

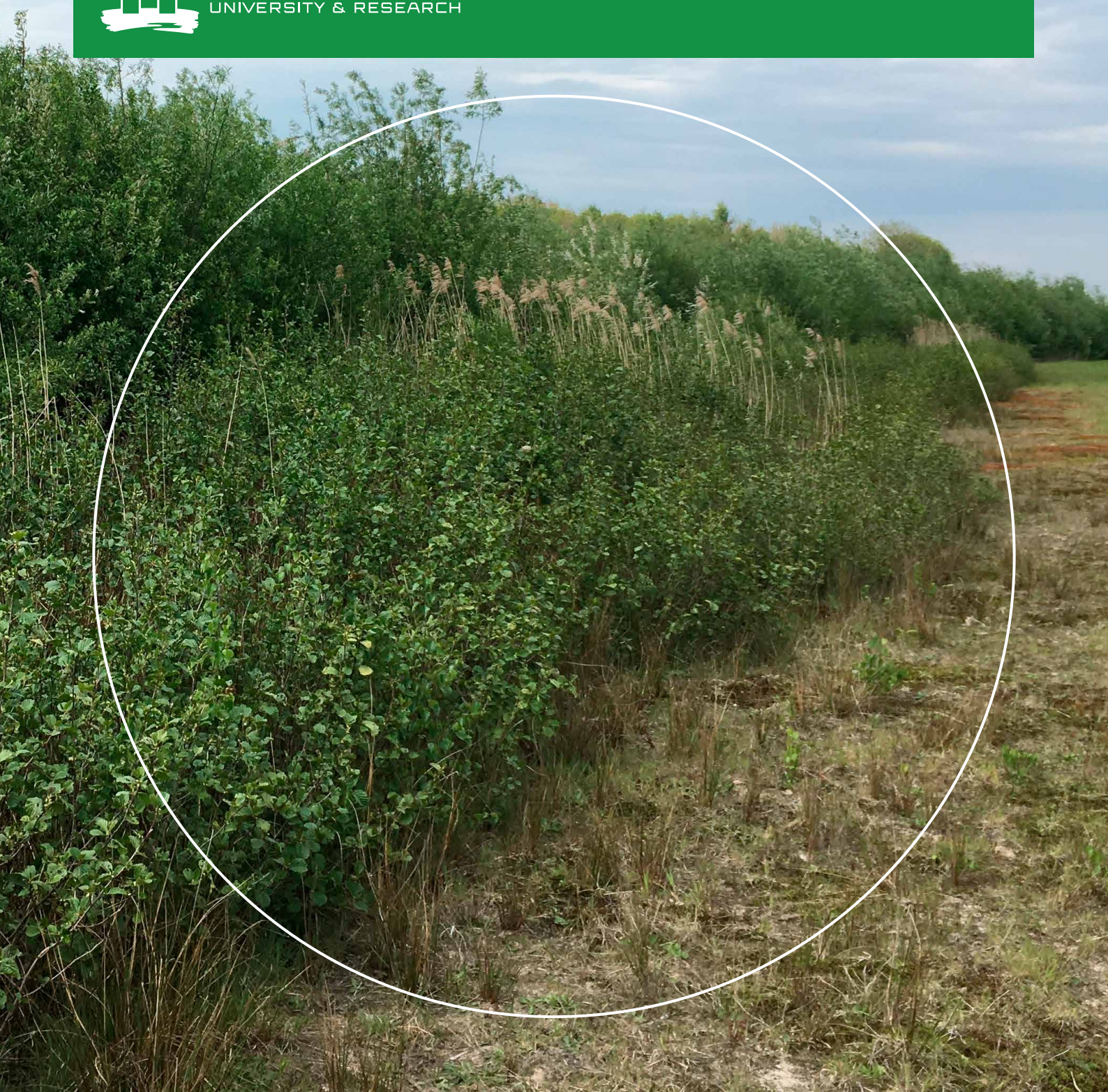
Effectiviteit van bufferzones

Een overzicht van de relevante processen en actoren

A.M. Bakker, T.V. van der Meer, P.F.M. Verdonshot



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH



Effectiviteit van bufferzones

Een overzicht van de relevante processen en actoren

A.M. Bakker, T.V. van der Meer, P.F.M. Verdonschot

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research en gesubsidieerd door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, in het kader van het Beleidsondersteunend onderzoekthema MMIP C4 Verbeteren waterkwaliteit (projectnummer BO-43-123-004).

Wageningen Environmental Research
Wageningen, juli 2023

Gereviewd door:

Dr. ir. R.C.M. Verdonschot, Senior onderzoeker aquatische ecologie (Wageningen Environmental Research)

Akkoord voor publicatie:

Karin Andeweg, teamleider van Water and Food

Rapport 3275
ISSN 1566-7197

Bakker, A.M., T.V. van der Meer, P.F.M. Verdonschot, 2023. *Effectiviteit van bufferzones; Een overzicht van de relevante processen en actoren*. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3275. 28 blz.; 5 fig.; 1 tab.; 93 ref.

Trefwoorden: Bufferzones, retentie, stikstof, fosfor, natuurlijke processen, optimalisatie

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/632786> of op www.wur.nl/environmental-research (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

© 2023 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, www.wur.nl/environmental-research. Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

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



Wageningen Environmental Research werkt sinds 2003 met een ISO 9001 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. In 2006 heeft Wageningen Environmental Research een milieuzorgsysteem geïmplementeerd, gecertificeerd volgens de norm ISO 14001.

Wageningen Environmental Research geeft via ISO 26000 invulling aan haar maatschappelijke verantwoordelijkheid.

Wageningen Environmental Research Rapport 3275 | ISSN 1566-7197
Copyright license CC-BY.4.0

Foto omslag: R.C.M. Verdonschot

Inhoud

Verantwoording	5
Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Aanleiding	9
1.2 Probleemstelling	10
1.3 Leeswijzer	11
2 Inzichten vanuit de beschikbare literatuur – wat weten we al?	12
2.1 Toevoer van nutriënten	12
2.2 Retentie- en verwijderingsprocessen	13
2.2.1 Chemisch-hydrologische processen	13
2.2.2 Biochemisch	14
2.2.3 Vegetatie	16
2.2.4 Fauna	17
2.3 Afgifte van nutriënten	19
3 Conclusies en aanbevelingen	20
3.1 Richtlijnen voor beheer en beleid	20
3.2 Implicaties voor vervolgonderzoek	21
Literatuur	22

Verantwoording

Rapport: 3275

Projectnummer: BO-43-123-004

Wageningen Environmental Research (WENR) hecht grote waarde aan de kwaliteit van zijn eindproducten. Een review van de rapporten op wetenschappelijke kwaliteit door een referent maakt standaard onderdeel uit van ons kwaliteitsbeleid.

Akkoord referent die het rapport heeft beoordeeld,

functie: Senior onderzoeker aquatische ecologie

naam: Dr. ir. R.C.M. Verdonschot

datum: 7/2/2023

Akkoord teamleider voor de inhoud,

naam: Karin Andeweg

datum: 11/5/2023

Samenvatting

Aanleiding

Uitspoeling en afspoeling van nutriënten vanaf landbouwgrond vormen een risico voor aquatische systemen. Bufferzones langs landbouwgronden worden steeds vaker ingezet om dit tegen te gaan. Deze zones kunnen in staat zijn om diffuse nutriëntenstromen vast te houden en/of stoffen te verwijderen. Naast nutriëntenretentie kunnen bufferzones ook andere ecosysteemfuncties vervullen, zoals bijdragen aan waterretentie en biodiversiteit. Er is echter nog veel onduidelijk over de processen die een rol spelen bij de nutriëntenretentie binnen de bufferzones. Omdat er vaak maar beperkte ruimte beschikbaar is voor bufferzones, is het van belang om te begrijpen hoe deze processen geoptimaliseerd kunnen worden. Daarom wordt in dit rapport uiteengezet wat er in de literatuur beschreven is over de processen en actoren in bufferzones en hoe deze efficiënt kunnen worden ingezet bij de inrichting of optimalisatie ervan.

Processen in bufferzones

Allereerst is de hoeveelheid nutriënten die een bufferzone opneemt afhankelijk van de aanvoer van nutriënten. Het betreft daarbij de hoeveelheid, het type en de vorm waarin stoffen worden aangevoerd. Hierbij speelt het beheer van de omliggende landbouwpercelen, bijvoorbeeld via de mate van bemesting of de aanwezigheid van drainage, een belangrijke rol. Verschillende vormen van beheer kunnen de hoeveelheid nutriënten, de (opgeloste of vaste) staat van de nutriënten en de route die ze afleggen (uitspoeling of afspoeling) beïnvloeden. Ook de locatie van een landbouwperceel kan de efficiëntie van de bufferzone bepalen via de hoeveelheid neerslag die een perceel ontvangt en de hellingshoek van het perceel.

Enmaal in de bufferzone zorgen chemische processen ervoor dat opgelost fosfaat gebonden wordt aan bijvoorbeeld klei, ijzer of calcium. Dat wordt vaak versterkt door een hoge zuurstofconcentratie in delen van de bodem. Ook sedimentatie en infiltratie zorgen ervoor dat de grovere fractie onopgeloste nutriënten door de bufferzone wordt opgevangen. Hierdoor kunnen deze stoffen niet verder spoelen richting de watergang.

Tijdens biochemische processen in bufferzones worden door microben stikstofverbindingen omgezet tot stikstofgas (N_2). Daaraan dragen omzettingsreacties, zoals nitrificatie en denitrificatie, opeenvolgend bij aan de verwijdering van stikstof. Welke omzettingen plaatsvinden, is afhankelijk van de heersende milieufactoren, zoals de zuurstofconcentratie. De omzettingen van ammonium en nitraat zijn efficiënter onder wisselende zuurstofconcentraties, in de tijd of binnen een ruimtelijke gradiënt. Ook (poly)fosfaat kan worden opgeslagen door bacteriën. De zuurstofconcentratie is in de biochemische processen voor een groot deel bepalend voor de microbiële omzettingen die plaatsvinden.

Relevante actoren die processen beïnvloeden

De vegetatie kan chemische, hydrologische en biochemische processen sterk beïnvloeden. Alhoewel de mate van beïnvloeding per type vegetatie kan verschillen, hebben plantstructuren (wortels en bladeren) en de diversiteit van de vegetatie effect op het functioneren van een bufferzone. Plantensoorten die voorkomen in gebieden die periodiek inunderen of permanent onder water staan, hebben vaak gastransportsystemen richting de wortels, waardoor deze structuren en de directe omgeving in de bodem van zuurstof worden voorzien. Dit verandert de milieumomstandigheden en kan biochemische en chemische processen activeren. Ook het afvallen van bladeren en andere plantendelen kan de hoeveelheid koolstof in de bodem verhogen en zo denitrificatie faciliteren. Daarnaast worden nutriënten in vegetatie vastgelegd als biomassa. Omdat verschillende typen vegetatie bepaalde functies in een bufferzone beter kunnen uitvoeren, kan, althans in theorie, beplanting in stroken voor een optimale nutriëntenretentie zorgen.

