

FACTSHEET KIWK

Fosforbelasting



Piet F.M. Verdonschot & Ralf C.M. Verdonschot

Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research

November 2020

Auteurs

Verdonschot P.F.M. & Verdonschot R.C.M. (correspondentie: piet.verdonschot@wur.nl)

Opdrachtgever

Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK)

Projectgroep

Gebruikerscommissie Kennisimpuls waterkwaliteit Systeemkennis ecologie en waterkwaliteit

Leesgroep

Gerard ter Heerdt (Waternet), Ineke Barten (Waterschap de Dommel), Gerben van Geest (Deltares), Ruurd Noordhuis (Deltares), Peter van Puijenbroek (Planbureau voor de Leefomgeving)

Wijze van citeren

Verdonschot P.F.M. & Verdonschot R.C.M. (2020). Factsheet: Fosforbelasting. Kennisimpuls Waterkwaliteit. Notitie Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen. 17 pp.

Trefwoorden

Eutrofiëring, Diffuse bron, Puntbron, Algengroei, Vertroebeling, Brongerichte maatregel, Transportroute, Bufferzone

Beeldmateriaal

Piet Verdonschot, Ineke Barten

DOI: <https://doi.org/10.18174/534365>

Dit project is uitgevoerd in opdracht van de Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK).

© 2020 Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental 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.

Inhoud

Inhoud	1
1 Inleiding	2
2 Bronnen, mobilisatie, transport en effecten	2
2.1 Bronnen	2
2.2 Mobilisatie	3
2.3 Transport en retentie	3
2.4 Effecten	4
3 Maatregelen	4
3.1 Brongerichte maatregelen bij diffuse bronnen (landbouwkundig grondgebruik)	4
3.2 Brongerichte maatregelen bij puntbronnen	5
3.3 Effectgerichte maatregelen	5
3.4 Maatregelen op het landbouwperceel	6
3.5 Maatregelen in de zones langs landbouwpercelen	6
3.6 Het 5-B-concept: toepassing van bufferzones in beekdalen (Verdonschot 2010)	8
3.7 Maatregelen ter vermindering van fosforbelasting in stilstaande wateren	10
4 Samenvatting	12
5 Literatuur	12

1 Inleiding

Fosforbelasting veroorzaakt één van de grootste problemen voor de waterkwaliteit (European Environmental Agency 2005). In veel Nederlandse wateren is fosfaat het limiterende element voor algengroei. Verrijking met fosfor leidt - samen met stikstof - tot problemen, zoals het optreden van overmatige algengroei, vertroebeling, weelderige waterplantengroei, zuurstofverlies, vissterfte en verlies aan biodiversiteit. Dit type problemen wordt wel samengevat onder de term "eutrofiëring".

Voor het terugdringen van eutrofiëring is het belangrijk om inzicht te hebben in de bronnen van fosfaatbelasting. Fosfor kan afkomstig zijn uit verschillende natuurlijke en antropogene bronnen. Bij belasting in niet door de mens beïnvloede situaties is sprake van (natuurlijke) achtergrondbelasting. Van nature zijn de fosforgehalten in de bodem laag, echter in veen- (organisch materiaal) en kleigronden (kalkfosfaten) hoger dan in zandbodems (Schoumans et al. 2008). De gemiddelde totale fosforconcentratie in het grondwater op 10-25 m diepte, zonder landbouwkundige invloed, is in zandgronden ongeveer 0,2 mg P/l. In rivierklei is dat 0.35-0.48 mgP/l, in zeeklei 1.33-1.94 mgP/l en in veengronden 0.85-1.75 mgP/l. In rivierklei en veen kunnen de waarden tot maxima van 4 mgP/l oplopen omdat het fosfaat door het zoute milieu in zeeklei makkelijker in oplossing blijft en in veengronden door de relatief hoge gehalten afbreekbare organische fosfor (Reijnders et al. 2004). Voor de grote rivieren is de natuurlijke fosforconcentratie 0.022-0.14 mg/l (Lane et al. 2005) en in het Holoceen circa 0.15-0.4 mgP/l (Griffioen et al. 2013). Voor de zeer goede ecologische toestand in de waterkolom van oppervlaktewateren ligt het gehalte veel lager, voor zowel stilstaande en stromende wateren in de range van 0.01-0.06 mgP/l (Vollenweider 1968, Verdonschot et al. 2002).

Antropogene activiteiten (vooral landbouw en stedelijke activiteiten) zijn bijna altijd de belangrijkste directe bronnen van fosfor voor aquatische ecosystemen. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen *diffuse bronnen*, die meestal verspreid over grote oppervlakken en variabel in de tijd zijn, en *puntbronnen* (Lee et al. 1978, Carpenter et al. 1998).

