

Maatregelen om de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit de landbouw te verminderen

Maatregelen om de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit de landbouw te verminderen

**C.L. van Beek
O.A. Clevering
L.J.M. Kater
H. van Reuler**

Alterra-rapport 714

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2003

REFERAAT

Beek C.L. van, O.A. Clevering, L.J.M. Kater & H. van Reuler, 2003. *Maatregelen om de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit de landbouw te verminderen*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 714. 62 blz. 9 fig.; 11 tab.; 93 ref.

Maatregelen om de belasting van N en P uit de landbouw naar het oppervlaktewater tegen te gaan berusten vaak op het onderscheppen van een transportroute (procesgerichte maatregelen) of gaan de effecten van N en P in het oppervlaktewater tegen (effectgerichte maatregelen). In deze studie wordt van een groot aantal op dit moment gebruikelijke maatregelen bepaald op welk werkingsmechanisme zij berusten. Vervolgens is een koppeling gemaakt naar verschillende gebiedstypen gebieden. Hiermee geeft deze rapportage inzicht in de inpasbaarheid van bepaalde maatregelen in verschillende gebieden. Studies naar de efficiëntie van procesgerichte maatregelen berusten vaak op modelberekeningen. Veel effectgerichte maatregelen komen oorspronkelijk uit de afvalwaterzuiveringstechnologie en het is veelal onduidelijk hoe rendementen behaald in de afvalwaterzuivering, vertaald kunnen worden naar resultaten in landbouwpercelen.

Trefwoorden: oppervlaktewater, maatregelen, landbouw, bufferstroken, eutrofiëring, stikstofuitspoeling, fosfaatuitspoeling

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 19,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 714. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2003 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veeleenvoudigd 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

Inhoud	5
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
2 Transportroutes van N en P naar het oppervlaktewater	15
2.1 Karakterisering van transportroutes	19
3 Omschrijving van gebieden	21
4 Transportroutes en gebiedsbeschrijvingen – een koppeling	25
5 Procesgerichte maatregelen ter vermindering van de N- en P-belasting van het oppervlaktewater	27
5.1 Ondiepe uitspoeling	27
5.1.1 Bufferstroken	27
5.1.2 Drainage	32
5.2 Oppervlakkige afspoeling en erosie	34
5.3 Interne eutrofiëring	34
6 Effectgerichte maatregelen ter vermindering van de N- en P-belasting van het oppervlaktewater	35
6.1 Maatregelen in sloten	35
6.1.1 Peilbeheer	36
6.1.2 Aanpassen van sloten	36
6.1.3 Biologische maatregelen	37
6.1.4 Slibopvang en uitbaggeren	39
6.1.5 Bioschermen	40
6.2 Waterzuiveringssystemen	40
6.2.1 Afvalwaterzuiveringsinstallaties	40
6.2.2 Zuiveringsmoerassen (helofytenfilters)	41
7 Synthese van gebiedsbeschrijvingen en maatregelen	46
8 Discussie	48
8.1 Schaal- en tijdseffecten	48
8.2 Verminderende meeropbrengst van maatregelen	49
8.3 Combinaties van maatregelen	49
8.4 Tegenstrijdige belangen en afwenteling	49
8.5 Kosten	50
8.6 Kennishiaten	50
9 Conclusies	53
Literatuur	55
Aanhangsel 1 Kosten maatregelen	61

Woord vooraf

Op dit moment wordt de landbouw gezien als grootste veroorzaker van eutrofiëringsverschijnselen in het oppervlaktewater in Nederland. Dit komt enerzijds omdat puntbronnen (bijvoorbeeld afvalwaterzuiveringsinstallaties) de afgelopen jaren fors zijn gereduceerd en anderzijds doordat de bijdrage van diffuse bronnen (waaronder landbouw) groter is dan vooreerst werd gedacht. De aanpak van de eutrofiëringsproblematiek verloopt moeizaam; resultaten van bepaalde maatregelen vallen soms tegen, of leiden tot ongewenste neveneffecten. De effectiviteit van een maatregel kan vergroot worden door een optimale afstemming te realiseren tussen de gebiedsspecifieke omstandigheden en het werkingsmechanisme van een maatregel. In deze studie hebben we gekeken hoe zo'n afstemming uitgewerkt zou moeten worden. Door zowel gebieden als maatregelen in te delen naar transportroute van stikstof (N) en fosfaat (P) naar het oppervlaktewater konden koppelingen worden gemaakt. Hiermee is het eutrofiëringsprobleem niet opgelost, maar wordt wel meer inzicht verkregen in het werkingsmechanisme en de inzetbaarheid van een aantal maatregelen.

De auteurs danken Jennie van der Kolk, Jaco van der Gaast en Gerard Velthof (allen Alterra) voor hun commentaar op eerdere versies van dit rapport.

Dit onderzoek is een samenwerking tussen Alterra en Praktijkonderzoek Plant en Omgeving en werd gefinancierd door LNV/DWK programma 398-II.

Voor de volgende figuren is toestemming verleend door de auteur(s):

Figuur 2: J. Roelsma, Alterra, Wageningen

Figuur 3: T. Kroon, RIZA, Lelystad

Figuur 4: L.P.M. Lamers, KUN, Nijmegen

Figuur 5: J. Roelsma, Alterra, Wageningen

Figuur in tekstblok "hydrotypen": H.T.L. Massop, Alterra, Wageningen

Figuur 6: A. van Beek, PPO-AGV, Lelystad

Figuur 7: A.F.M. Meuleman, Kiwa, Nieuwegein

Figuur 8: A.F.M. Meuleman, Kiwa, Nieuwegein

Samenvatting

Te hoge stikstof (N)- en fosfaat (P)-concentraties in het oppervlaktewater hebben geleid tot een algehele achteruitgang van de oppervlaktewater kwaliteit. Maatregelen om de N- en P-belasting van het oppervlaktewater te verlagen zijn vaak gebaseerd op het onderscheppen van één of meerdere transportroutes (procesgerichte maatregelen) of op verlaging van de N- en P- concentraties in het oppervlaktewater zelf (effectgerichte maatregelen). Deze studie richt zich op maatregelen die inzetbaar zijn op bedrijfsniveau. In deze studie worden 6 transportroutes onderscheiden namelijk (ondiepe en diepe) uitspoeling, oppervlakkige afspoeling, regionale kwel, interne eutrofiëring, nalevering vanuit waterbodems en depositie. Niet alle transportroutes zijn overal even belangrijk. In een kwalitatieve analyse zijn de belangrijkste transportroutes toegekend aan 11 karakteristieke gebieden. Vervolgens is per gebiedsbeschrijving onderzocht welke maatregelen daarbij passen op basis van overeenkomstige voornaamste transportroutes. Hierbij werd de transportroute gezien als schakel tussen maatregelen en gebiedsbeschrijvingen. Hoewel er vereenvoudigingen zijn gemaakt door zowel gebieden als maatregelen in te delen naar voornaamste transportroute, geeft deze studie inzicht in de mogelijkheden om selectief maatregelen in te zetten. In gebieden met overwegend ondiepe stroombanen lijken procesgerichte maatregelen zoals bufferstroken, gecontroleerde drainage en in enkele gevallen teeltmaatregelen om oppervlakkige afspoeling te voorkomen, zinvol. In gebieden met diepere stroombanen lijken effectgerichte maatregelen, zoals peilbeheer, aanpassen van slootdimensies, verhogen retentietijd, verwijderen van biomassa, baggeren en het aanleggen van zuiveringsmoerassen, meer geschikt. De laatste jaren zijn er weinig nieuwe ontwikkelingen op het gebied van de procesgerichte maatregelen. Op het gebied van de effectgerichte maatregelen zijn wel nieuwe ontwikkelingen; met name uit de afvalwaterzuiveringstechnologie. Het is echter nog niet duidelijk tegen welke kosten en tot welk niveau deze nieuwe technieken agrarisch water kunnen zuiveren. Het rendement is vaak minder bij relatief schoon water. Zonder een brongerichte aanpak (minder aanvoer) berusten sommige maatregelen op een zekere vorm van afwenteling of tijdelijke vastlegging. In zo'n geval wordt een probleem niet opgelost, maar verplaatst of uitgesteld. Voorbeelden hiervan zijn lachgasemissie als bijproduct van maatregelen die gebaseerd zijn op het verhogen van de denitrificatie of het vastleggen van P wat later weer vrij kan komen. Wat betreft efficiëntie van verschillende maatregelen is (nog) weinig literatuur voorhanden. Veel studies betreffende de efficiëntie van maatregelen berusten op modelstudies. Op dit moment zijn bufferstroken en verschillende typen van zuiveringsmoerassen het meest in opkomst, en het lijkt zinvol deze maatregelen te testen op praktische inpasbaarheid en efficiëntie in het agrarisch gebied.

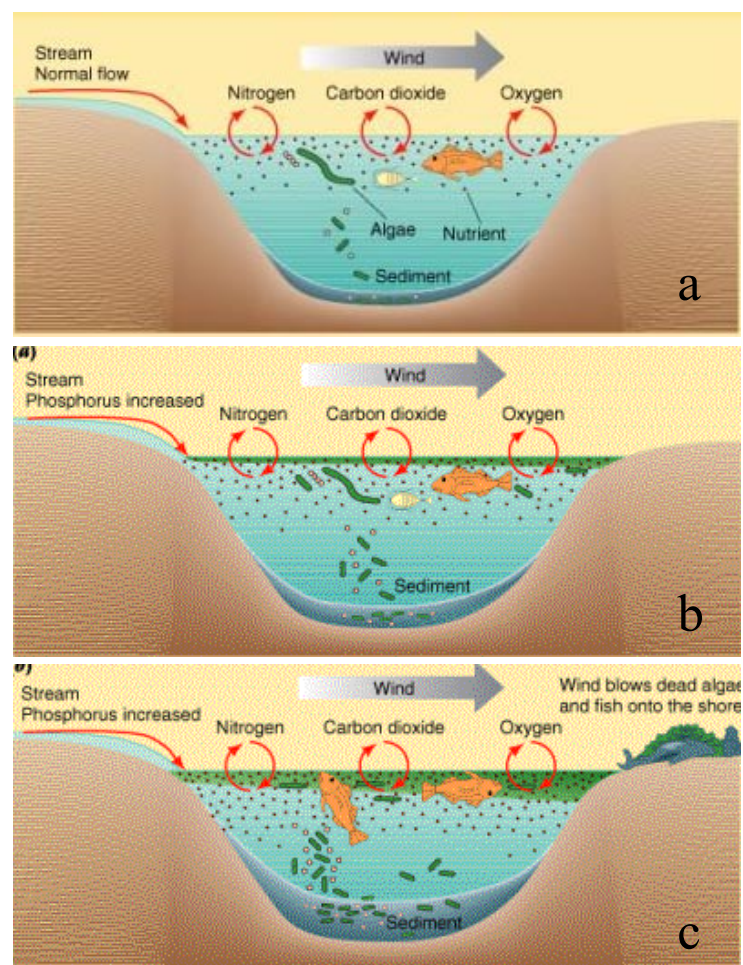
1 Inleiding

Eutrofiëring, vergroting van de voedselrijkdom in het oppervlaktewater, heeft de afgelopen decennia geleid tot o.a. een afname van de biodiversiteit, afname in lichtdoorlatendheid, toename van algen en smaak- en geurproblemen in het oppervlaktewater. Doordat de voedingsstoffen stikstof (N) en fosfaat (P) in overmaat in het oppervlaktewater aanwezig zijn wordt in feite een kettingreactie in werking gezet, die uiteindelijk leidt tot een afname van het leven in het water en het ongeschikt maakt als zwem- of drinkwater. Deze “kettingreactie” is vereenvoudigd weergegeven in Figuur 1.

Figuur 1. Schematische presentatie van eutrofiëring. In een biologisch gezonde watergang is er evenwicht tussen zuurstofproductie en zuurstofverbruik (a). Door een toename van (N en) P belasting, neemt de algengroei toe (b). Overmatige algengroei belemmert de lichtdoorlaatbaarheid. Hierdoor bereikt licht niet meer dezelfde diepte als in (a). Vervolgens kan op enige diepte geen fotosynthese meer plaatsvinden en sterven ondergedoken waterplanten af. Hierdoor wordt fotosynthese verder geremd en ontstaat er een kettingreactie tussen steeds minder ondergedoken waterplanten en afname van zuurstof in de diepere waterlagen. Op zo'n moment is er alleen nog fotosynthese in de bovenste waterlaag. Op den duur leidt dit tot anaërobe omzettingen in het sediment, hetgeen gezondheidseffecten en smaakbederf tot gevolg heeft

Bron:

http://science.kennesaw.edu/%7Ejpratte/sci1102/waterpollution_files/v3_document.htm



Figuur 1 laat zien dat een oppervlaktewater systeem twee stabiele evenwichten kent: een oligotroof (nutriëntenarm) en een eutroof (nutriëntenrijk) evenwicht. Dit betekent dat om een eutroof systeem in een oligotroof systeem om te zetten de maatregelen verder moeten gaan dan ‘de weg terug’ uit Figuur 1. Er zal eerst een drastische ‘tik’ gegeven moeten worden zodat het systeem ‘omslaat’ (Janse & van

Liere, 1995). Deze twee fasen stabiliteit is overigens een bekend fenomeen in de ecologie en wordt soms ook aangeduid met de term hysteresis (Hosper, 1998) of “labiele stabiliteit” (Pleune *e.a.*, 2000).

Eutrofiëring komt in alle westerse landen voor, maar de Nederlandse omstandigheden zijn in zekere mate uniek. De combinatie van zeer veel oppervlaktewater¹ en vaak ondiep grondwater zorgt voor ondiepe stroombanen en dientengevolge tot een relatief grote nutriëntenstroom naar het oppervlaktewater. Deze omstandigheden hebben er toe geleid dat heel Nederland is aangewezen als kwetsbaar gebied voor nitraat uitspoeling (Commissie van de Europese Gemeenschappen, 2002). Hierdoor valt heel Nederland onder de Nitraatrichtlijn, welke een maximale concentraties van 11,3 mg N-NO₃/L in het grondwater voorschrijft. Voor het oppervlaktewater zijn de Maximaal Toelaatbare Risico (MTR)-waarden voor de zomergemiddelde concentraties voorgeschreven van 2,2 mg N/L en 0,15 mg P/L (V&W, 1999). De MTR-waarden voor het oppervlaktewater zijn afgeleid uit de relatie tussen nutriëntenconcentraties en maximale algenbiomassa, zoals gevonden door de Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO; 1980) en CUWVO (1987). Echter, hiermee kunnen nog geen ecologisch gezonde systemen gegarandeerd worden. Om ecologisch gezonde systemen te ontwikkelen moeten over het algemeen veel lagere nutriëntenconcentraties bereikt worden. Om bijvoorbeeld helder water in meren te realiseren, zijn maximale zomergemiddelde concentraties van 1 mg N/L en 0,05 mg P/L berekend (van Liere & Jonkers, 2002).

In sommige gebieden komt van nature mesotroof of eutroof water voor. Indien deze gebieden verder worden verrijkt met N en P, spreekt men van “hypertroof”.

Sinds de jaren '70 is eutrofiëring een bekend fenomeen. In beginsel werden voornamelijk puntbronnen (bijvoorbeeld AfvalWaterZuiveringsInstallaties; AWZI's) gesaneerd. Dit heeft geresulteerd in een sterk afname van de N- en P-gehalten van oppervlaktewater (Portielje & van der Molen, 1998; Molen *e.a.*, 1998). Sinds eind jaren '90 zijn nagenoeg alle puntbronnen aangepakt, maar N- en P-concentraties blijven de normen overschrijden (Oenema & Roest, 1998). De toename van de N en P belasting van diffuse bronnen is daar debet aan. Daarnaast zijn er grote regionale verschillen in nutriëntenconcentraties (Oenema *e.a.*, 1998).

Diffuse bronnen zijn in grote aantallen verspreid voorkomende kleinere bronnen die gezamenlijk leiden tot waterverontreiniging. In Nederland is landbouw de voornaamste diffuse bron van N en P (Oenema & Roest, 1998; Uunk, 1991). Echter, in de meeste stroomgebieden komen meerdere vormen van landgebruik voor. Het is vaak niet mogelijk een bepaalde concentratie in een gebied toe te schrijven aan één soort landgebruik, omdat vrijwel altijd menging optreedt. Dit bemoeilijkt een brongericht beleid van diffuse belasting.

¹ De totale lengte aan sloten in Nederland bedraagt circa 600.000 km.

Deze studie

In deze studie worden proces- en effectgerichte maatregelen beschreven die de belasting op het oppervlaktewater uit de landbouw kunnen verminderen, naast de reeds bestaande wet- en regelgeving. Zelfs bij volledige implementatie van het mineralen aangifte systeem (MINAS) en Goede LandbouwPraktijk (GLP) worden de normen voor het oppervlaktewater niet overal gehaald (RIVM, 2002). Voor bepaalde gebieden zijn daarom aanvullende maatregelen nodig. Deze studie is een verkenning naar de beschikbare proces- en effectgerichte maatregelen en de aansluiting van die maatregelen op de omstandigheden van verschillende gebieden in Nederland. In deze studie worden brongerichte maatregelen niet behandeld. Eerdere studies die overzichten geven van maatregelen om de N en P belasting van het oppervlaktewater te verlagen zijn Buijze & Middelkoop (1996), Chardon *e.a.* (1996), Noij (1997) en Wolf *e.a.* (2002).

