kiwa
Partner for progress

KOA 00.104

Stikstofverwijdering in bufferzones

Een overzicht van ervaringen

Auteurs
J. Grijpstra, A.F.M. Meuleman & W. Beekman

Opdrachtgever
VROM

Opdrachtnummer
303746.014

Nieuwegein, augustus 2000

Kiwa N.V.
Onderzoek en Advies
Groningenhaven 7
Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein
Telefoon 030 60 69 511
Fax 030 60 61 165
Internet www.kiwa.nl

©2000 Kiwa N.V.
Niets uit dit drukwerk mag verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden door middel van druk, fotocopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Kiwa N.V., noch mag het zonder dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd

2196994

Inhoud

Samenvatting **5**

1 Inleiding **7**

1.1 Achtergrond 7

1.2 Doelstelling van het onderzoek 7

1.3 Leeswijzer 7

2 Bufferzones **9**

3 Verwijderingsprocessen van stikstof in bufferzones **11**

3.1 Opname door de vegetatie 11

3.2 Denitrificatie 12

3.2.1 Het proces denitrificatie *13*

3.2.2 Nitraatbeschikbaarheid *13*

3.2.3 Vochtgehalte *15*

3.2.4 Organische stof *15*

3.2.5 *pH* *16*

3.2.6 Seizoenen en temperatuur *17*

3.2.7 Bodem *18*

3.2.8 Invloed van de vegetatie *19*

3.2.9 Dissimilatoire nitraatreductie *19*

4 Stikstofverwijdering in bufferzones: praktijkervaringen **21**

4.1 Afspoeling van stikstof 21

4.2 Uitspoeling van stikstof 21

5 Toepassingsmogelijkheden bufferzones **23**

5.1 Toepassingsmogelijkheden 23

5.2 Inrichting en beheer van bufferstroken 24

6 Analyse-methoden voor vaststelling stikstofverwijdering **27**

6.1 Waterkwaliteitsmetingen 27

6.2 Balansmethode 27

6.3 Opname van nutrienten door de vegetatie 27

6.4 Denitrificatie 28

6.4.1 Concentratiemetingen 28

6.4.2 Acetyleen-inhibitie methode 28

6.4.3 Gelabeld stikstof tracer experiment 28

7 Conclusie en aanbevelingen voor beleidsondersteunend onderzoek 29

7.1 Conclusie 29

7.2 Aanbevelingen 29

Literatuur 31

Bijlage 1 Resultaten stikstofverwijdering in bufferzones 37

Bijlage 2 Interview Zuiveringsschap Limburg 43

Bijlage 3 Interview Universiteit Utrecht 45

Samenvatting

Ondanks het voorgenomen mestbeleid, blijft de belasting van oppervlaktewater met stikstof, afkomstig uit de landbouw, een punt van zorg. De overmatige aanvoer van stikstof via bemesting, atmosferische depositie en natuurlijke afbraakprocessen in de bodem (mineralisatie) leidt tot verhoogde stikstofconcentraties in het freatische grondwater, en kan uiteindelijke via ondiepe grondwaterstroming of drainage in het oppervlaktewater stromen. Deze toevoer leidt tot ongewenste eutrofiëringseffecten met negatieve effecten op de soortensamenstelling van de aanwezige levensgemeenschappen. Om deze ongewenste effecten te voorkomen, zijn aanvullende maatregelen noodzakelijk.
Reductie van stikstofconcentraties zou mogelijk zijn door de aanleg van natuurvriendelijke oevers en bufferstroken op een dusdanige wijze dat stikstofverwijderingsprocessen worden gestimuleerd. Op diverse plaatsen in binnen- en buitenland zijn reeds dergelijke bufferzones aangelegd. Kwantitatieve gegevens over de efficiëntie van deze bufferzones en de afzonderlijke bijdragen van de genoemde zuiveringsprocessen zijn echter schaars. Dit rapport geeft inzicht in de huidige wetenschappelijke kennis over de toepasbaarheid van bufferzones voor de verwijdering van stikstof.

Bufferzones zijn met name toepasbaar in hellende zandgronden. In vlakke gebieden domineren oppervlakkige afstroming en drainage boven uitspoeling en ondiep (grond)watertransport, waardoor het zuiveringsrendement in deze gebieden laag is. In vlakke gebieden zijn bemestingsvrije waarschijnlijk effectiever.

Bufferzones bewerkstelligen in hellende gebieden veelal een sterke reductie van de stikstoftoevoer naar het oppervlaktewater via oppervlakkige uitspoeling, waardoor geldende normen vrijwel niet meer worden overschreden. Belangrijke processen hierbij zijn denitrificatie en plantopname.

Een breedte van ca. 5 tot 10 meter lijkt voor een bufferzone over het algemeen voldoende voor een goede stikstofverwijdering. Bij aanvoer van nitraatrijk water, is handhaving van grondwatertrap I van essentieel belang. Indien ammonium als belangrijkste stikstofvorm wordt aangevoerd, is een hydrologisch regime van afwisselend droogstand en volledige inundatie noodzakelijk voor een hoog stikstofverwijderingsrendement.

Concrete vuistregels voor dimensionering van bufferzones ontbreken op dit moment. Hiervoor dienen een aantal zaken nader (fundamenteel en praktijkgericht) onderzocht te worden. Voorstellen voor nader onderzoek zijn opgenomen in hoofdstuk 7. In dit onderzoek dient ook een kosten-batenanalyse (vergelijking met andere potentiële maatregelen) opgenomen te worden

Deze studie heeft zich op verzoek van de opdrachtgever alleen gericht op de verwijderingscapaciteit van bufferzones met betrekking tot stikstof. Voor veel oppervlaktewateren is echter de fosforbelasting van groter (ecologisch) belang dan de stikstofbelasting. Om deze reden dient tevens nader inzicht verkregen te worden in de fosforverwijderingscapaciteit van bufferzones.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Ondanks het voorgenomen mestbeleid, blijft de belasting van oppervlaktewater met stikstof, afkomstig uit de landbouw, een punt van zorg. De overmatige aanvoer van stikstof via bemesting, atmosferische depositie en natuurlijke afbraakprocessen in de bodem (mineralisatie) leidt tot verhoogde stikstofconcentraties in het freatische grondwater, en uiteindelijke via ondiepe grondwaterstroming of drainage tot te hoge concentraties in het oppervlaktewater. Ongewenste eutrofiëringseffecten met negatieve effecten op de soortensamenstelling van de aanwezige levensgemeenschappen zijn het gevolg. Om deze effecten te voorkomen, zijn aanvullende maatregelen noodzakelijk.

Uit praktijkmetingen blijkt dat er een verschil bestaat tussen enerzijds de omvang van de aanvoer van stikstof via bemesting en atmosferische depositie naar de bodem en anderzijds de omvang van de uitspoeling naar het oppervlaktewater. Blijkbaar vindt tijdens het transport in de bodem naar het ontvangende oppervlaktewater verwijdering van stikstof plaats. Als mogelijke natuurlijke verwijderingsprocessen worden vaak genoemd:

- De koppeling van de microbiologische stikstofomzettingsprocessen nitrificatie-denitrificatie, die vooral plaatsvinden in de overgangszone tussen bodem en water (oeverzones)
- De opname door de vegetatie gedurende het groeiseizoen

Het waargenomen verschil tussen stikstofbelasting van de bodem en van het oppervlaktewater biedt perspectieven om de stikstofbelasting van het oppervlaktewater te reduceren. Reductie zou mogelijk zijn door de aanleg van natuurvriendelijke oevers en bufferstroken op een dusdanige wijze dat de verwijderingsprocessen worden gestimuleerd. Op diverse plaatsen in binnen- en buitenland zijn reeds dergelijke bufferzones aangelegd. Kwantitatieve gegevens over de efficiëntie van deze bufferzones en de afzonderlijke bijdragen van de genoemde zuiveringsprocessen zijn echter schaars.

Alvorens beleidsondersteunend onderzoek te laten verrichten heeft de Directie Drinkwater, Water en Landbouw (DWL) van het ministerie van VROM aan Kiwa opdracht gegeven een literatuurstudie te verrichten, om de huidige wetenschappelijke inzichten over het functioneren van bufferzones met betrekking tot stikstof in beeld te brengen. Dit voorliggende rapport geeft de resultaten van deze studie weer.

1.2 Doelstelling van het onderzoek

Doelstelling van het onderzoek betreft het opstellen van een wetenschappelijke 'state of the art' met betrekking tot de natuurlijke verwijdering van stikstof in bufferzones in relatie tot de processen die plaatsvinden op het grensvlak tussen water en bodem.

Het onderzoek levert het volgende op:

- Een beschrijving van relevante zuiveringsprocessen en gerelateerde parameters
- Een inschatting van het rendement van bufferzones en factoren die het rendement beïnvloeden.
- Een inschatting van de belasting van oppervlaktewater aan de hand van N-verliesnormen conform het generieke mestbeleid en het rendement van bufferzones
- Een overzicht van mogelijke analyse-methoden om N-verwijdering vast te stellen
- Aanbevelingen voor beleidsondersteunend onderzoek

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 worden verschillende typen bufferzones kort besproken. Hoofdstuk 3 beschrijft de meeste relevante processen die leiden tot stikstofverwijdering in bufferzones. De nadruk ligt hierbij

op de stikstofverwijdering via plantopname en via denitrificatie, waarbij de relatie met denitrificatie en de invloed van factoren als bodemtype, waterstandsregime, aeratie, fauna, temperatuur, zuurgraad en organische-stofgehalte aan bod komen. In hoofdstuk 4 worden de praktijkervaringen beschreven. Tevens wordt in dit hoofdstuk een inschatting gedaan van de belasting van oppervlaktewater met stikstof bij gebruik van bufferzones. Een overzicht van de toepassingsmogelijkheden wordt in hoofdstuk 5 gepresenteerd en een overzicht van de momenteel gangbare technieken en analysemethoden voor experimenteel onderzoek aan N-verwijdering volgt in hoofdstuk 6. In hoofdstuk 7 worden ten slotte conclusies getrokken. Daarnaast worden in dit hoofdstuk enkele aanbevelingen geformuleerd voor het succesvol uitvoeren van beleidonderbouwend (vervolg)onderzoek. Daarbij wordt aandacht besteedt aan opzet, uitvoering en specifieke parameters die bij het onderzoek meegenomen kunnen worden.

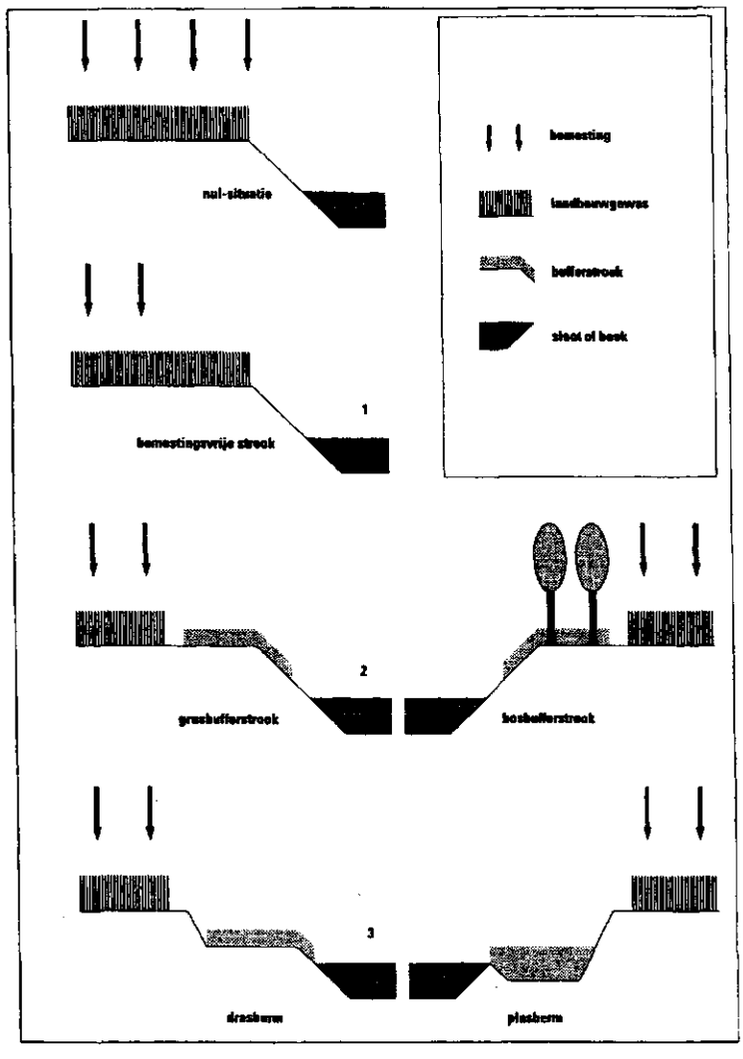
2 Bufferzones

Bufferzones zijn kunstmatig aangelegde of natuurlijke stroken grond, gelegen tussen percelen met een hoge stikstofbelasting en het oppervlaktewater. De volgende typen bufferstroken kunnen onderscheiden worden (conform Orleans et al., 1995 & STOWA, 1998; Figuur 1):

- **Bufferstrook met begroeiing van gras, bos of ruigten.** Deze typen stroken worden toegepast in zowel vlakke als hellende gebieden en zijn op diverse plaatsen onderzocht (zie o.a. Haycock & Pinay, 1993; Orleans et al., 1995; Hefting & De Klein, 1998; Heathwaite et al., 1998). Watertransport naar het oppervlaktewater vindt met name plaats in de ondiepe ondergrond (subsurface run off). Lokaal kan ook oppervlakkige afstroming (surface run off) een rol spelen. Verwijdering van stikstof vindt vooral plaats in de bodem.
- **Moerasbufferstroken (waaronder helofytenfilters).** Bij de moerasbufferstrook worden nog twee subtypen onderscheiden op basis van de ligging van het talud ten opzichte van het waterpeil: drasbermen waarbij het verlaagde talud net boven de waterlijn ligt en plasbermen waarbij het verlaagde talud net onder de waterlijn ligt. Stikstofverwijdering vindt vooral plaats in de bodem en in mindere mate in de bovenstaande waterlaag (bij volledig geïnundeerde moerassen).

Een ander type strook waarmee de stikstofaanvoer naar het oppervlaktewater kan worden verhinderd is de **bemestingsvrije strook.** Deze zones worden vooral toegepast in vlakke tot vrij vlakke gebieden en hebben tot doel de belasting van het oppervlaktewater met meststoffen (stikstof, fosfor) via oppervlakkige afstroming en directe bemesting te voorkomen. Vanaf de oppervlakkige afstroming spelen bodemchemische processen in deze stroken een minder grote rol (en zijn veelal niet onderzocht). In deze studie is aan dit type geen verdere aandacht besteed.