Voorbeelden van puntbronnen zijn:

- Effluent en riool- en regenwateroverstorten.
- Industrieel afvalwater.
- Uitspoeling uit vuilnisbelten en andere stortplaatsen.
- Afvoer van kassencomplexen, viskwekerijen, mestvaalten en andere agrarische activiteiten.

Voorbeelden van diffuse bronnen zijn:

- Uitspoeling uit landbouwgronden.
- Afspoeling uit bebouwde gebieden en verharde oppervlakken (wegen, bouwplaatsen).

Naast deze directe bronnen veroorzaken menselijke activiteiten ook een indirecte toevoer van fosfor, bijvoorbeeld door wijzigingen in de hydrologische omstandigheden die leiden tot afbraak van veen en organisch materiaal, via voedselrijke kwel en door nalevering uit de (met fosfaat) opgeladen terrestrische en onderwaterbodems.

Fosfor en fosfaat in oppervlaktewater

Het element fosfor (P) komt in oppervlaktewateren voornamelijk voor in fosfaatverbindingen. Dit zijn verbindingen van fosfor met zuurstof en betreffen onopgelost (PIP) en opgelost anorganisch (DIP; orthofosfaat), en onopgelost (POP) en opgelost (DOP) organisch gebonden fosfaat.

2 Bronnen, mobilisatie, transport en effecten

Voor het bepalen van de fosforbelasting van oppervlaktewateren wordt onderscheid gemaakt tussen de bronnen van fosfor, de mobilisatie, het transport en de routes waarlangs fosfor wordt getransporteerd en de effecten in de ontvangende oppervlaktewateren (Haygarth et al. 2005).

2.1 Bronnen

Voor Nederland zijn de volgende bronnen van fosfor gekwantificeerd (Groenendijk et al., 2016):

Uit- en afspoeling landbouw	57%
Uit- en afspoeling natuur	8%
RWZI's	15%
Overige landbouwactiviteiten	7%
Industriële bronnen	2%
Overige bronnen	1%
Atmosferische depositie	>0%
Toevoer vanuit het buitenland	10%

Lange tijd hadden RWZI's een groot aandeel in de belasting maar door vergaande maatregelen is de fosforbelasting uit deze bron sterk verlaagd. Dit is ook meetbaar in de grote rivieren waar het fosforgehalte sterk is gedaald t.o.v. de regionale binnenwateren. Uit de cijfers wordt duidelijk dat momenteel 65-73% uit diffuse bronnen via uit- en afspoeling het oppervlaktewater bereikt.

2.2 Mobilisatie

Onder mobilisatie wordt het vrijkomen van fosfor van de 'bron' (bv. toegediende meststof) door in oplossing gaan of door hechting aan ander materiaal verstaan. Deze processen spelen in de bodem en worden gestuurd door fysische, geochemische en biologische processen. Hierbij ontstaat in water opgelost ortho-fosfaat of fosfor dat aan fijn slib of organisch materiaal is gehecht. Deze twee vormen gaan vervolgens via waterstromen op transport.

2.3 Transport en retentie

De belangrijkste transportroutes zijn uitspoeling en oppervlakkige en ondiepe afspoeling (circa 60%). Tijdens dit transport treedt (tijdelijke) opslag in bodem en vegetatie op, zoals in een bufferzone: dit is het proces van (tijdelijke) opslag of retentie en beslaat circa 40% van het totaal transport.

Uit- en afspoeling van fosfor hangt af van het neerslagpatroon, de bemestingswijze en -vorm, de samenstelling en structuur van de bodem en de grondwaterstand in de tijd. In zandgebieden spoelt fosfor vooral ondiep en soms over de bodem uit, in kleigrond vindt vooral oppervlakkige afspoeling (incl. via drains) van fosfor plaats terwijl in veengebieden is naast af- en uitspoeling over en door de bodem ook rechtstreekse aanvoer kan plaats vinden. Dit laatste treedt op bij ontwatering waardoor afbraak van veen leidt tot extra fosforuitspoeling. Bij vernatting van bodems neemt de fosforbelasting bijna altijd toe omdat door zuurstofloosheid fosfor wordt gemobiliseerd. De mate van fosforretentie in de bodem wordt beïnvloed door de hoeveelheid organisch materiaal, de pH, het ijzer- en aluminiumgehalte omdat het fosfor zich daaraan bindt, en de grondwaterstand, factoren die ruimtelijk nogal kunnen verschillen (Lyons et al. 1998).