Goede Landbouw Praktijk (GLP)

GLP is geen regel; het is een houding van de landbouwer om te streven naar een minimale belasting van het milieu bij een gelijkblijvend bedrijfsresultaat. Welk kent GLP een aantal richtlijnen. Hieronder vallen:

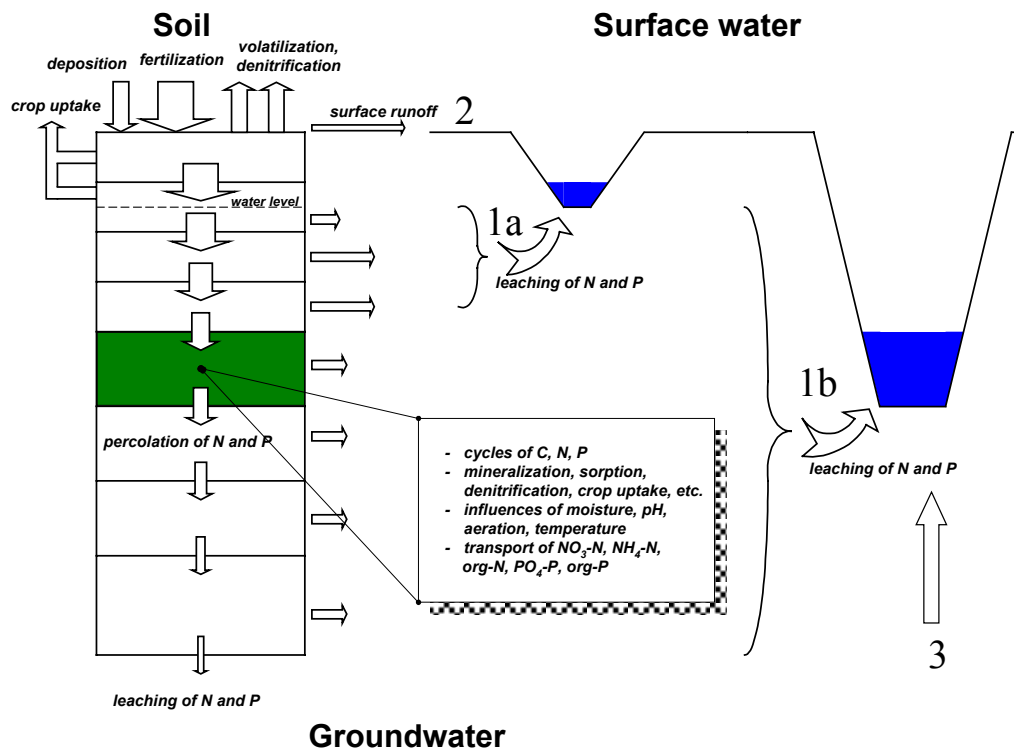
- *vanggewas telen*
- *groenbemester opnemen in bouwplan*
- *emissie-arme toediening van mest*
- *bemesten volgens advies*
- *gefaseerde toediening N-bemesting*

Leeswijzer

In het volgende hoofdstuk worden een aantal transportroutes van N en P van het landbouwperceel naar het oppervlaktewater beschreven. Vervolgens wordt in Hoofdstuk 3 een aantal gebieden omschreven uit de Eutrofiërsenquête kleine wateren (Portielje *e.a.*, 2002). Deze gebieden zijn illustratief voor de door landbouw beïnvloede oppervlaktewateren. In Hoofdstuk 4 wordt voor ieder gebied kwalitatief bepaald welke transportroutes naar alle waarschijnlijkheid belangrijk zijn. Er is onderscheid gemaakt tussen procesgerichte maatregelen (maatregelen die een transportroute van N en/of P onderscheppen) en effectgerichte maatregelen (maatregelen die de effecten van N en P in het oppervlaktewater tegengaan). Voor beide typen maatregelen zijn toepassingen in de literatuur gezocht, zonder beperkingen van huidige beleidsontwikkelingen of praktische inpasbaarheid. De procesgerichte maatregelen worden beschreven in Hoofdstuk 5 op basis van transportroute. De effectgerichte maatregelen zijn beschreven in Hoofdstuk 6 op basis van werkingsmechanisme. In Hoofdstuk 7 worden de gevonden maatregelen gekarakteriseerd op basis van transportroute waarop een maatregel inwerkt. In dit hoofdstuk wordt een link gelegd tussen de resultaten uit Hoofdstuk 4 en 5. In de discussie (Hoofdstuk 8) wordt aangegeven dat een aantal maatregelen wellicht niet wenselijk is, omdat ze haaks staan op het voorgenomen beleid, of gebaseerd zijn op een zekere (ongewenste) afwenteling, of gebaseerd zijn op een tijdelijke vastlegging. In de discussie wordt ook ingegaan op kennishiaten en op de kosten van maatregelen om de belasting van het oppervlaktewater met N en P te verminderen. De rapportage wordt afgesloten met een aantal conclusies (Hoofdstuk 9).

2 Transportroutes van N en P naar het oppervlaktewater

Verschillende transportroutes van N en P in landbodems (in deze studie landbouwpercelen) uit het oppervlaktewater staan schematisch weergegeven in Figuur 2.



Figuur 2. Transportroutes van N en P van de bodem naar het oppervlaktewater (uit: Schoumans e.a., 2002).

Nummers verwijzen naar transportroutes zoals gebruikt in deze studie

1a+b Diepe en ondiepe uitspoeling

Door ondiepe (1a) of diepe (1b) uitspoeling kunnen nutriënten die niet door het gewas worden opgenomen, het oppervlaktewater bereiken. De verdeling tussen diepe en ondiepe uitspoeling wordt grotendeels bepaald door de grondsoort en grondwatertrap. In het algemeen is ondiepe uitspoeling belangrijker voor gronden met een ondiepe grondwaterstand (veen- en kleigronden en laaggelegen zandgronden) en is het transport via diepe uitspoeling belangrijker in droge zandgronden. Afvoer via drainagebuizen en greppels valt onder ondiepe uitspoeling en speelt met name in kleigebieden en in duinzandgronden. Diepe uitspoeling leidt in eerste instantie tot een verslechterde grondwaterkwaliteit, maar kan in kwelgebieden tot problemen in het oppervlaktewater leiden. Diepe uitspoeling en lokale kwel worden in deze studie als één proces beschouwd, waarbij de diepe uitspoeling voor het neerwaartse proces staat en lokale kwel voor het opwaartse proces.

2 *Oppervlakkige afspoeling en erosie*

Oppervlakkige afspoeling treedt op wanneer de bodem slecht doorlatend is (bijvoorbeeld zware kleigronden) of wanneer de percelen bol of schuin liggen. Tijdens stortbuien kan tot 90% van de totale N belasting door oppervlakkige afspoeling in het oppervlaktewater terecht komen (Oenema & Roest, 1998). Ook op relatief vlakke percelen, maar met een ondiepe grondwaterstand kan oppervlakkige afspoeling optreden (van Beek *e.a.*, 2003; Stolte *e.a.*, 2000; Meinardi *e.a.*, 1998). Van Diepen (2002) vond aanwijzingen dat de bijdrage van oppervlakkige afspoeling aan de belasting van het oppervlaktewater in Nederland mogelijk wordt onderschat. Akkerbouw is over het algemeen gevoeliger voor oppervlakkige afspoeling dan grasland (Rose & Dalal, 1987). Oppervlakkige afspoeling wordt beïnvloed door:

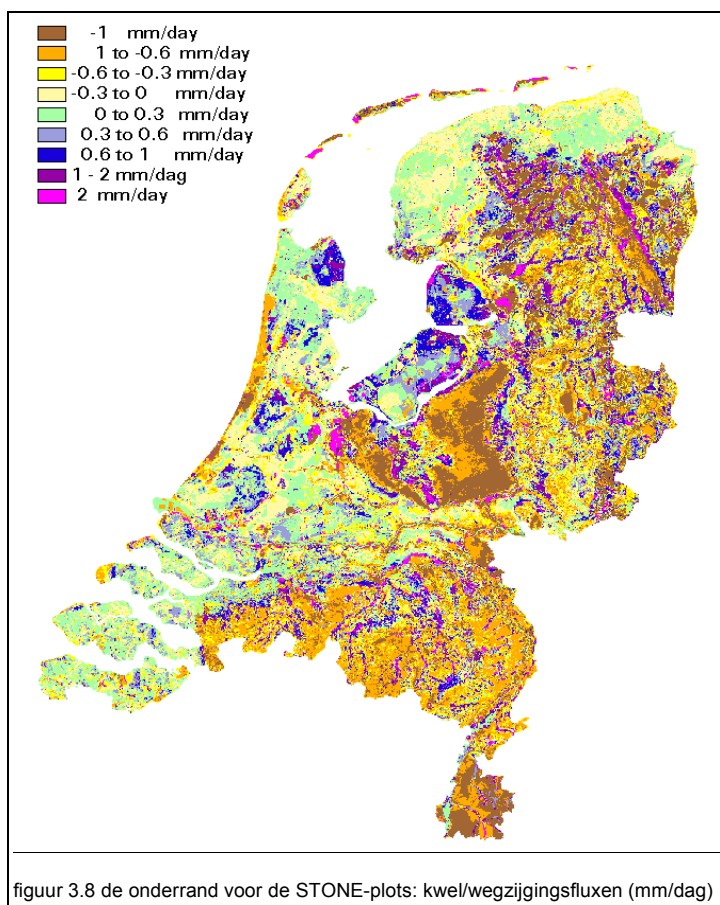
1. helling (inclusief bolheid van percelen)
2. maaiveldbergings- en ontwateringstoestand
3. afstand tot sloot
4. infiltratiecapaciteit; zavel, klei- en leemgronden hebben een beperkte infiltratiecapaciteit, evenals verslechte, vertrapte of verdichte gronden.
5. bodembedekking
6. neerslagintensiteit

Risicolocaties zijn de stroken landbouwgrond grenzend aan watervoerende sloten in zavel, klei, leem en veengebieden en vooral als het lage en natte gronden betreft. In hellende gebieden kan erosie een belangrijke rol spelen. Aangezien die in Nederland niet veel voorkomen is de bijdrage van erosie aan de belasting van het oppervlaktewater op nationaal niveau klein. Lokaal kan erosie echter een sterke bijdrage leveren.

Naast transportroutes die een directe relatie beschrijven tussen landbouwpercelen en oppervlaktewater, zijn er ook meer indirecte transportroutes. Hierbij gaat het vaak om een verplaatsing in tijd (nalevering uit waterbodems) of in ruimte (regionale kwel en depositie), maar nutriënten kunnen ook “van binnen uit” het oppervlaktewater belasten (interne eutrofiëring). Deze transportroutes worden hieronder beschreven.

3 *Regionale kwel*

Met name in de klei- en veengebieden in het westen en noorden van Nederland treedt nutriëntrijke kwel op. Kroes (1990) berekende dat voor ongeveer 30% van het Nederlandse oppervlakte de P concentratie in het kwelwater boven de oppervlaktewaternorm ligt. Voor N lag dit percentage op circa 40%. De kwel aanvoer is vaak afkomstig van hoger gelegen zandgebieden in het Oosten van Nederland (Pleistocene; Figuur 3).

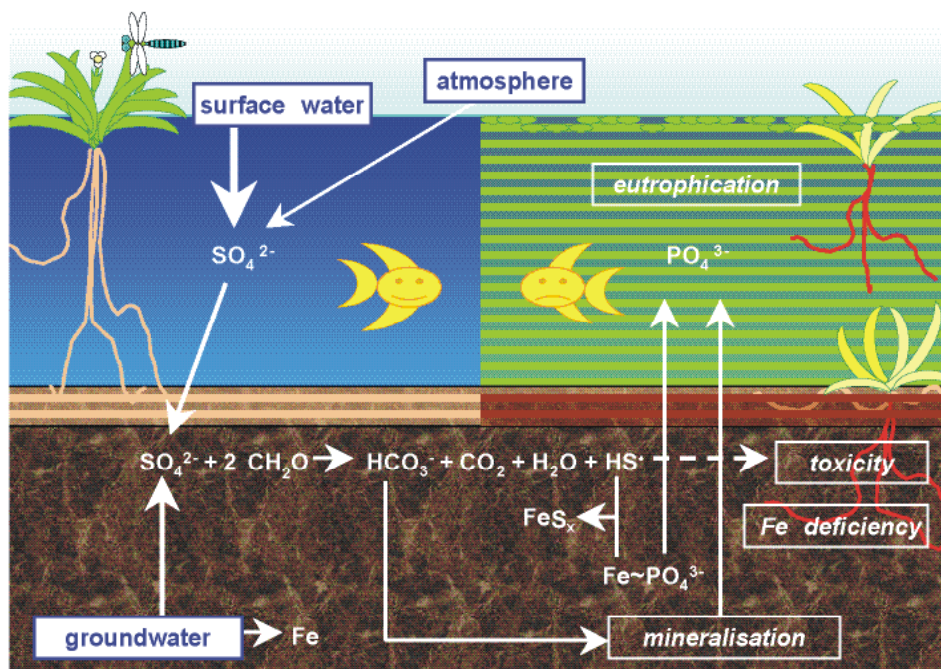


Figuur 3. Kwelfluxen berekend met STONE (Kroon *e.a.*, 2001). Negatieve waarden geven een wegzijgingsgebied aan; positieve waarden een kwellocatie

4 Interne eutrofiëring

Eutrofiëring die niet direct veroorzaakt wordt door een hogere N- en P-aanvoer; maar door de aanvoer van gebiedsvreemd water met een andere samenstelling (pH en macro-ionen) dan het gebiedseigen water, wordt interne eutrofiëring genoemd (Lamers *e.a.*, 1996; Beltman *e.a.*, 2000). Door water met een andere samenstelling in te laten dan het gebiedseigen water, kan versneld P worden vrijgemaakt. Vooral sulfaatrijk, alkalisch water is verantwoordelijk voor deze vorm van eutrofiëring. Door de hogere pH van het ingelaten water wordt de afbraaksnelheid van organisch materiaal verhoogd (omdat in de oorspronkelijk situatie de vrijkomende organische zuren een remmend effect hebben op de mineralisatie). Tijdens dit afbraakproces daalt de redoxpotentiaal, waardoor P in oplossing komt (reductie van ijzer-fosfaat complexen). Als het inlaatwater ook sulfaat (SO_4) bevat, wordt dit proces nog eens versneld. Bovendien concurreert sulfide (ontstaan na reductie van sulfaat) met fosfaat om bindingsplaatsen aan ijzer (Figuur 4). Bloemendaal & Roelofs (1988; geciteerd in Lamers *e.a.*, 1996) concludeerden dat 60% van het Nederlandse oppervlaktewater periodiek of permanent inlaatwater ontvangen van de Rijn of de Maas. Risicogebieden zijn met name de veengebieden in Utrecht, Overijssel, Noord- en Zuid-

Holland (inlaat van Rijnwater) en het Peelgebied (inlaat van Maaswater). Interne eutrofiëring kan tegengegaan worden door de inlaat van gebiedsvreemd water te verminderen (Beltman *e.a.*, 2000).



Figuur 4. Vereenvoudigde weergave van interne eutrofiëring als gevolg van het inlaten van sulfaatrijk, alkalisch water (Lamers, 2001)

5 Nalevering uit de waterbodem

Nalevering is het vrijkomen van P uit sediment zonder dat er externe aanvoer is van P. Midden jaren '70 werd "ontdekt" dat de waterkwaliteit niet direct beter werd zodra de externe belasting werd verlaagd (Golterman, 1977; geciteerd in Hosper, 1998). In het sediment ligt veel organisch P opgeslagen, zowel bezinksel van jarenlange oplading als oorspronkelijk aanwezig in de veelal venige bodem. Boers (1990) concludeerde dat deze 'bron' van P in de Loosdrechtse Plassen in dezelfde ordegrootte ligt als de externe belasting. Tevens concludeerde hij dat mineralisatie (als functie van de temperatuur) van organisch P het belangrijkste proces was voor de P-nalevering. Daarnaast waren laagdikte van het aërobe sediment en aanwezigheid van ijzer (Fe) van belang. Een hoge Fe-beschikbaarheid in aëroob sediment leidt tot lage nalevering van P. In veel oppervlaktewateren neemt de P-concentratie in de zomer toe, vanwege de hogere mineralisatiesnelheid. P-nalevering uit sediment is met name van belang in klei- en veengebieden. Ook vissen, zoals de Brasem, verhogen de mineralisatie door het omwoelen van de bodem. Door het omwoelen wordt het water troebel, waardoor ondergedoken waterplanten minder licht ontvangen en afsterven, waardoor het proces in Figuur 1 wordt versneld.

6 Atmosferische depositie

Door atmosferische depositie wordt jaarlijks 10 – 35 kg N/ha aangevoerd. Het betreft hier zowel natte als droge depositie. Naar schatting is 90% van de NH₃ depositie afkomstig van de landbouw (Bussink & Oenema, 1997). NH₃-vervluchtiging en –depositie vinden met name plaats in gebieden met intensieve veehouderij en minder in de akker- en tuinbouw gebieden (Kros *e.a.*, 2002; Buisman, 1987, geciteerd in Bussink, 1996). NH₃-depositie is in zekere zin een verplaatsing van nutriënten. Over het algemeen is de verblijftijd van NH₃ in de atmosfeer minder dan 6 dagen, waardoor het over relatief korte afstanden wordt getransporteerd (Jenkinson, 1990).

2.1 Karakterisering van transportroutes

Bovenstaande opsomming laat zien dat overschrijding van N- en P-normen in het oppervlaktewater verschillende oorzaken kan hebben. Het is vaak niet mogelijk te achterhalen via welke transportroute N en/of P het oppervlaktewater heeft bereikt. Wel is het mogelijk aan te geven onder welke omstandigheden een bepaalde transportroute waarschijnlijk een grote bijdrage heeft aan de N- en P-belasting van het oppervlaktewater. Onder die omstandigheden vallen bodemtype, hydrotype en landgebruik. In Tabel 1 zijn bovenstaande transportroutes samengevat en zijn de omstandigheden weergegeven. Per transportroute is globaal aangegeven of met name N of P (of beide) worden verplaatst. Niet iedere transportroute werkt op eenzelfde schaalniveau; ondiepe uitspoeling is bijvoorbeeld een veel lokaler proces dan regionale kwel. In Tabel 1 is onderscheid gemaakt tussen perceelsniveau, stroomgebiedniveau en stroomgebied overschrijdend niveau, waarbij stroomgebied het vanggebied van een grotere beek aangeeft. Algemeen gesproken kunnen processen op perceelsniveau beter gestuurd worden door de beheerder dan processen op stroomgebieds- of stroomgebiedsoverschrijdend niveau. Hendriks & ter Keurs (1992) concludeerden dat op klei- en veengronden meer dan 50% van het neerslagoverschot werd afgevoerd via ondiepe stroombanen, te weten ondiepe uitspoeling en oppervlakkige afspoeling. Diepe uitspoeling treedt met name op in diepe zandgronden en regionale kwel treedt vooral op in lage gebieden (Figuur 3).