Activiteiten van de bodemfauna kunnen daarnaast ook de biochemische processen beïnvloeden die plaatsvinden in de bufferzone. Bioturbatie, het graven van gangen en het omwoelen van de bodem door organismen, kan de zuurstofconcentratie en bacteriële samenstelling in de bodem beïnvloeden en daarmee de manier waarop de aanwezige stikstof wordt verwerkt. Ook in de darmkanalen van de fauna zelf vinden

omzettingen van nutriënten plaats. Wat het netto-effect van de bodemfauna is, bijvoorbeeld de invloed van wormen op de retentie-efficiëntie van bufferzones, is momenteel onduidelijk.

Hoe ziet een effectieve bufferzone eruit?

Over het algemeen wordt in de literatuur gesteld dat **een bufferzone langs beken van ten minste 25-30 meter het overgrote deel van de nutriënten weg kan vangen. Voor het stimuleren van de biodiversiteit is de aanleg van bredere bufferzones effectiever**, waarbij in de literatuur een breedte vanaf 144 meter als optimaal voor vogels wordt aangegeven.

Om een optimale nutriëntenretentie te bereiken, is het belangrijk dat in de bufferzone de belangrijkste retentie- en verwijderingsprocessen samen plaats kunnen vinden. Dit zou kunnen worden bereikt door **verschillende vegetatietypen in stroken naast elkaar aan te leggen, die ieder specifieke onderdelen van retentie- en verwijderingsprocessen kunnen faciliteren**. Hierdoor worden bij passage van de verschillende vegetatietypen specifieke nutriënten vastgelegd of verwijderd.

Het is essentieel om, voordat een bufferzone wordt aangelegd, per bodemtype en locatie te bekijken **via welke route (oppervlakkige afspoeling of via grondwater) en in welke staat (gebonden aan deeltjes of opgelost) de nutriënten het waterlichaam bereiken en of er drainagemiddelen aanwezig zijn**. Is er veel oppervlakkige afspoeling, dan kunnen stroken met een dichte vegetatiestructuur via sedimentatie een groot deel van de nutriënten vasthouden. Is er sprake van veel uitspoeling, dan moet de bufferzone vooral retentie- en verwijderingsprocessen in de bodem faciliteren. Vindt deze uitspoeling plaats via drainagestelsels, dan zijn de bufferzones niet effectief. Dan moet ervoor worden gezorgd dat de afvoer van het drainagestelsel in een bufferzone uitkomt, bijvoorbeeld een verbrede oeverzone om nutriëntenretentie of verwijdering te stimuleren.

Een belangrijke **sturende factor bij het verloop van retentie- en omzettingsprocessen in bufferzones is de mate van verzadiging van de bodem met water en het optreden van inundaties** met oppervlaktewater. Voor bijvoorbeeld fosfaatbinding aan ijzer is een drogere bodem effectief en voor nitraatomzetting een waterverzadigde of geïnundeerde bodem. Omdat de belasting vaak uit meerdere stoffen bestaat, **zijn bufferzones waarin verschillende milieuomstandigheden gecombineerd worden het effectiefst**. Dit pleit voor de aanleg van bufferzones met een zonering (vegetatiestroken) langs een nat-droog gradiënt met periodieke inundatie van een deel van de bufferzone.

Na verloop van tijd kunnen bufferzones verzadigd raken met nutriënten (vooral met fosforverbindingen, maar ook met stikstofverbindingen), waardoor de efficiëntie minder wordt en in sommige gevallen zelfs netto afgifte van nutriënten gaat optreden. Om verzadiging te voorkomen, kan worden ingezet op **het verlagen van de nutriëntenaanvoer** vanuit het landbouwperceel. Een andere optie is **de bufferzone te beheren**. Dit beheer bestaat vooral uit het verwijderen van biomassa, bijvoorbeeld door kappen van houtig materiaal, het maaien van de vegetatie of het oogsten van gewas. Tijdens het beheer is het in acht nemen van de retentieprocessen die specifiek in die bufferzone plaatsvinden belangrijk, om te voorkomen dat de afgifte van nutriënten toch plaatsvindt.

Conclusies en aanbevelingen

Het literatuuronderzoek laat zien dat bufferzones een belangrijke rol kunnen spelen bij het vasthouden en verwijderen van nutriënten die door afspoeling en uitspoeling van landbouwpercelen richting het watersysteem getransporteerd worden. Belangrijke processen rondom en in bufferzones zijn kwalitatief in kaart gebracht. Daarbij zijn de locatie en landschappelijke context sturende factoren voor de processen die plaats kunnen vinden in een bufferzone. Deze moeten bij de aanleg of optimalisatie van een bufferzone integraal worden meegenomen om effectieve omzetting of verwijdering van nutriënten mogelijk te maken. Welk type vegetatie in welk systeem het beste functioneert, is niet eenduidig vanuit de literatuur te destilleren, maar het combineren van verschillende vegetatietypen in stroken lijkt kansrijk. Voor een verdere optimalisatie van de efficiëntie van bufferzones is er meer inzicht nodig in de rol van de vegetatie en bodemfauna in bufferzones en hoe deze organismen kunnen bijdragen aan optimalisatie van de verwijderings- en retentieprocessen. Tot slot bieden bufferzones meer ecosysteemdiensten dan zuivering alleen, waarbij bijvoorbeeld naar voren komt dat een bufferzone van kruidige of houtige vegetatie (of een combinatie) positieve effecten heeft op de biodiversiteit, vergeleken met landbouwgebieden zonder bufferzones. Ook kan een combinatie worden gemaakt met het bergen en vertraagd afvoeren van water in de beekdalen of het opslaan van koolstof in relatie tot het tegengaan van klimaatverandering. Zo dragen bufferzones bij aan een toekomstbestendiger agrarisch gebied.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Eutrofiëring of voedselverrijking ontstaat door de toestroom van een overschot aan fosfaat en stikstof naar een waterlichaam en is momenteel één van de belangrijkste oorzaken van de ontoereikende (ecologische) waterkwaliteit in Nederland (van Gaalen et al., 2020). Bufferzones kunnen worden ingezet om eutrofiëring van waterlichamen te verlagen door de effecten van uitspoeling en afspoeling vanuit diffuse nutriëntbronnen (voornamelijk landbouw) te verminderen.

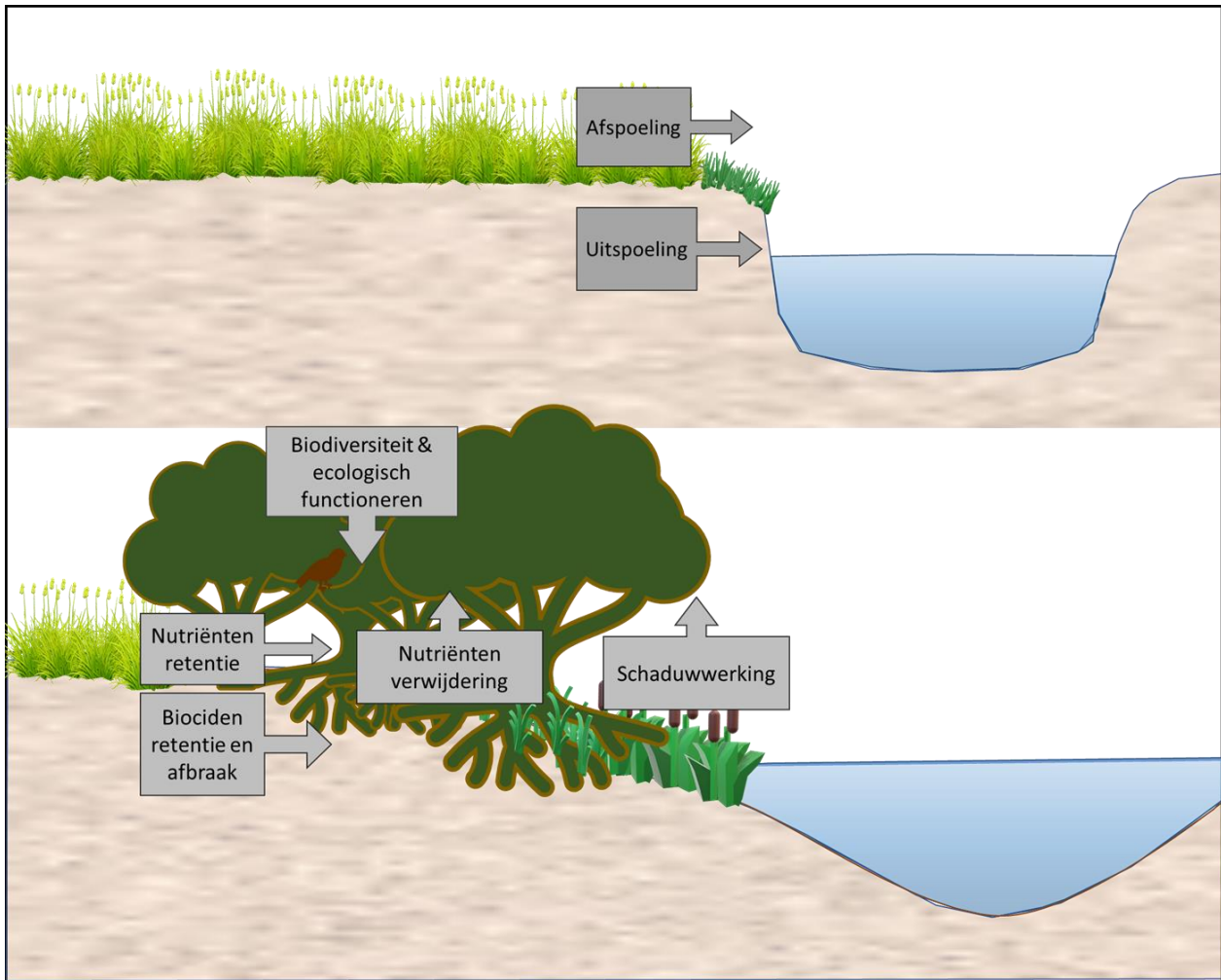
Bufferzones: definitie en focus

Bufferzones zijn systemen die een barrière vormen tussen een beschermd gebied en stoffen of activiteiten die dat gebied bedreigen. Voor aquatisch systemen vormen bufferzones een barrière tegen uitspoeling en afspoeling van nutriënten en biociden vanuit agrarisch gebied naar een waterlichaam (Lowrance et al., 1984). Bufferzones kunnen worden ingezet voor het zuiveren van diffuse stoffenstromen, zoals vanuit de landbouw. Daarmee verschillen ze van filtersystemen, die bijvoorbeeld in rioolwaterzuiveringsinstallaties worden gebruikt, omdat deze nutriënten en biociden van puntbronnen zuiveren.

De gemeten efficiëntie van bufferzones wat betreft nutriëntenretentie en -verwijdering is wisselend. In de internationale literatuur wordt bij het gebruik van bufferzones veelal een vermindering van nutriënten gemeten, maar dit is niet altijd het geval (Fennessy & Cronk, 1997; Hoffmann et al., 2009, 2011; Valkama et al., 2019; Walton et al., 2020). Ook de studies van bufferzones langs Nederlandse watergangen in landbouwgebieden laten soms nauwelijks vermindering van nutriëntenuitspoeling zien (Hefting et al., 2006; Noij et al., 2012).