In kalkrijke gronden kan fosfor zich ook aan kalk binden. In matig tot zwak gedraineerde bodems is de retentie het grootst (Lyons et al., 1998). Aan kalk gebonden fosfor komt gemakkelijk weer vrij. Fosfatase activiteit (enzymactiviteit) katalyseert in belangrijke mate de hydrolyse van organisch gebonden fosfaten naar ortho-fosfaat. Deze activiteit is variabel en is afhankelijk van de hoeveelheid organisch materiaal, de pH, het kleigehalte, de verspreiding van microben, de doorworteling en de bodemfauna.

Een waterbodem kan na verloop van tijd fosfor hebben geadsorbeerd aan ijzer- en aluminiumdeeltjes en gebonden aan organische stof. Dit fosfor kan door biochemische en biologische processen weer vrijkomen uit de waterbodem om zo te worden nageleverd aan de waterkolom. Dit wordt vooral erg duidelijk wanneer de externe belasting lager is dan de interne oplading. Deze nalevering van fosfor speelt vooral in de zomer en in het voorjaar wanneer de biochemische processen door de oplopende temperaturen op gang komen en wanneer maatregelen zijn genomen waardoor de externe belasting is afgenomen. Hoge fosforconcentraties in het oppervlaktewater zijn het gevolg (Osté 2011, van Gerven et al. 2011).

Fosfor emissie is de fosforvrucht die uit een bron vrijkomt. De fosforbelasting is de hoeveelheid fosfor die daadwerkelijk het oppervlaktewater bereikt. De belasting van buitenaf of externe P-belasting is voor een groot deel bepalend voor de te verwachten P-concentratie. De belasting vanuit het watersysteem zelf of de interne belasting is meestal afkomstig uit de bodem (nalevering). De totaal P-concentratie is de hoeveelheid fosfor aanwezig, al dan niet beschikbaar, in de waterkolom.

2.4 Effecten

Watertypen zijn ieder op een andere manier gevoelig voor eutrofiëring ten gevolge van fosforbelasting, meren en plassen zijn hierbij het gevoeligst, vooral bij een lange verblijftijd van het water. Voor het waterbeheer is het van belang om te realiseren dat het behalen van bepaalde concentraties aan fosfor het middel is (en niet het doel) om een bepaalde ecologische waterkwaliteit te bereiken (EC 2000). De voor Nederland gehanteerde grenswaarden voor fosfor (mg P/l) zijn watertype afhankelijk (Tabel 1). Er wordt aangenomen dat boven deze waarden eutrofiëringsverschijnselen gaan optreden maar ook onder deze grenswaarden kunnen eutrofiëringsverschijnselen optreden. Meestal is een locatie specifieke benadering noodzakelijk.

Tabel 1: Oppervlaktewaterkwaliteitsnormen voor fosfor voor verschillen de watertypen en doelstellingen (Altenburg et al. 2016a, STOWA 2007a, 2007b).

Wateren	MTR	GET	GEP	Natuurlijke wateren
Regionale wateren				
Sloten	0.15	-	0.22	<0.01-0.10
Beken	0.15	0.11	-	<0.015-0.04
Meren ¹	0.15	0.04-0.1	-	<0.06-0.11
Vaarten/kanalen ²	0.15	0.15	≤0.15/≤0.25	<0.015-0.10
Rijkswateren				
Rivieren	0.15	0.14	-	0.05-0.10
Grote meren ¹	0.15	0.03-0,07	-	0.034-0.10
Kanalen ²	0.15	nvt	≤0.25	<0.015-0.10

MTR = Maximaal Toelaatbaar Risico GET = Goede Ecologische Toestand; GEP = Goed Ecologisch Potentieel; 1 = variatie hangt samen met verschillen in gevoeligheid van meertypen voor eutrofiëring 2 = variatie hangt samen met verschillen in gevoeligheid van kanaaltypen

Het verdient echter de voorkeur om niet alleen naar de absolute concentraties en vrachten te kijken maar in combinatie daarmee ook naar N:P gewicht ratio's. De N:P-ratio geeft aan welk nutriënt de groei beperkt (nutriëntlimitatie) en is een betere indicator dan de afzonderlijke concentraties van N en P.

Voor zoetwater wijst een N:P ratio ≤4.5 op N-limitatie (<14 op molaire basis), 4.5-6 (14-16 op molaire basis) op intermediaire omstandigheden en 7 (16 op molaire basis) op P-limitatie (Downing & McCauley 1995). In algentesten liggen deze waarden overigens veel hoger, respectievelijk 10 en 17 (op molaire basis 22 en 38; Ulén 1978, Forsberg & Ryding 1980, Hellström 1996). De absolute concentraties en de beschikbaarheid spelen echter ook een rol in de limitatie. Daarnaast kan groei ook beïnvloed worden door de concentraties silicium, ijzer en koolstof.