Tabel 1: Karakterisering van transportroutes van N en P naar het oppervlaktewater

transportroute	N/P	omstandigheden	schaalniveau
1a Ondiepe uitspoeling	NP	klei, veen, beekdalen	perceel
1b Diepe uitspoeling / lokale kwel	NP	zand	stroomgebied
2 Oppervlakkige afspoeling/erosie	NP	hellingen, klei	perceel
3 Regionale kwel	NP	klei, veen	stroomgebied overschrijdend
4 Interne eutrofiëring	P	veen	stroomgebied
5 Nalevering uit sediment	P	klei, veen	in oppervlakte water
6 Depositie	N	veehouderij	stroomgebied + stroomgebied overschrijdend

3 Omschrijving van gebieden

Bij het identificeren van gebieden waar de N- en P-normen van het oppervlaktewater worden overschreden, is uitgegaan van de Eutrofiëringsenquête kleine wateren (Portielje *e.a.*, 2002). De genoemde studie geeft een overzicht van trends in de oppervlaktewaterkwaliteit van 1985-2000 door meer dan 300 trendanalyses te verzamelen. Deze 300 meetpunten zijn verzamelde data van waterbeheerders en werden door de beheerder als “voornamelijk door landbouw beïnvloed” beschouwd. In de Eutrofiëringsenquête is per meetlocatie het landgebruik van het vanggebied vastgesteld. Tevens zijn gebiedsparameters betreffende hydrologie en bodemsoort verzameld. In deze studie is uit de Eutrofiëringsenquête een aantal gebieden gedestilleerd met identieke omstandigheden wat betref grondwatertrap (GT), landschapsregio, landgebruik en kwelsituatie. Hierbij is als volgt te werk gegaan:

1. Landgebruik: per meetlocatie (vanggebied) is het dominante landgebruik bepaald (gras, maïs, tuinbouw, akkerbouw, natuur, stedelijk en water). Locaties met als dominant landgebruik “water”, “natuur” of “stedelijk” zijn uit de dataset verwijderd. Voor de overige locaties werd het dominante landgebruik representatief gesteld voor de hele locatie (één soort landgebruik per locatie).
2. Per landgebruiksvorm werden locaties met identieke landschapsregio's en hydrotypen geselecteerd (zie kader aan het eind van dit hoofdstuk).
3. Per landschapsregio-hydrotipe-landgebruik-combinatie werden de dominante GT en kwel-situatie bepaald en toegekend aan alle locaties met deze landschapsregio-hydrotipe-landgebruik-combinatie. De grens van wel of geen kwel werd gelegd bij 1 mm/d.
4. Per GT- landschapsregio-hydrotipe-landgebruik-kwel-combinatie werden de gemiddelde N en P concentraties berekend uit de periode 1996-2000.
5. Combinaties met minder dan 6 locaties zijn buiten beschouwing gelaten.

Bovenstaande procedure leidde tot de selectie van 11 gebieden. De N en P concentraties van deze gebieden lagen allemaal gemiddeld boven de N en P normen van het oppervlaktewater (Tabel 2).

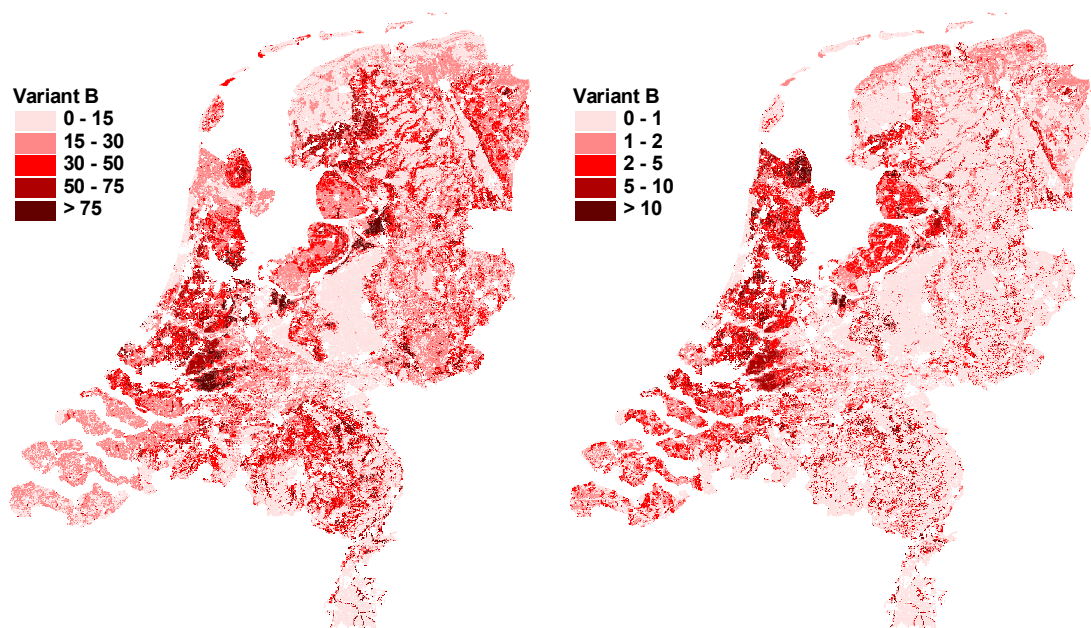
Tabel 2. Gebiedsbeschrijving op basis van dataset van Eutrofiëringssurvey (Portielje e.a., 2002). N en P concentraties in mg/l. Normen voor het oppervlaktewater bedragen 2,2 mg N/l en 0,15 mg P/l

combinatie	GT	Landschapsregio	Hydrotype ¹	Kwel	Type ²	land-gebruik	# ³	N	P
A	VI	droogmakerijen	westland	Afwezig	polder	akkerbouw	22	6,22	0,31
B	II	droogmakerijen	westland	Afwezig	polder	gras	6	5,22	0,49
C	II	laagveen	westland	Afwezig	polder	gras	13	4,32	0,30
D	III	pleistoceen	oost Nederland	Wegzijging	hoge gronden	gras	12	7,64	0,14
E	VI	rivierengebied	betuwe	Afwezig	hoge gronden	gras	17	5,24	0,23
F	III	rivierengebied	westland	Afwezig	polder	gras	26	3,39	0,21
G	VI	zandgebied	dekzand	Wegzijging	hoge gronden	gras	16	6,11	0,13
H	III	zandgebied	eem-of keileem	Afwezig	hoge gronden	gras	9	4,90	0,23
I	IV	zeekleigebied	westland	Afwezig	polder	tuinbouw	7	16,49	1,60
J	VI	zeekleigebied	westland	Afwezig	polder	akkerbouw	25	6,84	0,88
K	V	zeekleigebied	westland	Afwezig	polder	gras	7	4,29	0,34

1: zie kader aan het einde van dit hoofdstuk; 2: Type waterloop waarin monster is genomen; 3: Aantal meetpunten in dataset.

Voor N geven de zeekleigebieden met tuin- en akkerbouw (I en J), de droogmakerijen met akkerbouw (A) en de zandgebieden (D en G) vaak hoge concentraties. Voor P zijn de risicogebieden de zeekleigebieden met gras, tuin- en akkerbouw (G, I en J) en de droogmakerijen (A en B).

De gebiedsbeschrijvingen in Tabel 2 kunnen vergeleken worden met de resultaten van landsdekkende berekeningen. Voor de Evaluatie van het Mestbeleid zijn landsdekkende berekeningen uitgevoerd met het consensus uitspoelingsmodel STONE (Samen Te Ontwikkelen Nutriënten Emissie-model) (figuur 5). Hierbij werden de gevolgen van het (huidige of aangepast) landbouwbeleid op de uitspoeling van N en P berekend. Voor deze berekeningen is Nederland opgedeeld in 6405 unieke combinaties (UCs). Deze UCs onderscheiden zich in hydrotype, landschapsregio en grondwatertrap. De resultaten van deze berekening laten duidelijk zien waar kwetsbare gebieden liggen ten aanzien van N en/of P uitspoeling. In Figuur 5 zijn met name de veengebieden, de polders en de laaggelegen zandgronden kwetsbaar wat betreft N uitspoeling en de polders en de kleigronden wat betreft P. Deze resultaten komen goed overeen met de gebiedsbeschrijvingen in Tabel 2.



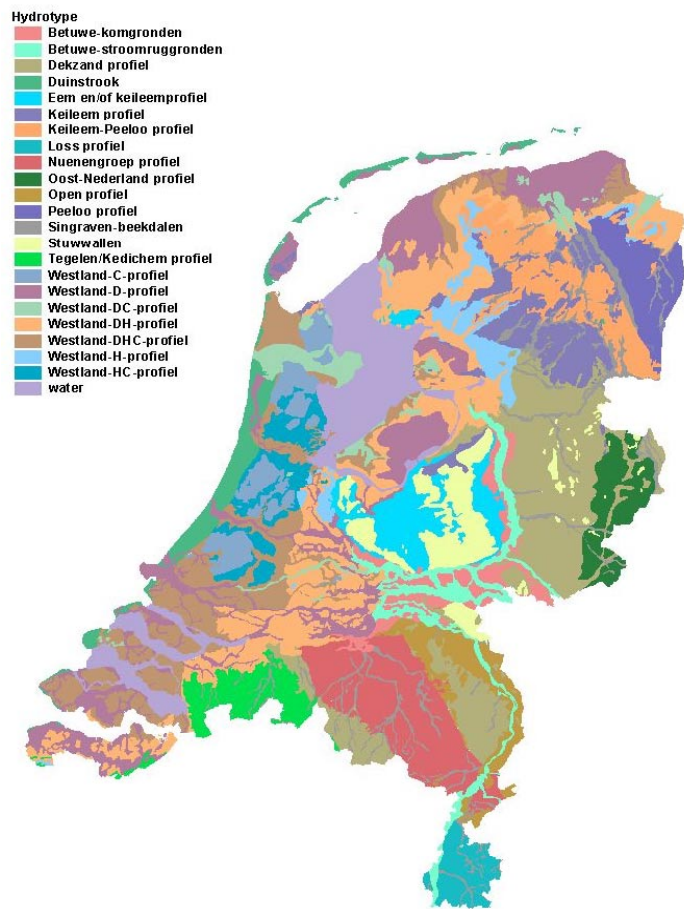
Figuur 5. In 2002 zijn landsdekkend verschillende bemestingsscenario's doorgerekend tot 2030. In bovenstaande figuur de resultaten van voortzetting van het huidige beleid voor N (links) en P (rechts). Weergegeven is de uitspoeling naar het oppervlaktewater in kg/ha (Schoumans e.a., 2002).

Kader 1: Hydrotypen (naar: Massop e.a., 1997, Massop e.a., 2000 en aangevuld met informatie uit Locher en de Bakker, 1990).

Het woord hydrotipe staat voor

hydrologisch gebiedstype en het geeft de geohydrologische opbouw van de ondiepe ondergrond weer. Hydrotypen komen overeen wat betreft de interactie tussen grond- en oppervlaktewater. Hydrotypen maken onderscheid naar goed en slecht doorlatende lagen. De stromingsrichting van het grondwater is overwegend horizontaal in goed doorlatende lagen en overwegend verticaal in slecht doorlatende lagen. De hydrotypen kunnen onderscheiden worden in Holocene en Pleistocene hydrotypen. Het Holocene gebied wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van een slecht doorlatende deklaag. Verder betreft het overwegend vlakke gebieden en is de grondwaterstand veelal beheerst. Tot het Pleistocene gebied behoren gebieden waar de Formatie van Twente aan het oppervlakte komt en het terrein is vaak golvend of hellend. De ontwateringssystemen in de Pleistocene gebieden zijn slechts gedeeltelijk

beheersbaar. In de Eutrofiëringsequêe is een aantal hydrotypen samengevoegd. Daarbovenop zijn in deze studie de verschillende Westlandformaties samengevoegd. Hieronder staat per hydrotipe uit Tabel 2 een korte beschrijving.



Westland :Holocene zeeafzetting. Tot de Westland formaties worden mariene, estuariene en kustafzettingen gerekend. De Westlandformatie komt langs de hele kustlijn van Nederland voor. De Westlandformatie bestaat uit (van diep naar ondiep) basisveen, afzetting van Calais, Hollandveen, afzetting van Duinkerke.

Oost-Nederland :Pleistocene afzettingen in het Oosten van Nederland.

Betuwe: Holocene rivierafzetting langs de grote rivieren. De Betuwe formatie bestaat uit zand en klei.

Dekzand: Pleistocene, eolische afzetting van grof zand. Dekzanden komen in grote delen van Nederland voor, maar het meest in het Oosten en Zuiden.

Eemleem: Pleistocene zee-afzetting bestaande uit veelal grove schelphoudende zanden waarin lokaal kleilagen voorkomen.

Keileem: Grondmorene (glaciaal)

Figuur 5b: Hydrotypen (naar: Massop e.a., 1997, Massop e.a., 2000 en aangevuld met informatie uit Locher en de Bakker, 1990).

4 Transportroutes en gebiedsbeschrijvingen – een koppeling

In de vorige hoofdstukken zijn 2 tabellen opgesteld, één van verschillende transportroutes van N en P naar het oppervlaktewater (Tabel 1) en één met gebiedsbeschrijvingen in Nederland waar N en/of P normen van het oppervlaktewater worden overschreden (Tabel 2). In dit hoofdstuk worden Tabel 1 en Tabel 2 a.h.w. gecombineerd, zodat per gebiedsbeschrijving een overzicht wordt gegeven van de daar te verwachten dominante transportroutes. Bij het vaststellen van de te verwachten transportroutes is uitgegaan van de informatie in de hoofdstukken 2 en 3. Bij de toekenning van transportroutes aan gebiedsbeschrijvingen zijn de volgende “toekenningsregels” toegepast. De toekenningsregels maken gebruik van gebiedsvariabelen uit Tabel 2.

<i>Transportroute</i>	<i>Toekenningsregel</i>
Ondiepe uitspoeling (1a)	Type = polder
Diepe uitspoeling (1b)	Type = hoge gronden
Oppervlakkige afspoeling (2)	Type = polder + Landgebruik = gras
Regionale kwel (3)	Type = polder + Hydrotipe = westland
Interne eutrofiëring (4)	Landschapregio = laagveen
Nalevering (5)	Landschapregio = laagveen
Depositie (6)	Allen

Het resultaat van het toekennen van bepaalde transportroutes aan gebiedsbeschrijvingen is weergegeven in Tabel 3. Niet alle transportroutes leveren een even grote bijdrage aan de N en P belasting van het oppervlaktewater. Volgens Uunk (1991) vindt 70% van de belasting van het oppervlaktewater plaats door diepe en ondiepe uitspoeling vanuit de landbouw.

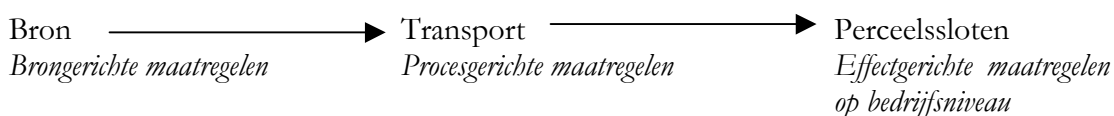
Tabel 3. Toekenning van voornaamste transportroutes per gebiedsbeschrijving. Een ‘x’ betekent dat de transportroute waarschijnlijk optreedt. De nummers in kolom 1 komen overeen met de nummers uit Tabel 2.

#	Landschapsregio	Hydrotipe	Kwel	Type	Landgebruik	Transportroute*							
						1a	1b	2	3	4	5	6	
A	droogmakerijen	westland	afw	polder	Akkerbouw	x			x			x	
B	droogmakerijen	westland	afw	polder	Gras	x		x	x			x	
C	laagveen	westland	afw	polder	Gras	x		x	x	x	x	x	
D	pleistocene	oost Nederland	-	hoge gronden	Gras		x					x	
E	rivierengebied	betuwe	afw	hoge gronden	Gras		x					x	
F	rivierengebied	westland	afw	polder	Gras	x		x	x			x	
G	zandgebied	dekzand	-	hoge gronden	Gras		x					x	
H	zandgebied	eem-of keileem	afw	hoge gronden	Gras		x					x	
I	zeekleigebied	westland	afw	polder	Tuinbouw	x			x			x	
J	zeekleigebied	westland	afw	polder	Akkerbouw	x			x			x	
K	zeekleigebied	westland	afw	polder	Gras	x		x	x			x	

* 1a: ondiepe uitspoeling; 1b: diepe uitspoeling; 2: oppervlakkige afspoeling; 3: regionale kwel, 4: interne eutrofiëring; 5: nalevering; 6: depositie

5 Procesgerichte maatregelen ter vermindering van de N- en P-belasting van het oppervlaktewater

Maatregelen om de N- en P-belasting van het oppervlaktewater te verminderen grijpen in feite in op één of meer transportroutes van N en P naar het oppervlaktewater. Het spreekt voor zich dat een maatregel pas effectief is als de maatregel ingrijpt op een transportroute die voor dat gebied belangrijk is. Echter, in de praktijk is dit soms moeilijk te realiseren of vast te stellen. In dit hoofdstuk worden de maatregelen ingedeeld naar de transportroute(s) waar het voornamelijk effect op heeft. Daarnaast zijn er ook maatregelen die de N- en P-concentraties in het oppervlaktewater verlagen. Dit zijn effectgerichte maatregelen. Ze kunnen binnen één bedrijf of cluster van bedrijven ingezet worden, onafhankelijk van de transportroute. Deze maatregelen worden in Hoofdstuk 6 besproken.



5.1 Ondiepe uitspoeling

In deze paragraaf worden maatregelen besproken die ondiepe uitspoeling van N en P verminderen. De belangrijkste en meest toegepaste maatregel is de aanleg van bufferstroken (§5.1.1). Indien ondiepe uitspoeling plaatsvindt via drains, kan belasting van het oppervlaktewater ook tegengegaan worden door het saneren van drainwater. Deze mogelijkheid wordt besproken in §5.1.2.