Er wordt hier niet duidelijk uitgelegd dat het verschil tussen bufferstroken en bemestingsvrije stroken zit in de begroeiing:
Bemestingsvrije stroken: begroeiing als landbouwperceel
Bufferstrook: begroeiing anders dan landbouwperceel



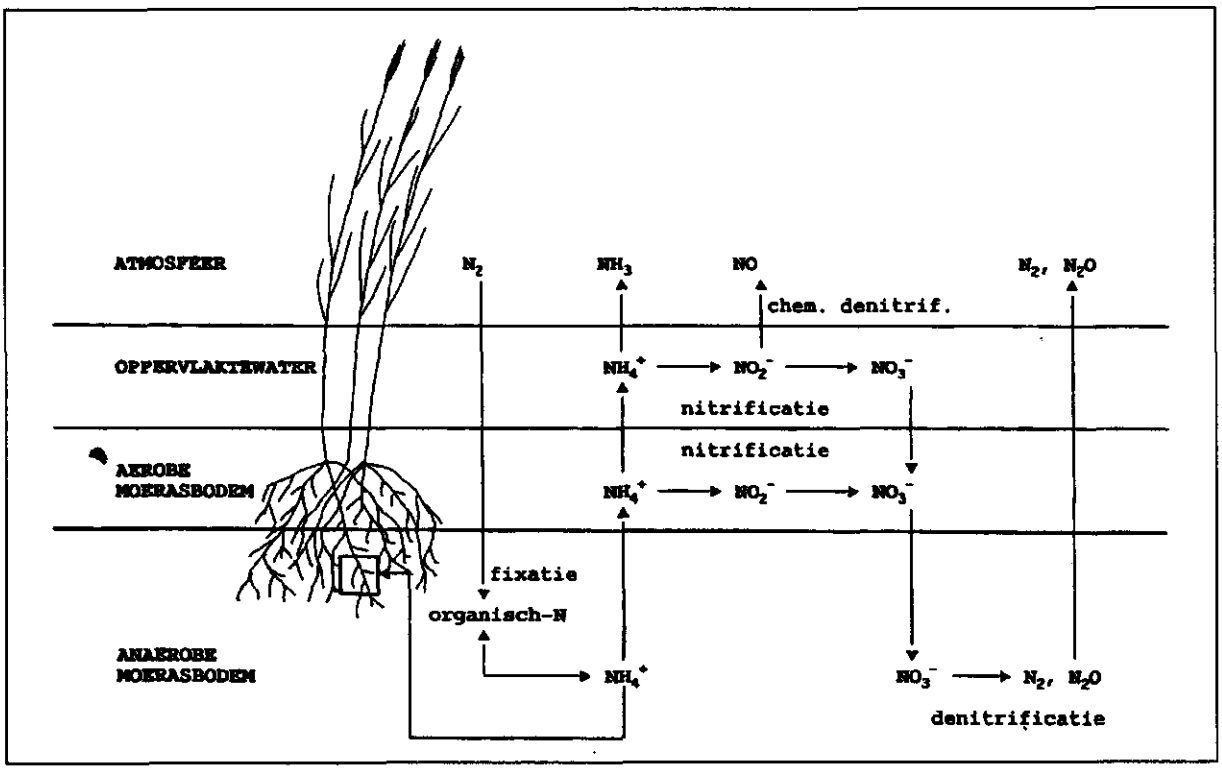
Figuur 1
Bemestingsvrije strook en typen bufferstroken (Orleans et al., 1995).

3 Verwijderingsprocessen van stikstof in bufferzones

In principe zijn twee processen van belang voor de verwijdering van stikstof in bufferzones. Dit betreft:

- Opname door de vegetatie en afvoer van deze vegetatie (paragraaf 3.1)
- Denitrificatie (paragraaf 3.2)

Andere processen zoals adsorptie (van gering belang en gelimiteerd) en vervluchtiging van ammonia (alleen relevant bij een bodem pH > 8) zijn in het algemeen van ondergeschikt belang (Kadlec & Knight, 1996; Meuleman, 1999).



Figuur 2 *Een schematisatie van de stikstofomzettingen in een moeras (naar Reddy en Patrick, 1984)*

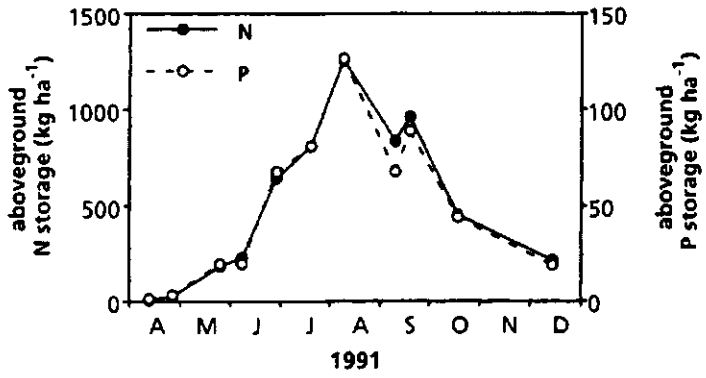
3.1 Opname door de vegetatie

Opname van stikstof door planten en accumulatie in organisch materiaal (boven- en ondergronds) wordt door diverse onderzoekers een belangrijk stikstofverwijderingsproces genoemd (o.a. Duel & Te Boekhorst, 1990; Van Oorschot, 1990; Verhoeven & Van der Toorn, 1990, Kadlec & Knight, 1996; De Ridder, 1996; Verhoeven & Meuleman, 1999; Meuleman, 1999) (zie ook stikstofkringloop Figuur 2). Bij dit proces dient onderscheid gemaakt te worden in :

- Seizoensgebonden accumulatie in bovengrondse delen van de vegetatie. Gedurende het groeiseizoen neemt de opname van nutrienten door de vegetatie sterk toe, om vervolgens in het najaar weer af te nemen door het afsterven van de vegetatie (Figuur 3; Meuleman, 1999). De omvang van de opslag lijkt sterk te varieren, maar is veelal minder dan 50% van de jaarlijkse stikstofbelasting. Zo vonden Peterjohn and Correl (1984) dat 33% van de jaarlijkse N-gift in een bufferzone opgenomen werd door de vegetatie. Xue et al., 1999 vonden een opname van 6-10% in een wetland. Onderzoek van Meuleman (1999) wijst uit dat door maaibeheer van riet in een

zuiveringsmoeras 10 tot 20% van de jaarlijkse stikstofinput kan worden verwijderd zonder de vitaliteit van de vegetatie aan te tasten. Seizoensgebonden opslag van nutrienten in de vegetatie draagt alleen bij aan stikstofverwijdering, indien de vegetatie jaarlijks gemaaid wordt en het maaisel wordt afgevoerd. Hierbij speelt het tijdstip van maaien een belangrijke rol, vanwege de uitspoeling en terugtrekking van nutrienten naar wortels uit afgestorven plantendelen gedurende de nazomer en de herfst. Het optimale maaitijdstip (=maximale N-verwijdering, Figuur 3) ligt meestal in de zomermaanden (peak standing crop). Nadeel van het maaien in de zomermaanden is echter, dat hierdoor de vitaliteit van de vegetatie meestal wordt aangetast waardoor de zuiveringscapaciteit op termijn zal afnemen. In Tabel 1 is van een aantal vegetaties de verwijderingscapaciteit voor stikstof weergegeven, waarbij is uitgegaan van het jaarlijks maaien van de vegetatie. Globaal kan uitgegaan worden van een verwijdering van 5 tot 25% van de jaarlijkse stikstofbelasting via het maaien van de vegetatie (o.a. Reddy & De Busk, 1987; Van Oorschot, 1990).

- Opslag in ondergrondse delen. Dit proces varieert op jaarbasis vrijwel niet en draagt daardoor niet bij aan de stikstofverwijdering (Meuleman, 1999).
- Langdurige opslag tengevolge van veenvorming. Dit proces draagt slechts in geringe mate bij aan de verwijdering van stikstof (maximaal 10-15 kg N/ha.jaar; o.a.Armentano & Verhoeven, 1990).



Figuur 3 *Stikstof en fosforaccumulatie in bovengrondse biomassa van rietvegetatie (Phragmites australis) van een infiltratiemoeras bij Lauwersoog (Meuleman, 1999)*

Tabel 1 *Stikstofverwijdering door maaien en afvoeren bij verschillende plantensoorten (Van Oorschot, 1990)*

Plantensoort	N-verwijdering via maaien (kg N/ha/jaar)
Mattenbies	150-300
Riet	70-450
Liesgras	200-320
Lisdodde	<300

3.2 Denitrificatie

Vele onderzoekers zien denitrificatie als een belangrijk, zo niet het belangrijkste, proces voor verwijdering van stikstof uit bufferzones (Orleans et al., 1995, Martin, 1999) en helofytenfilters (zuiveringsmoerassen) (Kadlec & Knight, 1996, Bachand & Horne, 2000, Reily et al., 2000). Bij stikstofverwijdering is het belangrijk om te kijken naar de stikstofbron. Gebleken is dat de beschikbaarheid van nitraat in bufferzones of (zuiverings)moerassen vaak de belangrijkste beperkende factor is voor het optreden van denitrificatie (mond. med. Hefting en Verhoeven (zie bijlage 3); Reddy en Patrick, 1984; Duel en Te Boekhorst; 1990, Groffman & Hanson, 1997; Comin et al., 1997). Wanneer nagenoeg alle stikstof aangevoerd wordt in de vorm van nitraat is dat geen

Bij verwijdering toe voer van nitraat is dit wel een probleem, omdat alleen de eerste denitrificatie stap wordt doorlopen en het N2O het eindproduct is (zie bijlage 3)

probleem, dan zal vrijwel alle stikstof via denitrificatie uit het systeem kunnen worden verwijderd. Wanneer stikstof wordt aangevoerd in de vorm van ammonium dan zal men moeten trachten een gunstig milieu voor nitrificatie te creëren, zodat stikstof via nitrificatie, gevolgd door denitrificatie kan worden verwijderd.

In deze paragraaf zullen denitrificatie en belangrijke factoren die dit proces beïnvloeden, worden besproken.

3.2.1 *Het proces denitrificatie*

Bij het denitrificatieproces wordt nitraat onder anaërobe omstandigheden gereduceerd tot stikstofgas (zie ook stikstofkringloop Figuur 2). Verschillende heterotrofe bacteriesoorten gebruiken nitraat onder zuurstofloze omstandigheden als electronenacceptor. De dissimulatiereactie van nitraat met methanol als koolstofbron wordt samengevat in de volgende vergelijking:

$NO3^- + 0{,}833CH3OH \rightarrow 0{,}5N2 + 0{,}833CO2 + 1{,}167H2O + OH^-$

Bij lage concentraties opgelost ammonium, wordt een deel van het aanwezige nitraat ook gebruikt voor celsynthese (Kadlec & Knight, 1996). Denitrificatie en celsynthese samen verlopen samengevat volgens de volgende reactie:

$NO3^- + 1{,}08CH3OH + 0{,}24H2CO3 \rightarrow 0{,}056C5H7NO2 + 0{,}47N2 + 1{,}68H2O + HCO3^-$

Uit deze reactievergelijkingen blijkt dat bij denitrificatie gasvormig N2 vrij komt. Afhankelijk van de bodemcondities kan er ook onvolledige reductie van nitraat optreden waarbij stikstofoxiden zoals het broeikasgas N2O het eindproduct zijn. Wanneer het ontstane N2 en/ of de stikstofoxiden niet weer in het bodemmilieu gebonden worden, kan het verdwijnen naar de atmosfeer. Deze vervluchtiging van stikstof leidt derhalve tot stikstofverwijdering.
Uit de reactievergelijking blijkt verder dat voor denitrificatie voldoende methanol of een andere koolstofbron aanwezig moet zijn. Voor denitrificatie van 1 gram NO3- volgens de eerste reactie is 2,47 gram methanol nodig.
Tevens blijkt dat bij denitrificatie basen worden geproduceerd, leidend tot een toename van de pH in het milieu waar de reactie plaatsvindt. Wanneer bij deze productie van basen kalk wordt gevormd, kan dat per gram NO3-N circa 3 gram CaCO3 opleveren.
Theoretisch vindt er bij de aanwezigheid van (opgelost) zuurstof geen denitrificatie meer plaats. Het gebruik van zuurstof als electronenacceptor levert bacteriën namelijk veel meer energie op dan het gebruik van nitraat. In werkelijkheid worden bij lage concentraties zuurstof nog steeds denitrificatie aangetoond (Phipps & Crumpton, 1994; Oostrom, 1994; Trevors, 1985). De verklaring hiervoor is, dat in bacteriefilms lokaal zuurstofloze zones voorkomen. Verder kunnen ook in aggregaatstructuren in bodems zuurstofloze zones voorkomen in een overwegend zuurstofrijke bodem.

De denitrificatiesnelheid onder veldomstandigheid varieert sterk. Snelheden, varierend van jaarlijks enkele kg/ha tot honderden kg/ha (o.a. Johnston, 1990; Kadlec & Knight, 1996; Meuleman, 1999). De snelheid is afhankelijk van een groot aantal factoren, die direct of indirect van invloed zijn op het denitrificatieproces. In de volgende paragrafen wordt een aantal van deze factoren belicht in volgorde van afnemend belang.

3.2.2 *Nitraatbeschikbaarheid*

Het is duidelijk dat de aanwezigheid van nitraat nodig is voor denitrificatie. In bufferzones wordt de aanvoer van nitraat bepaald door de nitraatconcentratie in het aangevoerde water en de snelheid waarmee andere stikstofvormen worden omgezet in nitraat.

Het deel van de stikstofvoorraad dat in de vorm van ammonium aanwezig is, kan via nitrificatie beschikbaar worden gemaakt voor denitrificerende bacteriën. Nitrificatie kan dus een belangrijke bijdrage leveren aan stikstofverwijdering door denitrificatie. Daar denitrificatie en nitrificatie ruimtelijk gescheiden plaatsvinden dient er wel transport van nitraat plaats te vinden. Nitrificatie

vindt voornamelijk plaats aan maaiveld boven de grondwaterspiegel en denitrificatie onder de grondwaterspiegel.
Vele auteurs beschouwen nitraatbeschikbaarheid als de belangrijkste limiterende factor voor denitrificatie in bufferzones en helofytenfilters (Muller et al., 1980; Warwick & Hill, 1988; Westerman & Ahring, 1987; Koerselman et al., 1989; De Klein, 1994; Meuleman, 1999). Bij nitrificatie wordt onder aërobe omstandigheden ammonium geoxideerd tot nitriet (door bacteriesoort Nitrosomonas) en vervolgens tot nitraat (door bacteriesoort Nitrobacter). De bacteriën gebruiken de vrijgekomen energie bij deze reacties voor koolstofassimilatie. Het betreft de volgende reacties:

Stap 1 door Nitrosomanas
$NH_4^+ + 1{,}5O_2 \rightarrow 2H^+ + H_2O + NO_2^-$

Stap 2 door Nitrobacter
$NO_2^+ + 0{,}5O_2 \rightarrow NO_3^-$

Overall
$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O$

Uit deze reactievergelijking volgt dat circa 4,6 gram O_2 nodig is voor de oxidatie van 1 gram NH_3-N. Deze reactie vindt derhalve plaats onder aërobe omstandigheden. Zo vindt ze in water met minder dan 0,3 mg/l opgeloste zuurstof niet meer plaats (Reddy en Patrick, 1984).

De energie die vrij komt bij de beschreven nitrificatiereacties wordt gebruikt voor celsynthese. De synthesereactie en de nitrificatiereacties gecombineerd levert de volgende reactie:

$NH_4^+ + 1{,}83O_2 + 1{,}98HCO_3^- = 0{,}021C_5H_7NO_2 + 1{,}04H_2O + 0{,}98NO_3^- + 1{,}88H_2CO_3$

Uit deze vergelijking valt af te leiden dat voor oxidatie van 1 gram NH_4^+-N, 4,3 gram O_2 nodig is. Verder blijkt dat bij nitrificatie waterstofionen vrijkomen en dat bicarbonaat opgenomen wordt, waardoor de pH van het milieu daalt.