In veel oppervlaktewateren is sprake van P-limitatie (Lee 1973, Carpenter 2008, Herath 1997). Ook bij het gebruik van de N:P ratio spelen naast de absolute fosforconcentraties ook andere milieufactoren zoals licht, fysische milieuomstandigheden en biobeschikbaarheid (afhankelijk van redox processen, zuurgraad, enzymatische hydrolyse processen; Correll 1998, Ekholm 2007, Reynolds & Davies 2001). Bedenk hierbij wel dat een N:P ratio is de resultante van de afzonderlijke concentraties van N en P. Een afwijkende ratio geeft geen informatie over de absolute concentraties van ieder van de nutriënten afzonderlijk. Het kan dus zo zijn dat stikstof en fosfor in overmaat aanwezig zijn. N of P toevoegen om de ratio te verbeteren is een slecht idee, dat moet gebeuren door een van de twee te verminderen.

3 Maatregelen

De maatregelen gericht tegen eutrofiëring ten gevolge van belasting met fosfor kunnen gegroepeerd worden van brongericht (zeer effectief), effectgericht (matig effectief) tot end-of-pipe (laag effectief; zie o.a. Schoumans et al. 2018).

3.1 Brongerichte maatregelen bij diffuse bronnen (landbouwkundig grondgebruik)

De meest voor de hand liggende en effectiefste maatregel is om de fosforbelasting bij de bron weg te nemen. Deze maatregelen liggen vaak niet binnen het handelingsperspectief van de waterbeheerder maar kunnen wel door de waterbeheerder worden besproken/afgestemd bij de belanghebbenden van het

watersysteem. Voor gronden in landbouwkundig gebruik geldt een milieuneutraal gebruik van en omgaan met nutriënten, zoals;

- het toepassen van evenwichtsbemesting,
- het uitmijnen van al fosforverzadigde gronden (gebruik van het al aanwezige fosfor in de bodem),
- het gericht toedienen in ruimte en tijd van fosfaat aan het gewas (zoals rijenbemesting, geen kantstrooien) waarbij de N:P ratio aansluit op die van het gewas,
- het toedienen van fosfor nabij de wortel,
- het toedienen van organische mest om tegelijk ook vocht vast te houden en bodemleven te stimuleren,
- het aanpassen van het dieet van het vee (Cerosaletti et al. 2004),
- het niet toedienen vlak voor een periode met hevige neerslag bemesten,
- de toediening afstemmen op de fosfaattoestand van de bodem en de opname door het gewas,
- het recirculeren van dierlijke mest tot fosforgrondstof.

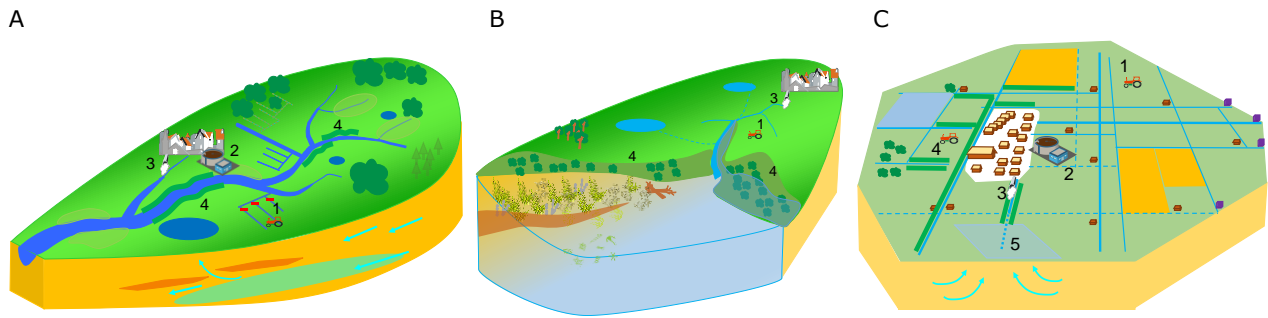
3.2 Brongerichte maatregelen bij puntbronnen

Voor de RWZI's en overstorten is het lastiger om de fosforbronnen bij de bewoners verder te reduceren, wat ook geldt voor de toevoer uit het buitenland. Wel kunnen overstorten worden gesaneerd door de berging in het rioolstelsel te vergroten. Toch kunnen veel puntbronnen, zoals op de rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's), en industriële lozingen, overstorten vanuit het stedelijk gebied en lokale lozingen (afvalwater dat ontstaat bij het reinigen van machines, melkinstallaties, het schoonspuiten van het erven, uitloging van mestvaalten, perssappen uit ingekuuld voer, erfafspoeling van mest en urine) zo veel mogelijk worden gesaneerd door maatregelen aan de bron bij het productieproces of voordat het afvalwater het riool of het oppervlaktewater ingaat. Ten dele horen dergelijke maatregelen ook onder de volgende categorie.