Naast de belangrijke functie van het vastleggen en verwijderen van nutriënten en biociden kunnen bufferzones ook andere functies of ecosysteemdiensten vervullen (Figuur 1). Een voorbeeld is de schaduwwerking van (beekbegeleidende) houtige bufferzones, waardoor overvloedige algen- of macrofytengroei in beekwater wordt verminderd of een verlaging van de temperatuur van beekwater wordt gerealiseerd door verminderde instraling (Sinokrot & Stefan, 1993). De schaduwwerking van bufferzones is minder afhankelijk van de breedte van de vegetatiezone in de buffer en is vooral afhankelijk van de dichtheid en hoogte van de vegetatie (DeWalle, 2010). Een ander voorbeeld is de beschikbaarheid van habitat voor (terrestrische en semi-aquatische) fauna, waarbij vooral de breedte van de bufferzone (van landbouwperceel tot oppervlaktewater) van belang is. Hoe breder de bufferzone, hoe beter de biodiversiteit kan worden gefaciliteerd, bijvoorbeeld door de vergroting van semi-aquatisch habitat voor amfibieën (Lind et al., 2019; Perry et al., 2011; Semlitsch & Bodie, 2003; Semlitsch & Jensen, 2001). Ook kunnen bufferzones bij voldoende lengte langs oppervlaktewateren fungeren als migratiecorridors voor organismen, zoals bekend is van vlinders (Meier et al., 2005). Voor macrofauna in beken kunnen houtige bufferzones organisch materiaal (o.a. takken, blad, opgelost organisch koolstof) aanvoeren. Hiervoor is wellicht minder breedte nodig dan voor buffers die bijvoorbeeld vogeldiversiteit stimuleren (144 m) (Gregory et al., 1991; Lind et al., 2019).

Voor enkel retentie van nutriënten is vaak ook een minder brede bufferzone afdoende, alhoewel de effectiefste buffers voor verschillende vormen van nutriëntentoevoer vaak rond de 30 m breed zijn (Hickey & Doran, 2004; Lind et al., 2019). Dit komt, onder andere, door de verschillende processen in de bufferzone en de verschillende routes van vaste en opgeloste nutriëntendeeltjes. Hoe breed een bufferzone zou moeten zijn, is dus afhankelijk van het doel van de bufferzone op een bepaalde locatie (Hickey & Doran, 2004).



Figuur 1 Visualisatie van een watergang met de aangrenzende landbouwgrond met een reguliere oever (boven) en een bufferzone op de overgang tussen het perceel en de watergang (onder).

1.2 Probleemstelling

Bij de aanleg van een bufferzone is de beschikbare ruimte vaak een beperkende factor. Daarom is het belangrijk om tijdens de planvorming te kunnen bepalen onder welke omstandigheden een bufferzone effectief nutriënten zou kunnen vasthouden en handvatten te hebben hoe bestaande bufferzones efficiënter zouden kunnen worden ingericht.

Voor het beantwoorden van deze vragen is het van belang om een duidelijk beeld te hebben van de processen die bij de bufferende functie een rol spelen. Om de processen en sturende factoren van het functioneren van bufferzones te doorgronden, is daarom een literatuurstudie uitgevoerd waarbij in de (wetenschappelijke) literatuur is gezocht naar inzichten in het functioneren van bufferzones.

Deze rapportage beschrijft de resultaten van deze literatuurstudie. Er is een overzicht opgesteld van de belangrijkste processen die een rol spelen bij het functioneren van bufferzones. Daarnaast worden kennisleemten benoemd en besproken. Ten slotte worden aanbevelingen voor beleid, beheer, inrichting en toekomstig onderzoek uitgelicht.

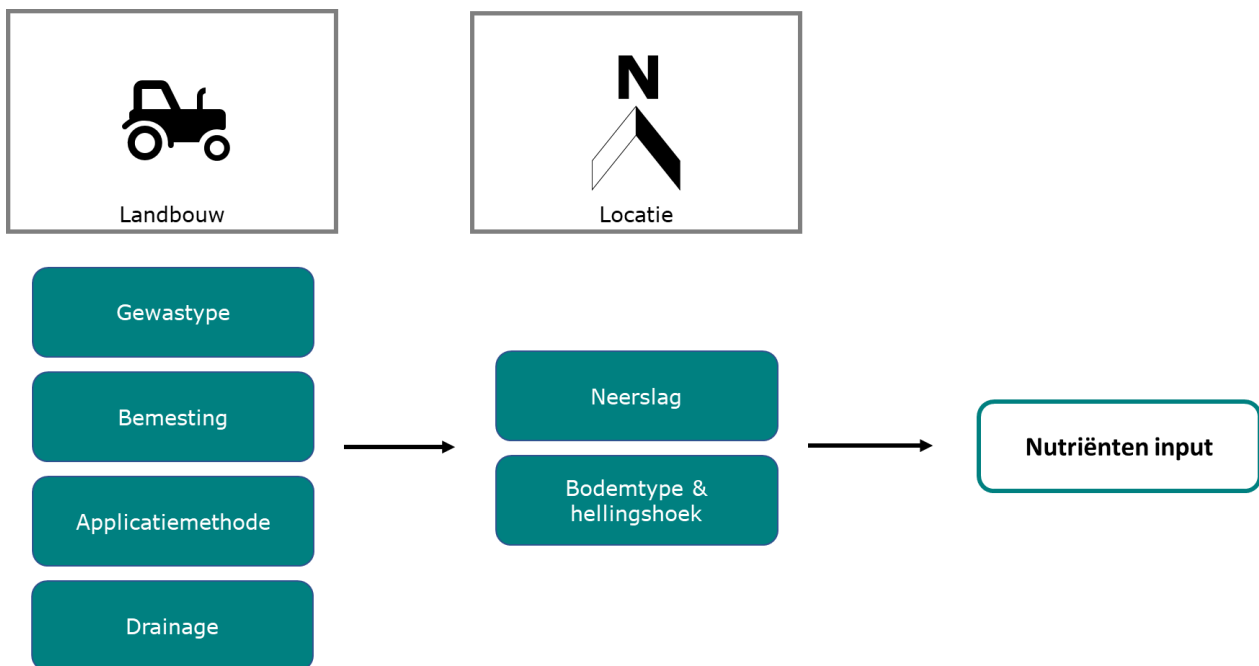
1.3 Leeswijzer

Om inzicht te krijgen in hoe bufferzones zo efficiënt mogelijk nutriënten kunnen vastleggen of verwijderen en welke processen en actoren daar een rol in spelen, is een overzicht opgesteld van de beschikbare relevante literatuur (hoofdstuk 2). Daarbij zijn de processen ruimtelijk opgedeeld in 1) de toevoer van nutriënten naar de bufferzones (paragraaf 2.1), 2) de retentie- en verwijderingsprocessen in de bufferzones (paragraaf 2.2) en 3) de afgifte vanuit bufferzones (paragraaf 2.3). Daarnaast worden de kennisleemtes uitgelicht. Als laatste worden vervolgstappen voor beleid en onderzoek besproken (hoofdstuk 3).

2 Inzichten vanuit de beschikbare literatuur – wat weten we al?

2.1 Toevoer van nutriënten

Of en wanneer af- en uitspoeling van nutriënten van landbouwpercelen plaatsvindt, is afhankelijk van een aantal factoren. Een deel daarvan heeft te maken met het beheer van de percelen en een deel met de eigenschappen van de locatie (Figuur 2). Bij het beheer van landbouwpercelen kan het type gewas bepalen hoeveel nutriënten er uitspoelen. Dit heeft vooral te maken met de mate van intensivering, de structuur en dichtheid van het gewas en of de wortels de bodem vasthouden (Li et al., 2020). Daarnaast is per combinatie gewas-bodemtype meer of minder bemesting nodig om een bepaalde opbrengst te realiseren en zal de hoeveelheid uitgereden mest per landbouwperceel de mate van af- en uitspoeling van nutriënten beïnvloeden. Ook spelen de afstand tot de watergang en de wijze van toediening van de mest een rol (Cherry et al., 2008). Ten slotte bepaalt het seizoen waarin het gewas wordt verbouwd de af- en uitspoeling. Zo kan de aanwezigheid van een wintergewas in plaats van braakliggende grond ervoor zorgen dat afspoeling vermindert in regenachtige periodes (Dabney et al., 2001). Dit is het gevolg van de aanwezigheid van extra structuur.



Figuur 2 Schematisch overzicht van de variabelen die de nutriëntentoevoer van een landbouwperceel naar een watergang beïnvloeden.

Wat betreft de locatie speelt de relatie tussen de neerslag, het bodemtype en de hellingshoek een belangrijke rol. De hoeveelheid en intensiteit van neerslag kunnen van invloed zijn op de hoeveelheid afspoeling van nutriënten naar een waterlichaam. Bij hevige neerslag is er vaak sprake van een piek van nutriënten die in het oppervlaktewater terechtkomt, een proces dat verergerd kan worden door een voorafgaande droogteperiode (Lisboa et al., 2020). Een grotere hellingshoek, bijvoorbeeld wanneer de percelen op een dalhelling liggen, leidt ook tot versnelde afspoeling.

Het gebruik van ondergrondse drainage om de afvoer van infiltrerend regenwater te versnellen, zorgt voor een hogere belasting van nutriënten in het ontvangende waterlichaam; het water wordt in korte tijd naar het waterlichaam getransporteerd en kan zo eventuele bufferzones ongestoord passeren (Lotts & Hester, 2023;

Muscutt et al., 1993; Noij et al., 2012). Daarnaast kunnen door de aanwezigheid van drainagestelsels opgeloste nutriënten sneller worden afgevoerd, omdat er veel minder retentie kan plaatsvinden in de bodem (Hickey & Doran, 2004). Drainagebuizen die in een bufferzone uitmonden, kunnen overigens wel bijdragen aan de retentie van nutriënten (Jaynes & Isenhardt, 2014).

Op basis van de beschikbare gegevens zou in Nederland zo'n 34,5% van de landbouwpercelen worden gedraineerd. Mogelijk zijn de opgegeven gegevens echter niet compleet; schattingen van het werkelijke gedraineerde Nederlandse landbouwoppervlak komen uit op ongeveer 45% (Massop & Schuilings, 2016).

2.2 Retentie- en verwijderingsprocessen

Wanneer er sprake is van af- of uitspoeling uit landbouwpercelen zijn er verschillende processen en actoren die bijdragen aan de retentie of verwijdering van nutriënten (Land et al., 2016). Deze worden besproken aan de hand van chemisch-hydrologische en biochemische processen. Daarnaast wordt de rol van de vegetatie en de fauna besproken.

2.2.1 Chemisch-hydrologische processen

Belangrijke processen, zoals de sedimentatie van deeltjes, spelen zich af in de eerste meters van een bufferzone (Muscutt et al., 1993). Dit type zuivering is vooral van belang als er afspoeling plaatsvindt vanaf het landbouwperceel. In grote delen van Nederland is, door het vrijwel afwezig zijn van een hellingshoek, het aandeel van nutriënten uit uitspoeling groter dan uit afspoeling (Noij et al., 2012). Echter, bij het uitgraven van slootoevers met greppels om de waterafvoer vanaf het perceel te bevorderen (Figuur 3) of bij hevige regenbuien of in gebieden met grote hoogteverschillen, kan afspoeling een grote rol spelen.