5.1.1 Bufferstroken

Bufferstroken zijn onbemeste stroken grond langs een watervoerende sloot. Bufferstroken zijn over het algemeen breder dan teeltvrije zones (zie kader). Nutriënten die via afspoeling en ondiepe stroombanen in de bufferstrook komen, kunnen alsnog door het gewas opgenomen of in de bodem vastgelegd worden. Er wordt onderscheid gemaakt tussen droge,

Teeltvrije Zones

Teeltvrije zones zijn ingesteld om emissies van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen naar het oppervlaktewater tegen te gaan (Lozingenbesluit Open Teelt en Veehouderij). Het lozingenbesluit geldt alleen voor watervoerende sloten. De breedte varieert tussen 25 en 150 cm voor de akkerbouw, groente- boom- en bollenteelt. Deze strook mag smaller zijn bij emissiearme spuittechnieken (reductie tot 0 cm). Op de teeltvrije zone mag een gewas (bijvoorbeeld vanggewas) anders dan het hoofdgewas worden geteeld. Voor grasland geldt alleen een mestvrije strook van 25 cm. In het algemeen zijn teeltvrije zones te smal om gedurende het groeiseizoen te maaien en dus hiermee nutriënten af te voeren. Naast een daling in de totale bemesting van het perceel en het voorkomen van het meemesten van sloten (kantstrooiers zijn verplicht), hangt het rendement sterk af van het (vang)gewas en afvoer van biomassa.

natte en bosbufferstroken. Droge bufferstroken zijn onbemeste stroken langs een landbouwperceel, vaak beteeld met gras of granen. Natte bufferstroken hebben een verlaagd talud, zodat de denitrificatie (vervluchting van N) toeneemt. Bosbufferstroken bestaan uit onbemeste stroken met bomen. De efficiëntie van P vastlegging is in natte bufferstroken veelal lager dan in droge bufferstroken. Over bufferstroken bestaat veel literatuur (bijv. Arts *e.a.*, 1998; Reus *e.a.*, 1998 en Orleans *e.a.*, 1994).

Droge bufferstroken

Droge bufferstroken zijn veelal ingezaaid met gras. Voor een goede werking is gedurende het gehele jaar een dichte zode noodzakelijk. Voor de Mosbeek zijn door Kruijne (1996) modelberekeningen uitgevoerd, waarbij reductiepercentages ten opzicht van de situatie zonder bufferstrook zijn berekend (Tabel 4). Uit de berekeningen bleek dat de grasbufferstroken (i) een hogere reductie bereikten dan bosbufferstroken en (ii) dat bufferstroken langs grasland een groter effect hadden dan langs maïsland.

Tabel 4. Modelresultaten van bufferstroken (gras en bos) grenzend aan gras- en maïsperven langs de Mosbeek. Resultaten zijn weergegeven als reductie in N- en P-uitspoeling in vergelijking tot situatie zonder bufferstrook (in %) (Kruijne, 1996)

Gewas	Breedte (m)	Maïs		Gras	
		N	P	N	P
gras	1	1,7	1,5	4,4	3,6
gras	10	10,3	4,5	28,2	22,3
bos	1	0,7	-0,1	3,5	2,5
bos	10	1,9	-5,8	18,1	16,2

Door Orleans *e.a.* (1994) zijn vergelijkbare modelberekeningen verricht naar de efficiëntie van bufferstroken van veel voorkomende grondsoort/grondgebruik combinaties (Tabel 5). Bij deze berekeningen is uitgegaan van volledige denitrificatie van nitraat op kleigronden en is geen rekening gehouden met N-afvoer via drainage. Uit deze berekeningen bleek –net als bij de berekeningen van Kruijne– dat grotere reducties voor N werden behaald dan voor P. Natte bufferstroken zijn het efficiëntst in het verwijderen van N; grasbufferstroken in dat van P.

*Tabel 5. Modelresultaten van verschillende typen bufferstroken (3 m breed). Resultaten zijn weergegeven in reductie in N- en P-uitspoeling in vergelijking tot situatie zonder bufferstrook (in %) (Orleans *e.a.*, 1994)*

Type bufferstrook	Bouwland op klei		Gras op zand		Maïs op zand	
	N	P	N	P	N	P
Braak	100	25,1	17,0	8,0	10,9	5,2
Gras	100	33,3	17,0	8,0	15,6	5,9
Moeras	100	29,6	42,5	7,3	38,5	5,5
Bos	100	13,2	17,0	4,0	15,6	3,8

Gilliam *e.a.* (1996; geciteerd in Commissie van Europese Gemeenschappen; 2002) concludeerden dat grasbufferstroken minimaal vijf meter breed dienen te zijn om N-uitspoeling in significante mate te reduceren. Meer algemeen wordt in de buitenlandse literatuur aangegeven dat voor een optimaal rendement een bufferstrook niet breder hoeft te zijn dan tien meter (Arts, 1998). In de Nederlandse literatuur wordt geen minimale breedte aangegeven. Het vertalen van buitenlandse

gegevens naar de Nederlandse situatie is lastig, vanwege verschillen in (i) hydrologische condities (veel afspoeling in heuvelachtig terrein in het buitenland en veel ondiepe uitspoeling (bijvoorbeeld via drainage) in Nederland), (ii) N- en P-vrachten en (iii) hoeveelheid en verdeling van neerslag.

Bufferstroken raken uiteindelijk N- en P-verzadigd en zullen daardoor minder efficiënt worden. Methoden om verzadiging tegen te gaan zijn (i) afvoer van maaisel, (ii) N- en P-vastlegging in de bodem en (iii) afgraven van de verzadigde bovenste bodemlaag.



Figuur 6. In bufferstroken kan een gradiënt in biomassa productie ontstaan (hoge biomassa langs het perceel en lage biomassa langs de sloot), zoals hier in het project natuurbreed (PPO-AGV)

In het project natuurbreed (PPO-AGV) is de droge stofproductie en N-afvoer met het maaisel in verschillende drie meter brede akkerranden onderzocht (Hopster *e.a.*, 2002). Dit maaisel werd afgevoerd. De droge stofopbrengst lag tussen de 2 en 5 ton/ha. Zowel in droge stofproductie als N-afvoer waren er geen significante verschillen tussen typen (Tabel 6). Opvallend zijn de lage afvoeren vergeleken met productiegrasland. Bij productiegrasland wordt ca. 11-13 ton/ha droge stof geproduceerd en wordt ca. 400 kg N/ha afgevoerd (na één jaar niet bemesten, wordt ca. 100-150 kg N/ha afgevoerd). De gevonden waarden zijn goed vergelijkbaar met verschraalde wegbermen; hierbij wordt ca. 4 ton droge stof per ha per jaar geproduceerd (ter Stege & Pot, 1991). Dit kan betekenen dat de akkerranden al grotendeels zijn verschraald. Wel is er in de akkerranden een gradiënt in biomassa productie aanwezig; dit kan zowel een meemest- als uitspoelingseffect zijn (Figuur 6).

*Tabel 6. N-afvoer (kg/ha/j) in drie meter brede akkerranden bij twee keer maaien per jaar op drie verschillende locaties voor de jaren 2000 en 2001 (Hopster *e.a.*, 2002)*

Locatie	Grondsoort	Rietzwenktype		Engels raaitype		Bermentype	
		2000	2001	2000	2001	2000	2001
Kooijenburg	Zand	56	54	43	58	55	65
Westmaas	Klei	39	38	45	24	55	65
Vredepeel	Zand	70	48	56	48	47	86

Fosfaatvastlegging in droge bufferstroken kan worden verbeterd door het injecteren of inwerken van ijzer, magnesium of calcium. Injectie van aluminium is onder veldomstandigheden niet aan te raden vanwege het mogelijk optreden van aluminiumtoxiciteit. Door Schoumans *e.a.* (1995) is voor het stroomgebied van de Schuitembeek onderzocht of het mogelijk is fosfaat bodemchemisch vast te leggen met 0,2% Fe in de vorm van vers gesynthetiseerde ijzerhydroxide-suspensie (uitgangsmateriaal: $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3/\text{Ca}(\text{OH})_2$ -suspensie). Zonder ijzertoediening varieerde de ortho-P concentratie in de bodem tussen 1 en 3 mg P/l en met ijzertoediening tussen de 0,12 en 0,25 mg P/l. Het goedkopere FeSO_4 leidde tot CaSO_4 vorming, waardoor gewasgroei mogelijk geremd wordt (Schoumans *e.a.*, 1995). Voor percelen die niet gedraineerd zijn, hoeft slechts een strook van ca. 10 meter langs de sloot behandeld te worden. In hoeverre ijzerinjectie op langere termijn werkt is onduidelijk. Daarnaast is het de vraag of het chemisch vastleggen van P onder veldomstandigheden wenselijk is; vooral ook omdat bij eventuele waterpeilverhogingen het aldus vastgelegde P in oplossing gaat.

Tot slot kan de verzadigde bovenlaag van droge bufferstroken worden afgegraven en bijvoorbeeld over het land worden verspreid. Als geen nieuwe (schone) grond wordt aangevoerd, ontstaat vervolgens een plas- of drasberm. Dit heeft tot gevolg dat de droge bufferstrook smaller wordt en mogelijk niet meer voldoet aan de eisen die in het Lozingenbesluit worden gesteld.

Toepassingsmogelijkheden

Het aanleggen van droge bufferstroken is een effectieve maatregel om N- en P-emissies naar het oppervlaktewater te beperken, mits het meeste N- en P-transport via ondiepe stroombanen (tot ca. 40 cm –mv) verloopt (transportroute 1a) en er geen preferente stroombanen of drains aanwezig zijn (Puckett, 2002; Burkart & James, 2002). Conflicterende belangen kunnen optreden met het agrarisch natuurbeheer en de aanleg van ecologische verbindingzones. Hierbij ligt de nadruk op

ecologische aspecten van bufferstroken, hetgeen vaak neerkomt op de aanleg van bloemrijke slootranden en een extensief maaibeheer. Om bijvoorbeeld in aanmerking te komen voor natuurbraaksubsidie mag niet eerder dan 15 juli worden gemaaid. Het is dus de vraag in hoeverre natuur- en milieufuncties te koppelen zijn. In het ideale geval zou door het langzaam verschrallen van grasbufferstroken (milieufunctie) uiteindelijk vanzelf meer kruiden (natuurfunctie) in de bufferstroken moeten verschijnen. Bij zeer sterke verschraling verdwijnen kruiden vaak weer. Een voordeel

Kosten bufferstroken – een praktijkvoorbeeld

De aanleg van bufferstroken kan voor agrariërs financieel profijtelijk zijn. Zo wordt in het project actief randenbeheer Brabant voor 3,5 meter brede bufferstroken langs akkerranden een vergoeding van € 0,50 per strekkende meter gegeven. Dit kan meer opleveren dan de teelt van aardappels langs de slootrand. Daarnaast kan bij de teelt van laatriumende gewassen eerder met het schonen van sloten worden begonnen (Tholhuijsen, 2002). De opbrengstderving door aanleg van bufferstroken is afhankelijk van het geteelde gewas en zal hoger zijn bij smalle percelen. Op veebedrijven zullen niet of nauwelijks extra kosten verbonden zijn aan het maaien en afvoeren van gras.

van grasbufferstroken is dat waarschijnlijk akkeronkruiden als akkerdistel zich hier minder goed kunnen vestigen dan in de meer open bloemrijke stroken.

Bestaande teeltvrije zones zoals schouwpaden van waterschappen kunnen worden ingericht en beheerd als bufferstrook. Tevens zouden bufferstroken als wandelpaden ingericht kunnen worden. Tot slot zijn grasbufferstroken goed inzetbaar langs beken (hooilanden), waarbij door maaien nutriënten worden afgevoerd.

Bosbufferstroken

Doordat bomen dieper wortelen dan gras zijn deze efficiënter in het verwijderen van nutriënten uit dieper uitspoelend water (Hefting & de Klein, 1998). Daarnaast kan locale atmosferische depositie (verwaide mest of ammoniak) door bosbufferstroken worden ingevangen. Langs watergangen kan door beschaduwten tevens algengroei en overmatige groei van waterplanten worden tegengegaan (Arts, 1998). Gemiddeld genomen is de efficiëntie van bosbufferstroken lager of hoogstens gelijk aan die van grasbufferstroken en natte bufferstroken (Tabel 5), omdat boomblad niet wordt afgevoerd.

Toepassingsmogelijkheden

Langs de meeste landbouwpercelen lijkt de aanleg van bosbufferstroken met waterzuivering als hoofdfunctie niet realistisch. Naast aanzienlijk ruimtebeslag, vindt door beschaduwten van het gewas opbrengstderving plaats. Bosbufferstroken kunnen wel worden meegekoppeld met plattelandsvernieuwingprojecten en projecten gericht op het herstel van oude cultuurlandschappen. Daarnaast zijn ze goed inpasbaar bij de inrichting van hydrologische bufferzones, ecologische hoofdstructuur en ecologische verbindingzones.

Natte bufferstroken

Natte bufferstroken (of: moerasbufferstroken) zijn stroken langs een watergang met een verlaagd talud. Onderscheid wordt gemaakt tussen dras- en plasbermen. Bij een drasberm ligt het verlaagde talud net boven, en bij een plasberm net onder, de waterlijn. In het laatste geval wordt zowel water uit de bouwvoor als uit het oppervlaktewater gezuiverd. In de bufferstrook wordt door de dichte begroeiing met moerasplanten de stroomsnelheid van water gereduceerd, waardoor nutriënten in de bodem percoleren. Door de overheersende anaërobe bodemomstandigheden wordt nitraat gedenitrificeerd. Net als bij grasbufferstroken worden nutriënten verwijderd door afvoer van maaisel. Melman *e.a.* (1990) hebben berekend dat de slootkantvegetatie in een zwaar bemest veenweidegebied verschaald kan worden met 60%, mits de slootkanten niet meebemest worden. Wel zal het maaisel moeten worden afgevoerd of over het land worden verspreid, dit om uitspoeling van nutriënten uit het maaisel naar het water te voorkomen. Daarnaast dient het aanbeveling moerasbufferstroken regelmatig te schonen en de sliblaag te verwijderen (na 3-5 jaar).

De werking van natte bufferstroken berust voor een groot deel op het optreden van denitrificatie. Denitrificatie kan mogelijk worden versneld door een gemakkelijk afbreekbare C-bron (glucose of methanol) in de moerasbufferstrook te injecteren.

Dit kan echter leiden tot sterk gereduceerde bodemomstandigheden, en tot gevolg hebben dat de vitaliteit van moeras- en waterplanten sterk achteruitgaat (Clevering, 1999). Bekalking van bufferstroken stimuleert de mineralisatie; bovendien is de toxiciteit van organische afbraakproducten, zoals propionzuur en boterzuur, bij hoge pH lager (Armstrong & Armstrong, 2001). In het verleden is bekalking veel toegepast om de verzuring/verlanding van rietmoerassen tegen te gaan. Ook in moerasbufferstroken kan fosfaat middels ijzerinjectie worden vastgelegd. Het is echter efficiënter dit in de perceelsrand, onder zuurstofrijkere omstandigheden, te doen.

Toepassingsmogelijkheden

Langs gedraineerde percelen zijn natte bufferstroken efficiënter dan droge bufferstroken, omdat in gedraineerde percelen de stroombanen doorgaans dieper zijn dan in ongedraineerde percelen. In een gedraineerd perceel wordt een grasbufferstrook a.h.w. omzeild, maar een natte bufferstrook niet (drains lopen hierin uit). Indien de functie van de bufferstrook voornamelijk gericht is op het zuiveren van het water uit het aangrenzende landbouwperceel is een drasberm te prefereren boven een plasberm; dit omdat de retentietijd in een drasberm hoger is dan in een plasberm.

Oeverbeheer

Langs grote watergangen in beheer bij waterschappen worden oevers veelal natuurvriendelijk of als ecologische verbindingszone ingericht. Langs de grote wateren speelt het tegengaan van oevererosie en daarbij een goede doorstroming een grote rol (CUR, 1999). Het beheer kan daarbij afwijken van hetgeen optimaal is voor waterzuivering. Zo zijn overjarige (niet-afgemaaide) rietstengels belangrijk voor de demping van golfwerking gedurende de winterperiode. Daarnaast wordt vaak geadviseerd riet gefaseerd (jaarlijks slechts een deel van de rietzone) te maaien, dit omdat veel dieren overjarig riet als habitat gebruiken.

De aanplant van sterk productieve helofyten (riet, biezen en lisdodden) heeft vaak tot gevolg dat de soortenrijkdom van plasbermen vermindert, hierdoor ontstaat een vegetatie die niet altijd tot de gewenste natuuroedotype hoort (Uunk & Schmidt, 1995). Dit zal, als al sloten aanwezig zijn, vooral het geval zijn voor de hooggelegen zandgronden.

5.1.2 Drainage

Via drains kan een aanzienlijke hoeveelheid N (en P) in het oppervlaktewater terecht komen. Door van den Eertwegh (2002) werd gedurende 2 opeenvolgende jaren op zavelgrond een totale N-uitspoeling van 19 en 13 kg/ha en van P van 0,7 en 0,3 kg/ha per jaar gevonden. Hiermee kon het grootste deel (>65%) van de N- en P-belasting in de perceelssloot worden verklaard. De grootste afvoer trad in het vroege voorjaar op.

Gecontroleerde drainage

Gedurende de winter en zomer kan het waterpeil worden verhoogd door aanpassingen aan de hoogte van de uitstroomopening van drainagebuizen. In

Engeland is door Harris & Catt (1999) langjarig onderzoek gedaan naar de invloed van waterpeilen en het afsluiten van drainage op N- en P-uitspoeling. Gedurende de gehele onderzoeksperiode werd door peilverhogingen minder N-uitspoeling gevonden, hetgeen samenhangt met verhoogde denitrificatie. P spoelde alleen gedurende de eerste jaren minder uit; gedurende de latere jaren was bij hogere waterpeilen uitspoeling gelijk of zelfs hoger. Als verklaring werd gegeven dat in de eerste jaren door een verhoogde retentietijd van P in de bodem er verhoogde adsorptie optrad. In latere jaren vond echter netto desorptie plaats. Vertaald naar de Nederlandse situatie met een groot areaal fosfaatverzadigde gronden kan verondersteld worden dat waterpeilverhogingen veelal tot fosfaatsuitspoeling zullen leiden.

Toepassingsmogelijkheden

In Nederland wordt gecontroleerde drainage niet in praktijk gebracht. In principe is deze methode toepasbaar op alle gedraineerde gronden. Daarbij mag op percelen met wintergranen 's winters het waterpeil niet verder stijgen dan ca. 30 cm –mv, omdat anders gewasschade ontstaat (Alblas, 2002). Verdere kanttekeningen die kunnen worden geplaatst zijn (i) de hoogte van de uitstroomopening van drainagebuizen moet gemakkelijk instelbaar zijn, (ii) het vasthouden van water gedurende de winterperiode staat voor laag Nederland haaks op het beleid om 's winters bij calamiteiten waterberging te kunnen creëren en snel water af te kunnen voeren, (iii) het land moet in het voorjaar vóór grondbewerking droog genoeg zijn, (iv) verhogen van het zomerpeil kan mogelijk leiden tot een verhoogde afstroming na veel neerslag.