3.3 Effectgerichte maatregelen

Er zijn verschillende methoden om fosfor te verwijderen op RWZI's:

- Fysisch-chemische verwijdering in de afvalwaterketen, zoals:
 - Toedienen van calcium
 - Toedienen van metaalzouten (ijzer, aluminium, magnesium; Yeoman et al. 1988)
 - Biologische verwijdering op de RWZI (Levin & Shapiro 1965, Bunce et al. 2018), zoals:
 - Biologisch defosfaterend slib (fosfaat accumulerende bacteriën)
 - Algen gebaseerde systemen (algen biofilms, geïmmobiliseerde algen, zwevende algen, (osmotische) membraam foto-biofilms)
 - Algen-bacteriën combinatie (hybride systemen)
 - Biologische verwijdering aansluitend op de puntlozing (nazuivering) (Vymazal 2008, Wu et al. 2014, 2015), zoals;
 - De helofytenfilters, zuiveringsmoerassen, waterharmonica's e.d. kunnen worden onderverdeeld naar:
 - Horizontaal doorstroomde open watersystemen met emergente, drijvende (al dan niet wortelende) en of ondergedoken macrofyten. Het rendement van deze systemen is vaak laag en soms negatief.
 - Horizontaal doorstroomde moerassystemen (zonder open water) met helofyten
 - Verticaal opgaande of neergaande doorstroomde moerassystemen (zonder open water) met P-bindende stoffen.
 - Hybride en complexe systemen met verschillende combinaties van horizontale en verticale doorstroming



Figuur 1: Maatregelen in een stroomgebied (A), meer (B) en polder (C) om fosforbelasting te verminderen: 1: bronmaatregelen in het landgebruik, 2: maatregelen op de RWZI, 3: maatregelen bij overstorten en kleine lozingen, 4: aanleggen van bufferzones, 5: tegengaan van bodemafbraak.

3.4 Maatregelen op het landbouwperceel

Het meeste fosfor wordt gebonden aan deeltjes getransporteerd vanaf de landbouwgronden. Maatregelen die de afvoer van fosfor via de verschillende transportroutes op het landbouwperceel (over het maaiveld, door de bouwvoor, via greppels en drainagebuizen of de ondiepe uitspoeling door de bovengrond) naar het oppervlaktewater vertragen, veranderen of blokkeren zijn:

- Het verminderen van de bodemverdichting en het verbeteren van de bodemstructuur:
 - De nutriëntengift afstemmen op weer, bodemomstandigheden en gewasgroei.
 - Het voor 30% bedekt laten van de bodem met organisch materiaal of stoppels.
 - Het slechts ondiep (tot 10 cm diepte) bewerken van de bodem.
 - Geen bodemomwerking of minder vaak tot maximaal 20-25 cm.
 - Het niet in de herfst maar in de lente bewerken van de bodem.
- Het aanpassen van de teelt en gewassen:
 - Het toepassen van vruchtwisseling, gemengde jaarlijkse en meerjaarlijkse teelten afwisselen met jaren met gras- of braakland.
 - Grasland i.p.v. akkerland of diep wortelende gewassen.
 - Het gebruik van gewassen die geen nutriënten vragen.
 - Het gebruik van gewassen die veel nutriënten opnemen.
 - Het bij agrarisch grondgebruik toedienen van fosfaatbindende bestanddelen (bv. basalt of lavameel) waardoor de kans op af- en uitspoeling afneemt (Shreve et al. 1995).
 - Geen akkerbouw op hellende percelen.
- Het verminderen van de drainerende werking van de bodem:
 - Het dichten van greppels en verwijderen van drainage zodat een groter deel afgevoerd wordt via de ondergrond waar het fosfor tot verzadiging optreedt kan worden vastgelegd.
 - Niet ploegen of niet diep ploegen of dwars op de hellingsrichting ploegen om afspoeling te voorkomen.
 - Onderwaterdrains versnellen wel de infiltratie van slotwater in een veenbodem. De grondwaterstand zakt daardoor minder ver uit, het veen blijft natter en wordt minder snel afgebroken. Maar omdat deze drains alle wateruitwisseling tussen sloot en veenbodem versnellen, kan bij piekbuien water uit de veenbodem weer snel worden afgevoerd waardoor een deel van de bergende werking verloren gaat.
 - Het zo bewerken van de bodem dat geen regenwaterplassen en oppervlakkig afwaterende geultjes ontstaan waardoor het fosfor al dan niet gebonden aan slib versneld afspoelt.

