 dagen droogstand gevolgd door 2 dagen bevloeiing (Meuleman, 1999). Met een dergelijke cyclus kon in een infiltratieveld jaarlijks 50 tot $100 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ extra verwijderd worden via denitrificatie. Maximaal was dit $250\text{-}300 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$.

- De compartimenten dienen één breedte te hebben om een goede en continue doorstroming te bevorderen en kortsluit-stromen te voorkomen. Wisselende breedtes moet worden vermeden. Om de compartimenten machinaal te kunnen maaien, dienen zij maximaal 12 m breed te zijn. Ten behoeve van het onderhoud dienen de kades ten minste 2.5 m breed te zijn (Grontmij, 1991).
- Eisen die aan de hydrologische omstandigheden worden gesteld, zijn: 1) geen voeding met kwelwater; 2) isolatie van het helofytenfilter ten opzichte van het omringende water.
- De meest geschikte bodem voor een helofytenfilter is klei of zavel. Om eutrofiëring van het grondwater tegen te gaan, dient een afsluitende laag onder het helofytenfilter te worden aangebracht (Grontmij, 1991).
- De keuze van de helofyt is belangrijk. Biezen vragen meer onderhoud dan riet, maar de geldelijke opbrengsten zijn groter (Grontmij, 1991). Riet is toleranter dan mattenbies en bovendien zijn voor een rietbegroeiing de aanlegkosten lager. Een bijkomend voordeel is dat riet sneller een dichte vegetatie vormt. Het voorgaande pleit voor riet in plaats van mattenbies. Met liesgras is relatief weinig ervaring opgedaan.
- Waterdiepte: 0.20-0.40 m (Verhoeven & Meuleman, 1999). Andere auteurs adviseren een andere waterdiepte, namelijk 0.30-0.50 m (Grontmij, 1991).
- Teneinde zoveel mogelijk nutriënten met de vegetatie te verwijderen, maar ook de vitaliteit van het riet op de lange termijn niet aan te tasten, dienen rietvegetaties gemaaid te worden in september en oktober. Eerder maaien geeft een hogere nutriëntenverwijdering, maar vermindert over het algemeen de vitaliteit van de helofyten. Op zware kleigrond vermindert echter de vitaliteit niet bij eerder maaien. Later maaien geeft een lagere nutriëntenverwijdering als gevolg van translocatie van voedingsstoffen vanuit de bovengrondse delen naar de wortelstokken (Meuleman, 1999; Verhoeven & Meuleman, 1999).

2.5.3 Benodigde oppervlakte aan helofytenfilter

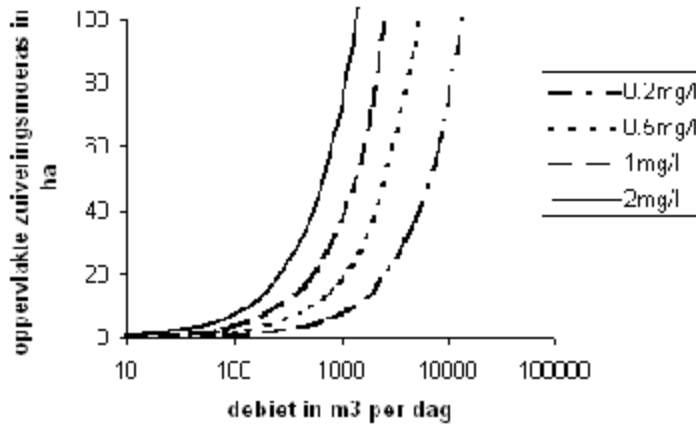
Voor de berekening van het benodigd oppervlak aan helofytenfilter dient formule A als basis. Deze berekening (formule A) is gebaseerd op nutriëntenvrachten, hetgeen beter is dan een berekening op basis van de hydraulische belasting (formule B). Formule A (Meuleman, 1999) gaat uit van een maximale belasting van het helofytenfilter van stikstof en fosfaat, waarbij nog aan de randvoorwaarde wordt voldaan dat het uitstromende water voldoet aan de MTR norm voor oppervlaktewater. Op basis van formule A neemt het benodigde oppervlak aan helofytenfilter sterk toe met de toename van het debiet. Deze toename is des te groter naarmate de fosfaat- en stikstofgehalten in het instromend oppervlaktewater (influent) ook toenemen. Bij hoge debieten (groter dan 100 m³ per dag) gaan de gehalten aan fosfor en stikstof een belangrijke rol spelen. Voor debieten groter dan 1000 m³ per dag en gehalten in het oppervlaktewater boven 0.2 mg.l⁻¹ P en 3 mg.l⁻¹ N zijn de benodigde oppervlakten zuiveringsmoeras zeer groot. Bij lage debieten, rond de 100 m³ per dag, spelen verschillen in nutriëntenconcentraties een veel minder grote rol.

Figuur 1 toont de relatie tussen het debiet en het aantal ha zuiveringsmoeras dat nodig is om minimaal de MTR-norm voor het oppervlaktewater te halen bij verschillende gehalten aan stikstof in het instromend oppervlaktewater (bron: Klok et al., 2002).



Figuur 1. Benodigde oppervlakte zuiveringsmoeras (ha) om effluent tot op de MTR-norm voor oppervlaktewater te zuiveren bij een gegeven debiet (logaritmische schaal in $m^3 \text{ dag}^{-1}$) en vier stikstof-concentraties in instromend ongezuiverd water ($mg \text{ N.l}^{-1}$). Relaties zijn gebaseerd op de formule van Meuleman (1999).

Figuur 2 toont de relatie tussen het debiet en het aantal ha zuiveringsmoeras dat nodig is om minimaal de MTR-norm voor oppervlaktewater te halen bij verschillende gehalten aan fosfor in het instromend oppervlaktewater (bron: Klok et al., 2002).



Figuur 2. Benodigde oppervlakte zuiveringsmoeras (ha) om effluent tot op de MTR-norm voor oppervlaktewater te zuiveren bij een gegeven debiet (logaritmische schaal in $m^3 \text{ dag}^{-1}$) en vier fosfor-concentraties in instromend ongezuiverd water ($mg \text{ P.l}^{-1}$). Relaties zijn gebaseerd op de formule van Meuleman (1999).

2.6 Voorbeeldprojecten in Nederland

2.6.1 Zuivering van afvalwater (puntlozingen)

Er zijn in Nederland vele voorbeelden bekend van kleinschalige helofytenfilters bij boerderijen ten behoeve van de zuivering van afvalwater (grijs water, huishoudelijk afvalwater, spoelwater van de melkmachine op melkveebedrijven), zogenaamde IBA-systemen (Individuele Behandeling Afvalwater). Helofytenfilters vormen in dit opzicht een goedkoper alternatief voor aansluiting op het rioleringsstelsel. Er zijn in Nederland verschillende bedrijven actief, gericht op de aanleg van IBA-systemen.

Er zijn ook voorbeelden bekend van de inzet van helofytenfilters bij de zuivering van rioolwater of bij de zuivering van het effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties. Er is minstens één voorbeeld bekend van een helofytenfilter dat rioolwater ontvangt van een recreatiepark (Lauwersoog, zie Meuleman (1999)). Op Texel is de toepassing van een helofyten- en waterplantenfilter onderzocht bij de zuivering van het effluent van een RWZI (Schreijer et al., 2000). Deze nabehandeling van een RWZI met behulp van een moerassysteem heeft reeds een voorbeeldfunctie vervuld voor de RWZI Land van Cuyk, van Waterschap de Maaskant (Schreijer et al., 2000). In Houten worden al sinds jaren biezenvelden gebruikt voor de zuivering van overstortwater uit het rioleringsstelsel. Dit voorbeeld heeft navolging gekregen in Zuidlaren.

Het voorgaande geeft aan dat helofytenfilters kunnen worden ingezet voor de zuivering van afvalwater bij relatief kleine lozingen, bij de nabehandeling van effluënten van zuiveringsinstallaties en bij de zuivering van overstortwater. Als vervanging van grote RWZI's zijn ze niet toepasbaar (Duel e.a., 1991; Gleichman-Verheijen e.a., 1992; de Ridder, 1996).

2.6.2 Zuivering van oppervlaktewater

De volgende praktijkvoorbeelden betreffen de toepassing van zuiveringsmoerassen voor de zuivering van door de landbouw geëutrofeerd oppervlaktewater, alvorens dit water wordt ingelaten in natuurreservaten of in aquatische ecosystemen waarin maatregelen ten behoeve van herstel zijn uitgevoerd.

2.6.2.1 Beuven

In de winter van 1985/1986 is uit het Beuven op de Strabrechtse Heide de sliblaag en de rietkraag verwijderd. De Peelrijt die eerst rechtstreeks in het ven uitkwam, werd omgeleid. Om te voorkomen dat het ven na isolatie en verwijdering zou gaan verzuren als gevolg van de atmosferische depositie, werd een inlaatmogelijkheid voor gebufferd en gezuiverd beekwater gecreëerd. Deze inlaat dient alleen ter buffering van het ven en is dus een kwalitatieve maatregel. Na drie weken bezinking in een afgescheiden gedeelte van het ven dat op natuurlijke wijze begroeid is geraakt met waterplanten en helofyten, is het water qua voedingsstoffen geschikt om in te laten in

het Beuven (Tabel 2). Het water is dan voedselarm maar bevat nog wel voldoende bufferstoffen om het Beuven van buffering te voorzien. Voorbezinking in het afgescheiden vengedeelte functioneert goed. Er zijn echter een aantal knelpunten in het functioneren van dit voorzuiverings- en inlaatsysteem. Deze knelpunten liggen met name op het vlak van de waterkwaliteit en -kwantiteit van de beek die het inlaatwater aanvoert, de Peelrijt, en de wijze waarop de inlaat van water is geregeld.

2.6.2.2 Nannewijd

Het Nannewijd is een uitgeveende plas waar in het kader van Regiwa herstelmaatregelen zijn uitgevoerd. De maatregelen beogen een herstel van het aquatisch ecosysteem en een verbetering van de kwaliteit van de plas als recreatieplas. Ze omvatten onder meer verwijderen van de sliblaag uit de plas, omleiden van de sloot die inlaatwater aanvoerde (hydrologische isolatie) en inlaat van door de landbouw beïnvloed oppervlaktewater na zuivering in een helofytenfilter. Het helofytenfilter is een kunstmatig aangelegd rietmoeras met een totale oppervlakte van 23 ha (netto oppervlakte van 18 ha), een dichtheid van 3 rietplanten.m² en een waterniveau van 30 cm. De totale kosten bedroegen 0.64 miljoen euro (grondverzet, civiele werken en rietstekken (Veenings, 1996a)). In het algemeen blijkt het rietveld goed te zuiveren (zie paragraaf 2.4.2.1).

2.6.2.3 De Meije

In het natuurreservaat De Meije is een slotensysteem aangelegd om de kwaliteit van gebiedsvreemd oppervlaktewater te verbeteren, vóórdat dit water in het blauwgraslandreservaat De Meije wordt ingelaten ter bestrijding van de verdroging van het reservaat (Meuleman, 1999). Het systeem bestaat uit sloten gedomineerd door drijvende en ondergedoken waterplanten, waarbij deze ook worden geoogst en afgevoerd. Het eerste deel van het slotensysteem wordt vooral door kroos gedomineerd. Verderop in het slotensysteem gaan juist de ondergedoken waterplanten overheersen. Vooral in het tweede deel van het systeem met ondergedoken waterplanten zoals bronmos en punkroos, vindt een sterke afname van de fosfaatconcentratie plaats, dit in tegenstelling tot het kroosgedeelte. Het slotensysteem blijkt als geheel zeer efficiënt stikstof en fosfaat te verwijderen, mede als gevolg van de verwijdering van de drijvende en ondergedoken vegetatie.

2.7 Mogelijkheden voor toepassing van helofytenfilters

2.7.1 Zuivering van afvalwater (puntlozingen)

Een aantal van dergelijke toepassingen van helofytenfilters zijn:
(zie o.a. Verhoeven & Meuleman, 1999)

1. Kleinschalige helofytenfilters bij boerderijen of veraf gelegen locaties als alternatief voor aansluiting op het rioleringsstelsel;
2. Kleinschalige helofytenfilters bij boerderijen voor de zuivering van grijs water (bijvoorbeeld spoelwater uit melkstallen);
3. Zuivering van rioolwater van recreatieparken in veraf gelegen gebieden;
4. Zuivering van het effluent van rioolwaterzuiveringen die lozen op relatief kleine beken of oppervlaktewatersystemen.

2.7.2 Zuivering van oppervlaktewater

Dit betreft zuivering van door de landbouw geëutrofeerd oppervlaktewater, alvorens dit water wordt ingelaten in natuurreservaten of in aquatische ecosystemen, waarin maatregelen ten behoeve van herstel zijn uitgevoerd.