Figuur 3 Een uitgegraven slootoever voor ontwatering van een landbouwperceel in Gelderland (foto: Annalieke Bakker).

In de eerste meters van bufferzones kunnen afspoelende deeltjes door sedimentatie en infiltratie worden geremd of vastgelegd (Muscutt et al., 1993; Syversen, 2005). De mate van vastlegging wordt vooral bepaald

door het type en de structuur van de bodem (Phillips, 1989). De aan grove deeltjes gebonden nutriënten kunnen door sedimentatie worden vastgelegd. Ook kunnen door infiltratie fijnere deeltjes met daaraan gebonden nutriënten dieper in de bodem terechtkomen en daar worden vastgehouden (Hoffmann et al., 2009). Of ook opgeloste nutriënten infiltreren, is eveneens afhankelijk van het type en de structuur van de bodem (Skaalsveen et al., 2019). Als de afspoeling fosfaten bevat, kunnen deze binden aan het in de bodem aanwezige geoxideerd ijzer, calcium of kleimineralen (Boström et al., 1988; Gérard, 2016). Fosfaat bindt alleen aan de geoxideerde vorm van ijzer, met andere woorden: Het oxideert onder zuurstofrijke omstandigheden. Daarom worden fosfaten in een ijzerhoudende zuurstofrijke bodem goed vastgelegd. In sterk doorlatende bodemstructuren (macroporiën) kan meer fosfaat binden door het vergrote oppervlakte en de zuurstofrijke (aerobe) omstandigheden (Gabet et al., 2003; Jensen et al., 2002). Naast de poriestructuur wordt de beschikbare hoeveelheid zuurstof voornamelijk bepaald door de mate van verzadiging van de bodem met water en/of de aan- of afwezigheid van een bovenliggende waterkolom (Baldwin & Mitchell, 2000).

2.2.2 Biochemisch

In de bodem van een bufferzone wordt een deel van de aangevoerde nutriënten omgezet en/of vastgelegd door bacteriën. Er zijn verschillende groepen bacteriën, die ieder in een ander milieu voorkomen en daar ook een andere rol spelen binnen het ecosysteem-functioneren. Daarom verschilt de manier waarop verschillende bacteriegroepen de twee belangrijkste nutriënten, fosfor en stikstof, vastleggen of verwijderen.

Inundatie

Inundatie van bufferzones is een bijzondere situatie. Het overstromen van overstromingsvlaktes of uiterwaarden zorgt voor vertraging van de stroomsnelheid en biedt meer mogelijkheden voor infiltratie (vooral bovenstreams). Hiermee treedt meer waterretentie op, zodat piekafvoeren worden verminderd (Collentine & Futter, 2018). Tijdens droogteperioden kan eerdere infiltratie de droogte-effecten verminderen, waardoor de omgeving niet zo snel verdroogt. Daarnaast heeft inundatie effecten op de zuurstofconcentratie in de bodem, omdat water veel minder zuurstof bevat van lucht. Hierdoor kunnen chemische processen, zoals desorptie van ijzer en fosfaat, plaatsvinden. Als fosfaat voornamelijk aan calcium gebonden is, treden er geen veranderingen op (Mettrop et al., 2015). Ook zijn biochemische processen erg afhankelijk van de zuurstofconcentratie; tijdens inundatie kan bijvoorbeeld veel denitrificatie plaatsvinden door de anoxische omstandigheden, zoals in paragraaf 2.2.2 wordt besproken.

2.2.2.1 Stikstof

Het belangrijkste verwijderingsproces van stikstofdeeltjes is denitrificatie. Hierbij wordt nitraat (NO_3^-) of nitriet (NO_2^-) door de bacteriën omgezet in stikstofgas (N_2). Denitrificatie vindt vooral plaats in meer anaerobe (zuurstofarme) delen van de bodem. Echter, nitrificatie – de omzetting van ammonium in nitraat vindt plaats in aerobe (zuurstofrijke) delen van de bodem. Beide processen zijn vaak nodig voor de verwijdering van stikstof, maar om beide plaats te laten vinden, zijn er dus verschillen in milieuomstandigheden (lees: zuurstofomstandigheden) nodig.

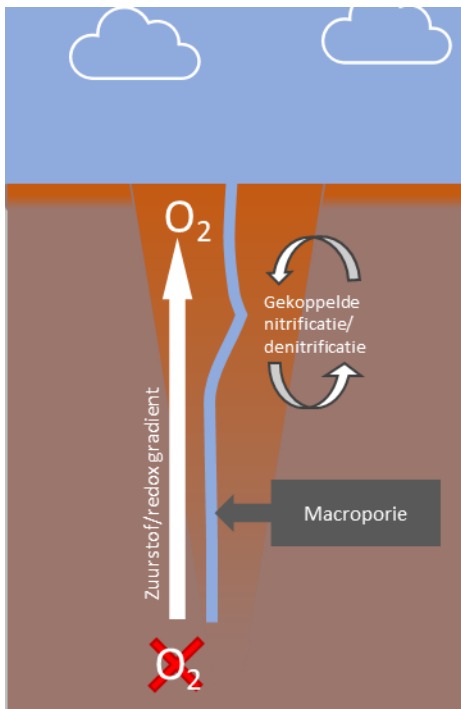
Ook andere vormen van omzettingen kunnen een rol spelen in bufferzones, maar worden minder vaak genoemd. Onder anaerobe omstandigheden (zuurstofloze) kan nitraat worden gereduceerd tot ammonium (Pandey et al., 2020). Daarnaast kan onder anaerobe omstandigheden het zogenaamde N-damo proces (nitrate/nitrite-dependent anaerobic methane oxidation) plaatsvinden, waarbij de oxidatie van methaan aan de reductie van nitraat is gekoppeld en dus denitrificatie naast het vastleggen van methaan plaatsvindt. N-damo zorgt dus voor een verminderde uitstoot van broeikasgassen en de verwijdering van stikstof uit het systeem. Deze reactie vindt vooral plaats in zuurstofloze delen van moerassen (wetlands) (Hu et al., 2014). Daarnaast kan in een redoxreactie ammonium worden geoxideerd en nitraat gereduceerd, deze reactie wordt ook wel Anammox genoemd (Humbert et al., 2010). Dit laatste proces wordt vooral in zeer gecontroleerde systemen gebruikt voor de verwijdering van stikstof (van Kessel et al., 2018).

2.2.2.2 Fosfor

Alhoewel fosfaat vooral door geoxideerd ijzer wordt vastgelegd, bestaan er ook bacteriën die (poly)fosfaat opslaan onder dezelfde redoxomstandigheden als ijzer met fosfaat bindt. Mogelijk leveren deze bacteriën een substantiële bijdrage aan de P-flux tussen sediment en waterkolom. Als de redoxomstandigheden veranderen, komt het fosfaat weer in oplossing buiten de cellen terecht (Hölker et al., 2015; Hupfer et al., 2007; Maitra et al., 2015).

2.2.2.3 Zuurstofomstandigheden

Omdat deze biochemische processen worden gestuurd door bacteriën en de zuurstofbeschikbaarheid, beïnvloeden de bodemeigenschappen ook hoe (snel) deze processen verlopen. De hoeveelheid koolstof in de bodem en de korrelgrootte van de grond/het sediment bepalen bijvoorbeeld ook de mogelijkheid tot microbiële activiteit om bepaalde processen uit te voeren (Correll, 2005). Daarnaast kan ook de structuur van de bodem effect hebben op het microklimaat van de bacteriën; zo kunnen macroporiën een aerobe omgeving zijn in een voornamelijk anaerobe diepere bodemlaag (Figuur 4). In zulke situaties, waar op relatief kleine schaal de zuurstofconcentraties erg verschillen, kan gekoppelde nitrificatie en denitrificatie optreden (Racchetti et al., 2017). Hier kunnen de verschillende bacteriën de processen op kleine schaal uitvoeren en is er uitwisseling van benodigde stoffen door diffusie. Echter, door wisselende milieuomstandigheden (bijvoorbeeld temperatuur of inundatie) kunnen denitrificatie en nitrificatie ook gekoppeld door de tijd op dezelfde plek plaatsvinden. Een voorbeeld daarvan is het voornamelijk optreden van nitrificatie in de zomer en denitrificatie in de winter (Arango & Tank, 2008). Ook door zeer hoge nitraatbelasting kan denitrificatie domineren, waardoor nitrificatie en denitrificatie worden ontkoppeld (Forshay & Dodson, 2011).

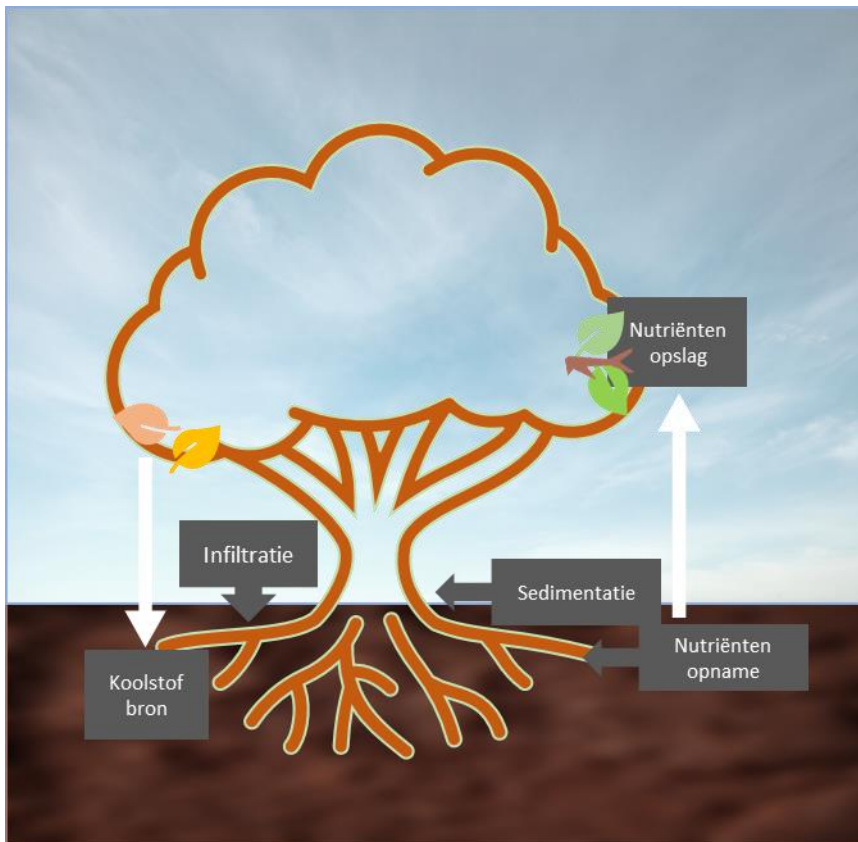


Figuur 4 Visualisatie van de oxidatie van het sediment rond een macroporie en het proces gekoppelde nitrificatie/denitrificatie.

Concluderend, de zuurstofconcentratie en de daaraan gerelateerde redoxpotentiaal van de bodem zijn bepalend voor welke reacties waar kunnen plaatsvinden. In bufferzones wordt de zuurstofconcentratie vooral bepaald door de waterverzadiging van de bodem en de aan- of afwezigheid van een waterkolom (Busnardo et al., 1992; Gumbricht, 1993). Op kleine schaal hebben echter ook de vegetatie en de macrofauna in de bodem invloed op de zuurstofconcentratie en de vastleggings- en omzettingsprocessen, zoals in de volgende paragrafen wordt besproken.