3.5 Maatregelen in de zones langs landbouwpercelen

In tegenstelling tot stikstof kan fosfor niet worden omgezet in een gasvormige fase waardoor het naar de lucht verdwijnt. Voor de reductie van de belasting naar oppervlaktewateren moet het fosfor daarom worden "opgevangen", vastgelegd en actief worden verwijderd. Bufferzones zijn een effectieve en met succes toegepast middel om de fosforbelasting te verminderen (NRC 2002, Passeport et al. 2013). Fosfor is vooral gebonden aan slib en organisch materiaal (Karr & Schlosser 1977, Peterjohn & Correll 1984, Osborne & Kovacic 1993). Bufferzones kunnen deze deeltjes heel effectief invangen en (tijdelijk) vastleggen. De effectiviteit van bufferzones neemt duidelijk toe bij een grotere breedte van deze zones. Onderstaand overzicht geeft een indruk van de reductie van de fosfaatbelasting bij verschillende breedtes van de bufferzone:

Breedte (m)	Reductie van fosfaatbelasting	Referentie
4.6	61-71.5%	(Dillaha et al. 1988, 1989)
4.6	18-41.6%	(Magette et al. 1987, 1989)
8	66%	(Vought et al. 1994)
9.1	46-53%	(Magette et al. 1987, 1989)
9.1	79%	(Dillaha et al. 1989)
16	95%	(Vought et al. 1994)
20	67%	(Mander et al. 1997)
28	81%	(Mander et al. 1997)
21	68%	(Young et al. 1980)
27	83%	(Young et al. 1980)

Uitgebreide overzichten van de effectiviteit van bufferzones voor de reductie van nutriëntenbelasting zijn ook te vinden in Muscutt et al. (1993), Dorioz et al. (2006), Hoffmann et al. (2009), Collins et al. (2009) en Stevens & Quinton (2009). Alhoewel bufferzones fosfor dus effectief invangen, ze verwijderen het fosfor niet en laten opgelost fosfor relatief makkelijk door waardoor ze niet zorgen voor een lange termijn opslag. Op de langere termijn treedt bodemverzadiging op, waardoor het ingevangen fosfor geleidelijk toch weer naar het oppervlaktewater lekt. Daarom moeten buffers altijd worden onderhouden en moet het plantaardig materiaal worden geoogst om het fosfor af te voeren.

Er kunnen drie functioneel belangrijke typen bufferzones worden onderscheiden:

- *Natte bufferzones*, zoals begeleidende moerassen waar het grondwater tot aan maaiveld staat en waar in de bodem anaerobe omstandigheden zijn. Hier verdwijnt stikstof via denitrificatie (naar lucht) en opname door vegetatie in combinatie met oogsten (definitieve verwijdering). Hoewel het best haalbare voor N-verwijdering, kan hier wel fosforaflevering plaatsvinden.
- *Droge bufferzones*, zoals houtwallen en grasstroken waar de bovenste bodemlaag zuurstofrijk is en de afbraak van organisch materiaal leidt tot het vrijkomen van nutriënten en kan stikstof en fosfor alleen worden vastgelegd in de vegetatie (primaire productie). De hier optredende adsorptie van fosfor aan bodemdeeltjes levert geen definitieve verwijdering, omdat bij anaerobie of fosforverzadiging het fosfor weer vrijkomt.
- *Nat-droge bufferzones*, zoals begeleidende vegetaties langs wateren met een natuurlijk peil waar afwisselend natte en droge en daardoor anaerobe en aerobe omstandigheden optreden. Deze afwisseling heeft een hoog rendement voor stikstofverwijdering. Maar voor fosfor geldt ook hier dat het niet wordt verwijderd, dat kan alleen door oogsten.

Naast de hydrologische omstandigheden in een bufferzone zijn ook factoren van de zone zelf van belang zoals het vegetatietype, de vegetatiedichtheid, de breedte en het beheer. De nutriëntenopname is het hoogst in de eerste groeifase van de vegetatie en is later in het groeiseizoen (als de vegetatie minder groeit). Ook de lokale situatie bepaalt de effectiviteit; de efficiëntie is met name laag bij een korte verblijftijd van het grondwater (smallere strook) en een grote aanvoer van nutriënten. Winst is in ieder geval dat er een strook niet bemest en bespoten (teelt/mestvrije zones) wordt door de aanleg van bufferstrook. Ons advies is om langs alle KRW wateren verplicht een bufferstrook aan te leggen.