Wanneer de aanvoer van stikstof voor een belangrijk deel in de vorm van ammonium plaatsvindt, wordt nitrificatie belangrijk. In moerassen treden zuurstofgradiënten op tussen het oppervlaktewater en de bodemsedimenten, waardoor zowel anaërobe als aërobe reacties op kunnen treden. Nitraat kan dan gevormd worden onder aërobe condities door nitrificatie van het aanwezige ammonium en na diffusie naar de anaërobe bodemlagen gedenitrificeerd worden (Reddy & Patrick, 1984). Voor optimale stikstofverwijdering in zuiveringsmoerassen noemen Tilton en Kadlec (1979) een maximale waterdiepte van 30 cm. Bij grotere diepte neemt de zuiveringsefficiëntie sterk af. Niet bekend is bij welke waterdiepte de zuivering maximaal is.
Wanneer bodems niet geïnundeerd zijn, vindt aanvoer van nitraat naar denitrificerende bacteriën vooral plaats op de grens van de verzadigde en onverzadigde zone in de bodem. Ook in zuurstofloze zones in aggregaten in de bodem kan denitrificatie plaatsvinden.

Verschillende auteurs stellen voor stikstofverwijdering te stimuleren door "te spelen met de grondwaterstand". Zo werd in een experimenteel vloeiveld in Flevoland, waarin ammoniumrijk water werd ingelaten, gedurende 3 maanden drooglegging, 380-510 kg N/ha verwijderd uit de bodem, met name in de eerste maand (Greiner & Butijn, 1985). Drooglegging zorgt voor het ontstaan van aërobe plekken in de bodem, waardoor nitrificatie plaats kan vinden (Rolston et al., 1982; Davidson et al., 1992). Blijkbaar zijn tevens voldoende anaërobe plekken aanwezig. Bij droogvallen blijven namelijk plaatselijk (in aggregaatstructuren anaërobe omstandigheden gehandhaafd, waardoor denitrificatie kan blijven optreden (Fillery, 1983).
De afwisseling van inundatie en uitdroging kan dus belangrijk zijn voor stikstofverwijdering. Zo vindt Meuleman (1999) in een onderzoek aan de zuiveringsefficiëntie van zuiveringsmoerassen dat bodemnitraatconcentraties na 2 dagen inundatie zijn afgenomen tot beneden meetbare concentraties. Daar bij inundatie na enkele uren alweer denitrificatie door micro-organismen begint (Ponnamperuma, 1984) stelt hij een cyclus voor van 2 dagen inundatie gevolgd door een vijfdaagse

periode van droogvallen. Deze afwisseling tussen meer een minder aërobe condities kan door afwisseling van nitrificatie en denitrificatie voor extra verwijdering van stikstof zorgen.

Concluderend kan gesteld worden dat het waterstandsregime mede bepalend is voor de mate van stikstofverwijdering. Wanneer nitraat wordt aangevoerd, kunnen hoge waterstanden zorgen voor extra denitrificatie. Wanneer ammonium of organisch gebonden stikstof wordt aangevoerd, is afwisseling van hogere en lagere (grond)waterstanden noodzakelijk.

3.2.3 Vochtgehalte

Denitrificatie treedt op onder een lage redox potentiaal (anaerobe situatie). In bodems wordt een lage potentiaal met name veroorzaakt door een hoog vochtgehalte. Als maat voor het vochtgehalte wordt vaak de Water filled porosity (WFP) aangehouden. De Klein (1994) geeft aan, dat bij een WFP lager dan 70-80% de denitrificatie sterk geremd wordt door een te laag vochtgehalte (te aerobe omstandigheden). In die zin is het vochtgehalte één van de meest sturende factoren voor het optreden van denitrificatie. In Tabel 2 is voor de verschillende grondwatertrappen aangegeven in welke mate denitrificatie op kan treden.

Tabel 2 *Correctiefactoren per grondwatertrap op de nitraatuitspoeling. Bij een lage correctiefactor $f_{\Delta N}$ (= fractie nitraat dat het grondwater bereikt) zal de denitrificatie hoog zijn (en de nitraatuitspoeling naar grond- of oppervlaktewater dus nihil).*

Gt	GHG	GLG	$f_{\Delta N}$
I	<20	<50	0.00
II	<40	50-80	0.05
III	<40	80-120	0.10
IV	>40	80-120	0.40
V	<40	>120	0.50
VI	40-80	>120	0.60
VII	80-140	>160	0.75
VII*	>140	>160	1.00

3.2.4 Organische stof

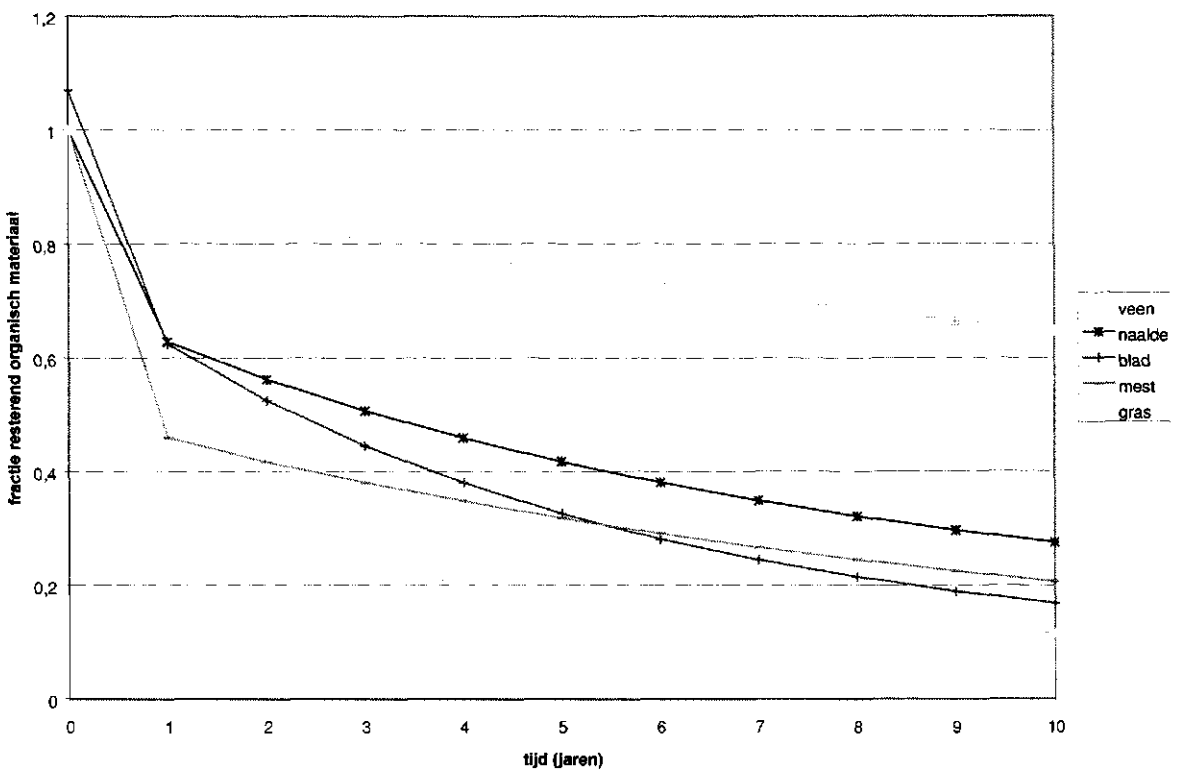
Beschikbaarheid koolstofbron

Voor denitrificatie is voldoende koolstof nodig omdat koolstof gebruikt wordt bij celsynthese en omdat koolstofverbindingen energie leveren (Kadlec & Knight, 1996, Rietland, 1998). Voor denitrificatie van 1 g N-NO3 denitrificatie is 2,65 g glucose nodig (Rietland, 1998).

Verschillende auteurs beschrijven een positieve relatie tussen organisch C-gehalte en denitrificatie (Firestone 1982; Smith & Arah 1990). Het is echter de vraag of de hoeveelheid organisch koolstof in bufferzones een probleem zal zijn. Duel & te Boekhorst (1988) geven aan dat koolstof in rietmoerassen over het algemeen niet beperkend is. Hefting en Verhoeven (mond. med., zie bijlage 3) verwachten dat de koolstofhoeveelheid voor denitrificatie niet gauw de beperkende factor zal zijn. Ze vinden geen koolstoflimitatie in gras- en bosbufferstroken met 5% organisch materiaal in de toplaag van de bodem, terwijl de aanvoer van stikstof relatief hoog is. Hefting & Verhoeven verwachten dat het door vegetatie geproduceerde organisch materiaal (strooisel) voldoende is om denitrificatie gaande te houden. Waarschijnlijk zal denitrificatie op bodems met nauwelijks organische stof en een laag productieve vegetatie of op een kale bodem wel gelimiteerd worden door tekort aan koolstof. Ook maaibeheer waarbij het maaisel afgevoerd wordt kan de denitrificatie hierdoor mogelijk belemmeren.

Verschillende auteurs geven aan dat denitrificatie in de bodem afneemt met de diepte als gevolg van een afname van beschikbaar koolstof (Martin et al., 1999). Andere onderzoekers hebben echter aangetoond dat ook op grote(re) diepte (meters) nog denitrificatie plaats kan vinden, mits voldoende organisch materiaal aanwezig is. In hoeverre denitrificatie dieper in de bodem een bijdrage levert aan stikstofverwijdering is grotendeels nog onduidelijk.

De kwaliteit van het aanwezige strooisel in bufferzones lijkt wel enige invloed te hebben op de denitrificatiesnelheid. Haycock en Pinay (1993) verklaren bijvoorbeeld het verschil in nitraatretentie tussen een gras- en een bosbufferzone mede door verschil in de C-cylus tussen de twee buffertypen. De lagere retentie in de grasbuffer schrijven ze toe aan C-limitatie, doordat de strooiselproductie van bossen veelal hoger is dan de strooiselproductie van graslandvegetatie. De snelheid waarmee koolstof uit het strooisel beschikbaar komt via decompositie, is sterk afhankelijk van het soort materiaal. Van een aantal typen organisch materiaal is de afbraaksnelheid in veldmetingen bepaald (Kolenbrander 1981), door het materiaal op de bodem te brengen (aerobe afbraak). De resultaten van deze metingen zijn weergegeven in Figuur 4.



Figuur 4 De afbraaksnelheid van verschillende typen organisch materiaal

Afstervend gras en kruidachtigen worden zeer snel weer omgezet, terwijl veen juist zeer langzaam afbreekt. Blad, naalden en mest zitten daar tussenin. Deze reactiviteit heeft natuurlijk ook gevolgen voor de denitrificatiesnelheid in een bufferzone, aangezien een hoge reactiviteit leidt tot een grote beschikbaarheid aan koolstof.

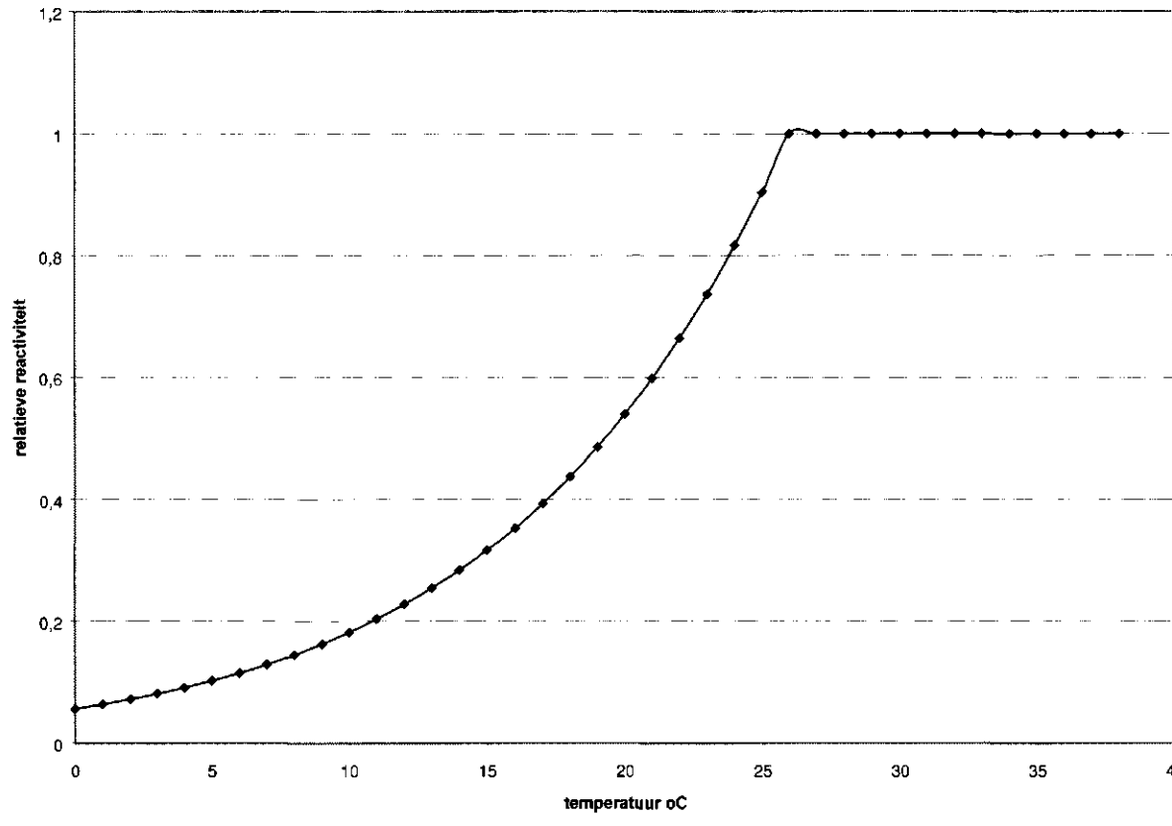
3.2.5 pH

Doordat denitrificatie verzorgd wordt door bacteriën is de snelheid van dit proces proportioneel met de groeisnelheid van deze bacteriën. De optimale zuurgraad voor denitrificatie is 6-8,5 (Reddy & Patrick, 1984). Bij een pH lager dan 5 wordt biologische denitrificatie geremd (Fillery, 1983; Reddy &

Patrick, 1984). In sterk zure bodemmilieus bepaalt vooral de giftigheid van opgelost aluminium de afgenomen activiteit van de microflora.

3.2.6 Seizoenen en temperatuur

De optimale temperatuur voor denitrificatie is 60-75°C (Nichols, 1983; Reddy en Patrick, 1984). Gezien de hoge optimumtemperatuur voor denitrificatie, verloopt dit proces in Nederland vrijwel altijd suboptimaal. In Figuur 5 wordt de relatie tussen temperatuur en reactiviteit weergegeven (Lammers 1983). Bij temperaturen hoger dan 25 °C, zijn naar verwachting andere factoren limiterend voor de reactiviteit.