Zuivering van oppervlaktewater kan plaats vinden in daarvoor aangelegde zuiveringsmoerassen of door water aan te voeren via een lange aanvoerweg, bijvoorbeeld via natuurlijke rietmoerassen of slootsystemen die niet of weinig vanuit de landbouw worden belast. Bij de aanleg van zuiveringsmoerassen dient rekening te worden gehouden met de grote oppervlakten aan grond die nodig zijn en de hoge kosten die dit met zich mee brengt. Multifunctioneel gebruik van vrijkomende landbouwgrond zou kansen kunnen bieden om dergelijke moerassen aan te leggen. Zuiveringsmoerassen bieden bijvoorbeeld mogelijkheden om functies zoals waterzuivering, natuur en recreatie te combineren (De Ridder, 1996) en daarnaast ook de functie van waterberging daarin in te passen. Vanuit dit oogpunt kunnen zij een belangrijke rol vervullen in het landelijk gebied.

2.8 Literatuur helofytenfilters

Buskens, R.F.M., 1989. Beuven: herstel van een ecosysteem. Vakgroep Aquatische Ecologie en Biogeologie, K.U. Nijmegen. In opdracht van Min. LNV. 135 pp. + Bijlagen.

Duel, H., R. During & R.H.G. Jongman, 1991. De mogelijkheden voor toepassing van helofytenfilters in Nederland. INRO-TNO / LUW.

Gleichman-Verheijen, E.C., W.H.van der Putten & L. van Liere, 1992. Afvalwaterzuivering met helofytenfilters, een haalbaarheidsstudie. H2O 25(3): 56-60.

Grontmij, 1991. Helofytenfilter Noorddijk. Notitie. In opdracht van de gemeente Groningen. 15 pp. + Bijlagen.

Klok, T.C., P.F.A.M. Romkes, H.S.D. Naeff, G.H.P. Arts, J. Runhaar, C.A. van Diepen & I.G.A.M. Noij, 2002. Gebiedsgerichte milieumaatregelen voor waterkwaliteit en natuur in Noord-Brabant. Alterra rapport, in prep.

- Meuleman, A.F.M., 1999. Performance of treatment wetlands. De zuiveringsfunctie van moerassen. (met een samenvatting in het Nederlands). Thesis, Universiteit Utrecht. 113 pp.
- Ridder, R.P. de, 1996. Helofytenfilters. Integratie van oppervlaktewaterzuivering, natuur en andere functies in moerassen. Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden. LBL-Mededeeling 206. Utrecht. 47 pp. + bijlagen.
- Schreijer, M., R. Kampf, J.T.A. Verhoeven & S. Toet, 2000. Nabehandeling van RWZI-effluent tot bruikbaar oppervlaktewater in een moerassysteem. Resultaten van een 4-jarig demonstratieproject op praktijkschaal op rwzi Everstekooog, Texel. 1995-1998.
- Sundblad, K. & Wittgren, H.-B., 1989. *Glyceria maxima* for wastewater nutrient removal and forage production. *Biological Wastes* 27: 29-42.
- Veeningen, R., 1996a. Korte beschrijving van het REGIWZ-project Nanneveld. Interne notitie Waterschap Friesland. 5 pp.
- Veeningen, R., 1996b. Regiwa-project Nanneveld: gegevens over waterkwaliteit. Interne notitie Waterschap Friesland. 2 pp.
- Verhoeven, J.T.A. & A.F.M. Meuleman, 1999. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering* 12: 5-12.
- V & W, 1999. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Vierde Nota Waterhuishouding, regeringsbeslissing. SDU, Den Haag.

3 Effectiviteit van vegetatieverwijdering en baggeren

Jennie W.H. van der Kolk

3.1 Inleiding

De kwaliteit van het oppervlaktewater wordt in hoge mate bepaald door de nutriëntenbelasting. De vraag is of er een verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater optreedt door alleen de nutriëntenbelasting te verlagen, of dat ook aanvullende beheersmaatregelen nodig zijn. Deze notitie behandelt de invloed van het onderhoud van watergangen (met name vegetatieverwijdering en baggeren) op de nutriëntenbelasting en de kwaliteit van het oppervlaktewater, en de omstandigheden die de effectiviteit van de beheersmaatregelen bepalen. Deze notitie gaat eerst in op de methoden van onderhoud van watergangen. Vervolgens worden de effecten van dit onderhoud besproken. Een aantal studies naar het effect van beheersmaatregelen worden behandeld en tenslotte mogelijk bruikbare beheersmaatregelen in Noord-Brabant.

3.2 Typen watergangen in relatie met onderhoud

De hoeveelheid en het soort vegetatie en bagger in watergangen heeft te maken met het type watergang en de nutriëntenrijkdom. Zonder hier een classificatie in aan te brengen, is het zinvol om onderscheid te maken naar breedte en diepte van de watergang, frequentie en duur van droogvallen, stroomsnelheid, bijdrage van aanvoer van gebiedsvreemd water, zuurstofhuishouding in het water en bodemtype (zand, klei of veen). Verschillen in biomassaontwikkeling, vegetatiesamenstelling en baggerophoping zijn vaak te herleiden tot deze factoren. Ook de mogelijkheden om via onderhoud, al dan niet in combinatie met andere maatregelen, de kwaliteit van het oppervlaktewater te beïnvloeden, hangen hiermee samen.

In stromend water, bijvoorbeeld, dringt zuurstof veel dieper in de waterkolom door. Dit wordt veroorzaakt door turbulentie. Daardoor is het zuurstofgehalte nabij de bodem hoger en vindt minder baggervorming plaats: dood organisch materiaal breekt sneller af. Vanwege de turbulentie kunnen ook nutriënten en koolstofdioxide beter naar de planten worden aangevoerd. De planten hebben dan te maken met een hogere beschikbaarheid bij dezelfde concentratie. Daardoor kunnen waterplanten sneller groeien in stromend water. Dit is ook de reden dat er specifieke stromendwaterplanten bestaan. Deze zijn niet in staat in neutraal tot basisch water voldoende CO₂ op te nemen.

Een andere factor met invloed op nutriëntenbelasting en vegetatieontwikkeling is de aanvoer van gebiedsvreemd water. In Oost-Brabant betreft dit de wateraanvoer uit

de Maas. Maaswater wordt in diverse bovenlopen van de Aa ingelaten en voedt dus ook de Aa zelf. De Dommel ontvangt aanvoerwater afkomstig uit het Albertkanaal. Aanvoerwater uit de Maas bevat veel sulfaat, kalk en mineralen (hard). Dit verstoort de normale mineralenhuishouding en kan leiden tot een proces van interne eutrofiëring. Sulfaat is bovendien giftig voor een aantal soorten planten.

Tenslotte is het zinvol om onderscheid te maken tussen watervoerende en droogvallende waterlopen. De laatste groep kent een veel sterkere biomassaontwikkeling, maar weer minder baggergroei. Dit wordt veroorzaakt door de aerobe condities tijdens de droogval (Pot, 2001).

3.3 Technieken van onderhoud

We bespreken hier de technieken om vegetatie en bagger uit de sloot te verwijderen. Daarnaast is heel belangrijk of het verwijderde materiaal wordt afgevoerd naar elders, of naast de watergang op de kant wordt gezet, en of de sloot over de volle breedte wordt geschoond of voor de helft. Tenslotte zijn het tijdstip en de frequentie van het schonen belangrijk.

3.3.1 Methoden van vegetatieverwijdering

Vegetatieverwijdering kan uitgevoerd worden langs mechanische (met de hand of machinaal), biologische of chemische weg. We beperken ons hier tot mechanisch machinale en biologische methoden, voor zover relevant voor Noord-Brabant. Voor een breder overzicht van onderhoudstechnieken is het CUR handboek Natuurvriendelijke oevers, algemene deel (CUR boek nr. 200), bijlage 5, een goede bron.

Vegetatieverwijderingstechnieken hebben in hun werking twee aspecten die aandacht vereisen:

1. bevorderen van de doorstroming;
2. verwijderen van het 'vuil' (levende en dode biomassa, zwerfvuil).

Hier volgen een aantal vegetatieverwijderingstechnieken:

- De *maaikorf* wordt het meest gebruikt als onderhoudsmachine. Dit is een techniek om het grove vuil te verwijderen; waterplanten en zwerfvuil worden uit de watergang gehaald, maar het fijnere slib blijft achter. Men zou kunnen denken dat je met een maaikorf ook de bovenste laag bagger kunt verwijderen, maar dat lijkt maar zo, omdat het zwart is en het verwijderde materiaal er zo vies uit doet zien. Verhoudingsgewijs komt er weinig bagger mee.
- De *veegboot* veegt waterplanten los met een passief mes of met een aangedreven mes (flexi-bodemmaaier, twee in een rechte hoek aan elkaar gemonteerde maaibalken (samen v-vormig dus) die hydraulisch worden aangedreven en over de bodem worden gesleept achter de boot). Het is een methode die alleen maar de doorstroming van het water tot doel heeft. Ze beschadigen de planten maar verwijderen niets. De planten drijven weliswaar af naar een plek waar ze worden

opgevangen en verwijderd, maar dat betreft slechts een (soms gering) deel van het totaal (met name beperkte afvoer van stikstof en fosfor).

- De *flexi-bodemmaaier* kan ook gemonteerd zijn aan een hydraulische arm van een tractor.
- *Klepelmaaiers* worden veel toegepast om taluds te ontdoen van vegetatie. Het materiaal wordt kortgeslagen en kan niet worden verwijderd.
- *Vijzelen* van het werkpad wordt wel vrij veel gedaan om het opgebrachte maaisel 'te verwerken', maar het bevordert het terugspoelen van de nutriënten via de ondiepe bodem naar de watergang.
- *Graskarpers* kunnen worden uitgezet met het doel de doorgang te bevorderen, maar er wordt niets verwijderd. Voorbeelden van graskarpergebruik in Noord-Brabant zijn ons niet bekend.

3.3.2 Methoden van baggeren

Baggeren kan zowel vanaf het land als vanaf het water uitgevoerd worden. De bredere watergangen moeten vanaf het water worden gebaggerd en dan kan er ook met drijvende verzamelbakken worden gewerkt. Bij werken vanaf het land moet de bagger worden verwerkt of opgeslagen op het aanliggende land. De technieken die hiervoor beschikbaar zijn, zijn graafbaggeren of zuigpompen. Zuigpompen worden tegenwoordig ook vanaf het land toegepast, vooral in veenweidegebieden en op de kleigebieden van Zuid-Holland, mogelijk ook in noordwest-Brabant. Zuigen heeft twee voordelen: je zuigt vooral de dunne bagger op en beschadigt het vaste profiel niet (bij graafbakken wordt op den duur de watergang almaar dieper) en je kunt de bagger met een wijde boog over het land spuiten. Hiermee wordt dus de fosfaat die aan het vaste profiel is geadsorbeerd, niet verwijderd uit het systeem.

Het verspreiden van bagger over het land is in bepaalde delen van zuidoost Brabant vooralsnog uitgesloten wegens de verontreiniging van vele watergangen met cadmium en zink. De zinkverontreiniging is afkomstig van de chemische industrie, en de cadmium is verspreid via het gebruik van slakken om zandwegen te verharderen.

3.4 Effecten van onderhoud

Onderhoud van een watergang (o.a. verwijderen van waterplanten en/of bagger) is een ingreep die effect heeft op de nutriëntenbalans, maar ook op de groei van waterplanten zelf. Op het eerste gezicht zijn de effecten met elkaar in strijd: door het verwijderen worden met de waterplanten nutriënten afgevoerd, maar de aanwezige planten nemen nutriënten op en kunnen hiermee voor helder water zorgen. De effectiviteit hangt af van de mate van hergroei.

De keuze voor een bepaalde onderhoudstechniek maakt verschil voor de waterkwaliteit in de watergang. Als het vegetatieverwijdering in een verwaarloosde sloot met een dikke baggerlaag betreft, dan is de bodemopwerveling aanzienlijk wanneer er met een veegboot wordt geschoond. Een maaikorf is juist in ondiepe

sloten op zandgronden veel desastreuzer. Juist doordat de maaikorf alles weghaalt, treedt er een ernstige verstoring van het ecosysteem op. Bij langzaamstromende wateren kun je daardoor een sterke liesgrasontwikkeling krijgen. Het volledig en drastisch schonen bevordert trouwens ook vaak het droogvallen van zulke sloten. Dit resulteert in totale vissterfte.

3.4.1 Effecten van het verwijderen van waterplanten

3.4.1.1 Effecten op de nutriëntenbalans

Waterplanten nemen nutriënten op tijdens de groei. Wanneer deze waterplanten worden verwijderd, worden ook nutriënten uit het aquatische systeem afgevoerd. De hoeveelheid nutriënten die worden verwijderd, kan gekwantificeerd worden aan de hand van biomassa-cijfers. Ondergedoken waterplanten zoals smalle waterpest kunnen per jaar tot 200 g droge stof m⁻² opbouwen, helofyten veel meer, en liesgras en riet tot wel 3 kg.m⁻². De N- en P-gehalten in de biomassa zijn respectievelijk 1-3% en 0.2 – 0.8% .