2.2.3 Vegetatie

De vegetatie in een bufferzone kan sterk verschillend van samenstelling zijn, variërend van grasland tot hoge bomen. Al deze planten verschillen enorm wat betreft hun eigenschappen, maar ze hebben wel een aantal zaken gemeen in de manier waarop ze hun omgeving en daarmee de werking van een bufferzone kunnen beïnvloeden (Figuur 5).



Figuur 5 Visualisatie van enkele functies van planten in een bufferzone.

2.2.3.1 Wortels

Een groot deel van een plant is vaak onder de grond aanwezig, in de vorm van een wortelstelsel. De planten gebruiken de wortels om voedingsstoffen op te nemen en onttrekken hiermee nutriënten uit de bodem. Rondom plantenwortels gebeurt echter nog veel meer. Zo kunnen plantenwortels ervoor zorgen dat er meer infiltratie van water plaatsvindt in de bodem. Dat wortels voor infiltratie zorgen is een van de belangrijkste verschillen tussen de bodemkenmerken van landbouwpercelen en die van bufferzones: de diepe wortels in een bufferzone kunnen voor een 20 tot 60 keer hogere infiltratiecapaciteit zorgen, wat het risico op overstromingen en afspoeling kan verminderen (Carroll et al., 2006).

Sommige planten, die voorkomen in gebieden waar de bodem periodiek overstroomt, hebben aerenchyma (een vaak sponsachtig transportsysteem voor gassen). Hiermee kan zuurstof naar de wortels en naar de bodem direct rond de wortels worden getransporteerd (Sou et al., 2021). Dit zorgt voor een zuurstofrijkere omgeving. Anderzijds zorgen (de ruimtes rondom) de wortels ervoor dat andere gassen, zoals N_2 en N_2O , makkelijker vanuit de bodem naar de lucht kunnen worden getransporteerd (Reddy et al., 1989).

Verder bieden de wortels ook een structuur waar deeltjes achter kunnen blijven hangen, wat de retentie in een bufferzone kan vergroten.

Het type wortels en de diepte die de wortels bereiken, zijn zeer verschillend tussen grassen, struiken en bomen en kunnen daardoor ook andere functies hebben. Zo hebben lange wortels toegang tot diepere, vaak

met stoffen verrijkte grondwaterstromen. Vrij korte wortels, zoals van sommige grassen, zorgen voor veel structuur, maar hebben alleen toegang tot de minder diepe (nutriënt)stromen (Christen & Dalgaard, 2013).

2.2.3.2 Bladeren en stengels

De bladeren van planten slaan tijdelijk nutriënten op. Als het een bladverliezende soort betreft, worden nutriënten in de herfst veelal aan de bladeren onttrokken en naar de wortels getransporteerd.

Binnen bufferzones vinden daarnaast ook interne nutriëntencycli plaats, waarbij planten afsterven of bladeren laten vallen en er vervolgens decompositie plaatsvindt. De nutriënten die nog in het plantenmateriaal zaten, komen weer vrij en een klein deel wordt opgeslagen in de bodem. Afgebroken plantenmateriaal vormt ook een bron van koolstof voor de bodem, wat denitrificatie kan bevorderen (Correll, 2005; Hefting et al., 2005).

In aquatische systemen bepalen de vorm en de dichtheid van de onderwaterstengels en -bladeren de lokale stroomsnelheid. Door een verhoogde retentie van water met nutriënten rondom waterplanten (macrofyten) als gevolg van het afremmen van stroming zijn de planten in staat meer nutriënten op te nemen (Clarke & Baldwin, 2002; Clarke, 2002).

De stam of stengels van planten in de bufferzone kunnen, al dan niet samen met de bladeren, een dichte structuur vormen die vooral afspoeling vanuit aanliggende gronden remt. De mate van remming is onder andere afhankelijk van de dichtheid van de stengels of stammen (Clarke, 2002). Ook nutriënten die via de wind worden vervoerd, kunnen door bufferzones met hoge vegetatie worden geremd, wat zorgt voor depositie aan de zijde van het landbouwperceel (Mander et al., 2005).

2.2.3.3 Diversiteit

Vaak worden kruidige en houtige bufferzones vergeleken qua efficiëntie, maar de resultaten wisselen sterk (Mayer et al., 2007; Valkama et al., 2019). In sommige studies wordt geen verschil in efficiëntie gevonden tussen houtige en kruidige vegetatie, maar bepaalt de aanwezigheid van mos in houtige vegetatie de retentiecapaciteit (Syversen, 2005). In sommige andere situaties zijn houtige bufferzones mogelijk meer efficiënt in nutriëntenretentie (Hefting et al., 2005).

Door Correll (2005) wordt besproken dat in beekdalen die grote hoeveelheden fosfor en stikstof ontvangen een bufferzone langs een beek moet bestaan uit meerdere typen vegetatie. Allereerst faciliteert een strook kruidige vegetatie de fysische-chemische processen (zoals sedimentatie en infiltratie door de aanwezige structuur) en vervolgens wordt nitraatverwijdering gestimuleerd met een strook houtige vegetatie die kan overstromen. Deze vorm van vegetatiezonering in een bufferzone wordt vaker genoemd als een geschikte opbouw van een bufferzone (Verdonschot, 2009). In een recentere meta-analyse wordt beargumenteerd dat voornamelijk de leeftijd van de bufferzone bepalend is voor de efficiëntie van retentie van afspoelende stikstof en dat de breedte weinig verschil maakt, mogelijk komt dit door de grote invloed van de nutriënten en waterflux binnen bufferzones die correlaties tussen bufferbreedte en retentie-efficiëntie moeilijk maken, maar dat wordt niet duidelijk uit de meta-analyse (Valkama et al., 2019). In andere reviews wordt namelijk het verband met breedte en effectiviteit wel degelijk gelegd (Mayer et al., 2005; Prosser et al., 2020).

Concluderend vervult de vegetatie in een bufferzone veel functies die retentie kunnen faciliteren. Daarnaast zijn er verschillende voorbeelden waarin een bepaald type vegetatie effectief is. Ook de leeftijd van bufferzones heeft invloed op de effectiviteit. Uit de literatuur is niet direct op te maken dat een specifiek type vegetatie het effectiefst is, waarschijnlijk omdat de effectiviteit van de bufferende werking van vegetatie afhankelijk is van de kenmerken van het lokale systeem en de toevoer van nutriënten.

2.2.4 Fauna

Over de effecten van (macro)fauna op nutriëntenretentie in bufferzones is nog weinig bekend. Op basis van metingen in andere systemen kan worden verondersteld dat organismen die gangen graven (zoals wormen en mollen) in de bodem op microschaal de redoxpotentiaal en de beschikbaarheid van nutriënten beïnvloeden (Canals & Sebastià, 2000; Mermillod-Blondin & Rosenberg, 2006; Xu et al., 2013). Bij hoge dichtheden zou dit grote invloed hebben op de redoxpotentiaal binnen een bufferzone. Het effect van deze

zogenaamde bioturbatie (of het graven in de bodem) hangt af van de zuurstofconcentratie in de bodem. In een relatief droge bodem kunnen het verteringskanaal en de afzettingen van wormen dienen als zuurstofloze omgeving (Drake & Horn, 2006; Svensson et al., 1986). Het verteringskanaal van een regenworm wordt gezien als een optimale omgeving voor nitrificatie, omdat daar veel denitrificerende bacteriën aanwezig zijn (Drake & Horn, 2006).

Omdat bufferzones vaak veel nutriënten ontvangen maar het geen landbouwpercelen betreft, zijn de effecten van macrofauna vanuit landbouwpercelen moeilijk te vergelijken. Enkele studies hebben de effecten van wormen op de retentie van nutriënten in bufferzones onderzocht. De resultaten waren niet eenduidig. Zo vonden Costello & Lamberti (2008) een toename in uitspoeling van nitraat door de aanwezigheid van regenwormen, terwijl in eenzelfde experiment met minder neerslag een toename van denitrificatie en geen uitspoeling werd gemeten (Costello & Lamberti, 2009). Bradley et al (2011) rapporteerden dat als de bodem vochtig wordt gehouden maar niet wordt beregend, denitrificatie in de door regenwormen bewoonde bodem hoger is dan zonder regenwormen, ongeacht de hoeveelheid koolstof en nutriënten die werden toegevoegd. Echter bleek ook uit een meta-analyse dat regenwormen een toename van 42% veroorzaken van de uitstoot van het broeikasgas N_2O /lachgas (Lubbers et al., 2013). Of dit ook het geval zou zijn in bufferzones, is nog onbekend.

Ook voor de retentie van fosfor zijn er weinig artikelen over bufferzones gerelateerd aan macrofauna. Een artikel bestudeerde de retentie van P in droge bufferzones met berekening en vond geen verschil tussen de aan- en afwezigheid van regenwormen op de uitspoeling van (ortho)fosfaat (Costello & Lamberti, 2008). Bij afwezigheid van een bufferzone werden verschillen gevonden in fosfaatconcentratie, die waarschijnlijk gerelateerd zijn aan het type gangen die door regenwormen worden gemaakt (Suárez et al., 2004). Ook door de uitwerpselen van regenwormen, die als een hoopje bij de ingang van de gangen worden gedeponeerd, wordt meer fosfaat vastgehouden doordat de structuur van de hoopjes de afspoeling vermindert. Als er sprake is van hevige regenbuien, verdwijnen de hoopjes wel en spoelt ook het fosfaat af (Le Bayon & Binet, 2001). De wanden van de gangen van wormen worden juist beschreven als weinig fosfaathoudend, mogelijk door snelle microbiële immobilisatie van fosfaat (Le Bayon & Binet, 2006). Echter zijn er ook voorbeelden van fosfaatoplossende bacteriën in het verteringsstelsel van wormen (Wan & Wong, 2004). Kortom, wormen hebben veel verschillende functies in een bodem, maar het netto-effect van wormen op de retentie van nutriënten in een bufferzone is nog niet duidelijk.

In inunderende bufferzones, is weinig bekend over de effecten van de activiteiten van wormen op de retentie van N- en P-bufferzones. In de mariene literatuur wordt wel bediscussieerd wat de effecten zijn van activiteiten van wormen tijdens inundatie van kustzones en daar werden grote biochemische effecten gevonden (Valdemarsen et al., 2018).

Ook in semi-aquatische/moerassystemen zijn onderzoeken gedaan naar de effecten van activiteiten van gewervelden en ongewervelden op nutriënten, zoals bioturbatie, maar niet direct in relatie tot de inspoeling van nutriënten vanuit diffuse bronnen. Bioturbatie in aquatische systemen zorgt voor een uitwisseling van nutriënten en andere stoffen tussen de waterkolom en het sediment. Over het algemeen heeft bioturbatie het meeste effect op de biochemische processen als het water stilstaat of langzaam stroomt (Mermillod-Blondin & Rosenberg, 2006). Daarnaast bepaalt de vorm van de gegraven gangen of holtes of en hoe de zuurstofconcentratie en de redoxpotential van het sediment worden beïnvloed (Mermillod-Blondin, 2011; Mermillod-Blondin & Rosenberg, 2006).