Diepe drainage

Drainage zorgt ervoor dat nutriënten (direct) naar het oppervlaktewater in plaats van naar het grondwater uitspoelen. Een voordeel van drainage is dat de bodem gedurende langere periode in zuurstofrijke toestand blijft, hetgeen gunstig is voor het fosfaatbindend vermogen van de bodem. In fosfaatverzadigde bodems kan P echter via de drains uitspoelen. In theorie kan, door het dichten van greppels, het verhogen van het waterpeil in perceelssloten (infiltratie van water uit de sloot) in combinatie met de aanleg van diepe drainage (> 2,5 m –mv) en onderbemaling, de P-uitspoeling naar het oppervlaktewater met 80-85% worden gereduceerd, zoals in een modelstudie van Schoumans *e.a.* (1995) en Chardon *e.a.* (1996) is aangetoond. P hoopt zich dan op in de diepere onverzadigde bodemlaag.

Opvangen drainwater

Door Chardon *e.a.* (1996) worden verschillende opties genoemd om P-uitspoeling naar het oppervlaktewater via drainage te voorkomen of te verminderen. Eén van de mogelijkheden is om drainage aan te sluiten op de riolering of op individuele afvalwaterzuiveringsinstallaties (Individuele Behandeling Afvalwater systemen: IBA's) (§6.3.1). Het is de vraag of dit financieel haalbaar is vanwege de te overbruggen afstanden. Daarbij komt nog dat de normen voor gezuiverd afvalwater minder streng zijn dan die voor het oppervlaktewater. Bovendien wordt de efficiëntie van zuiveringsinstallaties (lagere belasting) lager door het mengen van afval- en drainwater. Andere mogelijkheden liggen in het vastleggen van nutriënten voordat ze

in het oppervlaktewater komen, bijvoorbeeld in (hoefijzervormige) helofytenfilters (§6.3.2).

5.2 Oppervlakkige afspoeling en erosie

Oppervlakkige afspoeling en erosie kunnen middels teeltmaatregelen worden tegengegaan. Door retentietijden te verhogen kunnen nutriënten de bodem indringen (Rose & Randal, 1987). Niet ploegen (achterlaten stoppelresten) en/of inzaaien van groenbemesters of wintergraan verminderd de afstroming in de winterperiode. Echter, verminderd ploegen als maatregel tegen erosie kan tot problemen leiden in de onkruidbeheersing (Fyske *e.a.*, 2002). Holle percelen kunnen directe afstroming verminderen (Buijze & Middelkoop, 1996). Gedurende de teelt (bijvoorbeeld van aardappelen) kan afstroming verminderd worden door loodrecht op de afstromingsrichting te telen.

5.3 Interne eutrofiëring

Interne eutrofiëring speelt in het veenweidegebied en in natuurgebieden. Interne eutrofiëring wordt veroorzaakt door het inlaten van sulfaatrijk, alkalisch water. Door meer gebruik te maken van gebiedseigen water, wordt interne eutrofiëring tegengegaan (Beltman *e.a.*, 2000; Lamers *e.a.*, 1996; Lamers, 2001). Dit is met name een taak voor de waterbeheerders (waterschappen en hoogheemraadschappen). Echter, meer gebruik van gebiedseigen water is niet altijd eenvoudig te realiseren door de complexe hydrologie van veel polders.

6 Effectgerichte maatregelen ter vermindering van de N- en P-belasting van het oppervlaktewater

Voor de transportroutes “diepe uitspoeling”, “regionale kwel”, “nalevering” en “depositie” zijn geen procesgerichte maatregelen voorhanden, omdat deze processen op stroomgebiedniveau of op hoger niveau plaatsvinden (Tabel 1). De volgende paragrafen gaan over effectgerichte maatregelen, welke in principe in elk gebied ingezet kunnen worden.

6.1 Maatregelen in sloten

Sloten zijn ten dienste van de landbouw gegraven watergangen. Ze dienen voor de afvoer van overtollig water in natte perioden en voor de aanvoer van water in het droge seizoen. In de meeste gevallen vormen sloten uitgebreide netwerken die in open verbinding staan met hoofdwatergangen.

Een functioneel onderscheid voor **typen watergangen** is als volgt (van der Kolk, 2002):

- 1) Gebiedsvreemd of gebiedseigen water
- 2) Watervoerend of droogvallend
- 3) Stilstaand of stromend water

Ad 1) Gebiedsvreemd water kan in chemische samenstelling en concentraties afwijken van gebiedseigen water. Daarnaast kan de herkomst van water verschillen: kwel en/of regenwater.

Ad 2) Droogvallende sloten hebben een sterkere biomassaontwikkeling en minder baggergroei (hogere mineralisatie van organisch materiaal). Op hoge zandgronden zijn sloten vaak droogvallend. In klei- en veengebieden zijn sloten meestal watervoerend; en worden vaak deels gevoed vanuit kwelwater.

Ad 3) Stilstaand of langzaam stromend water. In snelstromend water treden in het algemeen geen eutrofiëringsproblemen op, omdat er meer zuurstof in het water is en organische verbindingen snel worden afgebroken.

De nutriëntenbelasting bepaalt in sterke mate welke waterplanten in sloten voorkomen. Hoog belaste kleisloten hebben veel kroos, algen en/of waterpest. Bij een lage of geen belasting komen kranswieren voor en is er meer diversiteit aan waterplanten (Eugelink, 2000).

6.1.1 Peilbeheer

Momenteel staat het peilbeheer volop in discussie (bijv. Commissie Waterbeheer 21^e eeuw, 2000). De huidige peilbesluiten zijn gericht op het handhaven van een laag winterpeil en een hoog zomerpeil. Lage winterpeilen verhogen de waterafvoer en hoge zomerpeilen zorgen er voren dat het gewas niet verdroogt. Eventuele tekorten gedurende het groeiseizoen worden aangevuld door te beregenen. De verwachting is dat in de toekomst landbouwpercelen zullen vernatten (opzetten peilen voor waterberging en/of –conservering). Door het vasthouden van water blijven nutriënten langer in het systeem (bezinken zwevende deeltjes); en kunnen vervolgens door moeras- en waterplanten opgenomen worden.

In veengebieden leidt bovengenoemd peilbeheer veelal tot een bolle grondwaterstand in de winter en een holle grondwaterstand in de zomer. In veenweidegebieden is het verhogen van de waterpeilen noodzakelijk om maaivelddaling (mineralisatie van veen) zoveel mogelijk te beperken. Verhoging van het peil gedurende de winter is wel mogelijk, omdat dan weinig werk op het land hoeft te gebeuren. Indien 's winters veel neerslag wordt verwacht, kunnen waterschappen beter dan voorheen (door betere fijnregeltechnieken) anticiperen op piekafvoeren. Stuwen kunnen dan bijtijds worden opgezet. In hoeverre door peilverhogingen de totale belasting van het oppervlaktewater met nutriënten in het veenweidegebied worden beïnvloed, is volgens Hendriks (1993) echter moeilijk te zeggen.

In de klei- en zandgebieden zal het (verder) opzetten van waterpeilen (voor waterberging of waterconservering), bij een gelijkblijvende bemesting, leiden tot een vermindering van de N-belasting, maar tot een verhoging van de P-belasting van oppervlaktewateren (Meinardi *e.a.*, 1998; Kroes *e.a.*, 2002). In de hooggelegen zandgebieden is het te verwachten dat bij een hoger peil en bij gelijke bemesting, relatief minder N naar het grondwater uitspoelt, maar meer naar het oppervlaktewater. Echter, vaak gaat een hoger peil gepaard met een lagere gewasproductie, omdat de denitrificatie toeneemt.

6.1.2 Aanpassen van sloten

Sloten dempen en verhogen slootbodem

In infiltratiegebieden wordt vaak voorgesteld om sloten te dempen of slootbodems te verhogen. Beide maatregelen zijn bedoeld om meer water in de gebieden vast te houden. Het stimuleren van infiltratie heeft tot gevolg dat nutriënten naar diepere bodemlagen of naar het (diepe) grondwater uitspoelen in plaats van naar het oppervlaktewater.

Aanpassen slootdimensies

De dimensies van sloten kunnen worden aangepast waardoor sommige functies meer benadrukt worden of anders worden gebruikt. Door sloten te verlengen of dammen/stuwen aan te leggen, neemt de retentietijd toe. Een langere retentietijd kan

bezinking van zwevende deeltjes en een verhoogde opname door waterplanten tot gevolg hebben.

Overdimensioneren van sloten (verbreding of aanleg geknikt profiel) vindt voornamelijk plaats om een buffer te creëren voor piekafvoer. Door overdimensioneren ontstaat feitelijk een plas- of drasberm langs de sloot (§5.1.1). Bij een snelle afvoer van piekbelastingen zal de waterzuiverende werking in de oeverstrook echter gering zijn. Verlenging van sloten verhoogt de retentietijd en daarmee het zelfreinigend vermogen van sloten.

Toepassingsmogelijkheden

Overdimensionering kan op veel plaatsen. Bij kruisingen van sloten kan het hart breder worden gemaakt. Sloten kunnen ook pleksgewijs breder worden gemaakt. De ingrepen (verbreden en verlengen) zijn niet ingrijpend, maar kosten wel ruimte. Als landbouwgrond duur is, kunnen de kosten behoorlijk oplopen. Bij verdiepen van sloten moet worden voorkomen dat ongunstige lagen (bijvoorbeeld afsluitende lagen) in de bodem worden aangesneden waardoor de waterhuishouding plotseling verandert.

Aanpassen slootdimensies – praktijkvoorbeeld

In een vloeiveld in de provincie Utrecht wordt jaarrond water door een lange sloot (ca. 4 km) geleid, alvorens het in het zomerhalfjaar in natuurgebied de Meije wordt ingelaten (Meuleman, 1999). De sloot is aangelegd door ingrepen in een bestaand slotensysteem. De waterplanten zijn niet uitgezet, maar spontaan tot ontwikkeling gekomen. De jaarlijkse belasting van het slootsysteem is 118 kg N/ha en 15 kg P/ha. Hiervan wordt 92 kg N/ha/jr en 14 kg P/ha/jr verwijderd. In het eerste deel van het slotenstelsel komt vooral veel kroos voor; gevolgd door helofyten en in het achterste deel veel ondergedoken waterplanten; deze volgorde komt overeen met een afname in trofiegraad.

Door van Paassen & Schrieken (1998) werd gerapporteerd dat het vertrappen van slootkanten door vee tegengegaan kan worden door de aanleg van drinkplaatsen en afrastering van slootkanten. Het is echter onduidelijk hoeveel N en P hiermee gemoeid is. In Nieuw-Zeeland zijn hier wel proeven mee gedaan, waarbij totaal N in de beek sterk gecorreleerd was aan het aantal koeien dat deze beek moest passeren (Davies-Colley *e.a.*, 2002), maar deze resultaten zijn moeilijk te vertalen naar Nederlandse situaties.

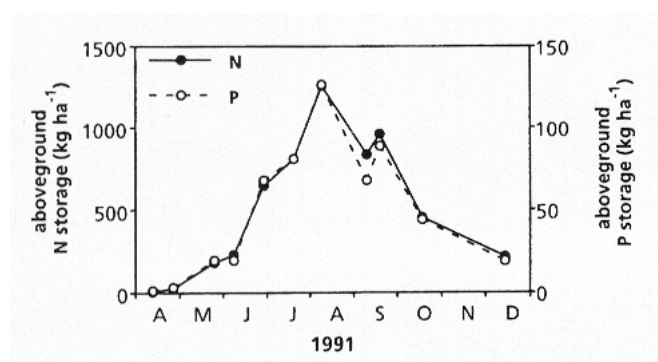
6.1.3 Biologische maatregelen

Verwijderen biomassa

Verwijdering van nutriënten uit oppervlaktewater vindt plaats door waterplanten te oogsten. Wortelende waterplanten betrekken i.t.t. drijvende waterplanten nutriënten vrijwel uitsluitend uit het bodemwater en in zeer geringe mate direct (via bijwortels) uit het oppervlaktewater. Wel bestaat er uitwisseling van stoffen tussen het bodem- en oppervlaktewater. Onder voedselrijke omstandigheden wordt in de bovengrondse biomassa van riet jaarlijks 250-500 kg N/ha en 40-100 kg P/ha vastgelegd (Duel & During, 1991). Door aan het eind van het groeiseizoen (eind september- begin oktober) te maaien kan ca. 80% van de N en P in de bovengrondse delen worden

afgevoerd (Brix, 1994a; Figuur 7). Als riet niet wordt gemaaid, wordt jaarlijks hoogstens 35-50 kg N/ha en 1-1,5 kg P/ha vastgelegd. Helofyten nemen veel meer nutriënten op dan ondergedoken waterplanten. Door het maaien van helofyten wordt ca. 2 tot 5x meer nutriënten afgevoerd dan door het maaien van ondergedoken waterplanten.

In de VS wordt in waterzuiveringsinstallaties soms kroos gebruikt om N en P te verwijderen. De efficiëntie van deze installaties hangt af van het oppervlakte/volume verhouding, initiële concentraties en retentietijden van N- en P en oogstregime van kroos.



Figuur 7. N en P afvoer in de bovengrondse delen van riet (kg/ha). (Meuleman, 1994)

Tijdstip en frequentie van verwijderen van biomassa

Er zijn verschillende manieren om biomassa uit de sloot en slootkant te verwijderen (CUR, 1999). Met het schonen in de zomerperiode, kunnen de meeste nutriënten worden verwijderd. Nadeel is dat de zuurstofconcentratie in sloten dan sterk af kan nemen. Soms is het beter in het najaar te schonen om planten en dieren te sparen. Het is ook mogelijk een deel van de vegetatie te laten staan (eenzijdig of pleksgewijs schonen). De maaifrequentie is cruciaal voor het bereiken van het gewenste effect. Als teveel wordt gemaaid, beïnvloedt dit de samenstelling van de macrofyten en kunnen ongewenste soorten zich vestigen (van der Kolk, 2002). Regelmatig maaien kan tot gevolg hebben dat waterplanten van voedselrijke standplaatsen worden opgevolgd door die van voedselarmere standplaatsen. Kroos verwijdering in het voorjaar (begin groeiseizoen) leidt tot 10-15% minder bedekking in september (Hesen, 2000). Het verwijderen van kroos is gunstig voor de waterkwaliteit. Het zicht wordt beter, ondergedoken waterplanten kunnen tot ontwikkeling komen en de zuurstofconcentratie in het water neemt toe.

Uitzetten van watervlooien

Door het uitzetten van watervlooien of andere algeneters (bijvoorbeeld driekantmosselen) kan algengroei worden onderdrukt. Doordat het water helder blijft en de bodem minder gereduceerd raakt (geen dode algenmassa), kunnen zich ondergedoken waterplanten ontwikkelen. De groei van watervlooien kan worden gestimuleerd door een koolstofbron in het water aan te brengen, bijvoorbeeld stro of verhakselde rietstengels (Scheffer, 1998; pers. comm. Clevering, 2003).

6.1.4 Slibopvang en uitbaggeren

Slibopvang

In de slibopvang bezinkt zwevend slib en afgestorven algen. In een sloot kan een slibopvang worden aangelegd door deze plaatselijk te verdiepen. De waterbeweging kan ook worden verminderd door het plaatsen van paaltjes of schermen of stuwen (geotextiel). Als waterplanten tot ontwikkeling komen, kunnen die gedeeltelijk de functie van de paaltjes en schermen overnemen. Het rendement van slibopvang in sloten is echter onduidelijk. De slibvang moet periodiek worden uitgebaggerd.

Samenstelling van bagger (veengrond)

Elementen	g/kg
Droge stof	95
In droge stof:	
- Organische stof	663
- Stikstof totaal	23
- Stikstof mineraal	0,1
- Fosfaat totaal	2,3
- Fosfaat oplosbaar	0,4
- Kalium totaal	2,3
- pH-KCl	6,4

Gegevens van het proefbedrijf Zegveld, westelijk veenweide-gebied (Corporaal & van Houwelingen, 1998).

Baggeren

Baggeren is nodig om de sloot op diepte en breedte te houden. Vooral in de veenweidegebieden is baggeren vaak noodzakelijk. Met het baggeren worden veel nutriënten weggehaald en wordt de zuurstofhuishouding verbeterd. Baggervorming wordt versterkt door het vertrappen van de slootkanten door vee waardoor organisch materiaal in de sloot terechtkomt. Hovenkamp-Obbema & Bijlmakers (2001) concludeerden dat bij het baggeren van sloten in een drietal polders in Noord-Holland het fosforgehalte in de bagger afnam van 1,4 naar 0,8 g P/kg ds, maar dat in het water de nutriëntengehalten niet daalden. Waarschijnlijk trad er nog een aanzienlijke nalevering van nutriënten op uit de achtergebleven bagger. Als maaisel en slootvuil (bagger, waterplanten) niet worden afgevoerd of over het land worden verspreid kunnen nutriënten na mineralisatie weer in de sloot terechtkomen. Een andere mogelijkheid is de bagger af te dekken met teeltaarde en te beplanten (CUR, 1999).

Toepassingsmogelijkheden

Bagger kan in één keer met een kraan of regelmatig, in kleinere hoeveelheden met een baggerpomp of andere techniek worden weggehaald (CUR, 1999; STOWA 2001c). In het eerste geval wordt veel bagger in één keer over het perceel verspreid, waardoor het gras kan verstikken. In het tweede geval moet er vaker worden gebaggerd en dat is duurder per sloot. Met een baggerspuit wordt de bagger min of meer homogeen over het perceel verspreid, hiermee wordt zo'n 200 kg N en 20 kg P per ha op het land gebracht (Corporaal & van Houwelingen, 1998). Deze vorm van bemesting kan gezien worden als hergebruik van nutriënten en is zowel voor de landbouw als voor de kwaliteit van het oppervlaktewater gunstig. Echter, slootbagger kan hoge gehalten aan zware metalen (m.n. koper) bevatten, waardoor het ongeschikt kan zijn als meststof. Het afvoeren van bagger is een kostbare en arbeidsintensieve zaak. Als bagger is verontreinigd (klasse 3 en 4) moet deze worden gestort tegen betaling.