In (min of meer) stilstaand water kan de vegetatie er voor zorgen dat zich een wezenlijke verbetering in de waterkwaliteit voordoet. Dit geldt voor 'boerensloten' die in de zomer helder water bevatten. Er is echter meer aan de hand dan alleen nutriëntenuitputting: in stilstaand water met waterplanten is geen opwerveling van slibdeeltjes. Ook komen er geen grote vissen in voor die voedsel zoeken door de bodem om te woelen zoals karpers en brasems.

In systemen waar nutriënten van elders worden aangevoerd, kan de hoeveelheid nutriënten die door de vegetatie wordt opgenomen, gering zijn in verhouding tot de overige nutriëntenstromen. Het effect van de gewasopname op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater is dan beperkt. Vooral in stromende wateren moet rekening worden gehouden met een permanente aanvoer van nieuwe nutriënten.

In stromend water is er een voordurende aanvoer van vers water en dat kan zoveel nutriënten bevatten dat het water niet helder wordt. In een sloot van voldoende lengte kan het echter ook gebeuren dat de nutriëntenopname de aanvoer overtreft. Dan wordt na een zekere afstand toch een nutriëntenarme situatie bereikt met waarschijnlijk helder water. Of zo'n situatie bereikt wordt of niet hangt af van de verblijftijd van het water in de sloot.

Er is ook een directe wisselwerking tussen de nutriënten-rijkdom van het water en de samenstelling van de vegetatie. De vegetatieverwijderingsmethode kan op beiden invloed hebben. Pot (2001) heeft waargenomen dat in de Keersop (bij Valkenswaard) waar al vanaf 1989 slechts de helft (wisselende kant) van de beekbreedte wordt geschoond, het water in deze helft helder blijft en slechts traag herbegroeid raakt. Het water is redelijk belast en werd na volledige schoning altijd langere tijd troebel, en er was zeer snelle hergroei van bepaalde waterplanten over de volle breedte.

Kennelijk werkt ook hier de nutriëntenabsorptie door waterplanten, ondanks de redelijk grote stroomsnelheid.

3.4.1.2 Effecten op de waterplantensamenstelling

Als er vaker wordt geschoond, zie je een verschuiving in de waterplantensamenstelling. Vaker maaien bevordert de groei van snel groeiende waterplanten, wat weer vaker maaien tot gevolg zal hebben. Ook te vroeg maaien kan tot gevolg hebben dat snelgroeiende soorten zoals waterpest, worden gestimuleerd. Maaien in de zomer benadeelt wortelende waterplanten. Hierdoor zullen soorten als wateranonkel en fonteinkruid verdwijnen (Verdonschot, 1995).

3.4.1.3 Effecten op de macrofaunasamenstelling

De frequentie van schonen heeft ook invloed op de macrofauna-samenstelling. Als er één keer per jaar wordt geschoond dan vindt dit meestal plaats in september/oktober. De temperatuur is dan al wat lager en er zit meer zuurstof in het water. Als er een extra schoning plaatsvindt, dan gebeurt dit vaak in juni/juli. Er ontstaat dan vaak zuurstofloosheid in het systeem, wat fataal is voor een groot aantal macrofaunasoorten.

3.4.1.4 Effecten op de zuurstofhuishouding en nitraatafbraak

Helofyten die langs de oever groeien, kunnen er zorg voor dragen dat zuurstof uit de atmosfeer via de plant naar de waterbodem wordt getransporteerd. Hierdoor ontstaan er naast elkaar anaërobe en aërobe condities in de waterbodem. Nitrificatie en denitrificatie kunnen dan naast elkaar optreden. Hierdoor wordt de stikstof uit de waterbodem verwijderd (Brix, 1993). Over het algemeen is de verwijdering van stikstof via nitrificatie-denitrificatie processen veel groter dan via de afvoer van plantenbiomassa. Door Meuleman (1999) werden er in sloten echter hoge verwijderingspercentages gevonden van stikstof en fosfaat. Daarbij ging het om de opname van nutriënten door ondergedoken waterplanten (zie zuiveringsrendementen van helofytenfilters (paragraaf 2.4)).

3.4.2 Effecten van baggeren

Het effect van baggeren is afhankelijk van de baggerdiepte en de hoeveelheid bagger. Het baggeren resulteert in een verwijdering van nutriënten. De ingreep zelf is een forse verstoring die kan leiden tot tijdelijke zuurstofloosheid in het water. Het effect van het incidenteel extra diep baggeren zal in de zandgebieden waarschijnlijk niet zo duidelijk zijn als in veenweidegebieden, omdat de zandbodem minder rijk is maar ook omdat de baggerlaag in zandgebieden minder dik is vanwege de hogere stroomsnelheden. In stromend water wordt er minder bagger gevormd, omdat hierin

dood organisch materiaal beter wordt afgebroken. De oorzaak hiervoor is de betere zuurstofvoorziening bij de bodem vanwege de stroming.

Stilstaand water in zandgebieden is niet zo relevant in relatie met baggermethoden. Sloten met stilstaand water vallen hier in de zomer meestal droog, waardoor de eventuele bagger verteert. Sloten die niet droogvallen, komen voor in de laagveengebieden en de kwelgebieden. Vaak liggen ze buiten het eigenlijke zandgebied. Stilstaand water komt wel voor achter stuwen. In de praktijk zie je dan vaak dat hier zuurstofloosheid optreedt en dat er soms zelfs kroos tot ontwikkeling komt. Hier komen stoffen makkelijk tot bezinking en zal het effect van baggeren groter zijn dan in de stromend water- gedeelten.

3.4.3 Effect van het op de kant zetten van verwijderde bagger en vegetatie

Wanneer bagger of vegetatie op de kant wordt gezet, zullen nutriënten vrijkomen als gevolg van afbraakprocessen. Deze nutriënten kunnen dan uit- of afspoelen naar het oppervlaktewater. Afhankelijk van de verblijftijd kan een deel van de nutriënten worden vastgelegd in de bodem (fosfaat) of in gasvorm verloren gaan (denitrificatie van nitraat). De mate waarin dit plaats vindt, is afhankelijk van de grondsoort, het neerslagoverschot, de plaats waar de bagger is neergezet ten opzichte van het talud, de waterspiegel en de waterafstotendheid van de grond. Bij uitspoelingsgevoelige zandgronden zou de bijdrage van de op de kant gezette bagger aan de nutriëntenuit- en afspoeling wel eens groot kunnen zijn. Echter, hierover is weinig in de literatuur te vinden.

3.4.4 Effecten van droogvallen van waterlopen op stikstofverwijdering

In een slootbodem die onder water ligt, zal de nitrificatie van gemineraliseerde stikstof zeer gering zijn vanwege het lage zuurstofgehalte, en stoppen wanneer de waterbodem zuurstofloos (anaeroob) wordt. Wel kan zuurstof via diffusie de bodem nog bereiken, maar dit gaat heel langzaam. Wanneer een sloot droog valt, zullen de mineralisatie- en nitrificatie-processen sneller verlopen en zal de nitraat-concentratie stijgen. Wanneer het waterpeil in de sloot weer stijgt, treedt er denitrificatie op (omzetting van nitraat in stikstof-gas) en de stikstof gaat zo verloren. De afwisseling van droge en natte omstandigheden bevordert dus de verwijdering van stikstof.

3.4.5 Effecten van combinaties van maatregelen

Scheffer (1998) beschrijft in zijn boek de combinatie van ingrepen en het nutriëntengehalte in het oppervlaktewater. Uit zijn analyse blijkt dat bij een geringe verlaging van het nutriëntengehalte, er weinig effect zal zijn op het ecologisch systeem. Alleen een drastische vermindering van het nutriëntengehalte zal tot een duidelijke systeem-verbetering leiden. Ingrepen in het systeem kunnen wel leiden tot een verbetering, wanneer deze in combinatie met een verlaging van de nutriënten-

belasting plaatsvindt. Het is echter moeilijk om op voorhand te voorspellen wat het effect van de ingreep zal zijn. Scheffer baseert zijn analyse op bevindingen in meren en plassen, dus in stilstaande, min of meer gesloten systemen. Beken en sloten hebben met een veel hogere aan- en afvoer te maken en met een significant hogere nutriëntenbelasting. Men mag aannemen dat zijn analyses ook van toepassing zijn op kleinere, meer dynamische systemen, maar het is niet duidelijk wanneer er een overgang zal plaats vinden.

3.5 Onderzoek en praktijkervaring met combinaties van maatregelen

Een aantal studies zijn inmiddels uitgevoerd om het effect van beheersmaatregelen te onderzoeken en een aantal maatregelen zijn in de praktijk toegepast. Deze zijn uitgevoerd in Laag-Nederland. Daarnaast voert Alterra experimenten uit in mesocosms (in bakken).

3.5.1 Veenweidegebied Bergambacht

Een modelstudie is in 1995 uitgevoerd naar het effect van verschillende maatregelen op de chemische oppervlaktewaterkwaliteit in het veenweidegebied Bergambacht (Hendriks et al., 1995). Uit deze studie blijkt dat het verwijderen van kroos leidt tot een verlaging van de zomerhalfjaar-gemiddelde nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. Het extra diep uitbaggeren van de waterbodem zal volgens de modelstudie resulteren in een afname van de concentratie aan fosforverbindingen in het zomerhalfjaar. Een combinatie van maatregelen blijkt het beste effect te hebben op de nutriëntenconcentratie in het oppervlaktewater.

Naar aanleiding van deze modelstudie zijn in het veenweidegebied Bergambacht een groot aantal maatregelen genomen: 1) het verminderen van de mestgift; 2) het extra diep uitbaggeren van de waterbodem; en 3) het regelmatig verwijderen van de krooslaag. De verwachting was dat vanwege deze maatregelen de concentraties omlaag zouden gaan. In de praktijk gebeurde er iets anders. De gemeten stikstof- en fosfor-concentraties in het oppervlaktewater zijn vrijwel gelijk gebleven, maar de samenstelling van de waterplanten is duidelijk verbeterd (Nieuwsbrief Bergambacht, 2000).

3.5.2 Polder en veengebied in Noord-Holland

Proeven op praktijkschaal in de polder Wormer, Jisp en Nek in de periode 1990-1999 (Hoogheemraadschap USHN, 2000) laten zien dat baggeren in combinatie met visstandsbeheer, effect heeft. De resultaten zijn helderder water, een vermindering van de hoeveelheid algen en blauwalgen, en een bevordering van de groei van waterplanten. Daarbij zijn de fosfor- en stikstofgehalten in de proefvakken niet of nauwelijks afgenomen; de waterkwaliteitsnormen worden nog vele malen overschreden. Wel blijkt uit de proef dat de resultaten per vak verschillen. De auteurs

concluderen dat inrichtingsmaatregelen een bijdrage kunnen leveren aan de verbetering van de ecologische kwaliteit van de sloten, ondanks het feit dat de stikstof- en fosfor-concentraties in het oppervlaktewater weinig zijn veranderd.

3.5.3 Blauwgraslandreservaat De Meije

Het slotensysteem in het blauwgraslandreservaat De Meije (Meuleman, 1999) verwijdert zeer efficiënt de nutriënten stikstof en fosfor. Meer dan 90% van de jaarlijkse P-belasting en meer dan 80% van de jaarlijkse N-belasting werd via opname door de aquatische vegetatie en het jaarlijks maaien van de vegetatie verwijderd. De stikstof- en fosfor-concentraties aan het einde van het slotensysteem waren veel lager dan de MTR-normen (V & W, 1999).

3.5.4 Mesocosm-experiment van Alterra

In 1999 is een experiment gestart in mesocosms (Arts et al., 2000) om het effect van een combinatie van verschillende fosforbelastingen en verschillende beheersmaatregelen te onderzoeken. De beheersmaatregelen zijn 1) het verwijderen van alleen kroos en 2) het verwijderen van zowel kroos als de baggerlaag. Na een aantal maanden werden de systemen waar niets was gebeurd (geen beheersmaatregelen), nog steeds door kroos gedomineerd. In de lager belaste systemen was de vitaliteit van het kroos duidelijk minder dan in de hoogst belaste systemen. In het volgende groeiseizoen konden in deze systemen de ondergedoken waterplanten tot ontwikkeling komen. De systemen waar zowel kroos als de baggerlaag waren verwijderd werden helder, waarbij in een aantal systemen draadalg tot ontwikkeling kwamen. In de systemen waar alleen kroos was verwijderd, kwamen waterplanten tot ontwikkeling.