In sediment met bioturbatie kan meer denitrificatie plaatsvinden (Benelli & Bartoli, 2021; Nogaro & Burgin, 2014), ook bij hoge en lage nitraatwaarden (Nogaro & Burgin, 2014). Bij bioturbatie van chironomiden (dansmuggen) was denitrificatie afhankelijk van de watertemperatuur, alleen boven de 10°C werd denitrificatie door bioturbatie verhoogd. Ook de uitstoot van N_2O werd verhoogd door bioturbatie, maar vergeleken met de toegenomen hoeveelheid denitrificatie en het positieve effect daarvan was de nettotoename vrij klein (Svensson, 1998). Ook het (tijdelijk) vastleggen van fosfaat kan door bioturbatie van dansmuggen worden gestimuleerd, door zuurstof in het sediment te pompen (Lewandowski et al., 2007).

2.3 Afgifte van nutriënten

Of een bufferzone effectief is, wordt vaak gemeten aan het verschil tussen de toevoer (input) en de afgifte (output). Het percentage nutriënten dat is vastgehouden of verwijderd, betreft de efficiëntie (Valkama et al., 2019). Dit staat los van of de afgifte van de bufferzone wordt beschouwd als bron van nutriënten of juist als verdunning van het ontvangende waterlichaam. Dit is uiteraard afhankelijk van de nutriëntconcentraties in het waterlichaam zelf. Als de nutriëntenconcentraties (of de concentraties van andere stoffen) in de waterkolom lager zijn dan de afgifte van de bufferzone, wordt de bufferzone als bron beschouwd. In het geval dat de nutriëntenconcentraties die worden afgegeven lager zijn dan die van het waterlichaam, is er sprake van verdunning (Nieminen et al., 2010). Echter, in beide gevallen kan er sprake zijn van een vermindering van de nutriëntenbelasting door de aanwezigheid van de bufferzone.

Een van de vaak optredende situaties in bufferzones is een verzadiging van de bodem in de tijd door een hoge en continue nutriëntentoevoer over een lange tijdperiode (Hanson et al., 1994). Als dit optreedt, wordt de effectiviteit lager door een vermindering van de retentie- en verwijderingscapaciteit. In Nederland zijn er voorbeelden van dit fenomeen, waarbij er sprake was van nitraatverzadiging in bufferzones. Een vermindering van de nutriëntentoevoer had in dit geval een positief effect op de retentiecapaciteit (Hefting et al., 2006). Verzadiging kan ook optreden in een systeem dat veel fosfaat ontvangt. In dat geval zijn er vaak niet voldoende stoffen (zoals ijzer) in de bodem aanwezig om fosfaat te kunnen binden.

Naast het verminderen van de nutriëntentoevoer is een andere oplossing om verzadiging te voorkomen die in de literatuur wordt genoemd; het actief beheren van de bufferzone. Beheer bestaat vaak uit het maaien (ook van aquatische planten), kappen of snoeien van de aanwezige (houtige) vegetatie. Bij beheermaatregelen, zoals kappen, is het belangrijk om geen grote oppervlaktes te kappen met zware machines, omdat dit juist extra uitspoeling kan veroorzaken (Fortier et al., 2015). Ook zou het maaien voornamelijk in het groeiseizoen moeten gebeuren, omdat in de herfst en winter het merendeel van de nutriënten uit (kruidige) planten verdwijnt (Hénault-Ethier et al., 2019; Rätty et al., 2010). Daarbij is ook het direct verwijderen van maaisel essentieel, om te voorkomen dat nutriënten alsnog uit de achtergebleven plantenresten spoelen (Jabłońska et al., 2021). In nattere bufferzones kan maaien een tijdelijk negatief effect opleveren, omdat de zuurstofconcentratie door omwoeling wordt verstoord (Gumbricht, 1993; Jabłońska et al., 2021).

Door middel van beheer worden nutriënten actief uit de bufferzones gehaald; deze kunnen worden hergebruikt in bijvoorbeeld compost of biogas. Ook zouden nutriënten die verloren gaan door af- en uitspoeling en vervolgens opgevangen worden door bufferzones, eventueel hergebruikt kunnen worden op landbouwpercelen, wat mogelijk de noodzaak van extra bemesting zou kunnen verminderen (Quilliam et al., 2015).

3 Conclusies en aanbevelingen

3.1 Richtlijnen voor beheer en beleid

Of het inzetten van bufferzones een effectief middel is om de af- en uitspoeling van nutriënten naar watergangen tegen te gaan, is erg afhankelijk van de lokale context en de exacte locatie. Daarom is het belangrijk dat wanneer er in de planvorming nagedacht wordt over de inzet van deze maatregel, met deze aspecten rekening wordt gehouden. Het is essentieel om, voordat een bufferzone wordt aangelegd, per bodemtype en locatie te bekijken via welke route de nutriënten het waterlichaam bereiken.

In gebieden en situaties waar afspoeling een groot aandeel heeft in de nutriëntentoevoer, zoals langs beken met een duidelijke dalhelling met agrarisch grondgebruik, kunnen bufferzones die ingericht zijn op nutriëntenonttrekking mogelijk een groot deel van de afspoelende nutriënten vasthouden door sedimentatie te faciliteren via een bufferstrook met een dichte vegetatiestructuur. In meer vlakke gebieden speelt uitspoeling een grotere rol en is de inrichting voor sedimentatie veel minder effectief.

Als er drainagemiddelen aanwezig zijn in de percelen zijn bufferzones meestal niet effectief, omdat de nutriëntenstromen de bufferzone omzeilen. Alleen als de afvoer van een drainagesysteem in een bufferzone uitkomt, bijvoorbeeld wanneer er een verbrede oeverzone aanwezig is, kan er wel nutriëntenretentie plaatsvinden.

De staat/vorm van de nutriënten die de bufferzone binnenkomen is ook van groot belang; is dit gebonden aan deeltjes of in opgeloste vorm? Omdat de retentie en verwijderingsprocessen die hierboven beschreven zijn onder verschillende milieuomstandigheden plaatsvinden, zouden de inrichting en mogelijke effectiviteit van bufferzones afhangen van het aandeel nutriënten opgelost en gebonden aan deeltjes. Een belangrijke sturende factor in deze processen is de mate van verzadiging en het voorkomen van inundatie. Een bufferzone met een hoge fosfaatbelasting bindt deze stof het efficiëntst wanneer deze bestaat uit droge bodem (terrestrisch), omdat dan het meeste fosfaat aan ijzer wordt gebonden. Echter, als er weinig ijzer in de bodem zit, treedt deze werking veel minder op. In een bufferzone met een hoge ammoniumbelasting is juist afwisseling van de milieuomstandigheden belangrijk, wat bijvoorbeeld kan optreden door inundatie, maar ook op microschaal onder invloed van de vegetatie en de aanwezige bodemfauna. Een bufferzone met een hoge nitraatbelasting is waarschijnlijk het efficiëntst in de verwijdering van stikstof als de bodem waterverzadigd is of geïnundeerd wordt met oppervlaktewater. Vaak worden bufferzones door meerdere vormen van nutriënten tegelijk belast, waardoor een situatie waarin de verschillende milieuomstandigheden gecombineerd worden het effectiefst zal zijn. Dit kan worden gerealiseerd met bijvoorbeeld strokenbeplanting van de bufferzone in zones langs een nat-droog gradiënt, al dan niet met inundatie of een waterverzadigde zone in de laagste zone.

Bufferzones kunnen in de loop van de tijd verzadigd raken met nutriënten (vooral met fosfor, maar ook met stikstof), waardoor de efficiëntie vermindert en in sommige gevallen netto-afgifte van nutriënten kan gaan optreden. Om verzadiging te voorkomen, zijn twee opties denkbaar. Ten eerste kan de nutriëntenaanvoer vanuit de landbouwpercelen worden verlaagd om zo verzadiging te vertragen of te voorkomen (bij voldoende snelle verwijdering). Ten tweede kan de bufferzone worden beheerd. Dit beheer bestaat vooral uit het verwijderen van biomassa, bijvoorbeeld door kappen, maaien of oogsten. Tijdens het beheer is het in acht nemen van de retentieprocessen die optreden in de bufferzone belangrijk, om te voorkomen dat door verstoring of het achterblijven van biomassa de afgifte van nutriënten alsnog plaatsvindt.

Over het algemeen wordt in de literatuur gesteld dat een bufferzone langs beken van 25-30 meter of breder het overgrote deel van de nutriënten weg kan vangen. Als bufferzones nog breder worden gedimensioneerd, heeft dit positieve effecten op de biodiversiteit, waarbij bijvoorbeeld 144 meter en breder een optimaal leefgebied opleverde voor vogels. Voor optimale nutriëntenretentie is het belangrijk dat in de bufferzone de belangrijkste retentie- en verwijderingsprocessen plaats kunnen vinden. Dit zou kunnen worden bereikt door

verschillende typen vegetatie die complementaire onderdelen van deze processen kunnen faciliteren in opeenvolgende stroken aan te leggen, waardoor in de verschillende zones specifieke nutriënten kunnen worden vastgelegd of verwijderd.

Welk type vegetatie of combinatie van typen in welk systeem het best functioneert, is niet eenduidig vanuit de literatuur op te maken. Duidelijk is wel dat de bufferstroken positieve effecten hebben op andere ecosysteemdiensten, bijvoorbeeld op de biodiversiteit, de waterbeschikbaarheid en -veiligheid en de beleving van het landschap, vergeleken met landbouw zonder bufferzones. Deze ecosysteemdiensten van bufferzones kunnen daarmee bijdragen aan een toekomstbestendiger landschap (Tabel 1; naar Verdonschot & Verdonschot (2022)).

Tabel 1 Ecosysteemdiensten van bufferzones.

Ecosysteemdiensten van bufferzones	Toelichting	Literatuur
Filteren van nutriënten of vervuiling	Samenwerking bodem, microben, flora en fauna	Zie o.a.: Fennessy & Cronk, 1997; Land et al., 2016; Valkama et al., 2019
Beschikbaarheid van hout voor houtkap	Aanplant en oogsten van bomen	(Fortier et al., 2015)
Nutriënten voor circulaire landbouw	Composteren restmateriaal maaien of oogsten	(Quilliam et al., 2015)
Recreatie: aantrekkelijk landschap/biodiversiteit	Diverser landschap maakt bezoek aantrekkelijker	(Anbumozhi et al., 2005)
Schaduw/buffer microklimaat	Voornamelijk aanplant hoge vegetatie levert schaduw	(Dawson & Kern-Hansen, 1979; Sinokrot & Stefan, 1993)
Waterretentie	Infiltratie door vegetatie met diepe wortels, ruimte voor inundatie en aanvullen grondwaterstand, vermindering piekbelasting.	(Carroll et al., 2006; Collentine & Futter, 2018)
Bestuiving/biologische bestrijding	Habitat voor insecten die bij kunnen dragen aan duurzame landbouw	(Decourtye et al., 2010; Eeraerts et al., 2019)
Versterking van de oeverzone	Door de aanwezigheid van struiken en bomen spoelt de oeverzone minder makkelijk weg.	(Dawson & Kern-Hansen, 1979)

3.2 Implicaties voor vervolgonderzoek

Uit de beschikbare literatuur is gebleken dat de rol van hydrologisch-chemische processen en biochemische processen in bufferzones bij het omzetten of verwijderen van nutriënten vrij goed bekend is. Het aandeel van de individuele processen verschilt en wordt met name gestuurd door hydrologisch-chemische milieuomstandigheden. Hierbij zijn de zuurstofconcentratie en de daaraan gerelateerde redoxpotentiaal bepalend voor het plaatsvinden van specifieke biochemische processen. Ook over de rol van vegetatie is al veel bekend. Echter, over de vraag of vegetatietype, breedte of leeftijd van de bufferzone het bepalendst is voor de effectiviteit is nog geen consensus. Wel is duidelijk dat de vegetatie op veel verschillende manieren kan bijdragen aan de nutriëntenretentie. Naast de rol van vegetatie voor retentie van nutriënten is er over de rol van bodemorganismen in bufferzones nog slechts weinig informatie te vinden, terwijl het steeds duidelijker wordt dat deze organismen grote invloed uitoefenen op de processen die in de bodem plaatsvinden. Daarom staat in het vervolgonderzoek de rol van de fauna centraal.