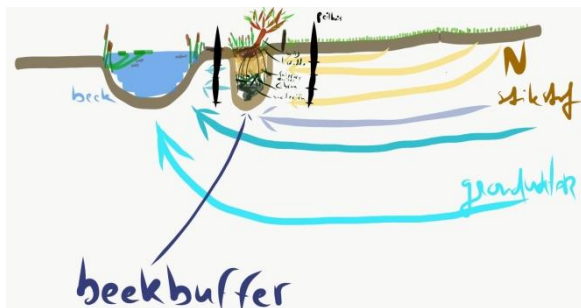
Bufferzones tussen intensieve agrarische gronden en een waterlichaam ontvangen circa 0.8 tot 14.5 kgP/ha/jaar, met uitschieters tot 27.7 kg P/ha/jaar (Kieckbusch and Schrautzer 2007). De hoeveelheid van ingevangen fosfor is afhankelijk van het bemestingsniveau, de vegetatiestructuur in de bufferzone en de hellingshoek en bodemsamenstelling van het perceel (Dosskey et al. 2011). De uitstroom van fosfor is afhankelijk van de grootte van de bufferzone en varieert tussen de 0.14-4 kg P/ha/jaar. Een goed ontwikkelde houtige bufferzone kan 1.25 - 13 kg P/ha/jaar vastleggen wat overeenkomt met een buffercapaciteit van 4-84%. De opname van fosfor door een bufferzone met kruidachtige planten bedraagt ongeveer 4-8 kg P ha/jaar. In de herfst verliezen planten echter weer 31-70% van de opgenomen hoeveelheid (Nichols 1983). Veenbodems slaan het minste fosfor op (Richardson 1985), terwijl beekbegeleidende moerassen het meeste opslaan (Richardson 1985, Vellidis et al. 2003). Echter de opslag in de bodem onder de buffer of het beekbegeleidend moeras kan op den duur verzadigd raken, wanneer is vooralsnog onbekend, waarna de bufferzone als bron van fosfaat kan gaan optreden (Nichols 1983,

Koerselman et al. 1990). Beekbegeleidende moerassen lieten soms een verhoging van 117–400% van de toevoer zien (Koerselman et al. 1990, Kieckbusch & Schrautzer 2007).

Bij de aanleg moet ervoor worden gezorgd dat de bufferzone een gering lateraal verval heeft en een hoge ruwheid waardoor bodemdeeltjes (slib met aangehecht fosfor) kunnen bezinken wat de belasting van het ontvangende waterlichaam sterk verlaagd (Lowrance et al. 1984).

Mogelijke maatregelen oppervlakkige afspoeling te verminderen zijn bijvoorbeeld:

- Het oppervlakkig afspoelend water met opgelost fosfor en slib met gebonden fosfor op te vangen in een bufferzone, helofytenfilter, bezinkgreppel of -sloot, of voor een dammetje.
- Het, al dan niet aansluitend op het vorige, laten uitmonden via greppels en buisdrainage in een bufferstrook, bezinkgreppel, moerasje (horse-shoe wetland) of voor een dammetje zodat het water eerst kan infiltreren. In hellende gebieden en op de zandgronden is van belang om deze maatregelen te koppelen aan het conserveren en infiltreren van water om droogte te voorkomen.
- Het hergebruiken van het verzamelde drainage en afspoelingswater en dit gebruiken voor bevoeiing. Geïntegreerd met het gebruik van een buffer met ijzerzand om fosfor te binden verlaagd de belasting nog verder.

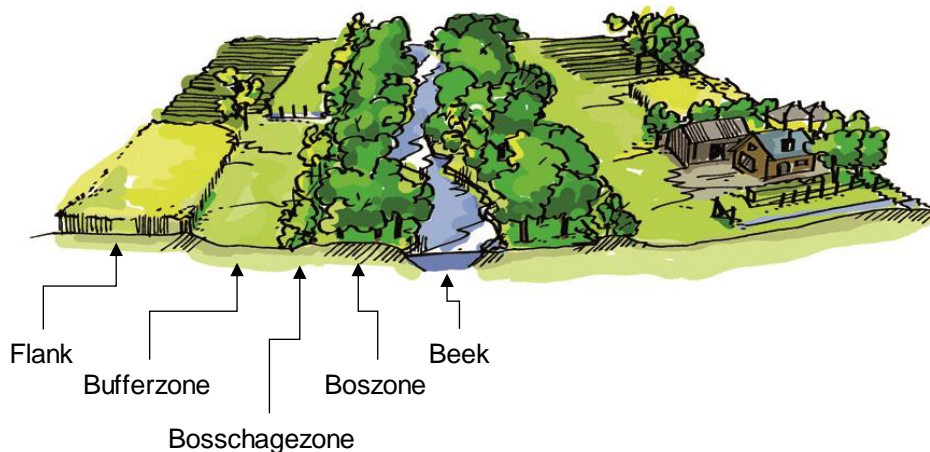


Figuur 2: De perceelbuffer.