6.1.5 Bioschermen

Een bioscherm is een doorlatende, reactieve constructie die dwars op de stroomrichting van het grondwater, in de bodem van een verontreinigde locatie is geplaatst. Bioschermen zijn uitermate geschikt voor mobiele verontreinigingen. Er kan gebruik worden gemaakt van een actieve en passieve variant. In de actieve variant wordt gebruik gemaakt van een pomp om water actief te zuiveren, in de passieve variant wordt gebruik gemaakt van het vrije verval.

Bioschermen en fysisch-chemische reactieve schermen zijn nog volop in ontwikkeling. Er zijn nul-waarde ijzer en opgewerkte nul-waarde/palladium barrières en adsorptie schermen met actief kool of zeolieten om zware metalen en hydrofobe verbindingen af te vangen. Ook zijn er gecombineerde biologische (sulfaatreducerende) en chemische schermen. De bruikbaarheid van bioschermen voor het reinigen van oppervlaktewater is nog onduidelijk, mede omdat de schermen zijn ontwikkeld voor gereduceerde (zuurstofloze) omstandigheden (zie ook www.bodembreed.nl/nobis/pages/productpages en www.ijzerschermen.nl).

6.2 Waterzuiveringssystemen

Vanaf 2004 mag agrarisch en huishoudelijk afvalwater niet meer ongezuiverd op het oppervlaktewater worden geloosd. (Afval)wateringzuivering op bedrijfsniveau is dan ook sterk in ontwikkeling. Er worden verschillende systemen voor individuele afvalwaterzuivering op de markt gebracht. Door de milieufederatie van Noord-Holland wordt in haar startnotitie “De toekomst van het bollenlandschap” ook decentrale defosfateringsinstallaties als mogelijkheid genoemd.

6.2.1 Afvalwaterzuiveringsinstallaties

IBA (Individuele Behandeling Afvalwater) systemen zijn kleinschalige waterzuiveringssystemen op landbouwbedrijven. De zuivering vindt in 3 stappen plaats:

1. Voorbehandeling; het verwijderen van grove bestanddelen (aarde, mestdeeltjes, wortel- en bladresten) via een fysische barrière in de vorm van een rooster, een zeefbocht met slibvang, of een elleboogpijp tussen twee compartimenten. Daarna komt het water in een bezinkput waarin de zand- en leemdeeltjes bezinken.
2. Biologische zuivering; afbraak van opgeloste organische stoffen en verwijdering van nutriënten door micro-organismen onder aërobe omstandigheden. Het afvalwater wordt over een dragermateriaal of kunstmatig oxidatiebed (lavastenen of kunststof structuur) geleid. Het dragermateriaal bevat de micro-organismen. Doordat ook zuurstof wordt ingebracht, wordt organische gebonden stikstof via ammonium in nitraat omgezet.
3. Tertiaire zuivering; door bacteriologische zuivering worden mogelijke ziekteverwekkers verwijderd in een zandfilter of een naklaringsvijver. Voor het

(definitief) verwijderen van N en P zijn aanvullende systemen noodzakelijk. In de aanvullende systemen vindt denitrificatie van stikstof onder anaërobe omstandigheden plaats en fosfaatvastlegging onder aërobe omstandigheden door toevoeging van kalk, ammonium of ijzer in defosfateringsinstallaties (Huits, 2002, Martens *et al.*, 2001).

De laatste jaren zijn er allerlei nieuwe ontwikkelingen om in plaats van anorganische vlokmiddelen (kalk-, ijzer- of aluminiumzouten) organische polymeren te gebruiken teneinde het bezinken van deeltjes en colloïden en fosfaatvastlegging in zuiveringsinstallaties te bevorderen (STOWA, 2001a). Daarnaast zijn nieuwe technieken in ontwikkeling voor vergaande verwijdering van deeltjes (flotatie, grove media-filtratie en directe membraamfiltratie). Deze technieken zijn voornamelijk geschikt om organische stof, en daarmee organisch gebonden P, uit het water te verwijderen. In hoeverre deze methoden toepasbaar zijn voor de zuivering van slootwater is onbekend.

Toepassingsmogelijkheden

IBA's bestaan in veel soorten en maten. De grootte van de IBA wordt bepaald door de hoeveelheid te verwerken water en de vuillast ervan. De kosten van IBA's variëren per type en de zuiveringscapaciteit. De systemen worden gebruikt voor het zuiveren van het water dat op (en rondom) het erf wordt gebruikt, in stallen, schuren en wasplaatsen.

6.2.2 Zuiveringsmoerassen (helofytenfilters)

De verwijdering en/of opslag van nutriënten in moerassen is gebaseerd op interacties tussen helofyten (riet, biezengras, lisdodde, gele lis, etc.) en fysische en microbiële processen in waterbodems. Helofyten zorgen voor een afname van de stroomsnelheid, waardoor zwevende deeltjes en gesuspendeerd materiaal tot bezinking komen. De toplaag van waterbodems blijft vaak zuurstofrijk. Hier vindt adsorptie van fosfaat aan ijzer- en aluminiumverbindingen plaats en uitvloeking van complexe Al- en Fe-verbindingen. In de onderlaag is fosfaat in oplossing aanwezig. Waterbodems raken dus eerder fosfaat verzadigd dan landbodems. Door vertraging van de stroomsnelheid en dus bezinking van bodemdeeltjes concentreren ook organische verbindingen en zware metalen zich in moerassen. Door het maaien van helofyten kan veel N en P worden afgevoerd (§6.2.1). Helofyten scheiden zuurstof naar de rhizosfeer uit, dit bevordert zowel de omzetting van ammonium in nitraat als ook de vastlegging van P. Denitrificatie vindt plaats in de zuurstofloze (niet bewortelde) moerasbodems. Hierbij worden organische verbindingen uitgescheiden door plantenwortels (wortellexudaten) of plantenresten als C-bron gebruikt.

Optimalisatie van de zuivering door moerassystemen is gericht op het verminderen van de waterbeweging en het tegengaan van zuurstofloosheid in de waterbodem. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat het uit- en afspoelend water van landbouwgronden in vergelijking tot afvalwater veel nitraat en relatief weinig organisch gebonden stikstof en ammonium bevat. In wateren met weinig

waterplanten, wordt vaak een slibopvang aangelegd (§6.2.3). In het algemeen zijn moerassystemen goed te gebruiken voor de verwijdering van N en minder voor P. Door ijzer te injecteren in de waterbodems wordt de capaciteit om P vast te leggen verhoogd. Teneinde P en zware metalen definitief uit moerassystemen te verwijderen moet regelmatig worden gebaggerd.

In Nederland worden zuiveringsmoerassen voornamelijk aangelegd voor de nabehandeling van AWZI-effluent en kleinschaliger voor het zuiveren van agrarisch afvalwater (vooral infiltratievelden). In het algemeen werken helofytenfilters goed voor het neerslaan van gesuspenderde bodemdeeltjes en wordt de waterkwaliteit in het algemeen verbeterd.

Waterzuiveringssystemen – Hollandse Bloementuin

De nieuwe projectvestiging Hollandse Bloementuin is aangelegd in Noord-Holland en is al gedeeltelijk in gebruik. Een (grootschalig) helofytenfilter zuivert het water uit dit bloembollengebied voordat het verder het watersysteem ingaat.

Vloevelden

Vloevelden zijn moerassystemen waarbij het water horizontaal over het bodemoppervlak stroomt. Er zijn vaak verschillende compartimenten aanwezig. Hierbij stroomt het water eerst door een voorbezinkbassin (stroomsnelheid kleiner dan 0,3-0,5 m/s), daarna door verschillende compartimenten met een geringe waterdiepte (<30 cm) begroeid met helofyten. De efficiëntie van N en P verwijdering is vaak laag (ca. 10 à 15%) omdat het vervuilde water slecht de bodem indringt (Brix, 1994b). Verwijdering van nutriënten vindt dan voornamelijk plaats door de biofilm die zich op de stengelbasis van helofyten en op de waterbodem vormt. De retentietijd van het vervuilde water kan worden verhoogd door het water via een slotensysteem te leiden.

Praktijkvoorbeeld vloeveld

Op Texel zijn vloevelden aangelegd voor de nabehandeling van AWZI-effluent. De jaarlijkse belasting bedraagt 5000 kg N/ha/jr en 700 kg P/ha/jr.

Resultaten van het vloeveld op Texel (STOWA (2001b). Negatieve waarden duiden op P-nalevering van het sediment

Type	verblijftijd (dagen)		diepte cm	zuiveringscapaciteit	
	totaal	sloten		N kg/ha/jr	P kg/ha/jr
Riet → ondergedoken waterplanten	2	0,6	20 → 50	1400	-55
Riet → ondergedoken waterplanten	1	0,8	20 → 50	1950	-85
Riet → ondergedoken waterplanten	10	9,3	20 → 50	430	17
Lisdodde → ondergedoken waterplanten	2	0,6	20 → 50	1250	-62
Lisdodde → ondergedoken waterplanten	1	0,8	20 → 50	1710	-59
Lisdodde → ondergedoken waterplanten	10	9,3	20 → 50	370	15
Riet → ondergedoken waterplanten	2	0,6	20 → 50	1250	55

Toepassingsmogelijkheden

Op bedrijven kunnen sloten als vloeveld (slotensysteem) worden ingericht. Vloevelden of slotensystemen met waterplanten kunnen onder andere worden ingezet als paralleleidingen langs beken. Hierdoor kan piekafvoer van vervuilde water

worden omgeleid en kan tevens gedurende het groeiseizoen het water door helofyten worden gezuiverd. Wel moet ook in tijden van droogte genoeg water worden aangevoerd. Deze parallelleidingen moeten zo worden gedimensioneerd dat maaisel gemakkelijk kan worden afgevoerd en de bodem regelmatig kan worden uitgebaggerd.

Daarnaast kunnen vloeivelden gebruikt worden om water tijdelijk op bedrijven vast te houden (retentiebekkens) voor waterconservering of -berging. Retentiebekkens kunnen zo ingericht worden, dat ze 's zomers voor waterconservering en -zuivering en 's winters voor waterberging kunnen worden gebruikt. Voorwaarde is dat direct na de zomer een groot deel van het water wordt afgevoerd om piekafvoer gedurende de winter op te kunnen vangen. Ook mag riet niet te laag worden afgemaaid, omdat anders het zuurstoftransport naar de ondergrondse delen wordt belemmerd. In de praktijk komt dit erop neer dat retentiebekkens 's winters niet dieper mogen zijn dan ca. 60 cm. Een optie is om biezen i.p.v. riet aan te planten; biezen zijn 's winters toleranter voor anaërobie (pers. comm. Clevering, 2003). Als retentiebekkens niet jaarlijks voor piekberging nodig zijn, kan nutriëntenafvoer beter plaatsvinden door het inzaaien en afvoeren van gras dan door de aanleg van moeras. Tot slot kunnen vloeivelden ook worden gebruikt als hydrologische buffering om een aangrenzend natuurgebied te beschermen tegen peilverlaging of verontreinigd kwelwater.

Infiltratievelden

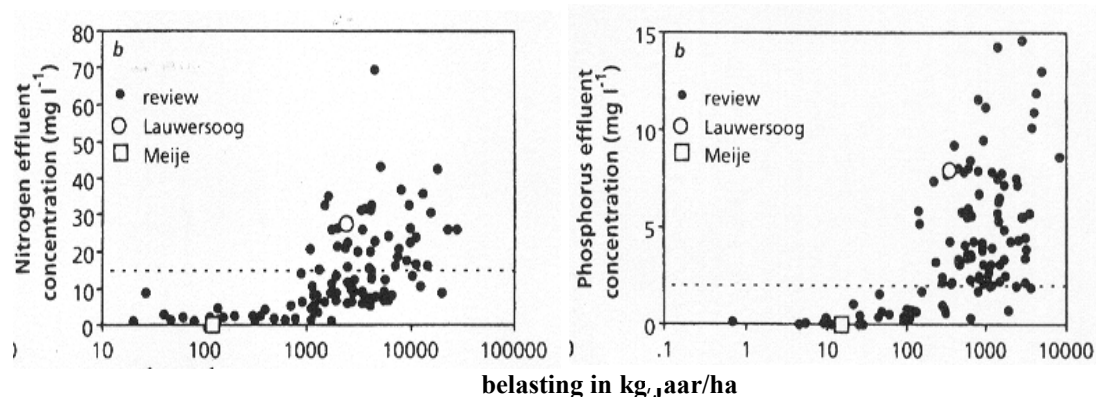
Infiltratievelden zijn systemen, waarbij het water gedwongen wordt verticaal door grof sediment te stromen. Het water wordt afgevoerd via een drainagesysteem, aangebracht op een diepte van 60-100 cm. De bodem van de filter is bedekt met folie of bestaat uit een ondoordringbare kleilaag. De efficiëntie van deze systemen is hoger dan van vloeivelden doordat het water in direct contact staat met het sediment (ca. 35% N en 25% P; Brix, 1994b). Daardoor kunnen verwijderingsprocessen van nutriënten optimaal plaatsvinden. Vaak wordt een voorbezinkbasin aangelegd, omdat de neerslag van grote deeltjes en vlokken de verwerking van infiltratievelden nadelig kan beïnvloeden. In een infiltratieveld te Lauwersoog werd bij een jaarlijkse belasting van 2800 kg N en 400 kg P een verwijderingsefficiëntie van respectievelijk 35 en 26% gevonden (Meuleman, 1994). In dit systeem werden geen extra voorzieningen aangelegd om fosfaat vast te leggen. Ook bij infiltratievelden kan de efficiëntie worden verhoogd door compartimentering en afwisselende periodes van zuurstofrijke en -arme bodemomstandigheden. Deze systemen worden soms aangelegd zonder helofyten of ze worden niet geoogst (Brix, 1997). De top laag van infiltratievelden moet na 10 - 15 jaar worden vervangen.

Toepassingsmogelijkheden

Infiltratievelden worden op agrarische bedrijven ingezet om afval- en spoelwater te zuiveren. Vooral nog worden infiltratievelden niet gebruikt voor het zuiveren van slootwater. Infiltratievelden kunnen in tegenstelling tot vloeivelden niet of nauwelijks worden gecombineerd met andere functies, zoals ecologische verbindingszones, hydrologische buffering of retentiebekkens. Het gebruik van infiltratievelden voor slootwaterzuivering lijkt beperkt te zijn tot plaatsen waar 's zomers gebiedsvreemd

water wordt ingelaten. Vaak is hierbij ook chemische defosfatering noodzakelijk (Meuleman, 1999).

Op basis van literatuurgegevens is door Meuleman (1999) de capaciteit van een groot aantal zuiveringsmoerassen nagegaan (Figuur 8).



Figuur 8. N (links) en P (rechts) concentraties van het uitstromend water (effluent) van zuiveringsmoerassen bij verschillende belastingniveaus. Stippellijnen geven Nederlandse normen voor de kwaliteit van het effluent van rioolzuiveringsinstallatie aan (15 mg N/l en 2,2 P mg/l) (Meuleman, 1999)

De maximale belasting van zuiveringsmoerassen is afhankelijk van het zuiveringsdoel en deze is laag als de oppervlaktewaternormen moeten worden behaald (Tabel 7). Bij hoge N- en P-vrachten uit landbouwgronden naar het oppervlaktewater (tot maximaal 100 kg N/ha en 15 kg P/ha) zijn al gauw aanzienlijke oppervlakten moeras nodig.

Tabel 7. Richtlijnen en maximale belasting zuiveringsmoerassen (Meuleman, 1999)

Zuiveringsdoel	Maximale belasting (kg/ha/jr)	
	N	P
Zuivering afvalwater ¹	1000	100
Inlaat natuurgebieden ²	100	10

1: Richtlijnen voor de kwaliteit van het effluent afvalwaterzuivering

2: Richtlijnen Nederlandse Algemene Milieukwaliteitseisen voor oppervlaktewater

De kansrijkdom van zuiveringsmoerassen voor de zuivering van oppervlaktewater is weergegeven in Tabel 8.

Tabel 8. Kansrijkdom van moerassystemen voor de zuivering van oppervlaktewater (de Ridder, 1996)

Kansrijk:	Waterzuivering in situaties waarin in de zomermaanden N en P uit het oppervlaktewater moeten worden verwijderd. -inlaat gebiedsvreemd water -waterconservering
Matig kansrijk:	Waterzuivering in situaties waar piekafvoer voornamelijk in winterperiode plaatsvindt, maar verhouding wateroppervlak/oeverzone gunstig ligt -zuivering van water in waterlopen -zuivering water in beekjes met een klein debiet (zijloopjes e.d.)
Kansarm:	Waterzuivering in situaties waar piekafvoer voornamelijk in winterperiode plaatsvindt en verhouding wateroppervlak/oeverzone ongunstig ligt -zuivering van water in plassen en grintgaten -zuivering van water in beken

7 Synthese van gebiedsbeschrijvingen en maatregelen

In Hoofdstuk 4 zijn gebieden met relatief hoge N en P uitspoeling naar het oppervlaktewater gekarakteriseerd. Hierbij is per gebied aangegeven welke transportroute naar alle waarschijnlijkheid de grootste bijdrage heeft aan de totale belasting. Vervolgens is in hoofdstuk 5 per transportroute een aantal maatregelen omschreven. In dit hoofdstuk worden beide hoofdstukken geïntegreerd door te kijken of er voor iedere gebiedsbeschrijving één of meer procesgerichte maatregelen voorhanden is/zijn. Tabel 9 is per maatregel aangegeven op welke transportroute een maatregel ingrijpt. Effectgerichte maatregelen (Hoofdstuk 6) kunnen in principe overal ingepast worden, onafhankelijk van de transportroute.

Tabel 9. De procesgerichte maatregelen uit hoofdstuk 5 per voornaamste transportroute. Aangegeven is op welke nutriënt (N of P) de maatregel met name van toepassing is

Maatregel			Transportroute*						
			1a	1b	2	3	4	5	6
I	bufferstroken	droge bufferstroken	NP		NP				
		bosbufferstroken	NP		NP				
		moerasbufferstroken	N		N				
II	drainage	gecontroleerde drainage	N		N				
		diepe drainage	NP		NP				
		opvangen drainwater	P						
III	teeltmaatregelen om afspoeling te verminderen				NP				

*) 1a: ondiepe uitspoeling; 1b: diepe uitspoeling; 2: oppervlakkige afspoeling; 3: regionale kwel, 4: interne eutrofiëring; 5: nalevering; 6: depositie

Uit Tabel 9 volgt dat voor de transportroutes 1b (diepe uitspoeling), 3 (regionale kwel), 4 (interne eutrofiëring), 5 (nalevering) en 6 (atmosferische depositie) geen procesgerichte maatregelen –op het landbouwbedrijf- mogelijk zijn. Gebieden waar diepe uitspoeling met name optreedt zijn aangewezen op effectgerichte maatregelen of op brongerichte maatregelen. Voor interne eutrofiëring geldt dat met name waterschappen maatregelen kunnen treffen. Dit is wel een procesgerichte maatregel, maar kan niet of moeilijk op bedrijfsniveau worden uitgevoerd.