Literatuur

- Anbumozhi, V., Radhakrishnan, J., & Yamaji, E. (2005). Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecological Engineering*, 24(5 SPEC. ISS.). <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.01.007>
- Arango, C. P., & Tank, J. L. (2008). Land use influences the spatiotemporal controls on nitrification and denitrification in headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society*. <https://doi.org/10.1899/07-024.1>
- Baldwin, D. S., & Mitchell, A. M. (2000). The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: A synthesis. *River Research and Applications*. [https://doi.org/10.1002/1099-1646\(200009/10\)16:5<457::aid-rrr597>3.0.co;2-b](https://doi.org/10.1002/1099-1646(200009/10)16:5<457::aid-rrr597>3.0.co;2-b)
- Benelli, S., & Bartoli, M. (2021). Worms and submersed macrophytes reduce methane release and increase nutrient removal in organic sediments. In *Limnology And Oceanography Letters*. <https://doi.org/10.1002/lol2.10207>
- Boström, B., Andersen, J. M., Fleischer, S., & Jansson, M. (1988). Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/BF00024907>
- Bradley, R. L., Whalen, J., Chagnon, P. L., Lanoix, M., & Alves, M. C. (2011). Nitrous oxide production and potential denitrification in soils from riparian buffer strips: Influence of earthworms and plant litter. *Applied Soil Ecology*. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.11.007>
- Busnardo, M. J., Gersberg, R. M., Langis, R., Sinicrope, T. L., & Zedler, J. B. (1992). Nitrogen and phosphorus removal by wetland mesocosms subjected to different hydroperiods. *Ecological Engineering*. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(92\)90012-Q](https://doi.org/10.1016/0925-8574(92)90012-Q)
- Canals, R.-M., & Sebastià, M.-T. (2000). Soil nutrient fluxes and vegetation changes on molehills. *Journal of Vegetation Science*, 11(1). <https://doi.org/10.2307/3236771>
- Carroll, Z. L., Bird, S. B., Emmett, B. A., Reynolds, B., & Sinclair, F. L. (2006). Can tree shelterbelts on agricultural land reduce flood risk? *Soil Use and Management*, 20(3). <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2004.tb00381.x>
- Cherry, K. A., Shepherd, M., Withers, P. J. A., & Mooney, S. J. (2008). Assessing the effectiveness of actions to mitigate nutrient loss from agriculture: A review of methods. In *Science of the Total Environment* (Vol. 406, Issues 1–2). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.015>
- Christen, B., & Dalgaard, T. (2013). Buffers for biomass production in temperate European agriculture: A review and synthesis on function, ecosystem services and implementation. *Biomass and Bioenergy*. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.09.053>
- Clarke, E., & Baldwin, A. H. (2002). Responses of wetland plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering*. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(01\)00080-5](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00080-5)
- Clarke, S. J. (2002). Vegetation growth in rivers: Influences upon sediment and nutrient dynamics. *Progress in Physical Geography*. <https://doi.org/10.1191/0309133302pp324ra>
- Collentine, D., & Futter, M. N. (2018). Realising the potential of natural water retention measures in catchment flood management: trade-offs and matching interests. *Journal of Flood Risk Management*, 11(1). <https://doi.org/10.1111/jfr3.12269>
- Correll, D. L. (2005). Principles of planning and establishment of buffer zones. *Ecological Engineering*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.007>
- Costello, D. M., & Lamberti, G. A. (2008). Non-native earthworms in riparian soils increase nitrogen flux into adjacent aquatic ecosystems. *Oecologia*. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1149-0>
- Costello, D. M., & Lamberti, G. A. (2009). Biological and physical effects of non-native earthworms on nitrogen cycling in riparian soils. *Soil Biology and Biochemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.08.007>
- Dabney, S. M., Delgado, J. A., & Reeves, D. W. (2001). Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32(7–8). <https://doi.org/10.1081/CSS-100104110>

- Dawson, F. H., & Kern-Hansen, U. (1979). The Effect of Natural and Artificial Shade on the Macrophytes of Lowland Streams and the Use of Shade as a Management Technique. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 64(4). <https://doi.org/10.1002/iroh.19790640402>
- Decourtye, A., Mader, E., & Desneux, N. (2010). Landscape enhancement of floral resources for honey bees in agro-ecosystems. In *Apidologie* (Vol. 41, Issue 3). <https://doi.org/10.1051/apido/2010024>
- DeWalle, D. R. (2010). Modeling stream shade: Riparian buffer height and density as important as buffer width. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(2). <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00423.x>
- Drake, H. L., & Horn, M. A. (2006). Earthworms as a transient heaven for terrestrial denitrifying microbes: A review. In *Engineering in Life Sciences*. <https://doi.org/10.1002/elsc.200620126>
- Eeraerts, M., Smagge, G., & Meeus, I. (2019). Pollinator diversity, floral resources and semi-natural habitat, instead of honey bees and intensive agriculture, enhance pollination service to sweet cherry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 284. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106586>
- Fennessy, M. S., & Cronk, J. K. (1997). The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate. In *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1080/10643389709388502>
- Forshay, K. J., & Dodson, S. I. (2011). Macrophyte presence is an indicator of enhanced denitrification and nitrification in sediments of a temperate restored agricultural stream. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0619-2>
- Fortier, J., Truax, B., Gagnon, D., & Lambert, F. (2015). Biomass carbon, nitrogen and phosphorus stocks in hybrid poplar buffers, herbaceous buffers and natural woodlots in the riparian zone on agricultural land. *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.02.039>
- Gabet, E. J., Reichman, O. J., & Seabloom, E. W. (2003). The effects of bioturbation on soil processes and sediment transport. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 31. <https://doi.org/10.1146/annurev.earth.31.100901.141314>
- Gérard, F. (2016). Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils - A myth revisited. In *Geoderma*. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.036>
- Gregory, S. v., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W. (1991). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *BioScience*, 41(8). <https://doi.org/10.2307/1311607>
- Gumbricht, T. (1993). Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. In *Ecological Engineering* (Vol. 2, Issue 1). [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(93\)90024-A](https://doi.org/10.1016/0925-8574(93)90024-A)
- Hanson, G. C., Groffman, P. M., & Gold, A. J. (1994). Symptoms of nitrogen saturation in a riparian wetland. *Ecological Applications*. <https://doi.org/10.2307/1942005>
- Hefting, M., Beltman, B., Karssenberg, D., Rebel, K., van Riessen, M., & Spijker, M. (2006). Water quality dynamics and hydrology in nitrate loaded riparian zones in the Netherlands. *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.023>
- Hefting, M. M., Clement, J. C., Bienkowski, P., Dowrick, D., Guenat, C., Butturini, A., Topa, S., Pinay, G., & Verhoeven, J. T. A. (2005). The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecological Engineering*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.003>
- Hénault-Ethier, L., Lucotte, M., Smedbol, É., Gomes, M. P., Maccario, S., Laprise, M. E. L., Perron, R., Larocque, M., Lepage, L., Juneau, P., & Labrecque, M. (2019). Potential Efficiency of Grassy or Shrub Willow Buffer Strips against Nutrient Runoff from Soybean and Corn Fields in Southern Quebec, Canada. *Journal of Environmental Quality*. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.10.0391>
- Hickey, M. B. C., & Doran, B. (2004). A review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems. *Water Quality Research Journal of Canada*, 39(3). <https://doi.org/10.2166/wqrj.2004.042>
- Hoffmann, C. C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, J., Hansen, H. C. B., & Kronvang, B. (2009). Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. *Journal of Environmental Quality*. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0087>
- Hoffmann, C. C., Kronvang, B., & Audet, J. (2011). Evaluation of nutrient retention in four restored Danish riparian wetlands. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0734-0>
- Hölker, F., Vanni, M. J., Kuiper, J. J., Meile, C., Grossart, H. P., Stief, P., Adrian, R., Lorke, A., Dellwig, O., Brand, A., Hupfer, M., Mooij, W. M., Nützmann, G., & Lewandowski, J. (2015). Tube-dwelling invertebrates: Tiny ecosystem engineers have large effects in lake ecosystems. In *Ecological Monographs*. <https://doi.org/10.1890/14-1160.1>