3.6 Overwegingen bij keuze van beheersmaatregelen

Zowel door beheersmaatregelen als door de belasting met nutriënten vanuit het omliggende landbouwgebied kan de samenstelling van de waterplantengemeenschap in de waterlopen veranderen. Vaak schonen en een te hoge belasting van nutriënten kan leiden tot systemen waarin snel-groeiende soorten, zoals waterpest of kroos, domineren. Door te schonen in de zomerperiode, wanneer de biomassa het hoogst is, worden de meeste nutriënten uit het systeem verwijderd. Belangrijk is om in dit geval wel een deel van de vegetatie te laten staan. Het maaien van een deel van de vegetatie (bijvoorbeeld aan één zijde van de oever of pleksgewijs) heeft de voorkeur, omdat daardoor niet alle waterplanten worden verwijderd en er een stabielere aquatisch systeem ontstaat (Verdonschot, 1995). Ook kan er voor worden gekozen om in september/oktober te schonen, waardoor anaerobe condities in het aquatisch systeem (bij schonen tijdens de zomer) worden voorkomen.

Baggeren dat tot doel heeft om nutriënten uit het systeem te verwijderen, zal meer zin hebben in geval van langzaam stromende of stilstaande wateren dan in stromende wateren, omdat er in het eerste geval meer bagger ontstaat. Dit kan verklaard worden uit de langzame organische stof-afbraak in stilstaande wateren vanwege de slechte zuurstofvoorziening in het systeem. Er blijkt weinig bekend te zijn over het effect van het tijdstip van baggeren op de kwaliteit van het water.

In een eutroof systeem dat wordt gedomineerd door snelgroeiende waterplanten zoals bijv. kroos, kan het evenwicht van dit ecosysteem verschuiven als gevolg van een grote verlaging van de nutriëntenbelasting. Een combinatie van een verlaging van de nutriëntenbelasting met het systematisch verwijderen van waterplanten en/of het extra diep uitbaggeren van de waterbodem kan dit proces versnellen, zoals blijkt uit mesocosm- en praktijkonderzoek. Door het verwijderen van een deel van de waterplanten kan er opnieuw ruimte ontstaan voor minder snel groeiende planten zoals fonteinkruiden en vederkruid-achtigen.

3.7 Literatuur baggeren en vegetatieverwijdering

Anonymus, 2001. Jaarverslag 2000. Projectgroep 'Samen naar schoon water in Peilgebied Bergambacht'.

Arts, G.H.P., Belgers, J.D.M. & van der Kolk, J.W.H., 2001. Eutrofiëringonderzoek in mesocosms. Voortgangsrapportage 2000. Wageningen, Alterra, Intern Rapport.

Brix, H., 1993. Macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands: Transport mechanisms and rates. In : Moshiri, G.A.(ed) Constructed wetlands for water quality improvement. Lewis publ., London, Tokyo.

CUR, CUR handboek Natuurvriendelijke oevers, algemene deel (CUR boek nr. 200).

Hendriks, R.F.A., van der Kolk, J.W.H. & Oosterom, H.P. 1994. Effecten van beheersmaatregelen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht. Een modelstudie. Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 272.

Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, 2000. Effecten van baggeren en visstandsbeheer op de ecologische kwaliteit in veenweidegebieden. Polder Wormer, Jisp en Nek. 1990-1999.

Meuleman, A.F.M., 1999. Performance of treatment wetlands. De zuiveringsfunctie van moerassen. (met een samenvatting in het Nederlands). Thesis, Universiteit Utrecht. 113 pp.

Pot, R. 2001. Persoonlijke mededeling. Roelf Pot, Oosterhesselen.

Ridder, R.P. de, 1996. Helofytenfilters. Integratie van oppervlaktewaterzuivering, natuur en andere functies in moerassen. Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden. LBL-Mededeling 206. Utrecht. 47 pp. + bijlagen.

Scheffer, M. 1998. Ecology of shallow lakes. London, Chapman & Hall, Population and community biology series, 22.

Verdonschot, P.F.M., 1995. Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. Utrecht, Stowa rapport, 95-03.

V & W, 1999. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Vierde Nota Waterhuishouding, regeringsbeslissing. SDU, Den Haag.

4 Effectiviteit van bufferstroken

Annemieke Smit

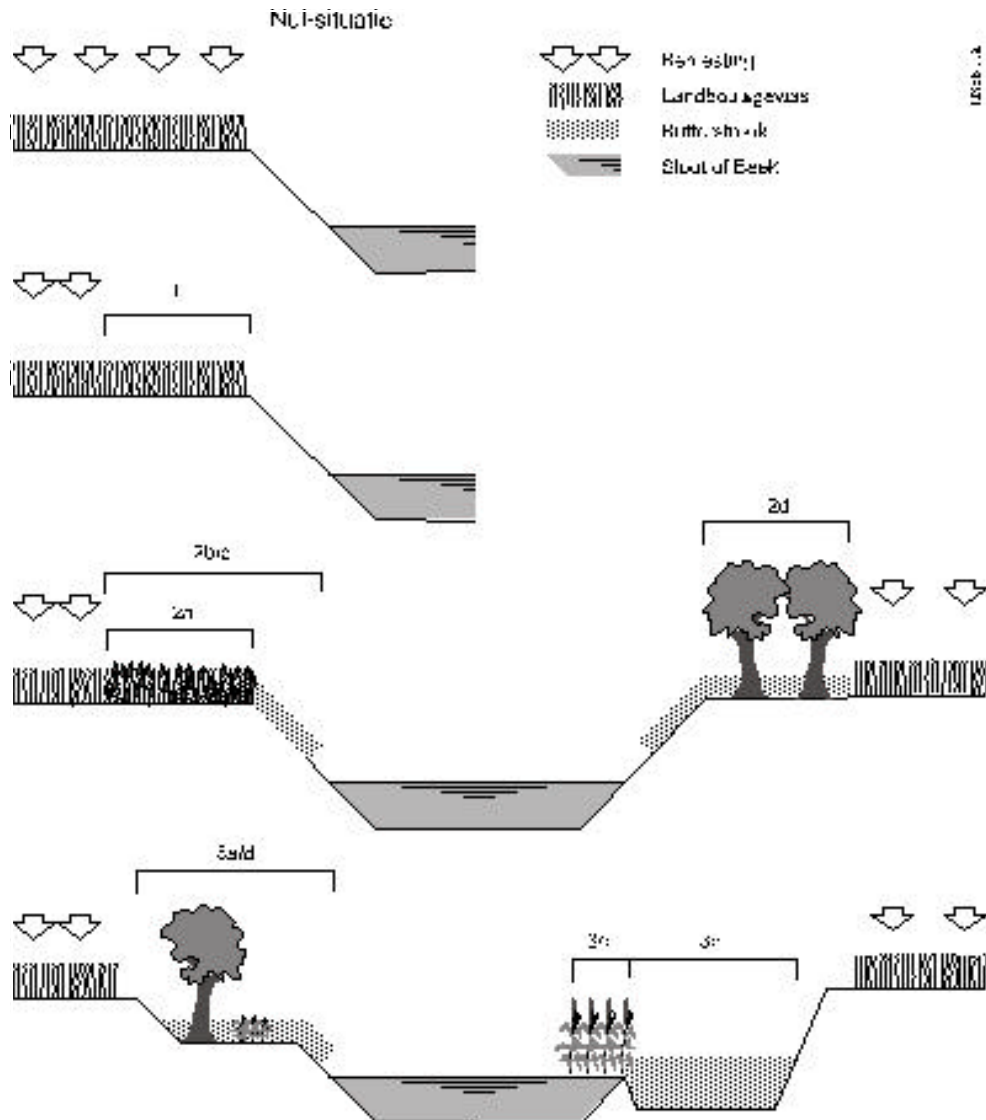
4.1 Inleiding

Bufferstroken zijn stroken langs landbouwpercelen, die gebruikt worden om de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater te verminderen. De resultaten van een literatuuronderzoek naar bufferstroken worden in deze notitie beschreven. Deze notitie gaat eerst in op de verschillende typen bufferstroken en de huidige praktijk in Nederland. Vervolgens worden de effecten van bufferstroken op de nutriënten-emissies (zowel stikstof als fosfor) vanuit landbouwgronden naar het oppervlaktewater besproken. De factoren (nl. type bodem, hydrologie, landgebruik, enz.) die de effectiviteit van een bufferstrook bepalen, worden tevens behandeld. Tenslotte worden de overwegingen die spelen (in afhankelijkheid van deze factoren) bij de keuze van bufferstrook-type op een rij gezet.

4.2 Typen bufferstroken

Er bestaan een groot aantal typen bufferstroken, die toegepast worden om verschillende doelen te bereiken. In deze studie wordt vooral aandacht besteed aan bufferstroken die zorgen voor een reductie van de nutriëntenbelasting van oppervlaktewateren. Andere doelen van bufferstroken, zoals deze worden onderscheiden in een uitgebreide literatuurstudie van Stowa (1998), zijn 1) hydrologische buffering, vooral in grensgebieden tussen natuurgebieden en landbouwgebieden; 2) erosie-bestrijding; 3) inperken van de verspreiding van gewasbeschermingsmiddelen; 4) versterking van ecologische waarden met buffers, die als een gordel om nationale parken heen liggen of als ecologische verbindingzones dienen; of 5) productie van hout of andere gewassen.

De hier besproken bufferstroken zijn bemestingsvrije zones langs watergangen ter beperking van de fosfor- en stikstof-belasting van het oppervlaktewater. De ligging van de bufferstroken langs watergangen impliceert de aanwezigheid van ondiep grondwater. De inrichting en het beheer van deze stroken kan sterk variëren, afhankelijk van de omstandigheden en van eventuele neveloelen. In het rapport van Stowa (1998) worden, in navolging van Orleans et al. (1994), verschillende typen bufferstroken langs watergangen onderscheiden op basis van het type beheer en inrichting. Figuur 3 en de onderstaande tekst over typen bufferstroken zijn grotendeels overgenomen van Stowa (1998). De hier gebruikte nummering zal in de verdere tekst ook worden gebruikt.



Figuur 3. De onderscheiden typen bufferstroken met 1= bemestingsvrije zone; 2a= ander gewas; 2b= uit productie genomen landbouwgrond, ruigte en natuurontwikkeling; 2c= gras; 2d= bos; 3a= drasberm en moeras; 3b= plasberm en moeras; 3c= natuurvriendelijke oever; 3d= natuurlijke natte en vochtige vegetaties (bron: Stowa, 1998).

De volgende typen bufferstroken zijn bruikbaar om de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater te verminderen (zie Figuur 3):

1. Bemestingsvrije zone: de bufferstrook onderscheidt zich alleen van het aanliggende landbouwperceel in het gevoerde beheer. Een strook landbouwgewas langs de watergang wordt niet bemest om op deze manier meebemesting van de watergang te voorkomen. Het niet bemesten van een strook langs de rand van het perceel betekent tevens dat een kleiner oppervlak bemest wordt en dat de gemiddelde mestgift voor het gehele gebied lager wordt. De totale nutriënten-

emissie naar het oppervlaktewater neemt hierdoor af. Dit noemen we het areaaleffect van bemestingsvrije bufferstroken. Dit effect kan vanwege de MINAS-regelgeving kleiner worden. Wanneer de bemestingsstrategie erop gericht is om tot de norm die voor het gehele landbouwbedrijf geldt, te bemesten, dan leidt het instellen van bemestingvrije stroken alleen tot een andere verdeling van de mest en zal het land buiten de stroken meer mest ontvangen.

2. **Terrestrische bufferstrook:** de bufferstrook bestaat uit een vegetatie of een gewas dat afwijkt van het landbouwgewas. De hoogte van het maaiveld in de bufferstrook is niet aangepast. Voor dit type bufferstrook kunnen vier subtypen worden onderscheiden (Figuur 3):
 - a) strook met gewas dat verschilt van het gewas op de aangrenzende akker;
 - b) uit productie genomen strook landbouwgrond dat wordt gebruikt voor braaklegging (ruigtevegetatie) of natuurontwikkeling;
 - c) grasbufferstrook waar de vegetatie bestaat uit een lage vegetatie met grassen en/of kruiden;
 - d) bosbufferstrook waar de vegetatie bestaat uit een hoge vegetatie met houtige gewassen. Dit is geen boomteelt of houtproductie.
3. **(Semi)aquatische bufferstrook of moerasbufferstrook:** de bufferstrook onderscheidt zich zowel in vegetatie als in inrichting van het aanliggende landbouwperceel. Het talud langs de watergang is aangepast om de oeverzone te verbreden. De bufferstrook ligt duidelijk lager dan het landbouwperceel. Afhankelijk van de ligging van het maaiveld en de mate van natuurlijkheid kunnen voor dit type vier subtypen onderscheiden worden (Figuur 3):
 - a) drasberm: het maaiveld van de bufferstrook ligt boven de waterlijn. Alleen tijdens hoog water zal de bufferstrook onder water staan;
 - b) plasberm: het maaiveld van de bufferstrook ligt onder de waterlijn. De bufferstrook zal vrijwel permanent onder water staan;
 - c) natuurvriendelijke oever: deze maakt deel uit van de watergang. Het betreft stroken met (soms aangeplante) helofyten;
 - d) Strook met natuurlijke natte en vochtige vegetaties, zoals bijvoorbeeld kwelvegetaties, dotterbloemhooilanden en (elzen)broekbossen.