In Hoofdstuk 4 is een aantal gebieden omschreven waar N en P normen overschreden worden. Deze gebieden zijn vervolgens gekarakteriseerd op basis van voornaamste transportroute (Tabel 3). In Tabel 10 is een matrix gemaakt met enerzijds de maatregelen (Tabel 9) en anderzijds de gebiedsbeschrijvingen (Tabel 3).

Tabel 10. Matrix van procesgerichte maatregelen uit Hoofdstuk 5 en gebiedsbeschrijvingen uit Hoofdstuk 4

	Landschapsregio	Hydrotype	Kwel	Type	landgebruik	Maatregel*		
						I	II	III
A	droogmakerijen	westland	afw	polder	Akkerbouw	x	x	
B	droogmakerijen	westland	afw	polder	Gras	x	x	x
C	laagveen	westland	afw	polder	Gras	x	x	x
D	pleistoceen	oost Nederland	-	hoge gronden	Gras			
E	rivierengebied	betuwe	afw	hoge gronden	Gras			
F	rivierengebied	westland	afw	polder	Gras	x	x	x
G	zandgebied	dekzand	-	hoge gronden	Gras			
H	zandgebied	eem-of keileem	afw	hoge gronden	Gras			
I	zeekleigebied	westland	afw	polder	Tuinbouw	x	x	
J	zeekleigebied	westland	afw	polder	Akkerbouw	x	x	
K	zeekleigebied	westland	afw	polder	Gras	x	x	x

*) Effectgerichte maatregelen: I = bufferstroken; II = drainage; III = teeltmaatregelen.

Bufferstroken lijken met name zinvol in lage gebieden (veengebieden, droogmakerijen en zeeklei gebieden). Voor de hoge gronden zijn geen procesgerichte maatregelen voorhanden. De diepe stroombanen in deze gronden (zie bijvoorbeeld Figuur 2) ondermijnen als het ware de procesgerichte maatregelen. De matrix in Tabel 10 geeft maatregelen aan die inwerken op de algemene omstandigheden van een betreffend gebied. Binnen een bepaald gebied zullen vaak verschillende omstandigheden voorkomen (bijvoorbeeld een beekdal in een hoger zandgebied). Tabel 10 geeft een werkwijze aan om een optimale combinatie van maatregelen bij bepaalde omstandigheden vast te stellen.

8 Discussie

De afgelopen decennia zijn veel maatregelen getroffen om de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater terug te dringen. Soms leidde deze maatregelen tot een sterke verbetering, maar in een groot aantal gevallen niet (zie bijvoorbeeld Bak & Ruiter, 2002 of Gulati & van Donk, 2002). Vaak kan dit geweten worden aan de complexiteit van de problematiek. Maatregelen werken vaak in op één of enkele transportroutes, waarbij het transport van N en P naar het oppervlaktewater wordt onderschept. Het heeft weinig zin een maatregel uit te voeren die betrekking heeft op een andere transportroute dan de dominante transportroute in een bepaald gebied. In deze studie is een overzicht gegeven van een aantal proces- en effectgerichte maatregelen. Echter met het uitvoeren van een maatregel in een gebied waar het waarschijnlijk effectief is, is nog niet alles gezegd. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op een aantal meer algemene kwesties rond het inzetten van maatregelen om de N- en P-belasting van het oppervlaktewater te verlagen.

In deze studie zijn gebieden waar eutrofiëring optreedt teruggebracht tot gebieden behorend tot een landschapstyperegio, met een bepaalde hydrotype, landgebruik en kwelsituatie. Evenzo zijn maatregelen vereenvoudigd tot ingrepen op een bepaalde transportroute waarmee nutriënten het oppervlaktewater bereiken. De transportroute werd op deze wijze de verbinding tussen gebiedsbeschrijvingen en maatregelen. Hoewel er dus vereenvoudigingen zijn gemaakt, is met deze studie inzicht verkregen in de mogelijkheden om maatregelen in te zetten bij bepaalde gebiedseigenschappen. Echter, er moet opgepast worden voor een al te grote versimpeling van zaken. Immers, de gebiedsindeling uit Hoofdstuk 3 is op een vrij hoog abstractieniveau. Wat te doen als een hoge grond wordt doorkruist door een beekdal? Een beekdal behoort dan niet tot de hoge gronden, maar kent ondiepe stroombanen en wellicht ook afspoeling. Deze studie laat zien dat onder verschillende omstandigheden, verschillende maatregelen ingezet dienen te worden.

8.1 Schaal- en tijdseffecten

In deze studie is er uitdrukkelijk voor gekozen om nutriëntenbelasting als “de overdracht van N en P van perceel naar sloot en de overdracht van perceelssloot naar afvoerend water” te definiëren. Bij deze definitie is de grens gelegd bij het landbouwbedrijf; perceelssloten tellen nog wel mee, maar grotere watergangen niet. Echter, het is ook mogelijk om de grens bij een rivier of een meer te leggen. Maatregelen die inspelen op de overdracht tussen sloot en rivier of meer kunnen dan ook worden ingezet. Een aantal maatregelen berust op het vastleggen van P. Vastlegging is eigenlijk een vorm van uitstel van het probleem, omdat P na verloop van tijd weer vrijkomt.

8.2 Verminderende meeropbrengst van maatregelen

Een belangrijke vraag is of met de maatregelen uit dit rapport de normen voor N en P in het oppervlaktewater worden gehaald. Veel maatregelen om de N- en P-belasting te verlagen hebben het grootste resultaat bij een relatief grote belasting. Dit kan beschreven worden aan de hand van de verminderende meeropbrengst; hoe schoner het water, hoe moeilijker het is om het water nóg schoner te maken. Een aantal maatregelen die momenteel in opmars is, is afkomstig uit de afvalwaterzuiveringstechnologie (bijv. IBA systemen, defosfateringsinstallaties). Het is de vraag in hoeverre met deze maatregelen in staat zijn om de MTR- of de nog scherpere streefwaarden tegen aanvaardbare kosten gerealiseerd kunnen worden. Maar ook voor andere maatregelen geldt dat bij relatief lage concentraties de effectiviteit van de maatregel vaak minder wordt.

8.3 Combinaties van maatregelen

De effectiviteit van maatregelen kan worden vergroot door combinaties van maatregelen in te zetten. Schipper *e.a.* (2001) geven een overzicht van mogelijke maatregelen pakketten. Deze maatregelen pakketten lopen uiteen van een pakket “goede landbouwpraktijk” tot “extra bedrijfsinvesteringen” en “hydrologische maatregelen”. Verschillende milieucoöperaties bieden dergelijke maatregelen pakketten aan, waarbij de landbouwer voor een pakket kan kiezen dat het beste bij zijn bedrijf past (bijv. Milieucoöperatie Mergelland; <http://home.wxs.nl/~nhuijts/Mergellandcorporatie.html>). Veelal zullen pakketten bestaan uit combinaties van proces- én effectgerichte maatregelen.

8.4 Tegenstrijdige belangen en afwenteling

Waterkwantiteit versus waterkwaliteit

Door stijging van de zeespiegel, verhoogde piekafvoeren van de grote rivieren en daling van de bodem wordt de vraag naar capaciteit om water op te slaan steeds groter. De belangen in en rond het waterbeheer zijn talrijk (Unie van Waterschappen, 2002) en zijn niet altijd eensgezind. Tegenstrijdige belangen kunnen bijvoorbeeld optreden wanneer voor natuurontwikkeling (anit-verdrogingsmaatregelen) of als opslagcapaciteit (piekberging) vernatting is gewenst, terwijl voor het tegengaan van N en P belasting van het oppervlaktewater diepere ontwatering is gewenst. Meer algemeen zijn de maatregelen in deze rapportage “blank” opgesomd. Dat wil zeggen, zonder voorkennis van huidige ontwikkelingen. Dat is natuurlijk niet de realiteit. De Commissie Waterbeheer 21e Eeuw (Commissie Tielrooij) stuurt aan op meer kwantitatief gericht waterbeheer (vernatting, opvang). Een diepe ontwatering zoals in §5.1.2 is beschreven staat haaks op zo’n beleid.

N versus P

Tegenstrijdige belangen kunnen ook optreden tussen N en P. Diepe ontwatering bijvoorbeeld is een maatregel om P uitspoeling tegen te gaan. Echter, bij diepe ontwatering zal de N uitspoeling vaak toenemen. Natte bufferstroken zijn gunstig voor de verwijdering van nitraat, maar de opslagcapaciteit voor P is lager dan in droge bufferstroken. Deze N en P tegenstrijdigheid is ook een vorm van afwenteling. Onder afwenteling wordt het verlagen van de ene vorm van milieubelasting ten koste van het verhogen van de andere vorm van milieubelasting verstaan. Zo berust de werking van o.a. natte bufferstroken op een verhoging van de denitrificatie. Bij denitrificatie wordt echter altijd ook een hoeveelheid lachgas gevormd (N_2O). Lachgas is een broeikasgas en tast de atmosfeer aan (Velthof, 1997). Afwenteling van milieuproblemen dient natuurlijk voorkomen te worden, maar op het moment dat gekozen wordt voor proces- en effectgerichte maatregelen -zonder aanvullende brongerichte maatregelen of afvoer van maaaisel of bagger- is er vaak sprake van afwenteling of uitstel van het probleem.

8.5 Kosten

Voor een aantal maatregelen staan de kosten vermeld in Bijlage I. Echter, voor lang niet alle maatregelen waren gegevens bekend over kosten. De kosten kunnen het beste uitgedrukt worden naar rato van de effectiviteit. Uit deze studie mag duidelijk zijn dat de effectiviteit (en dus ook de kosten) sterk afhangt van de lokale omstandigheden. Algemeen geldt dat hoe schoner het water is, hoe moeilijker het is om het nóg schoner te krijgen en (dus) hoe duurder de maatregel.

8.6 Kennishiaten

Tijdens deze studie zijn we gestuit op een aantal leemten in kennis omtrent maatregelen om de belasting van N en P uit de landbouw naar het oppervlaktewater te verminderen. De grootste kennishiaten betroffen;

- de effectiviteit van maatregelen onder de juiste lokale omstandigheden. Het lijkt waarschijnlijk dat met een aantal maatregelen niet de gestelde normen gehaald kunnen worden. Welke resultaten kunnen wel verwacht worden?
- de praktische uitvoerbaarheid van maatregelen. Van een aantal maatregelen is (nog) niet bekend hoe deze in de praktijk te brengen.

Veel studies naar de effectiviteit van procesgerichte maatregelen berusten op modelstudies, terwijl voor veel effectgerichte maatregelen geldt dat ze afkomstig zijn uit de afvalwater-zuiveringstechnologie. De omstandigheden in een AWZI zijn moeilijk te extrapoleren naar perceelssloten. Voor beide typen maatregelen geldt dus dat er weinig gegevens zijn over rendementen onder praktijkomstandigheden in de landbouw.

Met het huidige en toekomstige brongerichte landbouwbeleid lijken op korte termijn de gestelde normen voor N en P in het oppervlaktewater niet gehaald te kunnen worden (Kros *et al.*, 2002; RIVM, 2002). Het huidige beleid wordt daarom aangevuld

met proces- en effectgerichte maatregelen. Op dit moment lijken met name bufferstroken in opkomst om toch aan de gestelde normen te voldoen. Dientengevolge zal in een vervolgstudie de werking van bufferstroken experimenteel worden getoetst.

9 Conclusies

Uit deze studie kunnen de volgende conclusies getrokken worden.

1. Er zijn relatief weinig maatregelen die op het transport*proces* inwerken (procesgerichte maatregelen) en relatief veel maatregelen die de *effecten* van N en P in het oppervlaktewater bestrijden (effectgerichte maatregelen). Het is blijkbaar moeilijker om *processen* van N- en P-transport te sturen dan *effecten* van N- en P-belasting van het oppervlakte water.
2. De keuze om een bepaalde maatregel in te zetten om de N- en P-belasting van het oppervlaktewater te verlagen, dient in overeenstemming te zijn met de lokale omstandigheden. Een bufferstrook dient bijvoorbeeld aangelegd te worden in een gebied met ondiepe stroombanen. Deze studie geeft handvatten om te beoordelen of dit het geval is.
3. Drogere en hogere gronden kennen relatief diepe stroombanen. Diepe stroombanen kunnen moeilijk onderschept worden met procesgerichte maatregelen. Deze gronden lijken aangewezen op bron- en effectgerichte maatregelen.
4. De laatste jaren zijn er weinig nieuwe ontwikkelingen op het gebied van N en P maatregelen om de belasting van het oppervlaktewater te verlagen. De nieuwe ontwikkelingen die er zijn komen uit de afvalwaterzuiveringstechnologie.
5. De kosten van maatregelen zijn, naast eenmalige investeringen, sterk afhankelijk van de doelstelling. Algemeen geldt dat hoe strenger de norm, hoe duurder de maatregel. Bovendien zijn veel maatregelen minder effectief bij relatief schoon water.
6. Bij een aantal maatregelen dreigt gevaar voor afwenteling. Hierbij wordt het ene milieubelang verbeterd ten koste van het andere.
7. Kennishiaten zijn er met name in de effectiviteit van maatregelen. Vooral van relatief nieuwe maatregelen die uit de afvalwaterzuiveringstechnologie komen is (nog) onduidelijk in hoeverre zij geschikt zijn voor het zuiveren van agrarisch water.
8. Niet alle maatregelen passen binnen het huidige beleid. Met name de tendens naar nattere omstandigheden kan nadelige gevolgen hebben voor de waterkwaliteit en beperkt het aantal mogelijk toe te passen maatregelen.
9. Tegenstrijdige belangen kunnen optreden tussen verschillende beleidssectoren, maar ook tussen N en P. Maatregelen voor één nutriënt kunnen averechts werken op een andere nutriënt.
10. Studies die een uitspraak doen over de effectiviteit maatregelen zijn veelal gebaseerd op modelberekeningen, met beperkte experimentele onderbouwing. Dit heeft te maken met de complexiteit en de hoge kosten van veldexperimenten. Met name voor maatregelen die momenteel sterk in opkomst zijn (bijv. bufferstroken) lijkt het zinvol meer veldexperimenten uit te voeren.

Literatuur

- Alblas J. (2002) Vernatting en gevolgen voor de teelt van akkerbouwgewassen, PPO Lelystad. Project 112315-1, 39 pp
- Armstrong J. & W. Armstrong (2001) An overview of the effects of phytotoxins on *Phragmites australis* in relation to die-back. *Aquat. Bot.* 69: 251-268.
- Arts G.H.P., F. Ferllinger & P.F.M. Verdonschot (1998) Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een literatuuronderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom van bufferstroken. STOWA 98-26
- Bak A. & H. Ruiter (2002) Evaluatie meststoffenbeleid m.b.t. de biologische toestand van de zoete wateren. RIZA rapport 2002.021
- Beek van C.L., G.A.P.H. van den Eertwegh, F. van Schaik F & A. van den Toorn (2003) Surface run-off as source of diffuse N and P input to surface water in intensively managed peat soils. In: Walther, Reinstorf, Worch & Wöhnlich (eds) Diffuse Input of Chemicals into Soil & Groundwater. Dresden 26-28 february 2003
- Beltman B., T. Rouwenhorst, M. van Kerkhoven, T. van der Krift & J. Verhoeven (2000) Internal eutrophication in peat soil through competition between chloride and sulphate with phosphate for binding sites. *Biogeochemistry*, 50: 183-194
- Boers P.C.M. (1990) The release of dissolved phosphorus from lake sediments. Proefschrift Landbouwuniversiteit Wageningen
- Brix H. (1994a) Constructed wetlands for municipal wastewater treatment in Europe. In: Mitch, W.J. (Ed). *Global Wetlands; Old World and New*. Elsevier, Amsterdam, 325-334
- Brix H. (1994b) Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Water Science and Technology* 30(8): 209-223
- Brix H. (1997) Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology* 35 (3): 11-17
- Buijze S.T. & N. Middelkoop (1996) Minder mineralen naar het oppervlaktewater. Mogelijke maatregelen op agrarische bedrijven. CLM rapport 243. Centrum voor landbouw en Milieu, Utrecht
- Burkart M.R. & D.E. James (2002) Hydrologic variables for optimum location of riparian buffers to reduce non-point source agricultural contaminants. Conference Proceedings of the 6th International Conference on Diffuse Pollution, September 30th – October 4th, 2002, Amsterdam, The Netherlands.
- Bussink D.W. & O. Oenema (1997) Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas; a review. *Nutrient Cycling in Agro-ecosystems*, 51(1): 19-33.
- Bussink D.W. (1996) Ammonia volatilization from intensively managed dairy pastures. Proefschrift Landbouwuniversiteit Wageningen
- Chardon W.J., O. Oenema, O.F. Schoumans, P.C.M. Boers, B. Fraters & Y.C.W.M. Geelen (1996) Verkenning van de mogelijkheden voor beheer en herstel van fosfaatlekkende landbouwgronden. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek Deel 8