- Hu, B. L., Shen, L. D., Lian, X., Zhu, Q., Liu, S., Huang, Q., He, Z. F., Geng, S., Cheng, D. Q., Lou, L. P., Xu, X. Y., Zheng, P., & He, Y. F. (2014). Evidence for nitrite-dependent anaerobic methane oxidation as a previously overlooked microbial methane sink in wetlands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(12). <https://doi.org/10.1073/pnas.1318393111>
- Humbert, S., Tarnawski, S., Fromin, N., Mallet, M. P., Aragno, M., & Zopfi, J. (2010). Molecular detection of anammox bacteria in terrestrial ecosystems: Distribution and diversity. *ISME Journal*. <https://doi.org/10.1038/ismej.2009.125>
- Hupfer, M., Gloess, S., & Grossart, H. P. (2007). Polyphosphate-accumulating microorganisms in aquatic sediments. In *Aquatic Microbial Ecology*. <https://doi.org/10.3354/ame047299>
- Jabłońska, E., Winkowska, M., Wiśniewska, M., Geurts, J., Zak, D., & Kotowski, W. (2021). Impact of vegetation harvesting on nutrient removal and plant biomass quality in wetland buffer zones. *Hydrobiologia*, 848(14). <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04256-4>
- Jaynes, D. B., & Isenhardt, T. M. (2014). Reconnecting Tile Drainage to Riparian Buffer Hydrology for Enhanced Nitrate Removal. *Journal of Environmental Quality*, 43(2). <https://doi.org/10.2134/jeq2013.08.0331>
- Jensen, M. B., Hansen, H. C. B., & Magid, J. (2002). Phosphate sorption to macropore wall materials and bulk soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 137(1-4). <https://doi.org/10.1023/A:1015589011729>
- Land, M., Granéli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C. C., Mitsch, W. J., Tonderski, K. S., & Verhoeven, J. T. A. (2016). How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review. In *Environmental Evidence*. <https://doi.org/10.1186/s13750-016-0060-0>
- le Bayon, R. C., & Binet, F. (2001). Earthworm surface casts affect soil erosion by runoff water and phosphorus transfer in a temperate maize crop. *Pedobiologia*. <https://doi.org/10.1078/0031-4056-00097>
- le Bayon, R. C., & Binet, F. (2006). Earthworms change the distribution and availability of phosphorus in organic substrates. *Soil Biology and Biochemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.05.013>
- Lewandowski, J., Laskov, C., & Hupfer, M. (2007). The relationship between Chironomus plumosus burrows and the spatial distribution of pore-water phosphate, iron and ammonium in lake sediments. *Freshwater Biology*. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01702.x>
- Li, Y., Tang, C., Huang, Z., Hussain, Z., Are, K. S., Abegunrin, T. P., Qin, Z., & Guo, H. (2020). Increase in farm size significantly accelerated stream channel erosion and associated nutrient losses from an intensive agricultural watershed. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 295. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106900>
- Lind, L., Hasselquist, E. M., & Laudon, H. (2019). Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 249). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109391>
- Lisboa, M. S., Schneider, R. L., Sullivan, P. J., & Walter, M. T. (2020). Drought and post-drought rain effect on stream phosphorus and other nutrient losses in the Northeastern USA. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 28. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2020.100672>
- Lotts, W. S., & Hester, E. T. (2023). Take it to the bank: A numerical examination of the effects of soil pipes on bypass of riparian buffer nitrate removal capacity. *Journal of Hydrology*, 616. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128821>
- Lowrance, R., Todd, R., Fail, J., Hendrickson, O., Leonard, R., & Asmussen, L. (1984). Riparian Forests as Nutrient Filters in Agricultural Watersheds. *BioScience*. <https://doi.org/10.2307/1309729>
- Lubbers, I. M., van Groenigen, K. J., Fonte, S. J., Six, J., Brussaard, L., & van Groenigen, J. W. (2013). Greenhouse-gas emissions from soils increased by earthworms. In *Nature Climate Change*. <https://doi.org/10.1038/nclimate1692>
- Maitra, N., Manna, S. K., Samanta, S., Sarkar, K., Debnath, D., Bandopadhyay, C., Sahu, S. K., & Sharma, A. P. (2015). Ecological significance and phosphorus release potential of phosphate solubilizing bacteria in freshwater ecosystems. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2094-z>
- Mander, Ü., Hayakawa, Y., & Kuusemets, V. (2005). Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agricultural watersheds. *Ecological Engineering*, 24(5 SPEC. ISS.). <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.015>
- Massop, H. L., & Schuiling, C. (2016). *Buisdrainagekaart 2015; Update landelijke buisdrainagekaart op basis van de landbouweitellingen van 2012*.
- Mayer, P. M., Reynolds, S. K., & Canfield, T. J. (2005). Riparian buffer width, vegetative cover, and nitrogen removal effectiveness: a review of current science and regulations. *Epa/600/R-05/118*.

-
- Mayer, P. M., Reynolds, S. K., McCutchen, M. D., & Canfield, T. J. (2007). Meta-Analysis of Nitrogen Removal in Riparian Buffers. *Journal of Environmental Quality*. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0462>
- Meier, K., Kuusemets, V., Luig, J., & Mander, Ü. (2005). Riparian buffer zones as elements of ecological networks: Case study on *Parnassius mnemosyne* distribution in Estonia. *Ecological Engineering*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.017>
- Mermillod-Blondin, F. (2011). The functional significance of bioturbation and biodeposition on biogeochemical processes at the water-sediment interface in freshwater and marine ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*. <https://doi.org/10.1899/10-121.1>
- Mermillod-Blondin, F., & Rosenberg, R. (2006). Ecosystem engineering: The impact of bioturbation on biogeochemical processes in marine and freshwater benthic habitats. In *Aquatic Sciences*. <https://doi.org/10.1007/s00027-006-0858-x>
- Mettrop, I. S., Rutte, M. D., Kooijman, A. M., & Lamers, L. P. M. (2015). The ecological effects of water level fluctuation and phosphate enrichment in mesotrophic peatlands are strongly mediated by soil chemistry. *Ecological Engineering*, 85. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.077>
- Muscutt, 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 and Environment*. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(93\)90059-X](https://doi.org/10.1016/0167-8809(93)90059-X)
- Nieminen, M., Ahti, E., Koivusalo, H., Mattsson, T., Sarkkola, S., & Laurén, A. (2010). Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in south-central Finland. *Silva Fennica*. <https://doi.org/10.14214/sf.161>
- Nogaro, G., & Burgin, A. J. (2014). Influence of bioturbation on denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in freshwater sediments. *Biogeochemistry*. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-9995-9>
- Noij, I. G. A. M., Heinen, M., Heesmans, H. I. M., Thissen, J. T. N. M., & Groenendijk, P. (2012). Effectiveness of Unfertilized Buffer Strips for Reducing Nitrogen Loads from Agricultural Lowland to Surface Waters. *Journal of Environmental Quality*, 41(2). <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0545>
- Pandey, C. B., Kumar, U., Kaviraj, M., Minick, K. J., Mishra, A. K., & Singh, J. S. (2020). DNRA: A short-circuit in biological N-cycling to conserve nitrogen in terrestrial ecosystems. In *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139710>
- Perry, R. W., Wigley, T. B., Melchior, M. A., Thill, R. E., Tappe, P. A., & Miller, D. A. (2011). Width of riparian buffer and structure of adjacent plantations influence occupancy of conservation priority birds. *Biodiversity and Conservation*, 20(3). <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9971-1>
- Phillips, J. D. (1989). An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones. *Journal of Hydrology*, 107(1-4). [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(89\)90054-1](https://doi.org/10.1016/0022-1694(89)90054-1)
- Prosser, R. S., Hoekstra, P. F., Gene, S., Truman, C., White, M., & Hanson, M. L. (2020). A review of the effectiveness of vegetated buffers to mitigate pesticide and nutrient transport into surface waters from agricultural areas. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 261). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110210>
- Quilliam, R. S., van Niekerk, M. A., Chadwick, D. R., Cross, P., Hanley, N., Jones, D. L., Vinten, A. J. A., Willby, N., & Oliver, D. M. (2015). Can macrophyte harvesting from eutrophic water close the loop on nutrient loss from agricultural land? In *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.046>
- Racchetti, E., Longhi, D., Ribaud, C., Soana, E., & Bartoli, M. (2017). Nitrogen uptake and coupled nitrification-denitrification in riverine sediments with benthic microalgae and rooted macrophytes. *Aquatic Sciences*. <https://doi.org/10.1007/s00027-016-0512-1>
- Räty, M., Uusi-Kämppe, J., Yli-Halla, M., Rasa, K., & Pietola, L. (2010). Phosphorus and nitrogen cycles in the vegetation of differently managed buffer zones. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s10705-009-9277-4>
- Reddy, K. R., Patrick, W. H., & Lindau, C. W. (1989). Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. *Limnology and Oceanography*. <https://doi.org/10.4319/lo.1989.34.6.1004>
- Semlitsch, R. D., & Bodie, J. R. (2003). Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles. *Conservation Biology*. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02177.x>
- Semlitsch, R. D., & Jensen, J. B. (2001). Core habitat, not buffer zone. *National Wetlands ...*, 23(4).
- Sinokrot, B. A., & Stefan, H. G. (1993). Stream temperature dynamics: Measurements and modeling. *Water Resources Research*, 29(7). <https://doi.org/10.1029/93WR00540>

-
- Skaalsveen, K., Ingram, J., & Clarke, L. E. (2019). The effect of no-till farming on the soil functions of water purification and retention in north-western Europe: A literature review. In *Soil and Tillage Research* (Vol. 189). <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.01.004>
- Sou, H. D., Masumori, M., Yamanoshita, T., & Tange, T. (2021). Primary and secondary aerenchyma oxygen transportation pathways of *Syzygium kunstleri* (King) Bahadur & R. C. Gaur adventitious roots in hypoxic conditions. *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84183-z>
- Suárez, E. R., Pelletier, D. M., Fahey, T. J., Groffman, P. M., Bohlen, P. J., & Fisk, M. C. (2004). Effects of exotic earthworms on soil phosphorus cycling in two broadleaf temperate forests. *Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0128-x>
- Svensson, B. H., Boström, U., & Klemmedtson, L. (1986). Potential for higher rates of denitrification in earthworm casts than in the surrounding soil. *Biology and Fertility of Soils*. <https://doi.org/10.1007/BF00257593>
- Svensson, J. M. (1998). Emission of N₂O, nitrification and denitrification in a eutrophic lake sediment bioturbated by *Chironomus plumosus*. *Aquatic Microbial Ecology*. <https://doi.org/10.3354/ame014289>
- Syversen, N. (2005). Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.016>
- Valdemarsen, T., Quintana, C. O., Thorsen, S. W., & Kristensen, E. (2018). Benthic macrofauna bioturbation and early colonization in newly flooded coastal habitats. *PLoS ONE*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196097>
- Valkama, E., Usva, K., Saarinen, M., & Uusi-Kämppe, J. (2019). A Meta-Analysis on Nitrogen Retention by Buffer Zones. *Journal of Environmental Quality*. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.03.0120>
- van Gaalen, F., Osté, L., & van Boekel, E. (2020). *Nationale analyse waterkwaliteit. Onderdeel van de Delta-aanpak Waterkwaliteit*.
- van Kessel, M. A., Stultiens, K., Slegers, M. F., Guerrero Cruz, S., Jetten, M. S., Kartal, B., & Op den Camp, H. J. (2018). Current perspectives on the application of N-damo and anammox in wastewater treatment. In *Current Opinion in Biotechnology* (Vol. 50). <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2018.01.031>
- Verdonschot, P. F. M. (2009). *Het brede beekdal als klimaatbestendige buffer in de veranderende leefomgeving*.
- Verdonschot, P. F. M., & Verdonschot, R. C. M. (2022). The role of stream restoration in enhancing ecosystem services. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04918-5>
- Walton, C. R., Zak, D., Audet, J., Petersen, R. J., Lange, J., Oehmke, C., Wichtmann, W., Kreyling, J., Grygoruk, M., Jabłońska, E., Kotowski, W., Wiśniewska, M. M., Ziegler, R., & Hoffmann, C. C. (2020). Wetland buffer zones for nitrogen and phosphorus retention: Impacts of soil type, hydrology and vegetation. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138709>
- Wan, J. H. C., & Wong, M. H. (2004). Effects of earthworm activity and P-solubilizing bacteria on P availability in soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. <https://doi.org/10.1002/jpln.200321252>
- Xu, D., Li, Y., Howard, A., & Guan, Y. (2013). Effect of earthworm *Eisenia fetida* and wetland plants on nitrification and denitrification potentials in vertical flow constructed wetland. *Chemosphere*, 92(2). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.016>



Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
wur.nl/environmental-research

Wageningen Environmental Research
Rapport 3275
ISSN 1566-7197



De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.200 medewerkers (6.400 fte) en 13.200 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AB Wageningen
T 0317 48 07 00
wur.nl/environmental-research

Rapport 3275
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.200 medewerkers (6.400 fte) en 13.200 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