Figuur 5 De relatie tussen temperatuur en microbiologische activiteit (Lammers, 1983)

Meuleman (1999) vindt in een onderzoek aan zuiveringsmoerassen dat de bodemtemperatuur positief gecorreleerd is met de denitrificatiesnelheid. Een relatief lage denitrificatiesnelheid in de maand november schrijft hij toe aan lage temperaturen (5 °C).
Verschillende auteurs (Osborne & Kovacic, 1993; Haycock & Pinay, 1993; Jacks et al., 1994) geven aan dat denitrificatie in de winter ondanks de lage temperatuur toch en een belangrijk proces is bij stikstofverwijdering. Verwijdering van stikstof door opname in de vegetatie vindt dan nauwelijks plaats, waardoor een groot deel van het aanwezige nitraat juist in de winter uitspoelt door het afsterven van de vegetatie (Burt & Arkel, 1987; Hill, 1990; Muscott et al., 1993; Hefting & De Klein, 1998; White et al., 1998). Haycock en Pinay (1993) vinden gedurende een winterperiode een nitraatverwijdering bij oppervlakkige uitspoeling van 99% in een bosbuffer (populieren) en 85% in een grasbuffer. Omdat verwijdering niet het gevolg kan zijn van opname door de vegetatie (nauwelijks groei in de winter) en omdat er afgeleid uit het nauwelijks veranderen van NH4-N concentraties, geen sprake is van dissimulatoire nitraatreductie (zie paragraaf 3.2.9) concluderen ze dat denitrificatie de belangrijkste factor is bij stikstofverwijdering. De gevonden afname van

stikstofconcentraties zal waarschijnlijk ook voor een deel zijn toe te wijzen aan verdunning met regenwater en/of grondwater of verliezen naar het diepere grondwater.

Hoewel denitrificatie in de winter door de lage temperatuur niet optimaal kan verlopen wil, dat niet zeggen dat denitrificatie in de zomer wel optimaal verloopt. Groffman en Hanson (1997) vinden in een moerasbos dat denitrificatie het laagst is in de zomer. Ze geven aan dat deze lage denitrificatie waarschijnlijk het gevolg is van afnemende bodemvochtigheid, afnemende nitraatbeschikbaarheid en daling van de grondwaterstand. Afnemende nitraatbeschikbaarheid is waarschijnlijk het gevolg van plantopname.
Duidelijke seizoensafhankelijke patronen in denitrificatie zijn op basis van tot nu toe uitgevoerd onderzoek niet aan te geven (Martin, 1999), maar duidelijk is wel dat seizoenen o.a. via temperatuur- en vochtigheidveranderingen een factor zijn die van invloed is op denitrificatie.

Temperatuur heeft niet alleen invloed op de reactiesnelheid maar ook op het reactieproduct. Gebleken is dat bij afname van de temperatuur minder N2 en meer N2O gevormd wordt (Fillery et al., 1983). Dit N2O-gas tast de ozonlaag aan en is tevens een broeikasgas (Mooney et al., 1987). De bacteriën die denitrificatie uitvoeren, kunnen de stap van N2O naar stikstofgas waarschijnlijk niet meer uitvoeren wanneer ze in ongunstige omstandigheden verkeren. Deze stap kost relatief veel energie. Uit onderzoek aan de Universiteit Utrecht (mond. med. Hefting en Verhoeven, zie bijlage 2) blijkt dat de productie van N2O in de winter (2°C dagtemperatuur) in de ordegrootte van 1 kg N2O-N/ha/dag is, waarbij de hoeveelheid aangevoerd nitraat beperkend is. Uit proeven vinden ze dat de N2O productie in een bosbufferstrook door extra toevoeging van nitraat toe kan nemen tot ca. 15 kg/N-N2O/ha/d. (mond. med. Hefting en Verhoeven, zie bijlage 3).
In een mesocosm-experiment vinden Xue et al., 1999, dat ca. 0.1% van het aangevoerde nitraat door bacteriën wordt omgezet in N2O. Xue et al., concluderen dat bij denitrificatie door micro-organismen weinig N2O gevormd wordt. Dit experiment wordt waarschijnlijk uitgevoerd bij relatief hoge temperaturen (naar verwachting ruim boven de 10°C). Hun conclusie geldt waarschijnlijk niet voor relatief lage temperaturen.

3.2.7 Bodem

Het bodemtype is mede bepalend voor factoren als pH, aeratie, organische stofgehalte en redoxpotentiaal. Deze factoren zijn alle van invloed op de nitrificatie en denitrificatie. (Duel & Te Boekhorst). Door Cooke en White (1987) is de denitrificatiesnelheid in verschillende moerasbodems onderzocht. Ze vinden dat denitrificatiesnelheden in bodems met fijn zand en leem 5 maal hoger zijn dan in grind en grof zand bodems. Ze geven aan dat door de aanwezigheid van fijne bodemstructuren bij inundatie een groot aantal anaërobe plaatsen ontstaat. Deze situatie is optimaal bij bodemdeeltjes van ongeveer 200 micrometer. Ook Groffman en Hansen (1997) hebben bij onderzoek aan denitrificatie moerasbos bodemtypen vergeleken. Ze vinden dat denitrificatie in van nature slecht gedraineerde en/of voedselrijke bodems het hoogst is. De voedselrijke bodems bleken hier gemiddeld hogere C/N-ratios (indiceert beschikbaarheid koolstof, hoge C/N betekend slecht afbreekbaar materiaal en lage beschikbaarheid koolstof), hogere pH, hogere gehaltes mineraal stikstof en een hogere denitrificatiesnelheid te hebben t.o.v. de van nature voedselarme bodems.
Het bodemtype is verder nog van invloed op adsorptie van ammonium door kleideeltjes en organisch materiaal. Het gebonden ammonium kan echter vrij gemakkelijk weer vrij komen, waardoor de "sink-functie" van klei en veen slechts beperkt is. Nitraat wordt niet geadsorbeerd aan bodem en slibdeeltjes (Tilton & Kadlec, 1987; Reddy & Patrick, 1984).

Het bodemtype zal beslist van invloed zijn op stikstofverwijdering door denitrificatie. Waarschijnlijk zijn lemige bodems geschikter voor denitrificatie dan zand en of grindbodems. Ook bij het droogvallen van dergelijke lemige bodems, zullen anaërobe plekken blijven bestaan waardoor nog steeds denitrificatie plaats kan vinden. Hoe de relatie denitrificatie met kleibodems en met veenbodems is, is niet duidelijk. Kleibodems zouden door hun fijne structuur mogelijk ook bij lagere grondwaterstanden voldoende anaërobe sites bevatten voor denitrificatie. In kleibodems vind de afvoer van landbouwwater echter minder vaak plaats via transport door de bodem maar eerder via oppervlakkig afstroming of via drainage. Het water wordt dan snel afgevoerd waardoor weinig stikstofverwijdering plaats kan vinden. Veenbodems bevatten waarschijnlijk ook veel anaërobe sites

bij lagere grondwaterstanden en zijn mogelijk wel geschikt voor stikstofverwijdering via denitrificatie.

3.2.8 Invloed van de vegetatie

Begroeiing kan op verschillende manieren invloed uit oefenen op het denitrificatieproces. Ten eerste via aanvoer van organische stof (zie 3.2.5), maar ook via aanvoer van zuurstof naar anaërobe plekken in moerasbodems. Normaal gesproken zijn in moerassen aërobe omstandigheden beperkt tot de waterlaag en hooguit enkele centimeters van de toplaag van de bodem (Reddy en Patrick, 1984). Helofyten brengen via hun wortelstelsel zuurstof in de bodem waardoor het grensvlak van anaëroob en aëroob toeneemt. Gevolg is dat er via nitrificatie extra nitraat geproduceerd kan worden, waardoor er tevens extra nitraatverwijdering door denitrificatie kan optreden (Duel & Te Boekhorst; Armstrong & Armstrong 1990; Brix et al., 1990). Dit proces kan van belang zijn omdat in zuiveringsmoerassen in veel gevallen de nitraatbeschikbaarheid de beperkende factor is voor de denitrificatiesnelheid (Duel & Te Boekhorst, 1990; Reddy & Patrick, 1984). De hoeveelheid zuurstof die helofyten in de bodem brengen is waarschijnlijk relatief gering (Armstrong & Armstrong, 1988; Armstrong et al., 1990; Brix & Schierup, 1990), waardoor het effect op stikstofverwijdering niet erg groot zal zijn. Deze extra zuurstoftoevoer door vegetatie is verder alleen relevant wanneer de aanvoer van stikstof niet reeds in de vorm van nitraat plaatsvindt.

Satoris et al., (2000) geven aan dat in een zuiveringsmoeras de mate van begroeiing en de ontwikkelingsfase van de vegetatie een rol spelen bij de stikstofdynamiek van het systeem. Hierbij speelt de groeisnelheid van de vegetatie waarschijnlijk ook een rol. Hoe productiever de vegetatie hoe meer stikstof ze ook aan de bodem zal onttrekken. Deze stikstof is dan niet meer beschikbaar voor denitrificerende bacteriën. Wel kan de stikstof dan via maaibeheer worden afgevoerd.
Mogelijk spelen ook relaties tussen de vegetatie en de in de bodem aanwezige fauna en microflora een rol. Zo produceren planten wortelexudaten die de groei van bodemorganismen stimuleren. Deze exudaten vormen een C-bron die kan worden aangewend bij denitrificatie. Afstervende plantendelen verhogen het organisch stofgehalte van de bodem en verzorgen op deze wijze een jaarlijkse toevoer van koolstof voor denitrificatie. Verder zijn er nog de samenwerkingsverbanden tussen verschillende plantensoorten en stikstofbindende bacteriën. Wanneer deze soorten (denk aan Zwarte Els, Veenmossen en Klaver) aanwezig zijn in bufferzones kan er een aanzienlijke hoeveelheid stikstof gebonden worden. Hoe belangrijk de relaties tussen vegetatie en bodemfauna en bodemflora zijn bij denitrificatie in bufferzones is nog onduidelijk.

3.2.9 Dissimilatoire nitraatreductie

Een ander minder bekend maar mogelijk voor denitrificatie concurrerend proces is dissimulatoire nitraatreductie. Nitraat kan namelijk ook anaëroob geïmmobiliseerd worden door bacteriën (nitraat wordt omgezet naar ammonium en organisch gebonden stikstof)(o.a. Standford et al., 1975; Caskey & Tiedje, 1979; Morris, 1991; Meuleman, 1999). Deze reactie is energetisch gezien gunstiger dan denitrificatie. Meuleman (1999) vond dat deze reactie de zuiveringsefficiëntie van moerassen voor stikstof beduidend verminderde. Met name wanneer er onder anaerobe omstandigheden makkelijk afbreekbaar organisch materiaal en voldoende nitraat aanwezig is, kan dit proces veel nitraat omzetten in ammonium en organisch gebonden stikstof.
Martin et al (1999) geven echter aan dit proces in oeverzones als tamelijk onbelangrijk kan worden beschouwd. Zo wordt in een onderzoek van Jorden et al (1993) geen toename van ammonium aangetoond bij afnemende nitraatconcentraties, waaruit ze afleiden dat dissimulatoire nitraatreductie niet of nauwelijks optreedt. Juist vanwege het feit dat dit proces optreedt bij een zeer hoge toevoer van makkelijk afbreekbaar organisch materiaal en tevens een extreem lage redox potentiaal (Meuleman, 1999) zal het onder natuurlijke omstandigheden waarschijnlijk geen grote rol spelen.

4 Stikstofverwijdering in bufferzones: praktijkervaringen

4.1 Afspoeling van stikstof

Uit onderzoek aan gras- en bosbufferstroken blijkt dat verwijdering van stikstof uit afspoelend landbouwwater zeer uiteenlopende resultaten geeft (bijlage 1). Heathwaite et al (1998) meten een stikstofoutputhoeveelheid aan het eind van een 10 meter brede grasbufferzone beneden bemeste graslandpercelen in Engeland, die vergelijkbaar is met de output van de controle (bufferzone grenzend aan niet bemeste percelen).
Verwijdering van 98% tot zelfs een toename van 6% stikstof worden bij verschillende onderzoeken geconstateerd. De twee processen die bij stikstofverwijdering via afspoeling een rol spelen zijn sedimentatie en infiltratie (Orleans et al., 1995). Denitrificatie en plant-opname lijken geen rol te spelen. Bij zowel sedimentatie als infiltratie is er geen sprake van daadwerkelijke verwijdering, doch slechts van tijdelijke opslag. Bij infiltratie kunnen nutriënten via uitspoeling alsnog in het oppervlaktewater terechtkomen. Ook gesedimenteerde stikstof kan in een later stadium via uitspoeling het ontvangende oppervlaktewater vervuilen. Voor stikstofverwijdering blijken de gunstigste perspectieven dan ook niet bij oppervlakkige afspoeling te liggen, maar veel eerder bij uitspoeling. Wanneer men stikstofverwijdering in landbouwgebied wil maximaliseren moet afspoeling voorkomen worden.

4.2 Uitspoeling van stikstof

Met name in pleistoceen Nederland overheerst uitspoeling boven afspoeling. Het grootste deel van het regenwater dat op landbouwgrond valt, komt via infiltratie en uitspoeling in het oppervlaktewater terecht. Tijdens dit transport vindt opname van nitraat plaats, waardoor verontreiniging van het oppervlaktewater kan optreden. Bij uitspoeling zijn de resultaten van bufferzones ten behoeve van stikstofverwijdering over het algemeen goed (bijlage 1). Vaak vindt een verwijdering van 80 tot 100% van de aangevoerde hoeveelheid stikstof plaats. In de meeste situaties op zandbodems zijn de gemeten nitraatconcentraties van het effluent van de bufferzone enkele ordes van grootte lager dan geldende normen. Door Muscot (1993) en Martin et al (1999) wordt aan de hand van literatuuronderzoek een daling van nitraat tot minder dan 2 mg/l genoemd. Ook uit onderzoek van Hefting en De Klein (1998) blijkt, ondanks extreem hoge nitraatconcentraties in het instromende water, een daling naar 0,1 tot 2 mg N/l plaats te vinden, waarbij stikstof met name in de vorm van nitraat aanwezig is. Uit de resultaten die weergegeven zijn in bijlage 1 valt af te leiden dat het water dat uitspoelt via een bufferzone vaak een concentratie heeft van 2 mg/l of lager.
De slechtste resultaten worden gerealiseerd in bufferzones op veenbodems. Uitspoeling van stikstof vindt hier vooral plaats in de vorm van ammonium, dat door de anaerobe situatie in de veenbodem niet omgezet wordt in nitraat. In veenbodems kan de stikstofconcentratie in het effluent zelfs toenemen, waarschijnlijk als gevolg van mineralisatie van het veen.

Orleans et.al (1995) concluderen dat er geen duidelijk verband tussen de effectiviteit en de breedte van de bufferstrook valt af te leiden. Orleans et al (1995) geven wel aan dat er diverse aanwijzingen zijn dat denitrificatie vooral plaats vindt op de grens van landbouwgrond en bufferstrook. Een dergelijke conclusie wordt ook door ander auteurs onderschreven (o.a. Lawrance et al., 1984; Peterjohn and Corell, 1984; Cooper 1990; Haycock & Pinay, 1993; Hedin et al., 1996). Hefting (mond. med., zie bijlage 3) geeft echter aan dat vrijwel alle verwijdering van stikstof plaats vindt in de eerste 5 tot 10 meter van de bufferzone. In verschillende onderzoeken wordt dit inderdaad gevonden (Cooper, 1990; Haycock & Burt 1991; Muscott et al, 1993; Haycock & Pinay, 1993; Orleans et al., 1995; Kruijne, 1996; Hefting & De Klein, 1998). Het is niet geheel duidelijk waarom juist in deze smalle zone de verwijdering plaatsvindt. Mogelijk is dat gerelateerd aan de hoogte van de grondwaterspiegel en de verdeling van organische stof in het bodemprofiel (Orleans et al., 1995). Waarschijnlijk is een

bufferzone van 5 tot 10 meter voldoende om maximale stikstofverwijdering te bewerkstelligen, indien er geen preferente stroombanen zijn, de grondwaterstanden en het organische stofgehalte voldoende hoog zijn en de aanvoer van stikstof hoofdzakelijk plaatsvindt in de vorm van nitraat.