In het rapport van Reus et al (1998) wordt verslag gedaan van een evaluatie van proefprojecten voor bufferstroken. De bufferstroken worden in deze proefprojecten voornamelijk vormgegeven als spuitvrije, mestvrije en soms zelfs teeltvrije zones, in breedte variërend van 1.5 meter tot 6 meter. Bij enkele projecten werden aanvullende maatregelen genomen zoals het telen van een hoger vanggewas langs de akker, of het inzaaien van grasmengsel op de strook.

4.3 Huidige praktijk in Nederland

In Nederland is op 1 maart 2000 het Lozingenbesluit Open Teelt en Veehouderij van kracht geworden, waarvan een aantal artikelen betrekking heeft op lozingen vanaf landbouwpercelen. Deze regels zijn vooral gericht op het tegengaan van het verwaaien (drift) van landbouwbestrijdingsmiddelen naar het oppervlaktewater. De mestregels zijn in de marge daarvan meegenomen. Het Lozingenbesluit schrijft in

artikel 13 voor om teeltvrije zones aan te brengen langs watervoerende sloten in de vorm van smalle stroken zonder gewas, of met een ander gewas dan het hoofdgewas op het perceel. De breedte van zo'n strook is, gemeten vanaf de insteek van het talud, afhankelijk van gewas en spuittechniek die wordt toegepast. Ze geldt niet voor droge sloten. Per gewasgroep is een bepaalde breedte voorgeschreven, waarbij de strook smaller mag zijn naarmate meer geavanceerde spuittechnieken worden toegepast. Op de teeltvrije zone mag ook een vanggewas staan. De mestvrije zone is gelijk aan de teeltvrije zone, en is dus in feite gekoppeld aan de gewasgroep en aan de spuittechniek van bestrijdingsmiddelen.

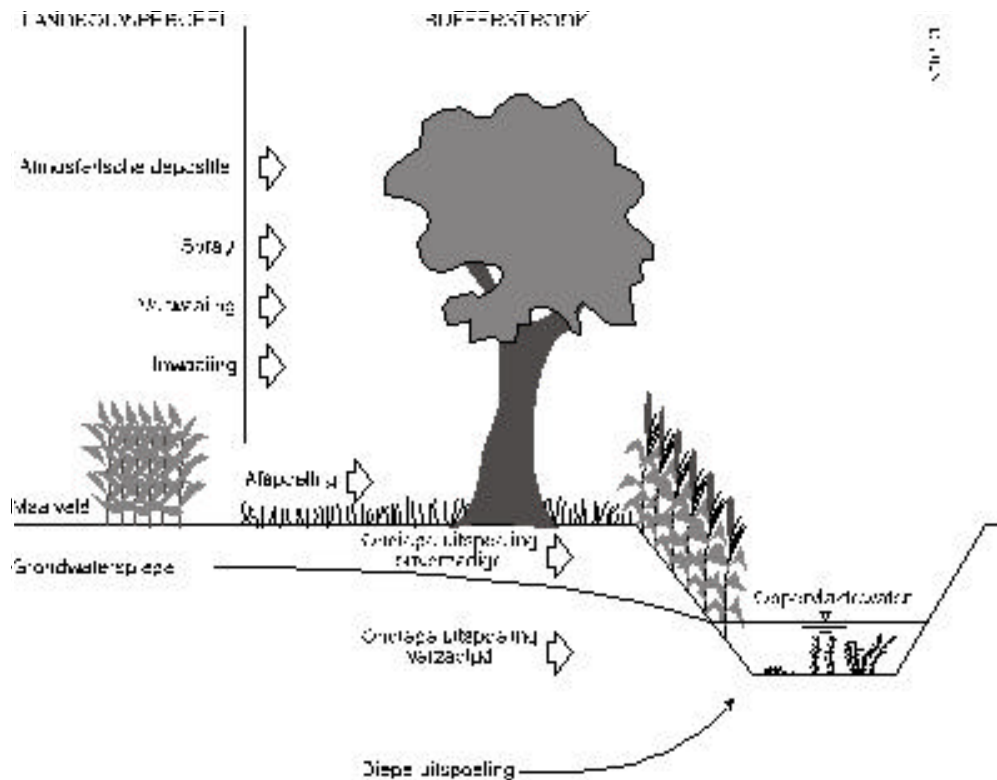
Sinds maart 2000 geldt voor aardappelen en uien een teeltvrije zone van 150 cm breed, voor granen 25 cm en voor overige akkerbouwgewassen 50 cm breed. Door moderne spuittechnieken toe te passen kan de breedte vaak nog worden vermindert, of tot nul worden teruggebracht. Voor grasland geldt een mestvrije strook van 25 cm. Dit geldt niet voor uitwerpselen van weidevee. De breedste teeltvrije zone is 5 meter en wordt toegepast in grove fruitteelt en boomteelt waar opgaand wordt gespoten. Een eventueel vanggewas mag wel bemest worden, maar niet binnen 50 cm van de insteek.

Vanaf 2003 zullen indien nodig bredere teeltvrije zones gelden (Lozingenbesluit Artikel 14). Dan geldt voor aardappelen en uien een teeltvrije zone van 225 cm breed, voor granen en grasland 100 cm, en voor overige akkerbouwgewassen 125 cm. Door moderne spuittechnieken toe te passen kan de breedte vaak nog worden vermindert tot de helft of een derde. Voor grasland zal een mestvrije strook van 100 cm gaan gelden. Voor smalle percelen tot maximaal 70 meter breed worden iets smallere stroken gehanteerd. Over het algemeen zijn de biologische teelten vrijgesteld van het aanbrengen van teeltvrije zones, en daarmee ook van mestvrije zones. In biologische teelten mag dus tot aan de insteek worden bemest.

4.4 Processen in bufferstroken

Het doel van bufferstroken (met name in het kader van deze studie) is vooral het beperken van de nutriëntenemissies (en daarnaast ook de pesticidenemissies) vanuit landbouwgebieden naar het oppervlaktewater. De beperking van de nutriëntenemissies wordt bereikt door het verkleinen van het bemeste areaal en door het onderscheppen en afvoeren van de nutriënten. Bij het onderscheppen spelen zowel de plant-opname als hydrologische en bodemkundige processen een rol. Een eerste voorwaarde voor plant-opname van nutriënten is dat deze bereikbaar zijn voor de plantenwortels. Daarvoor is het stromingspatroon van water bepalend. Dat kan worden beschreven met afstroming over het maaiveld, infiltratie, ondiepe laterale afspoeling en diepe uitspoeling. De ondiepe afspoeling is voor de bufferwerking het belangrijkste en vindt, afhankelijk van de grondwaterdiepte, plaats in de verzadigde en/of de onverzadigde bodem. De transportroutes van water en daarmee van nutriënten worden weergegeven in Figuur 4. De diepe uitspoeling en ook de afvoer via drainbuizen vallen buiten het onderscheppingsbereik van een bufferstrook.

Plant-opname is alleen duurzaam effectief indien de vegetatie wordt gemaaid en afgevoerd. Het is bij dit proces belangrijk om de plantengroei optimaal te houden door een op de vegetatie afgestemd maaibeheer. Te veel of te weinig maaien kan vooral in meer natuurlijke vegetaties de groei remmen en daarmee het effect van de bufferstrook verminderen. Wanneer de vegetatie niet wordt verwijderd, vindt er ophoping van nutriënten plaats in de bufferstrook, en kan op den duur de buffer zelf als emissiebron gaan fungeren.



Figuur 4. Transportroutes van nutriënten vanaf een landbouwperceel naar het oppervlaktewater. Bufferstroken zijn effectief bij het onderscheppen van nutriënten in de oppervlakkige en ondiepe afspoeling maar zijn weinig effectief bij het onderscheppen van nutriënten in de diepe af- en uitspoeling en in de afvoer via drainbuizen (bron: Stowa, 1998).

Het onderscheppingsproces in bufferstroken betreft de nutriënten, die zich via ondiepe routes verplaatsen en die direct afkomstig zijn van aangrenzende landbouwgronden. Een deel van de N- en P-vracht naar het oppervlaktewater is afkomstig uit najleffecten van langdurige bemesting (vooral P) (Stowa, 1998), of wordt bepaald door regionale invloeden op het (diepere) grondwater (Arts et al., 2001). Deze N- en P-aanvoer wordt de achtergrond-belasting genoemd en kan d.m.v. bufferstroken minder goed gereduceerd worden, omdat deze aanvoer vooral via diepere stroombanen plaatsvindt. Voor N is de achtergrondbelasting ongeveer 20% van de totale vracht en voor P ongeveer 60% (Stowa, 1998). Dat betekent dat zelfs bij zeer ingrijpende maatregelen de reductie van de P-emissie naar het oppervlaktewater zeer beperkt is, terwijl voor stikstof theoretisch gezien een grotere emissie-reductie kan worden bereikt.

4.4.1 Stikstof

Instroming van stikstof in de bufferstrook vindt plaats als nitraat in oplossing (in ondiepe afspoeling) en als ammoniak-depositie vanuit de lucht. De bufferwerking bestaat uit het areaaleffect en de afvoer van stikstof via plant-opname en biomassa-afvoer. Daarnaast is denitrificatie belangrijk als proces dat de stikstofbelasting van het oppervlaktewater vermindert. Denitrificatie treedt op onder anaërobe condities. Daarom kunnen aquatische bufferstroken (type 3) N-emissies naar het oppervlaktewater aanzienlijk reduceren, indien er tijdens een deel van het jaar anaërobe condities heersen. Vooral onder (wissel)vochtige condities kan er afwisselend nitrificatie en denitrificatie optreden, waarbij flinke reducties in N-emissie kunnen optreden. Dit geldt voor meerdere typen buffers, maar vooral voor de bosbuffers (type 3d), omdat in de bodem onder de houtige soorten een gunstige vorm van organische stof aanwezig is. Ook in terrestrische bufferstroken kunnen tijdelijk anaërobe condities heersen. De kans hierop is groter naarmate het grondwater ondieper voorkomt.

De behaalde rendementen van voornamelijk aërobe terrestrische bufferstroken, zoals deze in het Stowa-rapport worden gepresenteerd, variëren van 30% tot 95%. Hierbij moet wel worden aangetekend dat hoge rendementen worden behaald wanneer de belangrijkste transportroute oppervlakkige afspoeling is en de N-stroom binnen het bereik van de wortels komt.

4.4.2 Fosfor

Fosfor is slecht oplosbaar, behalve onder anaërobe condities, en het transport betreft vooral fosfaat dat gebonden is aan sedimentdeeltjes. Fosfaat wordt naar de bufferstrook aangevoerd via verspoelde bodemdeeltjes met oppervlakteafvoer. Deze is over het algemeen vrij gering in Nederland (zie paragraaf 5). Onder natte omstandigheden is fosfaat beter oplosbaar. Waar door relatief lage ligging van het land of door aanwezigheid van slecht-doorlatende lagen het grondwaterpeil ondiep is, zal veel fosfaat in oplossing kunnen gaan. Buffers zijn dan niet effectief in het vastleggen van fosfaat, en de enige werking van buffers is dan de opname door de buffervegetatie. Alleen op specifieke locaties waar oppervlakteafvoer optreedt, kan de P-vracht naar de watergang verminderd worden door de bufferstrook. Zo'n bufferstrook kan door filtering van gesuspendeerde deeltjes en het verlagen van de sedimentdragende capaciteit een bijdrage leveren aan de vermindering van de P-vracht.

Het effect van bufferstroken op de emissie van fosfor bestaat hoofdzakelijk uit de reductie van het bemeste areaal en de afvoer van fosfor via plantopname en biomassa-afvoer. Als het gewas niet wordt afgevoerd na afsterven van de vegetatie, hoopt fosfor zich op in het systeem. Fosfor kan in de bodem worden vastgelegd, maar dat is altijd tijdelijk. Bodems kunnen fosfor gedurende lange tijd adsorberen, maar als de concentraties te hoog worden (P-verzadiging), komt fosfor weer vrij. Wanneer er anaërobe condities voorkomen als gevolg van verandering in de vochtcondities (waterstandsfluctuaties), zal fosfor weer mobiel worden. Het

aanleggen van aquatische bufferstroken (type 3) kan hierdoor een negatief effect hebben op de P-vracht naar het oppervlaktewater (Kruijne, 1998; STOWA, 1998).

4.5 Sturende factoren en effectiviteit

Het doel van de bufferstroken is vooral het beperken van de nutriëntenemissie (en vaak ook de pesticidenemissie) vanuit landbouwgebieden naar het oppervlaktewater. Deze nutriëntenemissie kan via de lucht gaan, maar ook via oppervlakkige afstroming, ondiepe bodemwaterstroming en via grondwaterstromen plaatsvinden. Voor de verschillende stromingen moeten verschillende soorten bufferstroken worden gebruikt (Davies, 1999). Het is vooral essentieel om te weten hoe de verhouding is tussen infiltratie en afspoeling van water en daar de keuze voor het type buffer op af te stemmen. In dit verband moet ook rekening gehouden worden met extreme situaties zoals zware buien op natte grond. In Figuur 4 worden de verschillende nutriëntenstromen aangegeven die bepalen welk type bufferstrook (Figuur 3) het meest effectief is.