- Clevering O.A. (1999) Vitaliteit van rietbegroeiingen. *De Levende Natuur* 100: 42-45
- Commissie van de Europese Gemeenschappen (2002) Verslag van de Commissie: Uitvoering van de Richtlijn 91/676/EEG van de Raad inzake de bescherming van water tegen verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen. Samenvatting van de verslagen van de lidstaten van het jaar 2000.
- Commissie Waterbeheer 21^e eeuw (2000) Advies Waterbeleid voor de 21^e eeuw. Den Haag.
- Corporaal J. & K.M. van Houwelingen (1998) Het baggeren van sloten. In: Agrarisch natuurbeheer westelijk veengebied. Resultaten van proefbedrijf Zegveld en demobedrijven 1991-1998. Themaboek september 1998. Praktijkonderzoek Rundvee, Schapen en Paarden (PR). Lelystad, 109p. Eindredactie J. Corporaal, 38-40
- CUR (1999) Natuurvriendelijke oevers, aanpak en toepassingen. CUR-publicatie 200. Stichting CUR, Gouda
- CUWVO (1980) Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorofyl, fosfaat en stikstof. Resultaten van de eerste eutrofiëringsevenquête. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren/RIZA, Lelystad
- CUWVO (1987) Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen. Resultaten van de derde eutrofiëringsevenquête. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, werkgroep VI
- Davies-Colley R., J. Nagels, R. Smith, R. Young & C. Phillips (2002) Water quality impact of cows crossing an agricultural stream, the Sherry river, New Zealand. Conference Proceedings of the 6th International Conference on Diffuse Pollution, September 30th – October 4th, 2002, Amsterdam, The Netherlands
- Diepen van C.A. (2002) De bijdrage van oppervlakkige afstroming aan de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater. In: van Diepen C.A., G. Arts, J. van der Kolk, A. Smit (eds). Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting vanuit landbouwgronden in Noord-Brabant. Deelrapport 4: Mogelijkheden voor toepassing van effectgerichte maatregelen op gebied van waterbeheer en waterzuivering. Alterra-rapport 527.4, Wageningen
- Duel H. & During, R. (1991) De mogelijkheden voor toepassing van helofytenfilters in het stroomgebied van de Beerze. TNO-Beleidsstudies, Rapport 91/ECO/07
- Eertwegh G.A.P.H. (2002) Water and nutrient budgets at field and regional scale. Travel times of drainage water and nutrient loads to surface water. Proefschrift Wageningen-UR.
- Eugelink A.H. (2000) Vegetatieontwikkeling gestuurd door nutriënten. Uit: Themadag Slootvegetaties - wat zijn de sturende factoren, 25 mei 2000 Leiden. NECOV- nederlands-vlaamse vereniging voor Ecologie werkgroep water en oeverplanten
- Fyske H., H. Lundekvam & E. Romstad (2002) Environment and agriculture: the dichotomy of erosion and weed control. In: Steenvoorden J, Claessen F & Willems J (eds) Agricultural effects on ground and surface waters: Research at the Edge of Science and Society. IAHS publication nr. 273
- Gleichman-Verheijen E.C., W.H. van der Putten & L. van Liere (1992) Afvalwaterzuivering met helofytenfilters in Nederland. Publikatiereeks Milieutechnologie 1992/13

- Gulati R.D. & E. van Donk (2002) Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia* 478: 73-106.
- Harris G.L. & J.S.A. Catt (1999) Overview of the studies on the cracking clay soil at Brimstone Farm, UK. *Soil Use and Manag.* 15: 233-239
- Hefting M.M. & J.J.M. de Klein (1998) Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study. *Env. Pollution* 102, S1: 521-526
- Hendriks J. & W. ter Keurs (1992). Stikstofbelasting van oppervlaktewater door snel stikstoftransport op klei- en veengronden. *H₂O* 25(6): 155-158
- Hendriks R.F.A. (1993) Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden. DLO-Staring Centrum rapport 251, 164 pp
- Hesen P. (2000) Hoe sturen we kroosdekken (weg) uit: Themadag Slootvegetaties - wat zijn de sturende factoren. 25 mei 2000 Leiden. NECOV- nederlands-vlaamse vereniging voor Ecologie werkgroep water en oeverplanten
- Hopster G.K., Visser, A.J., van Beek, A.J.C.M. (2002). Agrarisch natuurbeheer op proefbedrijven. Tussentijdse evaluatie 1998-2001. PPO-AGV.
- Hosper S. (1998) Stable states, buffers and switches: an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands. *Water Science and Technology*, 37: 151-164
- Hovenkamp-Obbema I. & L. Bijlmakers.(2001) Van troebel naar helder water. *H₂O* 34(2): 10-14
- Huits D. (2002) Kleinschalige waterzuivering in de tuinbouw: mogelijkheid of utopie?. In: Proeftuinnieuws 8 vn 19 april 2002: 22-24
- Janse J.H. & L. van Liere (1995) PCLAKE: a modelling tool for the evaluation of lake restoration scenarios *Water Science and Technology* Vol 31 No 8: 371-374
- Jenkinson D.S. (1990) An introduction to the global carbon and nitrogen cycle. *Soil use and management*, 6: 56-61
- Kolk van der J.W.H. (2002) Effectiviteit van vegetatieverwijdering en baggeren. In: van Diepen, Arts, van der Kolk, Smit (eds) *De bijdrage van oppervlakkige afstroming aan de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater. Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting vanuit landbouwgronden in Noord-Brabant. Deelrapport 4: Mogelijkheden voor toepassing van effectgerichte maatregelen op gebied van waterbeheer en waterzuivering.* Alterra-rapport 527.4.
- Kolk van der J.W.H. (2002) In: Spiertz J.H.J. & van der Kolk J.W.H. (eds). *Quick Scan Transitie Duurzame Landbouw.* Milieuplanbureau nr. 19.
- Kroes J.G., C.W.J. Roest, P.E. Rijtema & L.J. Locht (1990) De invloed van enige bemestingsscenario's op de afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in Nederland. Wageningen, DLO-staring centrum rapport 55
- Kroes J.G., J. Beldman, D. Boland & Th.Vellinga (2002) Conflicting Interests in a Dutch agricultural dairy farming system. In: Steenvoorden J., F. Claessen & J. Willems (eds) *Agricultural effects on ground and surface waters: Research at the Edge of Science and Society.* IAHS publication nr. 273.
- Kroon T., P. Finke, I. Peereboom & A. Beusen (2001) Redesign STONE. RIZA-rapport 2001.017.
- Kros J., W. de Vries & O. Oenema (2002) Bepaling van provinciale stikstofplafonds. Integrale afweging van effecten van het mest- en ammoniakbeleid. Alterra-rapport 417.

- Kruijne R. (1996). Perceelonderzoek naar het effect van beekbegeleidende bufferstroken op de stikstof- en fosforbelasting van de Mosbeek. Nutriëntenonderzoek en scenarioberekeningen. SC-DLO rapport 420.2.
- Lamers L.P.M. (2001) Tackling Biogeochemical Questions in Peatlands. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen
- Lamers L.P.M., F. Smolders, E. Brouwer & J. Roelofs (1996) Sulfaatverrijkt water als inlaatwater. *Landschap*, **13**: 169-180.
- Liere van E & D.A. Jonkers (2002) Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in het oppervlaktewater. RIVM rapport 703715005/2002
- Locher W.P. & H. de Bakker (1990) Bodemkunde van Nederland
- Martens K, K. Fauconier, K. de Vriendt & D. Callens (2001) Waterzuivering bij prei: volop in beweging. In: Proeftuinnieuws.nr.8 20 april 2001: 36-39
- Massop H.Th.L., L.C.P.M. Stuyt, P.J.T. van Bakel, J.M.M. Boumans & H. Prak (1997) Invloed van de oppervlaktewaterstand op de grondwaterstand. Leidraad voor kwantificering van de effecten van veranderingen in de oppervlaktewaterstand op de grondwaterstand. Staring Centrum rapport 527.1, 147 pp
- Massop H.Th.L., T. Kroon, P.J.T. van Bakel, W.K. de Lange, A. van der Giessen, M.J.H. Pastoors & J. Huygen (2000) Hydrologie voor STONE. Alterra-rapport 38, 101 pp
- Meinardi C.R., C.G.H. Schotten & J.J.Vries. (1998) Grondwateraanvulling en oppervlakkige afstroming in Nederland. *Stromingen* 4(3): 27-41
- Melman Th.C.P., L.F.C.M. van Oers & R.H. Remmers (1990) De stikstofbalans van slootkanten: aspecten van natuurgerichte inrichting en beheer van veenweide gebieden. *Landschap*, 7: 183-201.
- Meuleman A.F.M. (1994) Waterzuivering door moerassystemen: onderzoek naar de water- en stofbalansen van het rietinfiltratieveld Lauwersoog. RIZA Nota 94.011: 1-34
- Meuleman A.F.M. (1999) Performance of treatment wetlands. Proefschrift Universiteit van Utrecht.
- Milieufederatie Noord-Holland (2000) Toekomst van het bollenlandschap. Herstructurering van het bollenconcentratiegebied in de kop van Noord-Holland. Startnotitie, 60 pp
- Molen van der D.T., R. Portielje, W.T. de Nobel & P.C.M. Boers (1998) Nitrogen in Dutch freshwater lakes: trends and targets. *Environmental Pollution*, 102: 553-557
- Noij I.G.A.M. (1997) Landinrichting en Vermesting Voorstudie naar Invulling van BEL-vermesting. Interne mededeling 479, DLO-Staring Centrum, Wageningen
- Oenema O. & C.W.J. Roest (1998) Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters; the effects of policies and measures in The Netherlands. *Wetlands Science and Technology* 37(3): 19-30
- Oenema O., P. Boers, M.M. van Eerdt, B. Fraters, H. van der Meer, C.W.J. Roest, J.J. Schröder & W. Willems (1998) Leaching of nitrate from agriculture to groundwater: the effect of policies and measures in the Netherlands. *Environmental pollution*, 102, 471-478
- Orleans A.B.M., F.L.T. Mugge, T. van der Meij, P. Vos & W.J. ter Keurs (1994) Minder nutriënten in het oppervlaktewater door bufferstroken? Een literatuuranalyse, Milieubiologie RUL, 88 pp

- Orleans T., F.L.T. Mugge, P. Vos & W.J. ter Keurs (1995) Bufferstroken langs watergangen. Een mogelijkheid om de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater te verminderen? *Landschap* 12: 47-61
- Paassen van A. & N. Schrieken (samenstelling) (1998) *Handboek Agrarisch Natuurbeheer*. Stichting Landschapsbeheer
- Pleune R, J. Remmers & T. Vogelzang (2000) *Mestbeleid waarmee de natuur kan leven*. Stichting Waterpakt & Stichting Natuur en Milieu
- Portielje R. & D. van der Molen (1998) Trend-analysis of eutrophication variables in lakes in the Netherlands. *Water Science and Technology*, 37: 235-240
- Portielje R., J.W.J. van der Gaast & J.W.H. van der Kolk (2002) Nutriëntenconcentraties en –trends in kleine landbouwbeïnvloede wateren, 1985-2000
- Puckett L.J. (2002) Hydrogeologic controls on the transport and fate of nitrate in ground water beneath riparian buffer zones: results from studies across the United States. In: proceedings 6th International Conference on Diffuse Pollution, 30 September – 4 October, 2002, Amsterdam, The Netherlands
- Reus J.A.W.A., N. Middelkoop & P.C. Leendertse (1998) Bufferstroken langs landbouwpercelen - mogelijkheden en ervaringen. CLM Rapport 353
- Ridder, R.P. de (1996). *Helofytenfilters Integratie van oppervlaktewaterzuivering, natuur en andere functies van moerassen*. LBL-Mededeling 206.
- RIVM (2002) MINAS en Milieu. RIVM rapport 718201005
- Rose C.W. & R.C. Dalal (1987) Erosion and runoff of nitrogen. *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems*, Brisbane, Australia, CAB international.
- Scheffer M. (1998) *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, Bury St Edmunds.
- Schipper P., B. van Straten, A. ter Hamel & J. te Luggenhorst (2001) Milieukwaliteit landelijk gebied, handvaten en kansen voor reconstructie. In: *H₂O* (6)
- Schoumans O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, J. Wolf, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, A.H.W. Beusen H.F.M. ten Berge, H.G. van de Meer & F.K. van Evert (2002) Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0. Clusterrapport 4: Deel 1. Altra rapport 552, 148 pp
- Schoumans O.F., R. Kruijne & D.T. van der Molen (1995) Vermindering fosfaatsuitspoeling. Mogelijkheden bij fosfaatverzadigde gronden. *Landschap* 12(6): 63-73
- Stegte ter, E.A & R. Pot (1991) Slootschoning geschouwd; Mogelijkheden tot ecologisch beheer van watergangen. Arnhem, Provincie Gelderland. Nr. 7
- Stolte J., C.J. Ritsema & J.H.M. Wösten (2000) Oppervlakte-afvoer: een combinatie van helling, bodem, gewas en regen. *Stromingen* 6(4): 27-36
- STOWA (2001a) Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater. STOWA-rapport 2001-07
- STOWA (2001b) *Handboek zuiveringsmoerassen voor licht verontreinigd water*. STOWA-rapport 2001-09
- STOWA (2001c) Inventarisatie kleinschalige baggertechnieken . STOWA-rapport 2001-30. 21 pp en bijlagen.
- Tholhuijsen L. (2002) Bufferstrook wint het qua saldo van aardappelen. *Boerderij* 87(40): 8-9

- Unie van Waterschappen (2002) Waterbeheer 21^e eeuw; WB21: aanleiding, afspraken en maatregelen.
- Uunk, E. (1991) Eutrophication of surface waters and the contribution of agriculture. "The Fertiliser Society, proceedings", 303: 1-55
- Uunk, J. & G. Schmidt (1995) Bescherming van beken tegen vermesting. Een aanzet voor aanvullend regionaal beleid. Landschap 12: 35-46
- V&W (1999) Vierde Nota Waterhuishouding. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. SDU, Den Haag
- Velthof G.L. (1997) Nitrous oxide emission from intensively managed grasslands. Proefschrift Wageningen-UR
- Vos de J.A., Sival, F.P., Clevering, O.A., Alblas, J., Reijers, N., Reuler van, H., Bruinde, P.N.A (2002). Kwantificering van de invloed van de waterhuishouding op stikstof- en fosfaatverliezen in de open teelten. Alterra-rapport 596.
- Wolf, J., I.G.A.M. Noij & C.A. van Diepen (2002) Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater vanuit landbouwgebieden. Alterra-rapport 527.1

Aanhangsel 1 Kosten maatregelen

Kosten van maaien en schonen

Het regelmatig maaien en schonen brengt de nodige kosten met zich mee. Het werk wordt door een loonwerker gedaan. Als de bedrijven het zelf doen, zullen de benodigde machines moeten worden aangeschaft en onderhouden. In het Themaboek Agrarisch natuurbeheer Westelijk veenweidegebied (1998) staat een tabel met de kosten voor het schonen van sloten. De kosten in euro zijn verhoogd met 10% als prijscorrectie.

Tabel I.1. Kosten en capaciteit slootschoningsapparatuur

Machine	Werkgangen per sloot	Capaciteit (m/uur)	Geschiktheid type slootkant			Kosten (€)	
			Talud	Onderwal	Uitgetrapt	Per uur	Per km sloot
Kantensnijder	2	1500	+	+	+	45	60
Spijlenbak	1	300 – 350	-	+	++	37,5	75-150
Spijlenbak	2	300 – 350	-	+	++	37,5	150-300
Maaikorf	1	400 – 500	+	+	+	42,5	85-106
Maaikorf	2	400 – 500	+	+	+	42,5	170-212
Slotenreiniger	2	1000 – 1500	++	+/-	-	49	65-98

- = ongeschikt; +/- = matig geschikt; + = geschikt; ++ = zeer geschikt

Het schonen van de sloot is minimaal 1 keer per jaar en liefst vaker om de biomassa te verwijderen als het om het verwijderen van de nutriënten gaat.

Kosten van uitbaggeren

In het themaboek Agrarisch natuurbeheer Westelijk veenweidegebied (1998) staan de kosten vermeld voor het gebruik van een baggerspuit. Deze kosten zijn met 10% verhoogd als prijscorrectie. De werkc capaciteit van de baggerspuit is 300-400 m per uur à € 70. Dat wil zeggen € 180 – 230 per km sloot. Kosten kraan € 215,- per km sloot. Met een correctie voor de frequentie van de werkzaamheden komt dit neer op een jaarlijkse uitgave van € 21,5 voor het baggeren met de kraan en € 60 – 73 voor het baggeren met de baggerspuit.

Kosten van drinkwatervoorzieningen

In het handboek agrarisch natuurbeheer worden een aantal investeringen uitgedrukt in arbeid en geld.

Aanschaf drinkbak met zonnecollector kost ongeveer € 600,-. Verplaatsen van de drinkbak kost 15 minuten. Drinkplek van betonplaten kost bij zelf uitvoeren € 300,- en 4 uur werk en als een loonwerker het aanlegt ca. € 1000,-. Afrasteren neemt 2 tot 4 uur per km sloot en kost aan materiaal ongeveer € 100 per km.

Kosten van defosfateringsinstallaties

De Milieufederatie Noord-Holland heeft becijferd dat een bloembollenbedrijf van 15 ha voor een defosfateringsinstallatie 1200 m² ruimte nodig heeft. De kosten worden geraamd op ongeveer € 9500,- per jaar

Kosten van zuiveringsinstallaties

De aanleg van een zuiveringsinstallatie op een witlofbedrijf in Oost-Vlaanderen kostte circa €5000,- in 1998/1999. Dat zou nu circa €5500,- kunnen bedragen.

Kosten van zuiveringsmoerassen

Berekening benodigd oppervlak: Als de zuiveringscapaciteit per oppervlakte-eenheid voor een stof in een type zuiveringsmoeras bekend is, kan de benodigde moerasoppervlakte als volgt worden berekend (STOWA, 2001).

- (1) Belasting(kg/jr) = 10⁻³ x concentratie (mg/l) x hydraulische belasting (m³/jr)
- (2) Te verwijderen hoeveelheid stof X (kg/jr) = belasting –doelbelasting
(normen voor ontvangend water)
- (3) Oppervlak (ha) = Te verwijderen hoeveelheid stof X (kg/jr) /
zuiveringscapaciteit stof X (kg/ha/jr)

De kosten van het aanleggen van een vloeiveld wordt bepaald door het grondwerk, arbeidskosten, eventueel aanschaf van folie en stekken. In 1991 werden door Gleichman-Verheijen e.a. (1991) de kosten van helofytenfilters per ha als volgt ingeschat. Deze waarden wijken niet noemenswaardig af van die genoemd in meer recente literatuur (STOWA 2001).

Tabel I.2. Kostenvergelijk (in €) verschillende typen helofytenfilters (Gleichman-Verheijen e.a. 1991)

Type helofytenfilter	Investeringskosten	jaarlijkse kosten
Infiltratieveld met folie	160000	11000
Infiltratieveld zonder folie	86000	6000
vloeiveld met folie	145000	10000
vloeiveld zonder folie	72000	5000