Conclusie

- bufferzones bewerkstelligen over het algemeen een sterke reductie van de stikstoftoevoer naar het oppervlaktewater via oppervlakkige uitspoeling, waardoor geldende normen niet meer overschreden worden
- Een breedte van ca. 5 tot 10 meter is voor een bufferzone over het algemeen voldoende voor een goede stikstofverwijdering

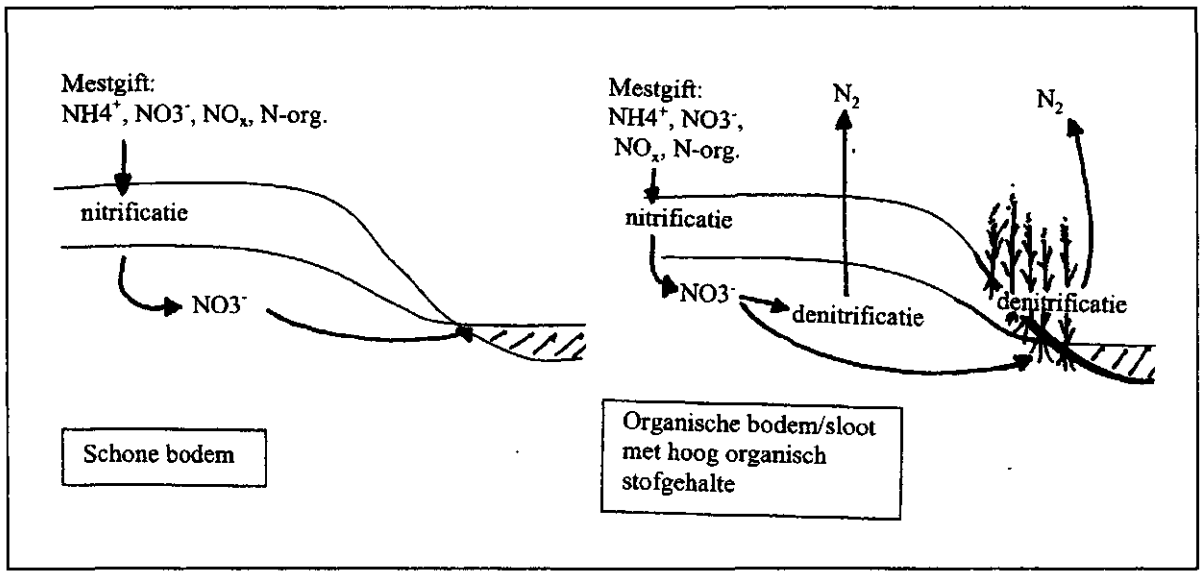
Op basis van literatuuronderzoek (STOWA, 1990) is al eerder geconcludeerd dat een breedte van 10 m voldoende is.

5 Toepassingsmogelijkheden bufferzones

5.1 Toepassingsmogelijkheden

De toepassingsmogelijkheden van bufferzones hangen nauw samen met de bodemsamenstelling.

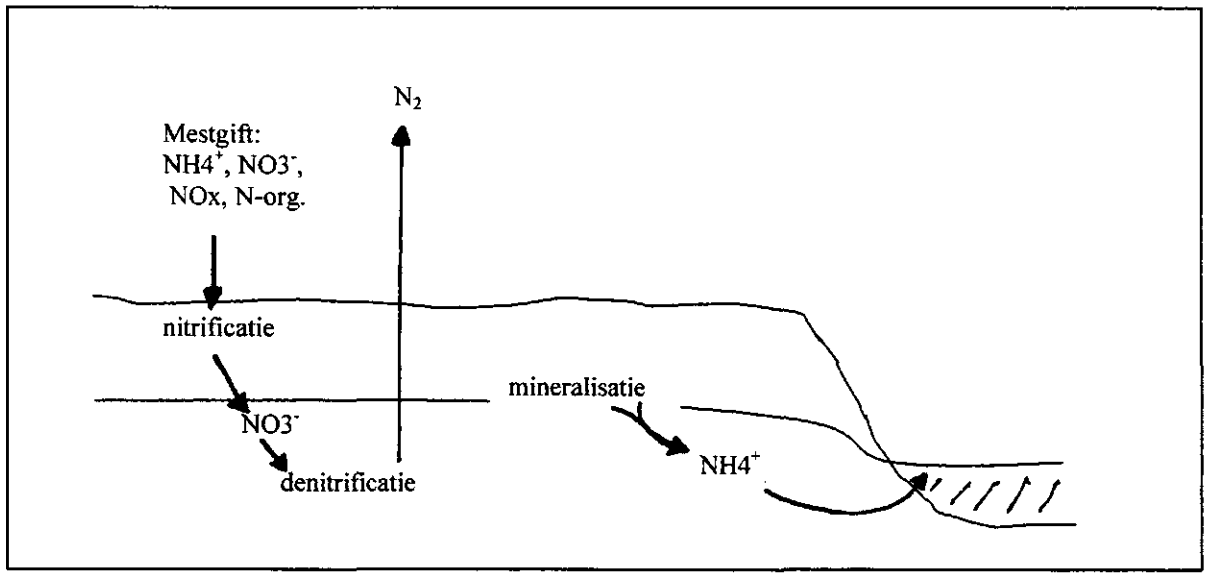
Bufferzones zandgronden
Aanvoer van stikstof in bufferstroken vanuit landbouwgrond op de pleistocene zandgronden van Nederland vindt voornamelijk plaats in de vorm van nitraat (mond. med., Hefting en Verhoeven, zie bijlage 3). Ammonium wordt na bemesting snel omgezet in nitraat in de onverzadigde zone van de bodem (Figuur 6). Voor verwijdering van dit nitraat door denitrificatie is een anaëroob milieu nodig. Dit kan door relatief hoge waterstanden in de bufferzone te handhaven. Bij lage waterstanden heeft een bufferzone waar nitraatrijk water naar wordt toegevoerd waarschijnlijk weinig zin. Zo vinden Groffman en Hanson (1997) in een bos op een goed gedraineerde bodem geen effect van hoge nitraataanvoer vanuit bovengelegen landbouwgrond op de denitrificatiesnelheid. Ze verwachten dat het nitraatrijke water door de drainage niet in contact komt met het bovenste deel van de bodem biologische activiteit. Grasstroken, moerasstroken en bosstroken lijken alle bruikbaar mits het natte typen betreft (grondwatertrap1). Ook moerasstroken inclusief natuurvriendelijke oevers lijken een goede optie.



Figuur 6 *Omzettingsprocessen van stikstof in schone (geen organisch materiaal) en organische zandbodems*

Bufferzones veengronden
In veenbodems is veelal niet nitraat maar ammonium als dominante stikstofbron aanwezig. Door afbraak van het veen zal er ook veel ammonium geproduceerd worden (Figuur 7). Het is mogelijk dat tengevolge van relatief hoge grondwaterstanden niet al het aanwezige ammonium genitrificeerd wordt alvorens het de bufferzone bereikt. Verder vindt door afbraak in de bufferzone met een veenbodem zelf waarschijnlijk ook een sterke ammoniumproductie plaats. De beste manier om ammonium productie te voorkomen is de peilen op te zetten, maar dit zal voor de in het veengebied aanwezige agrariërs niet acceptabel zijn. Ook fluctueren van peilen voor afwisseling van nitrificatie en denitrificatie lijkt niet zinvol omdat dit de mineralisatie van het veen mogelijk slechts versterkt. Het aanleggen van bufferzones op veen lijkt daarnaast problematisch in Nederland daar de percelen dermate smal zijn dat te veel van het agrarisch gebied verloren zou gaan. De meest zinvolle maatregel ter bescherming van de kwaliteit van het oppervlaktewater lijkt eerder het verminderen van

bemesting op de percelen en het niet meer bemesten van de randen van de percelen zodat mest niet direct in het oppervlaktewater terechtkomt.



Figuur 7 Omzettingsprocessen van stikstof in veen

Bufferzones kleigronden
Op kleibodems speelt een ander probleem. Afvoer van landbouwwater vindt hier voor het belangrijkste deel via afspoeling en drainage plaats, met name in de winter (Muscott et al., 1993). Uitspoeling is vaak van ondergeschikt belang. Hierdoor is het effect van buffers op vervuiling minimaal behalve wanneer een aantal maatregelen wordt getroffen (Osborne & Kovacic, 1993). Men zou er voor kunnen kiezen het drainagewater naar een moerasbuffer te leiden (helofytenfilter). Voor een hoog zuiveringsrendement mag de maximale belasting van deze filters op jaarbasis echter niet meer dan 1000 kg N/hectare helofytenfilter bedragen, waardoor de toepassingsmogelijkheden, gezien de benodigde oppervlakte, in veel situaties beperkt zijn door financiele kosten en ruimtegebrek (Meuleman, 1999). Uitgaande van een N-uitspoeling van kleibodems van circa 42 kg N/ha/jaar STOWA, 1998) is per hectare landbouwgrond ongeveer 400-500 m2 bufferzone noodzakelijk.

5.2 Inrichting en beheer van bufferstroken

zie ook STOWA, '99: o.m. in Aldoende

Omvang
Op grond van het onderzoek van Hefting e.a. wordt voorlopig aangehouden dat bufferzones maximaal 10 meter breed hoeven te zijn, mits andere factoren (bodemvocht, koolstof) niet limiterend zijn voor het optreden van denitrificatie. Wellicht kunnen bufferstroken met een breedte van één of enkele meters ook reeds goede resultaten geven.

Peilbeheer (bodemvocht)
Bij aanvoer van nitraat resulteert grondwatertrap I in een hoge nitraatverwijdering door middel van denitrificatie. Indien ammonium als dominante stikstofvorm wordt aangevoerd, is een hydrologische beheer met afwisselend inundatie-droogstand aan te bevelen. Hierbij kan worden aangehouden een inundatieduur van circa 2 dagen en een droogstand van 2-5 dagen (o.a. Meuleman, 1999).

Vegetatiebeheer
Op dit moment valt geen eenduidige voorkeur uit te spreken voor een buffer met kruidachtige/grazige vegetaties en bosbuffers. Bosbuffers hebben in het algemeen een hogere strooiselproductie hetgeen in principe positief zou kunnen zijn voor de beschikbaarheid van koolstof. Grasbuffers produceren daarentegen strooisel wat gemakkelijker afbreekbaar is. Door jaarlijks de vegetatie van grasbuffers te maaien en het maaisel af te voeren, kan aanvullend een aanzienlijke hoeveelheid nutrienten verwijderd worden (zie Tabel 1). Echter, in die situaties waar de

beschikbaarheid van koolstof limiterend is voor denitrificatie, is het aan te bevelen niet jaarlijks te maaien, zodat het jaarlijks geproduceerde strooisel kan dienen als koolstofbron.

6 Analyse-methoden voor vaststelling stikstofverwijdering

Voor het vaststellen van de stikstofverwijderingscapaciteit van bufferzones zijn verschillende methoden voor handen. In dit hoofdstuk worden de voor- en nadelen van de verschillende methoden kort besproken.

6.1 Waterkwaliteitsmetingen

De verwijderingscapaciteit van bufferstroken wordt in veel onderzoeken naar de efficientie van bufferzones en helofytenfilters bepaald door vergelijking van de nutriëntenlast (= concentratie * volume) in het in- en uitstromende water. Hierbij wordt geen aandacht besteed aan de verwijderingsprocessen. Het voordeel van deze methode is, dat op een relatief snelle en eenvoudige manier kan worden vastgesteld of de kwaliteit van het uitstromende water voldoet aan de gestelde waterkwaliteitsnormen. De methode kent echter ook grote nadelen:

- Doordat geen inzicht bestaat over werkzame processen (black-box benadering), bestaan er geen mogelijkheden om een optimalisatie van de verwijderingscapaciteit uit te voeren (Kadlec, 1990; Koerselman, 1990; Meuleman, 1999).
- Gemeten dalingen in concentratie zijn niet altijd het gevolg van verwijderingsprocessen, maar kunnen ook het gevolg zijn van verdunning van het instromende water met andere waterstromen (neerslag, kwel). Dit laatste speelt met name in kwelgebieden (Kadlec, 1978; Koerselman, 1990). Dit zou eventueel ondervangen kunnen worden door gebruik te maken van hydrologische modellen.
- De variatie in het verschil tussen het in- en uitstromende water is in veel situaties zo groot, dat geen eenduidig zuiveringsrendement kan worden vastgesteld (Meuleman, 1999).

Deze methode wordt afgeraden.

6.2 Balansmethode

Door het vaststellen van water- en nutrientenbalansen van bufferstroken kan met redelijk grote nauwkeurigheid de verwijderingscapaciteit van bufferstroken worden bepaald. Tevens kan vastgesteld worden welke processen verantwoordelijk zijn voor de verwijdering en op welke wijze deze processen geoptimaliseerd kunnen worden. Het nadeel van de balansmethode is dat deze methode een relatief grote tijdsinvestering vraagt en relatief veel chemische analyses noodzakelijk zijn. De balansmethode vergt namelijk een uitvoerige hydrologische analyse van de bufferstrook (zowel kwantitatieve vaststelling van de omvang van aan- en afvoerposten, als waterkwaliteitsmetingen van aan- en afvoerposten), alsmede het vaststellen van de capaciteit van processen zoals denitrificatie (zie paragraaf 3.2) en plant-opname (3.1). Voor een uitgebreide beschrijving van een aantal water- en nutrientenbalansen van moerassen wordt verwezen naar Koerselman (1989), Koerselman & Verhoeven (1994), Kadlec & Knight (1996) en Meuleman (1999).

6.3 Opname van nutrienten door de vegetatie

Het bepalen van de verwijderingscapaciteit via opname en opslag in bovengrondse delen van de vegetatie heeft alleen zin, indien bufferstroken gemaaid worden en het maaisel wordt verwijderd. De verwijderingscapaciteit kan bepaald worden door vlak voor het tijdstip van maaien de biomassa per oppervlakte-eenheid te bepalen (bepaling drooggewicht na minimaal 48 uur drogen bij 70 °C) en bepaling van de nutrientconcentraties in het gedroogde materiaal volgens Bremner & Mulvaney (zure destructie met salicylzuur, zwavelzuur, selenium bij 340 °C).
Alhoewel ook opslag kan plaatsvinden in het wortelstelsel, is naar verwachting deze opslag op jaarbasis nihil (Meuleman, 1999).

6.4 Denitrificatie

Het microbiële verwijderingsproces denitrificatie kan in het veld op verschillende methoden bepaald worden. Deze methoden worden in het volgende kort toegelicht.

6.4.1 Concentratiemetingen

In diverse studies is de denitrificatiesnelheid afgeleid uit dalingen van de nitraatconcentraties. Deze methode is zeer onnauwkeurig omdat:

- nitraat ook kan zijn opgenomen door de vegetatie;
- de nitraatconcentratie kan gedaald zijn als gevolg van verdunning door toevoer van andere waterstromen.