Algemeen geldt dat de bufferstroken meer effect hebben naarmate de contacttijd tussen het afstromend of uitstromend water en de bufferstrook langer wordt. In Nederland worden landbouwpercelen in kleigebieden en een deel van de zandgebieden veelal gedraineerd. Daardoor wordt de contacttijd met een terrestrische bufferstrook (type 2) sterk verkort, of wordt de bufferstrook geheel omzeild. In die gevallen zal het aanleggen van terrestrische bufferstroken zeer weinig effect hebben op de nutriëntenemissies naar het oppervlaktewater en kan slechts een klein effect worden bereikt door eventuele invang van verwaaierende mestdeeltjes. Een aquatische bufferstrook (type 3) waarbij het drainwater alsnog via de bufferstrook wordt geleid kan hier nog wel een reducerend effect op de nutriëntenstroom hebben.

In de rapporten van Stowa (1998), CLM (Reus et al., 1998) en de studie van Orleans et al (1994) blijkt dat de effectiviteit van bufferstroken zeer afhankelijk is van het type bodem en grondwaterstroming, en de mate van oppervlakkige stroming t.o.v. grondwaterstroming. Wanneer de belangrijkste waterstroom richting het oppervlaktewater via het diepere grondwater loopt, zijn buffers weinig effectief. Dit betekent dat op kleigronden, waar de bodemwaterstroming meer oppervlakkig plaats vindt, de effectiviteit van bufferstroken mogelijk groter is dan op zandgronden, waar de stroombanen zich vaak dieper bevinden (Reus et al., 1998). Ook Orleans et al. (1994) concluderen dat op zandgronden de bufferstroken breder moeten zijn (meer dan 20 meter) om effect te sorteren.

Het areaaleffect van bufferstroken (d.w.z. beperking van nutriëntenaanvoer door verkleining van het bemeste areaal) is onafhankelijk van de route die de nutriënten afleggen is. Dit komt vooral tot uiting in type 1, maar geldt eigenlijk voor alle typen bufferstroken. Bufferstroken hebben vooral invloed op de nutriëntenstroom die zich via het bodemwater (bij ondiepe uitspoeling) in de richting van het oppervlaktewater beweegt. Een bufferstrook met hoge gewassen (bosbuffers van het type 2d en 3d, maar ook hoge landbouwgewassen zoals maïs en hennep) kan ook de stroom via de

lucht verminderen. De mestdeeltjes en bestrijdingsmiddelen die verwaaien richting de watergang, kunnen door de hoge vegetatie worden ingevangen voor zij het oppervlaktewater bereiken.

In de geraadpleegde bronnen worden zeer uiteenlopende getallen gegeven voor de gemeten, berekenende en voorspelde reductie in N-vracht naar het oppervlaktewater als gevolg van het aanleggen van bufferstroken. In het rapport van Orleans et al. (1994) wordt de reductie van nutriëntenemissies door bufferstroken (3 meter breed) op kleigronden en zandgronden berekend. Op basis van deze berekeningen is op zandgronden een reductie in N-uitstroom bepaald van ongeveer 10% voor een bemestingsvrije zone (type 1), oplopend tot bijna 40% voor moerasbufferstroken (type 3). Op kleigronden wordt één totale reductie van N berekend, ongeacht het type bufferstrook. Deze wordt hoofdzakelijk bepaald door de hoge berekende N-verliezen via denitrificatie.

In de evaluatie van Nederlandse projecten met bufferstroken blijkt dat de reductie in nutriënten-emissies nauwelijks wordt gemeten, maar dat bij monitoring van de effecten van bufferstroken vooral wordt gelet op verlaging van bestrijdingsmiddelenconcentraties in het oppervlaktewater. Daarnaast speelt de natuurwinst een grote rol, die samenhangt met de verandering in soortenrijkdom op de bufferstroken of in de watergang (Reus et al., 1998).

Voor de meest effectieve breedte van bufferstroken worden zeer verschillende getallen opgegeven. Uit een studie van Osborne & Kovacic (1993) blijkt dat stroken van 10 meter breed de stikstofbelasting reduceren met 73% N (bosstrook type 2d) en 60-98% N (grasstrook type 2 c) en dat deze reductie niet veel sterker wordt bij bredere stroken. Uit een overzicht van Vought et al. (1994) van verschillende onderzoeken blijkt dat, ongeacht het vegetatietype, in de eerste 10 meter 80-100% nitraat-reductie optreedt en dat een grotere breedte nauwelijks tot meer rendement leidt.

4.6 Overwegingen bij de keuze van buffertypen

De keuze voor terrestrische of aquatische bufferstroken zal moeten worden gemaakt op basis van de beoogde effecten. Terrestrische bufferstroken kunnen zowel de N- als de P-vracht verminderen door plantopname en eventueel invang van gesuspendeerde bodemdeeltjes. Aquatische bufferstroken kunnen tot een hogere reductie van de N-vracht komen, omdat in deze typen bufferstroken ook denitrificatie een rol zal spelen. Echter, onder de anaërobe condities in dit type bufferstrook zal P minder worden ingevangen en mogelijk zelfs verhoogd vrijkomen.

Ten tweede speelt de transportroute een zeer belangrijke rol (Figuur 4) bij de keuze van het type bufferstrook. Deze transportroute wordt zeer sterk bepaald door hellingshoek, bodemtype, hydrologie en landgebruik en zal daarom voor specifieke locaties afzonderlijk moeten worden bepaald.

De keuze tussen gras- (type 2c) of bosbufferstroken (type 2 d) lijkt het beste te kunnen worden gemaakt op basis van landschappelijke en ecologische (neven)doelen. Over de reductie van nutriëntenemissies door beide stroken zijn tegenstrijdige getallen gepresenteerd, waarschijnlijk samenhangend met het beheer. Hefting & de Klein (1998) geven aan dat nitraattransport via het ondiepe grondwater effectiever kan worden gereduceerd met een bosbufferstrook (type 2d) dan met een grasbufferstrook (type 2c), omdat bomen beter in staat zijn om uit deze laag water en nitraat op te nemen en omdat de stikstof-verliezen via denitrificatie in de bosbufferstrook hoger zijn dan onder gras. Kruijne (1996) daarentegen, berekent hogere reductiepercentages onder grasstroken dan onder bos, omdat hij aanneemt dat grasmaaisel regelmatig wordt afgevoerd, en dat in bosstroken de nutriënten uiteindelijk weer terugkomen in het systeem. Directe metingen aan de effecten van beheer zijn niet bekend.

Afgezien van de reductie van nutriënten-emissies kunnen bufferstroken een belangrijke ecologische meerwaarde hebben voor zowel flora als fauna. Bufferstroken met een natuurlijke vegetatie, een gevarieerde inrichting en een extensief beheer herbergen de grootste diversiteit aan organismen (Arts et al., 2001; diverse publicaties in Boatman et al., 1999).

De inrichting van bufferstroken wordt deels opgelegd door het Lozingenbesluit (artikel 13 en 14). In het rapport van Reus et al. (1998) worden ervaringen met inrichting, regelgeving en draagvlak beschreven. Dit rapport is daarom een waardevolle aanvulling wanneer men tot inrichting van bufferstroken besluit.

Het probleem met bufferstroken is dat er veel theoretische kennis beschikbaar is over bufferstroken maar weinig informatie over hun praktische bruikbaarheid en effectiviteit (zie het grote aantal literatuurstudies over dit onderwerp en de geringe hoeveelheid meetresultaten). Een tweede probleem is dat er onvoldoende kennis beschikbaar is over de effectiviteit van bufferstroken onder een variatie aan omstandigheden (nl. bodemtype, grondwaterstand, landgebruik, wijze van ontwatering, enz.) om een eenduidig advies te geven over hun locatie-specifieke bruikbaarheid. Kwantificering van de effecten van bufferstroken is op basis van deze studie daarom niet mogelijk.

Samenvattend kunnen enkele conclusies worden getrokken:

- Het areaal-effect is geldig, tenzij de verminderde bemesting in de bufferzone wordt gecompenseerd door meer mest op het overige landareaal;
- Bufferstroken op klei hebben doorgaans meer effect dan op zand;
- Buffers langs gedraineerde percelen hebben weinig effect, tenzij drainwater via een aquatische bufferstrook wordt geleid;
- Vernatten (bijv. in aquatische bufferstrook) leidt tot een reductie van de N-vracht, maar tot het vrijkomen van P;
- Hoge vegetatie werkt beter tegen verwaaiing dan lage vegetatie;
- Keuze voor vegetatie is ook afhankelijk van nevendoelelen;
- Het afvoeren van vegetatie is, naast denitrificatie, de enige manier om de nutriëntenstroom werkelijk (duurzaam) te verlagen.

Een algemene conclusie is dat voor de verschillende omstandigheden (nl. bodemtype, grondwaterstand, enz.) globaal aangegeven kan worden welk type bufferstrook op welke locatie het beste toegepast kan worden. Echter, locatie-specifieke kwantificering van de effectiviteit van een bufferstrook bij de reductie van de stikstof- en fosfor-emissies naar het oppervlaktewater is vaak niet mogelijk.

4.7 Literatuur bufferstroken

Arts, G.H.P., J.A. Sinkeldam, M.W. van den Hoorn, T. H. van den Hoek, P.W.M. van Beers, R. Wellner & J.D.M. Belgers, 2001. Ecologische aspecten van bufferstroken langs watergangen: veld- en laboratoriumexperimenten en de ecologische waarde van bufferstroken. Eindconcept. Alterra, in opdracht van STOWA.

Boatman, N.D., D.H.K. Davies, K. Chaney, R. Feber, G.R. de Snoo & T.H. Sparks (eds), 1999. Aspects of Applied Biology 54: Field Margins and Buffer Zones: Ecology, Management and Policy

Davies, D.H.K., 1999. A brief review of the potential benefits of buffer zones as field margins in UK agriculture. In: Aspects of Applied Biology 54, Field margin and buffer zones: ecology, management and policy. pp. 61-70.

Hefting, M.M. & de Klein, J.J.M., 1998. Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study. *Environmental Pollution* 102: 521-526.

Hendriks, R.F.A., Leene, G.J., Massop, H.T.L., & Kruijne, R., 1996. Perceelonderzoek naar het effect van beekbegeleidende bufferstroken op de stikstof- en fosforbelasting van de Mosbeek. Gebiedsbeschrijving, veldonderzoek en modelmatige analyse van de hydrologie. Rapport DLO Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied.

Kovacic, D.A., David, M.B., Gentry, L.E., Starks, K.M., & Cooke, R.A., 2000. Effectiveness of constructed wetlands in reducing nitrogen and phosphorus export from agricultural tile drainage. *Journal of environmental quality* 29: 1262-1274.

Kruijne, R., 1998. Perceelonderzoek naar het effect van beekbegeleidende bufferstroken op de stikstof- en fosforbelasting van de Mosbeek. Nutriëntenonderzoek en scenarioberekeningen. Rapport DLO Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied.

Lozingenbesluit Open Teelt en Veehouderij, 2000. Staatsblad 43, 2000. Besluit en Nota van Toelichting, 116 pp.

Orleans, A.B.M., Mugge, F.L.T., van der Meij, T., Vos, P., & ter Keurs, W.J., 1994. Minder nutriënten in het oppervlaktewater door bufferstroken? MiBi, Leiden.

Osborne, L.L. & Kovacic, D.A., 1993. Riparian vegetated bufferstrips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29: 243-258.

Reus, J.A.W.A., N. Middelkoop & P.C. Leendertse, 1998. Bufferstroken langs landbouwpecelen - Mogelijkheden en ervaringen. CML rapport 353 - 1998. CML, Utrecht.

STOWA, 1998. Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een literatuuronderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. STOWA-rapport 98-26.

Vought, L.B.-M., J. Dahl, C.L. Pedersen, J.O. Lacousière, 1994. Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio* 23: 342-348.

5 Bijdrage van oppervlakte-afstroming aan de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater

Kees (C.A.) van Diepen

5.1 Inleiding

Oppervlakte-afstroming (of te wel, run-off) is het afstromen van water over het maaiveld. De term oppervlakkige afstroming wordt in ruimere zin gebruikt als aanduiding van zowel de oppervlakte-afstroming als de laterale ondergrondse afvoer direct onder het maaiveld. In deze notitie behandelen we voornamelijk de effecten van oppervlakte-afstroming.

Er bestaat veel onzekerheid over de bijdrage van oppervlakte-afstroming aan de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Deze notitie heeft als doel de kennis hierover samen te vatten. Het proces van oppervlakte-afstroming wordt eerst behandeld. Vervolgens worden resultaten besproken van metingen en van modelstudies voor gebieden in Nederland. Tenslotte is er een inschatting gemaakt van risicovolle (m.b.t. oppervlakte-afstroming) situaties en is aangegeven welke grootheden bruikbaar kunnen zijn als gebiedsindicatoren voor het localiseren van risicoplekken.