Deze methode wordt dan ook afgeraden

6.4.2 Acetyleen-inhibitie methode

De acetyleen-inhibitie methode is een methode waarmee de denitrificatiesnelheid onder veldomstandigheden bepaald kan worden. De acetyleen-inhibitie methode berust op het bepalen van de N2O-emissie uit een bodemmonster nadat de omzetting van N2O tot N2-gas door injectie van het bodemmonster met acetyleen wordt geblokkeerd. De geaccumuleerde hoeveelheid N2O kan als maat worden gezien voor de denitrificatiesnelheid. Voor een uitgebreide beschrijving van de methode wordt verwezen naar Yoshinary et al (1977), Ryden et al (1987), Tiedje (1989) en De Klein (1994). Het voordeel van deze methode is dat onder veldomstandigheden bepaald kan worden wat de limiterende factoren voor denitrificatie zijn door toevoeging van bijvoorbeeld water (toename vochtgehalte), nitraat of een koolstofbron (bv. glucose, acetaat of methanol) aan het bodemmonster. Door de bepaling van de limiterende factor kan optimalisatie van het denitrificatie-proces plaatsvinden.

Nadelen van deze methode zijn, dat:

- door monstername de zuurstofhuishouding van het bodemmonster verstoord kan worden, waardoor een onjuiste meting kan plaatsvinden;
- acetyleen in zeer natte bodemmonsters moeilijk in alle delen van het bodemmonster kan doordringen;
- toevoeging van acetyleen tevens de nitrificatie remt, waardoor nitraat versnelt limiterend kan zijn voor het denitrificatie-proces. In situatie waar nitraat in overvloed aanwezig is (bv. Pleistocene gronden met nitraat-uitspoeling), zal naar verwachting dit geen probleem opleveren.

De Klein & Logtenstein (1994) hebben echter aangetoond dat de eerste twee nadelen voorkomen kunnen worden door de bodemmonsters direct na monstername in te pakken in folie. Met name in heterogene, natuurlijke bodems (hetgeen vaak het geval is in moerassen), is deze methode volgens Jarvis (1991) zeer geschikt, vanwege de relatief eenvoudige monstername en analyse-methode.

6.4.3 Gelabeld stikstof tracer experiment

Door toevoer van gelabeld N15-NO3 aan bodemmonsters kan zeer gedetailleerd vastgesteld worden welke nitraatomzettingsprocessen in de bodem plaatsvinden (opname door de vegetatie, denitrificatie, immobilisatie). Tevens kan bepaald worden welk product (N2O of N2-gas) als product van denitrificatie ontstaat. Zo geven Lund et al., (2000) aan dat denitrificatieschattingen in wetlands vaak onjuist zijn omdat onvoldoende inzicht is in de groeicyclus van vegetatie en in de decompositiecyclus. In hun onderzoek gebruiken ze stabiele stikstofisotopen voor het bepalen van denitrificatie. Bij een zuiveringsmoeras waarvan in een eerdere studie geconcludeerd was dat denitrificatie verantwoordelijk was voor 89-95% van de stikstofverwijdering vonden ze dat er slechts sprake was van een verwijdering van 10-23% door denitrificatie. Alhoewel het de meest nauwkeurige methode betreft, heeft deze methode als nadeel, dat veldexperimenten complex zijn en de kosten hoog. Diverse auteurs melden geen groot verschil in gemeten denitrificatiesnelheden tussen de acetyleen-inhibitie-methode en de N15 tracer methode (o.a. Xue et al., 1999). Vanwege het ontbreken van eenduidige verschillen met de acetyleen-inhibitiemethode heeft de laatstgenoemde methode vanwege de praktische voordelen de voorkeur.

7 Conclusie en aanbevelingen voor beleidsondersteunend onderzoek

Gebruikte terminologie (ondiep / diep / oppervlakkig) is niet gedefinieerd).

7.1 Conclusie

Onjuiste conclusie

Onjuist In vlakke gebieden is de afspoeling geringer.* Specifiek ned probleem is de drainage: deze omvatte de buffersbrook

Bufferzones zijn met name toepasbaar in hellende gebieden (pleistocene zandgronden). In vlakke gebieden (klei- en veengronden) domineren oppervlakkige afstroming en drainage boven uitspoeling en ondiep (grond)watertransport, waardoor het zuiveringsrendement in deze gebieden laag is. In vlakke gebieden zijn bemestingsvrije stroken waarschijnlijk effectiever. → Waarom? Onder bouwing ontbreekt.

Bufferzones bewerkstelligen in hellende gebieden veelal een sterke reductie van de stikstoftoevoer naar het oppervlaktewater via oppervlakkige uitspoeling, waardoor geldende normen vrijwel niet meer worden overschreden. ? ook via ondiepe uitspoeling

Een breedte van ca. 5 tot 10 meter lijkt voor een bufferzone over het algemeen voldoende voor een goede stikstofverwijdering. Bij aanvoer van nitraatrijk water, is handhaving van grondwatertrap I van essentieel belang. Indien ammonium als belangrijkste stikstofvorm wordt aangevoerd, is een hydrologisch regime van afwisselend droogstand en volledige inundatie noodzakelijk voor een hoog stikstofverwijderingsrendement.

→ en eventueel diepe uitspoeling.

Voor concrete vuistregels voor dimensionering en voor een kosten-batenanalyse ontbreekt op dit moment op diverse fronten voldoende inzicht. In de volgende paragraaf wordt een aantal aanbevelingen gedaan voor het oplossen van kennislacunes

Zie Kruijne (1996): in vlakke gebieden 0-13 % afspoeling en 85-100 % uitspoeling. In hellende gebieden is de oppervlakkige afstroming ca 65 % en uitspoeling ca 25 % (schellingen of Clausen, 1992) (zie STOWA, '98)

7.2 Aanbevelingen

Voor grootschalige toepassing van bufferzones in Nederland plaatsvindt, verdient een aantal aspecten nader onderzoek. Deze worden in het volgende kort besproken.

Reductie van fosforbelasting door bufferzones.
Voor veel oppervlaktewateren is de fosforbelasting van groter (ecologisch) belang dan de stikstofbelasting. Om deze reden dient tevens nader inzicht verkregen te worden in de fosforverwijderingscapaciteit van bufferzones.

Dimensionering bufferzones in relatie tot bodem- en landschapskenmerken
Ruimte is een schaars goed in Nederland. Om deze reden is het van belang de dimensionering van bufferzones dusdanig te optimaliseren dat een minimum aan oppervlakte nodig is voor een hoog rendement. Om een optimale dimensionering te bewerkstelligen zijn eenduidige beslisregels nodig, die thans op grond van de beschikbare onderzoeksresultaten vrijwel niet op te stellen zijn. Achtergrond hierbij is dat onderzoeksresultaten moeilijk vergelijkbaar zijn door verschillen in onderzoeksopzet en fysisch-chemische verschillen tussen onderzoekslocaties. Het betreft beslisregels omtrent:

- Minimaal gehalte aan organisch materiaal
- Minimale verblijftijd
- Maximale belasting (in kg N/ha.jaar)
- Optimalisatie van denitrificatie (afstemming WFP, org-C gehalte, NO3/NH4-beschikbaarheid

Fundamenteel onderzoek onder gecontroleerde (lab)omstandigheden en praktijkproeven kan hier meer inzicht opleveren, waarbij gebruik gemaakt wordt van analyse-methoden, zoals beschreven in hoofdstuk 6. Op grond van de resultaten van het fundamentele onderzoek kunnen

waterkwaliteitsmodellen (in combinatie met hydrologische modellen) opgesteld worden, waarmee de dimensionering kan worden bepaald.

Kosten-bastenanalyse
Deze studie heeft zich niet gericht op kostenaspecten rond bufferzones. Inzicht in de kosten van aanleg en beheer dienen afgezet te worden met vergelijkbare kosten van alternatieve zuiveringstechnieken. Zonder een dergelijke vergelijking is een beleidsmatige afweging van de toepasbaarheid van bufferzones niet goed mogelijk.

Duurzaamheid verwijderingscapaciteit
De huidige onderzoeksresultaten zijn voornamelijk verzameld in recent aangelegde bufferzones. Er bestaat weinig inzicht in de verwijderingscapaciteit op de lange termijn. In verband met het duurzaam functioneren van dergelijke zones is het aan te bevelen een aantal praktijkprojecten op extensieve wijze langer te volgen in de tijd. Hierbij zou onder meer aangesloten kunnen worden bij onderzoek dat de Universiteit Utrecht op dit moment in EU-verband uitvoert.

Emissie van broeikasgassen
In het algemeen kan gesteld worden dat gebieden met hoge grondwaterstanden functioneren als opslag van organisch materiaal (CO2-binding). Grootschalige toepassing van bufferzones kan leiden tot vermindering van deze accumulatie-functie door de emissie van CO2 ten gevolge van een gestimuleerde afbraak (denitrificatie). Daarnaast kan gedurende de wintermaanden bij een hoge nitraattoevoer een toename van de emissie van N2O plaatsvinden (mond. med. Hefting & Verhoeven, bijlage 3). Nader onderzoek dient uit te maken in hoeverre dit proces daadwerkelijk enige omvang heeft.

Literatuur

Armentano, T.V. & Verhoeven, J.T.A., 1990. The contribution of wetlands to the global cycles of carbon and nitrogen. In: Patten, B.C. (ed.), 1990. Wetlands and shallow coastal water bodies. Part I. SPB Academic Publishers, The Hague.

Armstrong, J. & Armstrong, W., 1988. Phragmites australis: a preliminary studie of soil-oxidising sites and internal gas transport pathways. New Phytologist 108: 372-382.

Armstrong, W., Armstrong, J. & Beckett, P.M., 1990. Measurement and modelling of oxygen release from roots of Phragmites australis. In: Cooper, P.F. and Findlater, B.C. (Editors), 1990. Constructed wetlands in water pollution control. Proc. Int. Conf. Cambridge, UK, Sept. 1990. Advances in Water Pollution Control. Pergamon Press, Oxford, UK, p. 41-52

Bachand, P.A.M. & Horne, A.J., 2000. Denitrification in constructed free-water surface wetlands: 1. Very high nitrate removal rates in a macrocosm study. Ecological Engeneering 14/1-2: 9-16.

Brix, H. & Schierup, H.-H., 1990. Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of the macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. In: Cooper, P.F. and Findlater, B.C. (eds.), 1990. Constructed wetlands in water pollution control. Proc. Int. Conf. Cambridge, UK, Sept. 1990. Advances in Water Pollution Control. Pergamon Press, Oxford, UK, p. 53-66.

Burt, T.P. & Arkell, B.P., 1987. Temporal and spatial pattern of nitrate losses from an agricultural catchment. Soil Use Management 3: 138-142.

Caskey, W.H. & Tiedje, J.M., 1979. Evidence for Clostridia as agents of dissimilatory reduction of nitrate to ammonium in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 43: 931-936.

Chaubey, 1994. In: STOWA, 1998. Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een onderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. Paper no. 98-26. STOWA, Utrecht.

Chaubey, 1995. In: STOWA, 1998. Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een onderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. Paper no. 98-26. STOWA, Utrecht.

Clausen, 1993. In: STOWA, 1998. Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een onderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. Paper no. 98-26. STOWA, Utrecht.

Comin, F.A., Romero, J.A., Atorga, V. & Garcia, C., 1997. Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters of nutrients for agricultural runoff. Water Science & Technology 25/5: 255-261.

Cooke, J.G. & White, R.E., 1987. Spatial distribution of denitrifying activityin a stream draining an agricultural catchment. Freshwater Biology 18: 509-519.

Cooper, A.B., 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. Hydrobiologia 202: 13-26.

Dalliha, T.H., Reneau, R.B., Mostaghimi, S. & Lee, D., 1989.Vegetative filter strips for agricultural non-point source pollution control. Trans. ASEA 32: 513-519.

Dallila, 1988. In: STOWA, 1998. Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een onderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. Paper no. 98-26. STOWA, Utrecht.

Davidson, E.A., 1992. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:95-102.

Doyle, R.C., Stanton, G.C. & Wolf, O.C., 1977. Effetiveness of forest and grass buffer filters in improving the waterquality of manure polluted runoff. ASEA paper No. tt-2501. American Society of Agricultural Engeneers. USA.

Duel, H. & Boekhorst, J.K.M. Te, 1990. Helofytenfilters voor verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater in het landelijke gebied. RMNO no. 53, p. 102, the Netherlands.

Edwards, W.M., Owens, L.B. & White, R.K., 1983. Managing runoff from a small, paved beef feedlot. Journal of Environmental. Quality. 12/2: 281-286.

Fillery, I.R.P., 1983. Biological denitrification. In: Freyney, J.R. & Simpson, J.R.: Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems. Developments in plant sciences (9): 33-65.

Firestone M.K., 1982. Biological denitrification. Agronomy Monograph 22 (Nitrogen in Agricultural Soils): 289-325.

Greiner, R.W. & Butijn, G.D. 1985. Afvalzuivering met behulp van vloeivelden. In: Van der Aarts, P.J.: Moerassen voor zuivering van afvalwater. PAO-cursus. The Utrecht Plant Ecology News Report :39-63.

Groffman, P.M. & Hanson, G.C., 1997. Wetland denitrification: Influence of site quality and relationships with wetland delineation protocols. Soil Sci. Soc. Am. J. 61/1: 323-329.

Haycock, N.E. & Burt, T.P., 1993. The sensitivity of rivers to nitrate leaching: The effectiviveness of nearstream land as a nutrient retention zone. In: Thomas, D.S.G. & Alllison, R.J.Landscape Sensitivity: 261-272.

Haycock, N.E. & Pinay, G., 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during winter. Journal of Environmental Quality 22/2: 273-278.

Heathwaite, A.L., Griffiths, P. & Parkinson, R.J., 1998. Nitrogen and phosphorus in runoff from grassland with buffer strips following application of fertilizers and manures. Soil Use and Management 14/3: 142-148.

Hedin, L.O., Von Fische, J.C., Ostrom, N.E., Kennedy, B.P., Brown, M.G. & Robertson G.P., 1998. Thermodynamic constraints on nitrogen transformations. Ecology 79/2: 684-703.

Hefting, M. & De Klein, J.M., 1998.Vegetation, soil and water - Nitrogen removal in bufferstrips along a lowland stream in the Netherlands: A pilot study. Environmental Pollution 102/1: 521-526.

Hill, A.R. 1990. Groundwater cation concentrations in the reparian zone of a forested headwater stream. Hydrl. Process. 4: 121-130.

Jacks, G., Joelson, A. & Fleischer, S., 1994. Nitrogen retention in forest wetlands. Ambio 23: 358-362.

Jacobs, TC. & Giliam, G.W., 1985. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. Journal of Environmental Quality 22: 273-278.

Jarvis, S.C., Barraclough, D., Williams, J. & Rook, A.J., 1991. Patterns of denitrification loss from grazed grassland: effects of N fertiliser input at different sites. Plant and Soil 131:77-88.

Johnston, C.A., 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands. Critical Reviews in Environmental Control 21(5/6):491-565.

Jordan, T.E., Correll, D.L. & Weller, D.E., 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. J. Environment. Qual. 14: 467

Kadlec, R.H. & Knight, R.L., 1996. Treatment wetlands. CRC Press Inc., Boca Ration, Florida, USA.

Kadlec, R.H., 1978. Wetlands for tertiary treatment. In: Greeson, P.E., Clark, J.R. & Clark, J.E. (eds.). Wetland functions and values: the state of our understanding. Ann. Water Res. Ass. Minneapolis, USA, p. 490-504.

Kadlec, R.H., 1990. Modelling nutrient behaviour in wetlands used for wastewater treatment. In: Oorschot, M.M.P. Van & Verhoeven, J.T.A. (ed.), 1990. Moerassen voor de zuivering van water. PAO-cursus. The Utrecht Plant Ecology News Report 11:104-129.

Klein, C.A.M. De & Logtestijn, R.S.P., 1994. Denitrification an N_2O emission from urine-affected grassland soil. Plant and Soil (1994) 163:235-242.

Klein, C.A.M. De, 1994. Denitrification in fertilezed grasslands. Phd-thesis, Utrecht University, the Netherlands.

Knauer, N. & Mander, U., 1989. Untersuchungen über die Filterwerkung verschiedener Saumbiotope und Gewassen in Schleswig-Holstein: 1. Mitteilung: Filterung von Stikstof und Phosphor. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 30: 365-376.

Koerselman, W. & Verhoeven, J.T.A., 1993. Eutrofiëring van laagvenen: interne of externe oorzaken? Landschap 10(4): 31-44.

Koerselman, W., 1989. Hydrology and nutrient budgets of fens in an agricultural landscape. Phd-thesis Utrecht University, the Netherlands

Koerselman, W., 1990. Bepaling van de efficiëntie van moerassen met betrekking tot verwijdering van nutriënten. In: Oorschot, M.M.P. Van & Verhoeven, J.T.A. (ed.), 1990. Moerassen voor de zuivering van water. PAO-cursus. The Utrecht Plant Ecology News Report 11: 22-43

Koerselman, W., Caluwe, H. De & Kieskamp, W.M., 1989. Denitrification and nitrification in two quaking fens in the Vechtplassenarea, the Netherlands. Biogeochemistry 8:153-165.

Kolenbrander, G.J., 1981. Leaching of nitrogen in agriculture. In:Nitrogen losses and surface runoff from landspreading of manures; Rev. in Plant and Soil Science, Vol 2.

Kruijne, R. 1996. Perceelsonderzoek naar het effect van beekbegeleidende bufferstroken op de stikstof- en fosforbelastng van de Mosbeek. Nutriëntenonderzoek en scenarioberekeningen. Paper no. 420.2. SC-DLO, Wageningen.

Lammers, H.W., Van Dijk, T.A., Hentens, Ch.H., Kolenbrande, G.J. Rijtema, P.E. & Smilde, K.W., 1983. Gevolgen van het gebruik van organische mest op bouwland; CAD bodemaangelegenheden in de landbouw.

Lowrance, R.R., Lowrance, R., Todd. R., Fail, J., Hendrickson, O., Leonard, R. & Asmussen, L. 1984. Riparian forests as a nutrient filter in agricultural watersheds. BioScience 34: 374-377.

Lund, L.J., Horne, A.J. & Williams, A.E., 2000. Estimating denitrification in a large constructed wetland using stable nitrogen isotope ratios. Ecological Engeneering 14/1-2:67-76.

Magette, W.L., Brinsfield, R.E., Palmer, E.E. & Wood, J.D., 1989. Nutrient and sediment removal bij vegetated filter strips. Trans. ASEA 32: 663-667.

Mander, 1995. In: STOWA, 1998. Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een onderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. Paper no. 98-26. STOWA, Utrecht.

Martin, T.L., Kaushik, N.K., Trevors J.T. & Whiteley, H.R. Review: Denitrification in the temperate climate riparian zones. Water, Air, and Soil Pollution 111: 171-186.

Meuleman, A.F.M., 1999. Performance of treatment wetlands. Phd-thesis, Utrecht University, the Netherlands.

Mooney, H.A., Vitousek, P.M. & Matson, P.A., 1987. Exchange of materials between terrestrial ecosystems and the atmosphere. Science 238: 926-932.

Morris, T., 1991. Effects of nitrogen loading on wetland ecosystems with particular reference to atmospheric depostion. Annu. Rev., Ecol. Syst. 22:257-279.

Muller, M.M., Sundman, V. & Skuijns, J., 1980. Denitrification in low pH Spodosols and peats determined with the acetylene inhibition method. Appl. Environ. Microbiol. 40:235-239.

Muscott, A.D., Harris, G.L., Bailey, S.W. & Davies, D.B., 1993. Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. Agriculture, Ecosystems & Environment 45: 57-77.

Nichols, D.S., 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. Journal WPCF 55(5): 495-505.

Nikolaidis, 1993. In: STOWA, 1998. Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een onderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. Paper no. 98-26. STOWA, Utrecht.

Oorschot, M.M.P. Van., 1990. The roll of the vegetation in nutrient removal from water. In: Oorschot, M.M.P. Van & Verhoeven, J.T.A.: Moerassen voor de zuivering van water. PAO-cursus. The Utrecht Plant Ecology News Report 11:64-85.

Oostrom, A.J.Van, 1994. Nitrogen removal in constructed wetlands treating nitrified meat processing wastewater. In: Proceedings of the Fourth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Guangzhou, China, p. 569-579.

Orleans, A.B.M., Mugge, F.L.T., Vos, P. &. Ter Keurs, W.J., 1995. Bufferstroken langs watergangen. Een mogelijkheid om nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater te verminderen?. Landschap 12/6: 47-62.

Osborne, L.L. & Kovacic D.A., 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. Freshwater Biology 29/2: 243-258.

Parsons, 1994. In: STOWA, 1998. Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een onderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. Paper no. 98-26. STOWA, Utrecht.

Peterjohn, W.T. & Correll, D.L., 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. Ecology 65: 1466-1475.

Phipps, R.G. & Crumpton, W.G., 1994. Factors affecting nitrogen lossin experimental wetlands with different hydrologic loads. Ecological Engeneering, 3/4: 399-408.

Pinay, G & Décamps, H., 1988. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. Regulated rivers: Research and management 2: 507-516.

Ponnameruma, F.N., 1984. Effects of flooding on soils. In: Kozlowski, T.T.: Flooding and plant growth: 10-45. Academic Press, Orlando.

Reddy, K.R. & De Busk, W.F., 1987. Nutrient storage capabilities of aquatic and wetland plants. In: Reddy, K.R. & Smith, W.H., 1987. Aquatic plants for water treatment and recovery. Magnolia Publishing Company, Orlando, Floirida, USA: 337-357.

Reddy, K.R. & Patrick,W.H., 1984. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. CRC Critical Reviews in Environmental Control, 13(4): 273-310.

Reilly, J.F., Horne, A.J. & Miller, C.D., 2000. Nitrate removal from a drinking water supply with large free-surface constructed wetlands prior to groundwater recharge. Ecological Engeneering 14/1-2: 33-48.

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

Rietland, 1998. Ontwerp voor zuiveringsmoerasjes voor zuivering van drainagewater op drie verschillende locaties in Limburg. Rietland helofietenfilters, Tilburg.

Rolston, D.E., Sharpley, A.N. & Broadbent, F.E., 1982. Field measurement of denitrification: III Rates during irrigation cycles. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:289-296.

Ryden, J.C., Skinner, J.H. & Nixon, D.J., 1987. Soil core incubation system for the field measurement of denitrification using acetylene-inghibition method. Soil. Biol. Biochem. 19(6):753-757.

Satoris, J.J., Thullen, J.S., Barber, L.B. & Salas, D.E., 2000. Estimating denitrification in a large constructed wetland using stable nitrogen isotope ratios. Ecological Engeneering 14/1-2; 49-66.

Schierup, H.H., Brix, H. & Lorenzen, B., 1990. Spildevandsrensning i rozoneanloeg. Botanical Institute, Aarhus University, Denmark.

Schultz, 1995. In: STOWA, 1998. Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een onderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. Paper no. 98-26. STOWA, Utrecht.

Smith, K.A. & Arah, J.R.M., 1990. Losses of nitrogen by denitrification and emmissions of nitrogen oxides from soils. Proceedings no. 229 The Fertiliser Society. Greenhill House, Thorpewood, Peterborough PE 6GF, England: 4-33.

Stanford, G., Legg, J.O., Dzienia, S. & Simpson, E.C. Jr., 1975. Denitrification and associated nitrogen transformations in soils. Soil Science 120(2):147-152.

STOWA, 1998. Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een onderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. Paper no. 98-26. STOWA, Utrecht.

Tiedje, J.M., 1982. Denitrification. In: Methods of soil analysis (part 2). Chemical and microbiological properties. Agronomy monograph 9: 1011-1026.

Tilton, D.E. & Kadlec, R.H., 1979. The utilization of a freshwater wetland for nutrient removal from secundarily treated wastewater effluent. J. eviron. Qual. 8: 328-334.

Trevors, J.T., 1985. The influence of oxygenconcentrations on denitrification in soil. Appl. Microbiol. Biotech. 23: 152-155.

Uusikaemppae & Ylaeranta, 1992. In: STOWA, 1998. Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een onderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. Paper no. 98-26. STOWA, Utrecht.

Verhoeven, J.T.A. & Meuleman, A.F.M., 1999. Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations. Ecological Engineering Vol. 12(1-2):5-12.

Verhoeven, J.T.A. & Toorn, J. Van der, 1990. Management of marshes with special reference to wastewater treatment. In: B.C. Patten (ed.). Wetlands and shallow Continental water bodies. Volume 1. Academic Publishing, The Hague, the Netherlands.

Warwick, J. & Hill, A.R., 1988. Nitrate depletion in the riparian zone of a small woodland stream. Hydrobiologia 157: 231-240.

Westermann, P. & Ahring, K.B., 1987. Dynamics of methane production, sulfate reduction, and denitrification in a permanently waterlogged Alder swamp. Appl. Environ. Microbiol. 53: 2554-2559.

White, S.K., Cook, H.F. & Garraway J.L., 1998. The use of fertilizer-free grass buffer strips to attenuate nitrate input to marshland dykes. Water and Environmental Management 12/1: 54-59.

Xue, Y., Kovacic, D.A., David, M.B., Gentry, L.E., Mulvaney, R.L. & Lindau, C.W., 1999. In situ measurements of denitrification in constructed wetlands. Journal of environmental quality 28/1: 263-269.

Yoshinari, T., Hynes, R. & Knowles, R., 1977. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurements of denitrification and nitrogen fixation in soil. Soil Biol. Biochem. 9: 177-183.

Young, R.A., Huntrods, T. & Anderson, W., 1980. Effectiveness of vegetated buffer strips in controling pollution from feedlot runoff. Journal of Environmental Quality 9: 483-487.

Bijlage 1 Resultaten stikstofverwijdering in bufferzones

? = onbekend

Locatie	Helling (%)	Vegetatie bufferstrook	Bodemtype	Breedte (m)	proces	Meetperiode	Landbouw-perceel bemest?	Input N	Rendement N (%)	Referentie
Maryland, VS	2-4	Zwenkgras	?	4,6	Afspoeling	6 weken	Ja	16,4 kg/ha	-6	Magette et al., 1989
Virginia, VS	5-16	Kropaar	Zandig leem	4,6	Afspoeling	5 dagen	Ja	15-32 kg/ha	54	Dalliha et al., 1989
Virginia, VS	5-16	Kropaar	Zandig leem	9,1	Afspoeling	5 dagen	Ja	15-32 kg/ha	73	Dalliha et al., 1989
Virginia, VS	5-16	Kropaar	Zandig leem	4,6	Afspoeling	?	?	27-39 kg/ha	0-67	Dalliha et al., 1988
Virginia, VS	5-16	Kropaar	Zandig leem	9,1	Afspoeling	?	?	16-36 kg/ha	7-71	Dalliha et al., 1988
Maryland, VS	2-4	Zwenkgras	?	9,2	Afspoeling	6 weken	Ja	16,4 kg/ha	48	Magette et al., 1989
Minnesota, VS	4	Haver	?	21,3	Afspoeling	24 uur	Ja	95 kg/ha	73	Young et al., 1980
Minnesota, VS	4	Maïs	?	21,3	Afspoeling	24 uur	Ja	95 kg/ha	87	Young et al., 1980
Minnesota, VS	4	Maïs	?	27,4	Afspoeling	24 uur	Ja	67 kg/ha	98	Young et al., 1980
Minnesota, VS	4	Sorghum	?	27,4	Afspoeling	24 uur	Ja	67 kg/ha	84	Young et al., 1980
Minnesota, VS	4	Kropaar	?	27,4	Afspoeling	24 uur	Ja	67 kg/ha	87	Young et al., 1980
In situ	4	Kropaar en Gierst	?	4,06	Afspoeling	?	?	?	84	Young et al., 1980
Ohio, VS	2	Rietzwenk-gras	?	30	Afspoeling	3 jaar	Ja	238 kg/ha	48	Edwards et al., 1983
Ohio, VS	2	Rietzwenk-gras	?	60	Afspoeling	3 jaar	Ja	238 kg/ha	73	Edwards et al., 1983
Maryland, VS	5,4	Oeverbos	?	50	Afspoeling	1 jaar	Ja	18 kg/ha	87	Peterjohn & Correll, 1984

Locatie	Helling (%)	Vegetatie bufferstrook	Bodemtype	Breedte bufferstrook (m)	Proces	Meetperiode	Landbouw-perceel bemest?	Input N	Rendement N (%)	Referentie
Arkansas, VS	3	Zwenkgras	Zandig leem	3,1-21,4	Afspoeling	?	Ja	?	39-81*	Chaubey et al., 1995
Arkansas, VS	3	Zwenkgras	Zandig leem	3,1-21,4	Afspoeling	?	Ja	18,47 Kj-N	78-100*	Chaubey et al., 1994
Maryland, VS	10	Rietzwenk-gras	?	0,5	Afspoeling	36 dagen	Ja	56 mg/l	4**	Doyle et al., 1977
Maryland, VS	10	Rietzwenk-gras	?	1,5	Afspoeling	36 dagen	Ja	56 mg/l	38**	Doyle et al., 1977
Maryland, VS	10	Rietzwenk-gras	?	3,8	Afspoeling	36 dagen	Ja	56 mg/l	38**	Doyle et al., 1977
Virginia, VS	11-16	Kropaar	?	4,6	Afspoeling	5 dagen	Ja	21-57	62	Dillaha et al., 1989
Virginia, VS	11-16	Kropaar	?	9,1	Afspoeling	5 dagen	Ja	21-57	73	Dillaha et al., 1989
Noord-Duitsland	0,5	Veenweide	Veen	13	Afspoeling	Mrt-jul	Nee (permanente beweiding)	Ca. 4 mg/l	65	Knauer & Mander, 1989
Noord-Duitsland	3,1	Natuurlijke weide	?	22	Afspoeling	Mrt-jul	Ja	Ca. 10 mg/l	82	Knauer & Mander, 1989
Ohio, VS	2	Rietzwenk-gras	?	30	Afspoeling	3 jaar	Ja	705 mg/l	37	Edwards et al., 1983
Ohio, VS	2	Rietzwenk-gras	?	60	Afspoeling	3jaar	Ja	705 mg/l	63	Edwards et al., 1983
Maryland, VS	35-40	Loofbomen	?	3,8	Afspoeling	38 dagen	Ja	47-175 mg/l	95	Doyle et al., 1977
Noord-Duitsland	2,5	Els	?	18	Afspoeling	Mrt-jul	Ja	Ca. 7 mg/l	71	Knauer & Mander, 1989
Maryland, VS	5,4	Oeverbos	?	19	Afspoeling	1 jaar	Ja	28 mg/l	74	Peterjohn & Correl, 1984
Maryland, VS	5,4	Oeverbos	?	50	Afspoeling	1 jaar	Ja	28 mg/l	83	Peterjohn & Correl, 1984