Over het algemeen bestaat de indruk dat in Nederland buiten Zuid-Limburg en enkele hellingen op stuwwallen, oppervlakte-afstroming nauwelijks voorkomt, en dat ze ook niet direct bijdraagt aan de totale nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Toch kun je op Nederlandse landbouwgronden soms aanzienlijke plasvorming waarnemen, bijvoorbeeld tussen aardappelruggen, in rijsporen, en op lage plekken in percelen. Iets minder zichtbaar is het soppen van gras bij betreding. Soms graven boeren greppeltjes om het stagnerende water naar de sloten te leiden. Ook de snelheid waarmee slootpeilverhoging optreedt na zware buien, kan samenhangen met oppervlakte-afstroming. Er zijn voor de vlakke gebieden in Nederland zeer weinig metingen beschikbaar van de mate van oppervlakte-afstroming. Deze afstroming wordt wel meegenomen in vele hydrologische modelstudies.

5.2 Proces van oppervlakte-afstroming

Oppervlakte-afstroming van landbouwpercelen naar oppervlaktewater kan plaatsvinden door directe afstroming van perceelsrand en sloottalud. Wanneer de oppervlakte-afstroming over een wat grotere oppervlakte wordt bekeken, begint het proces via plasvorming. Plasvorming treedt op in perioden van zware regenval vanwege het feit dat de regenintensiteit de infiltratiecapaciteit van de bodem overschrijdt. Vooral wanneer de bodem al verzadigd was, is dit al snel het geval.

Echter, ook slempkorsten doen de infiltratie stagneren. Hoe langer en hoe harder het blijft regenen, des te groter is de kans dat plasmvorming optreedt. Verder hangt het van plaatselijke omstandigheden af: ondoorlatende of waterafstotende gronden, ondiep grondwater, dichte bovengrond, en slempgevoelige gronden bevorderen plasmvorming. De maximale omvang van de plasmvorming hangt tenslotte ook af van het bergend vermogen van het maaiveld. Die is bepaald door de ruwheid van de grond, vegetatiebedekking en helling van het terrein.

Wanneer het bergend vermogen wordt overschreden, ontstaat oppervlakteafstroming. Het afstromende water kan onderweg in de grond zakken, het kan bijdragen aan nieuwe plasmvorming lager op het perceel of het kan het oppervlaktewater bereiken. Na afloop van de bui houdt de afstroming al snel op en worden de plassen langzaam kleiner. In ons vlakke land speelt het hele proces van oppervlakteafstroming zich af op een hellend stuk land binnen een perceel. Qua tijdschaal bestrijkt het proces minuten tot eventueel enkele uren, en qua afstand is het doorgaans een kwestie van meters tot enkele tientallen meters.

Door de impact van regendruppels kan de grond wegspatten, vervloeien en met stromend water meegevoerd worden over enige afstand. Waar netto grond wordt afgevoerd treedt erosie op, waar er netto aanvoer is van grond spreekt men van sedimentatie. Erosie in Nederland bestaat vooral uit oppervlakkige verspoeling over korte afstanden. Alleen bij taluds en hellingen wordt wel eens geulvorming waargenomen, en de daarbijbehorende kegels van afgespoeld zand in de sloot. De sedimentatie kan leiden tot het dichtslibben van sloten en, in het geval van overstroming, modderbanen op de weg.

5.3 Metingen van oppervlakteafstroming in Nederland

In Nederland zijn enkele studies gedaan naar oppervlakteafstroming in relatie tot erosie, nutriëntenafspoeling en/of piekafvoeren. In Zuid-Limburg zijn veel metingen gedaan, maar deze zijn niet zo relevant voor Noord-Brabant. Het levert wel zicht op de maximaal te verwachten afvoer. Daarom volgen hier enkele kengetallen als een referentie. Metingen in de Catsop stroomgebied van 45 hectare in Zuid-Limburg met hellingen tot maximaal 15%, maar over het algemeen minder dan 10%, bij een bui van 11 mm in het voorjaar gaven aan dat 13 procent van de regenval via oppervlakteafstroming werd afgevoerd (Roo & Schouten, 1997).

Voor lichte zavelgronden in Groningen vond Boels (1978) dat door verslemping en vertrapping de infiltratiecapaciteit van de grond zover kon teruglopen dat er oppervlakteafstroming optrad. Een bevroren ondergrond maakt de grond nog veel gevoeliger in dooisituaties. Uitgaande van overschrijdingsfrequenties voor regenval en het verloop van infiltratiecapaciteit over een aantal dagen op goed-ontwaterde grond kan worden geschat hoeveel keer per winterseizoen oppervlakteafvoer optreedt. Bijvoorbeeld, in het winterseizoen (Oct.-Feb.) wordt de dagregenval van 11 mm eenmaal per jaar overschreden, terwijl de infiltratiecapaciteit voor verslempte zavel 7 mm.dag^{-1} bedraagt. In deze situatie treedt gemiddeld drie keer per

winterhalfjaar oppervlakte-afstroming op. Het aantal keren per winter dat er afstroming optreedt, hangt af van de toestand van de toplaag en varieert van bijna nul tot zeven. Dit aantal keren kan met gerichte maatregelen teruggebracht worden tot één keer per vier jaar. Gebleken is ook dat de afstroming vrijwel nooit optreedt over het gehele perceelsoppervlak. De hoeveelheid afstroming kan worden afgeleid uit het verschil tussen het verloop van neerslag enerzijds en infiltratie en berging anderzijds. De grootste verschillen doen zich met een lage frequentie voor. Een dagregenval van 11 mm komt één maal per jaar voor en van 22 mm éénmaal in de tien jaar.

In het gebied van de Oude Leerinkbeek veroorzaakte de aanwezigheid van klei in de bovengrond oppervlakte-afstroming bij hoge neerslagintensiteiten, waardoor het totale stikstofgehalte in de beek ruim tweemaal zo hoog was als elders in overigens vergelijkbare zandgebieden: 3.9 mg N.l⁻¹ tegen 1.5 mg N.l⁻¹ (Steenvoorden & Oosterom, 1973).

Uit een beregeningsproef in de winter op lage zandgrond bij de Barneveldsebeek (Gt II, grondwaterstand 30 cm) bleek uit de dagbalans dat van een beregende hoeveelheid water van 32 mm in 7 uur, een derde deel rechtstreeks naar de sloot was afgevoerd, een derde deel geborgen was op het maaiveld, en een derde deel geïnfiltreerd was in de bodem. Deze uitkomst was het gemiddelde over een perceelsafstand van 40 meter vanaf de sloot. Plassen kwamen niet voor binnen 5 tot 10 meter vanaf de sloot (Oosterom, 1979). De gemiddelde helling van het perceel was 4 promille (16 cm hoogteverschil over 40 meter). Bij latere proeven op hetzelfde veld was de oppervlakteafvoer iets lager, nl. 8 tot 10 mm met vergelijkbare berekening (Oosterom & Steenvoorden, 1980).

5.4 Afstroming in modelstudies

In gebiedsdekkende modelstudies worden zowel voor de tijdschaal als voor de ruimtelijke schaal een grovere indeling gebruikt dan die waarop het veldproces zich afspeelt. De regenvalgegevens zijn vaak dag- of decadetotalen of zelfs termen uit de jaarbalans. Het zijn echter de zware buien die in kortdurende pieken van hooguit enkele uren de grootste kans op afstroming geven. Een modellering op basis van etmaal-gegevens zal de oppervlakkige afstroming dan ook onderschatten, omdat de intensiteit van de neerslag wordt afgevlakt. Hetzelfde geldt voor de afstandsschaal: wanneer met gebiedsgemiddelde hellingen wordt gerekend, wordt het perceels-specifieke reliëf platgeslagen.

5.4.1 Oppervlakkige afstroming in de jaarbalans

Meinardi e.a. (1998a, 1998b) en Meinardi & Schotten (1999) hebben vanuit het doel om de gemiddelde langjarige grondwateraanvulling te kwantificeren de oppervlakkige afstroming (zie begin van paragraaf 5.1) geschat voor verschillende grondsoorten in Nederland. In deze context is de oppervlakkige afstroming het gat in de waterbalans

tussen neerslagoverschot (regenval min verdamping, ongeveer 300 mm per jaar) en de grondwateraanvulling. De oppervlakkige afvoer is gedefinieerd als stroming over het maaiveld, tussenstroming in combinatie met buisdrainage, en onverzadigde en verzadigde stroming bij het freatisch vlak. Meinardi et al. (1998a) geven een schatting van de oppervlakkige afvoer in de zandgebieden op basis van de grondwatertrap:

Gt klasse	afstroming ¹⁾ (% van neerslagoverschot)
I, II	100
III en V	50
III* en V*	25
IV, VI en hoger	0

¹⁾ Oppervlakkige afstroming omvat afstroming over het maaiveld, laterale stroming door de bovengrond en drainage via drainbuizen.

5.4.2 Oppervlakkige afstroming met dagregenval volgens STONE hydrologie

Kroes et al. (2001) hebben het SWAP model toegepast voor de berekening van de hydrologie per STONE-plot (plot = unieke hydrologische eenheid). Nederland is ingedeeld in 6405 STONE plots, die tezamen de landsdekkende schematisatie (m.b.t. bodemtype, landgebruik, hydrologie enz.) vormen die wordt toegepast ten behoeve van nutriënten-emissie studies met het STONE-model. Het is de opvolger van de schematisatie uit de WSV-studie (WaterSysteem Verkenningen studie (Boers et al., 1997)), waarop het in Deelstudie 2 toegepaste metamodel voor nutriëntenuitspoeling (Diepen et al., 2002) is gebaseerd. De gemiddelde grootte van een STONE-plot is ongeveer 430 hectare en de mediane grootte is 287 ha. Een plot vormt geen aaneengesloten gebied, maar bestaat uit een verzameling verspreid liggende groepjes van gridcellen van 250x250 meter elk.

In deze model-studie treedt oppervlakte-afvoer op wanneer de plasdiepte de maaiveldsbergings overschrijdt. In het model wordt de maaiveldsbergings geschematiseerd als een ondiepe bak met een diepte van 1 cm. Omdat met dagwaarden van neerslag wordt gerekend, zal de oppervlakte-afvoer worden onderschat. De in werkelijkheid optredende oppervlakte-afvoer wordt waarschijnlijk berekend via de tweede afvoerterm, de zogenaamde maaiveldsdrainage, die staat voor de laterale uitspoeling door de bovenste 20 cm van het bodemprofiel. De andere vormen van drainage naar het oppervlaktewater die worden onderscheiden, zijn afvoer door buisdrainage, afvoer naar greppels en droogvallende sloten, en afvoer naar brede watervoerende sloten. Maaiveldsdrainage en oppervlakte-afvoer zijn dus gebiedskenmerken die aangeven dat er water en nutriënten over of dicht onder het maaiveld worden afgevoerd. De hydrologische schematisatie volgens STONE duidt erop dat de relatief ondiepe drainagesystemen zoals drainagebuizen en greppels, de grootste bijdrage leveren aan de waterafvoer vanuit de bodem naar het oppervlaktewatersysteem. Gemiddelde waarden voor geheel Nederland worden gegeven in Tabel 4. Voor de interpretatie van de omvang van oppervlakteafvoer zijn naast de term

Roff (oppervlakte-afvoer) ook de termen Drain3 en Drain5 (drainage via resp. greppels en maaiveld) van belang.

Tabel 4 Gemiddelde (naar oppervlakte gewogen) waterbalanstermen (mm.jr⁻¹) over geheel Nederland voor een zeer droog jaar (1976), een gemiddeld referentiejaar (1985), en een zeer nat jaar (1998).

Balansterm	Omschrijving	1976	1985	1998
Pgross	Neerslag+berekening	550	812	1118
ETPtotact	Verdamping	469	448	468
Roff	Oppervlakte-afvoer	0	4	13
Drain tot	Totale drainage	150	342	528
Drain3	via greppels	9	24	39
Drain4	via buizen	62	145	208
Drain5	via maaiveld	24	63	143

Hoog en laag Nederland zijn bij elkaar gevoegd in Tabel 4, zodat de regionale verschillen onzichtbaar zijn. Volgens deze STONE-schematisatie lijkt de Nederlandse gemiddelde oppervlakte-afvoer onbeduidend in omvang, maar waarschijnlijk wordt deze term onderschat. Bovendien zijn er aanzienlijke verschillen tussen de plots en op bepaalde plaatsen kan het aandeel van de oppervlakte-afvoer in de drainage relatief belangrijk zijn. Wanneer we maaiveld drainage, afvoer via greppels en oppervlakte-afvoer samen nemen, dan blijkt het aandeel hiervan in de totale afvoer naar het oppervlaktewater rond 20 procent te bedragen. Dit jaarlijkse aandeel varieert tussen 11 en 29 procent (Nederlands gebiedsgemiddelde over 1971-1999). Het lijkt dus interessant om voor afzonderlijke STONE-plots die in Noord-Brabant liggen, na te gaan hoe groot de totale berekende afvoer naar het oppervlakte water is, met welk deel van het neerslagoverschot dit overeenkomt, en hoe deze afvoer verdeeld is over de componenten van het drainagesysteem. Dit laatste valt buiten het bestek van deze studie.

5.4.3 Oppervlakte-afstroming tijdens zware zomerbuien

Stolte et al. (2000) richten zich specifiek op de oppervlakte-afstroming tijdens extreme zomerbuien. Ze gebruiken daarvoor het SWAP-model met als invoer voor regenval drie maatgevende regenbuien van 20 minuten, zoals die eens per jaar, per 2 jaar, of eens per 25 jaar voorkomen, met een totale neerslag van resp. 9.7, 13.3, en 23.6 mm. Deze buien staan model voor kortdurende heftige onweersbuien in het voorjaar of in de zomer. De buien die jaarlijks of om het jaar voorkomen, worden hoogfrequent genoemd, de zwaarste bui in 25 jaar laagfrequent. Met SWAP is nagegaan hoeveel mm water potentieel beschikbaar komt voor plasvorming door het verschil tussen neerslag en infiltratie te berekenen. Dit is gedaan voor een reeks initiële bodemvochtgehalten tussen droog en vrij nat. De vertaalslag van plasvorming naar oppervlakteafstroming houdt rekening met een maaiveldberging, die afhankelijk is van gewas en helling. De maaiveldberging neemt af van 33 mm op vlak land met minder dan 1% helling, tot 10 mm bij 2% helling en tot 7 mm op hellingen van meer dan 3%.

Stolte et al. (2000) laten zien dat zelfs bij de hoogfrequente buien op initieel droge grond nog water op het maaiveld achterblijft. Als percentage van de neerslag is dat op zandgronden 6-20 procent en op klei- en veengronden 35-70 procent. Bij de laagfrequente bui loopt dit percentage op tot 50 procent op zandgronden en 90 procent op kleigronden. Bij initieel natte grond worden hogere percentages gevonden dan deze percentages bij initieel droge grond voor identieke buien. Vanwege de maaiveldberging komt het meestal niet tot oppervlakte-afstroming. Deze zal waarschijnlijk vooral optreden bij een combinatie van afstroming-bevorderende factoren, zoals een helling van meer dan 1 procent, gronden met lage infiltratie-capaciteit en geringe maaiveldberging. Afstromingsbevorderende factoren zijn bovengronden van zavel, leem, veen, klei, vooral in verslechte of versmeerde toestand, onder initieel natte omstandigheden, bij een open gewas dat een geringe bodembedekking geeft. Het is aannemelijk dat deze omstandigheden zich voor kunnen doen, zeker op perceelsniveau, en de conclusie is dat oppervlakte-afvoer een niet te onderschatten belasting van het oppervlaktewater kan zijn.

5.5 Mogelijkheden voor risico-analyse van oppervlakte-afstroming

Om vast te stellen hoe groot het risico is dat oppervlakte-afstroming en daarmee gepaard gaande nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater zich voordoet, kan men diverse wegen bewandelen. Men kan:

- afstroming en belasting meten;
- afstroming en belasting modelleren op basis van nutriëntenbalansen per (deel)stroomgebied;
- afstroming en belasting modelleren vanuit stromingsprocessen;
- risico van optreden van oppervlakte-afstroming afleiden uit statische kaartanalyse op basis van een of meer gekozen indicatoren.

5.5.1 Meten en modelleren

Metingen zijn altijd nodig, en metingen van oppervlakte-afstroming kunnen wellicht in bestaande meetprogramma's worden opgenomen. Het meten van afvoeren als op zichzelf staande activiteit lijkt onhaalbaar.

De huidige, ons bekende modelmatige schattingen van oppervlakte-afstroming geven slechts een globale indicatie omdat:

- de huidige modelresultaten de afvoer onderschatten, want er wordt gerekend met daggemiddelde regenval waardoor de bui-intensiteit wordt afgevlakt;
- er met een vaste maaiveldberging gerekend wordt die niet gedifferentieerd is naar landgebruik en seizoencyclus;
- er met vaste bodemeigenschappen gerekend wordt zonder rekening te houden met veranderingen in de bovengrond door landgebruik en seizoensinvloeden;
- er met gebiedsgemiddelde bodem-terreinparameters gerekend wordt, waarbij met morfologie (helling, ruwheid) geen rekening wordt gehouden.

Om oppervlakte-afstroming goed te kunnen berekenen, dient er wel aandacht worden geschonken aan de terreinmorfologie op perceelsniveau, het effect van bodembedekking en de regenvalintensiteit gedurende de buien en de veranderingen die optreden in hydrologische kenmerken, met name de bodemfysische kenmerken gedurende het seizoen. Daartoe zijn aanvullende veldmetingen nodig.

De kwantificering van oppervlakte-afstroming kan alleen plaatsvinden op basis van neerslagreeksen waarvan ook de bui-duur en het bui-intensiteitsverloop bekend is. Men zou kunnen rekenen voor de uitzonderlijk natte perioden die zich in het najaar van 1998 hebben voorgedaan op enkele locaties. Een zeldzame neerslaggebeurtenis gedurende 6, 12, 24, 36, 48 uur die volgens de statistiek één keer in de 100 jaar in de Bilt voorkomt, komt immers veel vaker voor in geheel Nederland.

5.5.2 Kaartanalyse

Een aantal factoren die de oppervlakkige afstroming bepalen, kunnen dienen als gebiedsindicator voor het optreden ervan en kunnen via kaartanalyse bepaald worden:

- bodeminfiltratiecapaciteit (inclusief effect van ondergrondse leemlagen) en slempevoeligheid van bovengrond (deze wordt afgeleid uit bodemkenmerken);
- bodembedekking en landgebruik;
- terreinmorfologie, zoals helling en hellinglengte, of reliëfintensiteit;
- grondwatertrap;
- afstand tot watergang.

Hieruit kan een gecombineerde indicator worden samengesteld. Echter, het is eenvoudiger om de meest-bepalende indicatoren te kiezen, waarvoor reliëfintensiteit in aanmerking komt in combinatie met de afstand tot de watergang.

Op basis van het Algemene Hoogtebestand Nederland (AHN) (digitale hoogtekaart) kan voor elke gridcel van 25x25 m de standaardafwijking (SD) van de hoogteverschillen met de 9 direct omliggende gridcellen worden berekend. Deze SD-waarde kan als maat gebruikt worden voor de lokale reliëfintensiteit. Daarmee geef je de grilligheid van het hoogtepatroon weer. Het 25x25 m grid sluit aan bij het LGN3 landgebruiksbestand. De 25x25 m gridcel-grootte heeft voordelen boven de 5x5 m bronbestanden van AHN, omdat in het eerst-genoemde AHN-bestand een aantal toevallige afwijkingen zijn weggemiddeld, zodat het beeld wat stabiel is. Dit is een actie die vrij snel uitgevoerd kan worden, maar deze valt buiten de huidige studie. Op basis van het seizoensverloop in de mate van bodembedekking door het gewas kan de kans op afstroming nog verder worden gedifferentieerd naar landgebruiksvorm. Deze afstromingsgevoeligheid-resultaten op basis van kaartanalyse kunnen in specifieke gebiedsstudies worden aangevuld met informatie op perceelsniveau over de aanwezigheid van ploegzolen of dichtgereden bodems.

5.6 Conclusies

Er zijn aanwijzingen dat de omvang van de oppervlakte-afstroming en de daarmee verwante maaiveld drainage in Nederland onderschat wordt. Factoren die de mate van directe oppervlaktewater-afstroming naar en de daarmee gepaard gaande nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater doen toenemen, zijn de volgende:

1. helling (inclusief bolheid van percelen);
2. lage maaiveldberging vanwege
 - geringe ruwheid van bodemoppervlak
 - afwezigheid van vegetatie;
3. binnen 10 meter van de sloot;
4. geringe infiltratiecapaciteit bij
 - zavel, hoog klei- of leemgehalte
 - verslechte, vertrapte of verdichte toplaag
 - ondoorlatende ondergrond;
5. Slechte ontwatering: ondiep grondwater (geringe berging in bodem, natte toplaag);
6. Zware buien die zelden voorkomen, leveren het grootste risico op.

Locaties waar de kans op oppervlakte-afstroming het grootst is, zijn de stroken landbouwgronden direct langs watervoerende waterlopen, met name bouwland op lemige grond. Streeksgewijs kun je stellen dat het kleigebied van West-Brabant en in het Land van Heusden en Altena, met name bij akkerbouw op zavelgrond, in winter en voorjaar gevoelig is voor oppervlakteafstroming, en tevens de rivierkleigebieden en de lemige vrij natte gronden in de Meierij van Den Bosch. Of en waar oppervlakte-afstroming precies optreedt, hangt af van de veldomstandigheden zoals bepaald door bovengenoemde factoren.

Een eerste indruk van de ruimtelijke verspreiding van het risico van optreden van oppervlakte-afstroming in glooiende gebieden kan worden verkregen door kaartanalyse van het Algemeen Hoogtebestand Nederland (AHN). Voor vlakke gebieden met ondiep grondwater kan de berekende maaiveld drainage voor de hydrologische schematisatie (paragraaf 5.4.2) volgens STONE als indicator gebruikt worden. Beide indicatoren vullen elkaar aan en kunnen op basis van bestaande digitale bestanden vrij snel afgeleid worden.

De modelmatige kwantificering van oppervlakte-afvoer kan alleen plaatsvinden op basis van neerslagreeksen, waarvan ook de bui-duur en het bui-intensiteitsverloop bekend is. Ter ondersteuning van de modelparametrisatie zijn bodemfysische veldmetingen nodig. Het doen van directe metingen (monitoren) van de oppervlakte-afstroming zal meestal niet haalbaar zijn.

5.7 Literatuur oppervlakte-afstroming

Boels, D., 1978. Bovengrondse afstroming op kruinige zavelpercelen. ICW overdruk 228. Cultuurtechn. Tijdschrift 18, 4.

Boers, P.C.M., H.L. Boogaard, J. Hoogeveen, J.G. Kroes, I.G.A.M. Noij, C.W.J. Roest, E.F.W. Ruijgh & J.A.P.H. Vermulst, 1997. Watersysteemverkenningen 1996, uitspoeling meststoffen uit landbouw. Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw. Lelystad, Wageningen, Delft, RIZA, DLO-Staring Centrum, Waterloopkundig Laboratorium, RIZA rapport 97.013.

Diepen, C.A., J. Stolte, O.F. Schoumans, H.L. Boogaard & J. Wolf, 2002. Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting vanuit landbouwgronden in Noord-Brabant. Deelrapport 2: Kwantificering van nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater vanuit landbouwgronden. Alterra- rapport 527, Wageningen.

Kroes, J.G., P.J.T. van Bakel, J. Huygen, T. Kroon & R. Pastoors, 2001. Actualisatie van de hydrologie voor STONE 2.0. Alterra Rapport 298, Alterra, Wageningen.

Meinardi C.R., C.G.J. Schotten & J.J. de Vries, 1998a. Grondwateraanvulling en oppervlakkige afstroming in Nederland. Langjaarlijkse gemiddelden voor de zand- en leengebieden. Stromingen jrg. 4, nr. 3: 27-41.

Meinardi C.R., G.A.P.H. van den Eertwegh & C.G.J. Schotten, 1998b. Grondwateraanvulling en oppervlakkige afstroming in Nederland. Deel 2: De ontwatering van de kleigronden. Stromingen jrg. 4, nr. 4: 5-19.

Meinardi C.R., & C.G.J. Schotten, 1999. Grondwateraanvulling en oppervlakkige afstroming in Nederland. Deel 3: De afwatering van veengebieden. Stromingen jrg. 5, nr. 1: 5-18.

Oosterom, H.P., 1979. Opzet en uitvoering van een vooronderzoek (maart 1979) naar oppervlakkige afstroming op lage zandgrond. ICW Nota 1149, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen. 36 pp. + 14 bijlagen.

Oosterom, H.P. & J.H.A.M. Steenvoorden, 1980. Chemisch samenstelling van oppervlakkig afstromend water (proefveld onderzoek te Achterveld). ICW Nota 1237, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen. 37 pp. + 13 bijlagen.

Roo, A.P.J. de & C.J. Schouten, 1988. Simulaties van afstroming en bodemerosie in het Pesaker dal (Zuid-Limburg). Vakgroep Fysische Geografie, Rijksuniversiteit Utrecht.

Steenvoorden, J.H.A.M. & H.P. Oosterom, 1973. Stikstof, fosfaat en organisch materiaal in het grond- en oppervlaktewater van enkele gebieden. ICW overdruk 143. Cultuurtechn. Tijdschrift 12, 6.

Stolte, J., C.J. Ritsema & J.H.M. Wösten, 2000. Oppervlakte-afvoer; een combinatie van helling, bodem, gewas en regen. Stromingen jrg. 6, nr. 4: 27-36.