Locatie	Helling (%)	Vegetatie bufferstrook	Bodemtype	Breedte (m)	Proces	Meetperiode	Landbouw-perceel bemest?	Input N	Rendement N (%)	Referentie
Schleswig-Holstein, Duitsland	2,5	Elzenbos	Gley (?)	18	Afspoeling	?	?	?	65	Knauer & Mander, 1989
Schleswig-Holstein, Duitsland	0,5	Moerassige weide	Gley (?)	13	Afspoeling	?	?	?	65	Knauer & Mander, 1989
Mosbeek, Nederland	3	Elzenbroek-bos	Zand (podzol)	10,1	Afspoeling	?	?	Ca. 30 mg/l	0	Kruijne, 1996
Conneticut, VS	5	Mais en Engels raaigras	Stenig leem	65	Af- en uitspoeling	?	?	50, 5 kg/ha nitraat	31	Nikolaidis et al., 1993
Conneticut, VS	5	Mais	Zandig leem	15	Af- en uitspoeling	?	?	9,35 mg/l nitraat	-6	Clausen et al., 1993
Zuid Finland	12-18	Gras (Timotee-gras, Beemd-langbloem)	Klei	10	Af- en uitspoeling	?	?	4,5 kg/ka	47	Uusi-Kaemppae & Ylaeranta, 1992
Maryland, VS	5,4	Loofbos	Fijn zandig leem	19	Af- en uitspoeling	?	?	7,4 mg nitraat-N/l	41	Peterjohn & Correl, 1984
Porijogi River, Estland	5-6	Elzenbos	Zandsteen bedekt met stenig leem	Ca. 30	Af- en uitspoeling	?	?	Ca. 5 mg nitraat-N/l	100	Mander et al., 1995
Porijogi River, Estland	5-6	Elzenbos en nat hooiland	Gley (?)	Ca. 40	Af- en uitspoeling	?	?	Ca. 1,5 mg nitraat-N/l	100	Mander et al., 1995
Porijogi en Viiratsi, Estland	Ca. 7	Nat grasland en Elzenbos	?	31-51	Af- en uitspoeling	?	?	40 tot 264,5 kg/ha/jr	67-97	Mander et al., 1995
Gloustershire, England	> 1%	Engels raaigras	Kalkrijk	17	Uitspoeling (100%)	Dec-feb	Ja	Ca. 35 kg/ha/jaar	84 ***	Haycock & Pinay, 1993
Nieuw Zeeland	15-25	?	Minerale bodem	9	Uitspoeling	1 jaar	N-fixatie door klaver	0,4 mg/l	64 ***	Cooper, 1990
Nieuw Zeeland	15-25	?	Organische bodem	9	Uitspoeling	1 jaar	N-fixatie door klaver	0,4 mg/l	94 ***	Cooper, 1990

Locatie	Helling (%)	Vegetatie bufferstrook	Bodemtype	Breedte (m)	Proces	Meetperiode	Landbouw-perceel bemest?	Input N	Rendement N (%)	Referentie
Noord-Duitsland	3,1	Natuurlijke weide	?	22	Uitspoeling	Mrt-jul	Ja	29 kg/ha/jaar	68	Knauer & Mander, 1989
Gloustershire, England	> 1%	Populier	Kalkrijk	27	Uitspoeling (100%)	Dec-feb	Ja	Ca. 35 kg/ha/jaar	100 ***	Haycock & Pinay, 1993
Mosbeek, Nederland	3	Elzenbroek-bos	Zand (podzol)	10,1	Uitspoeling	?	?	Ca. 30 mg/l	6	Kruijne, 1996
Maryland, VS	5,4	Oeverbos	?	50	Uitspoeling	1 jaar	Ja	51 kg/ha/jaar	86	Peterjohn & Correl, 1984
Maryland, VS	5,4	Oeverbos	?	50	Uitspoeling	1 jaar	Ja	51 mg/l	83	Peterjohn & Correl, 1984
N. Carolina, VS	0-6	Bos	?	16	Uitspoeling	3 jaar	?	6,9 mg/l	99***	Jacobs & Giliam, 1985
Noord-Duitsland	2,5	Els	?	18	Uitspoeling	Mrt-jul	Ja	Ca. 7 mg/l	81	Knauer & Mander, 1989
Maryland, VS	5,4	Oeverbos	?	19	Uitspoeling	1 jaar	Ja	8 mg/l	90	Peterjohn & Correl, 1984
Zuid-Frankrijk	Vlak	Broekbos met Wilg, Els, Populier en Iep	Slib en klei	30	Uitspoeling	16 maanden	?	1-5 mg/l	100%***	Pinay & Decamps, 1988
N. Carolina, VS	0-2	Bos	?	47	Uitspoeling	3 jaar	?	8 mg/l	99***	Jacobs & Giliam, 1985
Porijogi River, Estland	5-6	Zegges en Elzen	Veen	Ca. 30	Uitspoeling	?	?	Ca. 1,7 mg nitraat-N/l	Ca. –250	Mander et al., 1995
Porijogi River, Estland	Ca. 4	Moeras-vegetatie	Veen	Ca. 25	Uitspoeling	?	?	Ca. 6 mg nitraat-N/l	Ca. 85	Mander et al., 1995
Porijogi River, Estland	Vlak	Stijve zegge	Veen	50	Uitspoeling	?	?	1 mg nitraat-N/l	-10	Mander et al., 1995
Scotman Valley, Nieuw Zeeland	16-25	?	Mineraal	5	Uitspoeling	?	?	0,36 mg/l	64	Cooper, 1990

Locatie	Helling (%)	Vegetatie bufferstrook	Bodemtype	Breedte (m)	Proces	Meetperiode	Landbouw-perceel bemest?	Input N	Rendement N (%)	Referentie
Scotman Valley, Nieuw Zeeland	16-25	?	Organisch	5	Uitspoeling	?	?	0,36 mg/l	94	Cooper, 1990
Thames, Engeland	Hellend	Gras	Kalksteen	Ca. 30	Uitspoeling	?	?	3,16 mg nitraat-N/l	82	Haycock & Burt, 1993
Iowa, VS	Vlak	Rijen bomen (o.a. Populier, Wilg, Esdoor, Eik) en gras	Zand, zandsteen	90	Uitspoeling	?	?	12 mg nitraat-N/l	80-100%	Schultz et al., 1995
Zuid-Devon, Engeland	15-20	Gras	Siltige klei /leem	10	Afspoeling	?	Ja	Ca. 4,5-11,5 kg/ha	75-94%	Heathwaite et al., 1998
Twente, Nederland	Hellend	Elzen	Zand	45-55	Uitspoeling	Sept-jun	Ca. 6 mg/l-ca. 40 mg/l	Ja	95	Hefting & De Klein, 1998
Twente, Nederland	Hellend	Gras	Zand	25	Uitspoeling	Sept-jun	Ca. 12 mg/l	Ja	85	Hefting & De Klein, 1998
North Carolina, VS	1	Gras, Wilde venkel	?	4,3	Uitspoeling	?	?	Gem. 3,25 Kj-N	48	Parsons et al., 1994
North Carolina, VS	4-6	Gras	?	4,3	Uitspoeling	?	?	5,1 g nitraat-N	47	Parsons et al., 1994
North Carolina, VS	4-6	Gras	?	8,53	Uitspoeling	?	?	5,6 g nitraat-N	43	Parsons et al., 1994
Schleswig-Holstein, Duitsland	2,5	Elzenbos	Gley (?)	18	Uitspoeling	?	?	?	100	Knauer & Mander, 1989

- *Kj-N = Kjeldahl-stikstof
- **alleen organisch stikstof gemeten
- ***alleen Nitraat-N gemeten

Bijlage 2 Interview Zuiveringsschap Limburg

Verslag interview met mevr. Brigit Schoenmakers van Zuiveringsschap Limburg (maart, 2000)

Gebleken is dat veel beken in Limburg niet voldoen aan de grenswaarden voor stikstof en fosfaat uit de ENW. Omdat een deel van deze nutriënten afkomstig is uit de landbouw is Zuiveringsschap Limburg begin 1998 een onderzoek gestart naar de effecten van zuiveringsmoerasjes op de nutriëntenvracht van drainagewater uit landbouwpercelen. Het Bureau Rietland heeft voor dit onderzoek een ontwerp voor 3 zuiveringsmoerasjes gemaakt (Rietland, 1998) Deze zuiveringsmoerasjes zijn vervolgens aangelegd en 2 ervan zijn sinds eind 1999 in werking. Dimensionering van deze bufferstroken heeft plaatsgevonden op basis van door Kadlec en Knight (1996) voorgestelde regels. Doel is te voldoen aan de voor oppervlaktewater vastgestelde Algemene Milieukwaliteit (AMK), waarvoor in het betreffende gebied een reductie van stikstof van ca. 90% nodig is.
Voor dit onderzoek is gekozen voor een black-box benadering. In een gesloten systeem wordt namelijk een gecontroleerde hoeveelheid water ingelaten waarvan verschillende parameters, waaronder totaal stikstof, nitraat en nitriet gemeten worden. Ook van het uitgaande water worden deze parameters gemeten zodat de gerealiseerde verliezen in beeld worden gebracht. De aangelegde zuiveringsmoerasjes zijn geen bufferzones. Ze bestaan namelijk uit een vloeiveld en een infiltratieveld (SVF-systeem). waardoor water wordt geleid dat afkomstig is uit een aangrenzende sloot of beek. Het onderzoek zal 5 jaar gaan duren waarbij belangrijke vragen zijn of de zuiverings moerasjes werken en of ze opgeschaald kunnen worden. Verder wordt gedacht aan onderzoek naar effecten van toevoer van extra water en of toevoer van koolstof gewenst is
Bij het onderzoek spelen tot nu toe vooral enkele praktische problemen een rol (capaciteit pompen, verstopping door algen en löss, groei van de beplanting e.d.). Deze problemen hebben er toe geleid dat de filters later dan gepland in werking zijn getreden (zullen treden). Er zijn dan ook nog geen resultaten bekend. Verder blijkt dat bij dit soort projecten, of het nu gaat om onderzoek of toepassing, vergunningverlening en de kosten zeer belangrijke factoren zijn.

Bijlage 3 Interview Universiteit Utrecht

Verslag interview met drs. Mariet Hefting (aio) en Dr. Jos Verhoeven van Universiteit Utrecht. (april 2000).

De onderzoekers van de Universiteit Utrecht zijn bezig met een onderzoek naar bufferstroken op een stuwwal in Twente (nabij Ootmarsum). Het betreft een onderzoek dat plaats vindt in het kader van het NICOLAS-project. Een project waarin onderzoekers uit verschillende Europese landen onderzoek doen naar bufferzones. Hierbij richt men zich op bos en grasbuffers die aangelegd zijn in kenmerkende landschappen van het betreffende land.
Mervr. Hefting en Dhr. Verhoeven doen onderzoek aan een bos (Els)- en gras/zeggen bufferstrook (o.a. Moeraszegge). Deze zijn beide gelegen op een ca. 1 meter dik dekzandpakket langs een smalle beek (brongebied). Met behulp van peilbuizen wordt op een aantal transecten gemeten hoeveel stikstof er in de bufferstroken verwijderd wordt. Met behulp van de Acetyleen-inhibitie methode bepalen ze ook de denitrificatiesnelheid. De onderzoekers geven aan dat het vaststellen van de stromingsrichting van het grondwater een belangrijk punt is. Wanneer deze namelijk niet bekend is, is het niet mogelijk te bepalen hoeveel stikstof werkelijk wordt verwijderd. Ze proberen de grondwaterstoming in hun studiegebied in beeld te brengen met een modelstudie en later eventueel met behulp van bepaalde tracers.

Hefting en Verhoeven geven aan dat het bepalen van de stikstofverwijdering zeer moeilijk is, omdat er nooit sprake is van een gesloten systeem. In een kwelgebied zal er altijd sprake zijn van bijmenging. In een infiltratiegebied zal een deel van de verwijdering plaatsvinden richting het grondwater. In hun onderzoeksgebied proberen ze aan de hand van de Ca/Mg verhouding en chlorideconcentraties vast te stellen hoe groot de mate van bijmenging is. Het blijkt echter lastig om veranderingen in deze concentraties te verklaren en te relateren aan bijmenging met grondwater Mogelijk kan een balansstudie waarbij de verschillende watertypen met hun kwaliteit in beeld worden gebracht en meer inzichtgeven in de efficiëntie van stikstofverwijdering in de bufferzone.

Het is de mening van Hefting dat de stikstofverwijdering in bufferzones met name in de eerste 5 tot 10 meter plaats vindt. Dit wordt ook in de literatuur onderstreept. Wel blijkt dat deze regel niet opgaat wanneer preferente stroombanen een rol spelen en landbouwwater versnelt door de bufferzone wordt geleid Ook speelt de beginconcentratie van stikstof natuurlijk een rol
Hefting en Verhoeven geven aan dat de aanvoer van stikstof voornamelijk plaatsvindt in de vorm van nitraat. Dit komt waarschijnlijk doordat ammonium tijdens het transport naar de bufferzone in de onverzadigde bodem genitrificeerd wordt. Ze geven aan dat de nitraatverwijdering in de onderzochte bufferzones hoog is, maar dat dat niet altijd gezegd kan worden van de denitrificatie. Ammonium zou in de bufferzone mogelijk zelfs iets toe kunnen nemen door afbraak van organisch materiaal.
De beperkende factor voor denitrificatie blijkt in het onderzoek van Hefting en Verhoeven nitraat te zijn. Bij toevoeging van nitraat steeg de denitrificatiesnelheid in de onderzochte bufferzones namelijk sterk. Organisch materiaal (5 tot 40% in de bodem) is hier niet beperkend. Het aanwezige organisch materiaal bleek binnen een jaar te worden afgebroken (onderzoek met behulp van litterbags).
Maaien van de bufferstrook wordt door de onderzoekers niet altijd als positief ervaren, omdat schade aan de vegetatie zo groot kan zijn dat het niet opweegt tegen de afvoer van nutriënten.

Een opvallende waarneming die Hefting en Verhoeven gedaan hebben, is dat bij toevoeging van extra nitraat in de bufferzone, extra emissie van N2O optreedt (broeikasgas dat ook ozonlaag aantast). De stap van N2O naar N2 bij denitrificatie kost veel energie en wordt bij overvloed aan NO3 blijkbaar niet doorlopen. De orde van grootte van N2O emissie is 1 kg N/Ha/dag bij 2 °C. Potentieel- bij extra NO3 gift- neemt deze nog toe tot in orde van 15 kg N/ha/d in de bosbuffer. Waarbij de bacteriële activiteit in beide gevallen in de bovenste twintig centimeter van de bodem plaatsvindt (waarschijnlijk in verband met het gehalte organische stof).

De onderzoeker bevelen het gebruik van bufferzones aan omdat de mestgift wordt verminderd, en omdat met name bij natuurvriendelijke oevers er positieve effecten hebben op de natuur. Bij aanleg van bufferzones zal men echter wel een breedt van minimaal 5 tot 10 meter moeten aanhouden en een voldoende hoge grondwaterstand. In veengebied zijn bufferzones door smalle kavels vaak niet

haalbaar. Mogelijk zijn er op zich wel goede resultaten te behalen als gevolg van de vaak hoge waterstanden. Op klei is er vaak oppervlakkige afvoer of drainage. Mogelijk is het afvangen van drainagewater naar bufferstrook hier zinvol. Wanneer zich veen vormt zal dit water niet direct afstromen.
Ook vloeivelden kunnen zinvol zijn als middel voor stikstofverwijdering, bij een voldoende lange verblijftijd is wellicht een stikstofverwijdering van 50 % haalbaar.