3.6 Het 5-B-concept: toepassing van bufferzones in beekdalen

Het 5-B-concept is een uitgebreid en flexibel concept voor de aanleg van beekdalbrede, multifunctionele bufferzones langs laaglandbeken (Verdonschot 2010). Het 5-B-concept is gestoeld op een flexibel omgaan met 5 zones: beek, bos-, bosschage- en bufferzone, en beekflank. Deze kunnen in meerdere of mindere mate voorkomen in het gebied tussen het beekwater en het aangrenzende land. De vijf zones zijn:

1. Beek: het natte deel dat ongemoeid blijft
2. Boszone: de direct langs de beek groeiende inheemse boomsoorten die ongemoeid blijven
3. Bossagezone: de overgang van bos- naar bufferzone, waar beheer plaatsvindt en gebruik voor bijvoorbeeld fietspaden
4. Bufferzone: de eigenlijke buffer tussen de beek en het intensief beheerde land, vaak met korte vegetatie die beheerd wordt
5. Beekflank: alle buiten de buffer gelegen agrarische percelen, verharde zones en/of bebouwde gebieden met intensief beheer



Figuur 3: Het 5-B-concept voor beekdalbrede inrichting van laaglandbeekdalen.

Iedere zone is een bouwsteen. Ruimtelijke heterogeniteit voor biodiversiteit en bodemkwaliteit staat voorop. Plaatselijk kunnen één of meerdere zones aan- of afwezig zijn en breder of smaller zijn. Dit hangt steeds af van andere aanwezige gebruiksfuncties, (natuur)doelen en geomorfologie van het beekdallandschap. Iedere lokale situatie vraagt om het naar omstandigheden gebruiken (van combinaties) van deze bouwstenen.

- De bufferzone neemt 15 tot 50 m in, kan incidentele inundaties opvangen en zal haar eigen functies gaan uitvoeren (invangen nutriënten zoals fosfor, fosfor gebonden aan deeltjes, enz.). De ruimte die nodig is hangt samen met de morfologie van het beekdal, eventueel andere aanwezige gebruiksfuncties en de mogelijkheden ter plaatse. Tussen de bufferzone en de bosschagezone wordt een wallepje aangebracht om afspoeling tegen te houden en in de bufferzone te laten infiltreren of door de vegetatie te worden opgenomen. Het kan ook dienen om de inundatie niet verder in het dal toe te laten. De bufferzone kan extensief worden gebruikt (agrarisch, recreatief medegebruik).
- De bosschagezone kan samen met de boszone het ondiep geïnfilterde water zuiveren. Beide zones kunnen ook ingezet worden voor medegebruik (recreatie- en landschapsfuncties). Een bosschagezone kan soms het uiterlijk hebben van een brede houtwal. Wortels halen essentiële mineralen naar boven die via bladval weer voedend werken voor de bodem.
- De boszone bestaande uit bomen en struiken geven de beek voldoende schaduw (>70%), zorgen voor verkoeling in de zomer (circa 2.5oC) en leveren hout, blad en detritus aan de beek. De boszone heeft een zuiverende, natuur- en bergingsfunctie. De beek kwaliteit zal sterk toenemen omdat er veel minder nutriënten worden aangevoerd, het organisch materiaal uit de boszone natuurlijke voeding levert waarmee de beek optimaal kan functioneren.
- De beek moet meestal worden verondiept en versmald. Hiertoe dienen de afvoerpieken tot aanvaardbare hoogte te zijn afgetopt middels retentie, bergings- en vasthoudmaatregelen. Een dergelijke beek moet zo nu en dan kunnen inunderen. Hiervoor kunnen alle drie de andere zones dienen.

Een voldoende brede beekdalbegeleidende zone kan al een volwaardige invulling van de ecologische dooradering en biodivers landschap vormen en het behalen van de Kaderrichtlijn Water doelen garanderen. Waterkwaliteits-, natuur- en medegebruiksdoelen kunnen in deze beekdalbrede inrichting volwaardig tot hun recht komen. De invulling van een 5-B-concept beekdal met de beekdalbrede 5-B-zone is een flexibel groeimodel met, afhankelijk van de lokale mogelijkheden, een volledige tot minimale invulling (20-30m aan iedere zijde). In een beekdal zullen trajecten plaatselijk volledig kunnen worden ingericht, langs andere trajecten zullen de mogelijkheden beperkter zijn en de toestanden hiervoor beschreven omvatten. Wanneer onvoldoende mogelijkheden aanwezig zijn voor meerdere zones wordt begonnen met de aanleg van één zone, de bufferzone. Wanneer pleksgewijs deze volledige ontwikkeling mogelijk is gaan deze plekken als hotspots voor waterkwaliteit en biodiversiteit fungeren en bieden de andere delen voldoende overloop en verbinding. De minder vergaand ingerichte gebiedsdelen zullen van deze hotspots gaan profiteren.

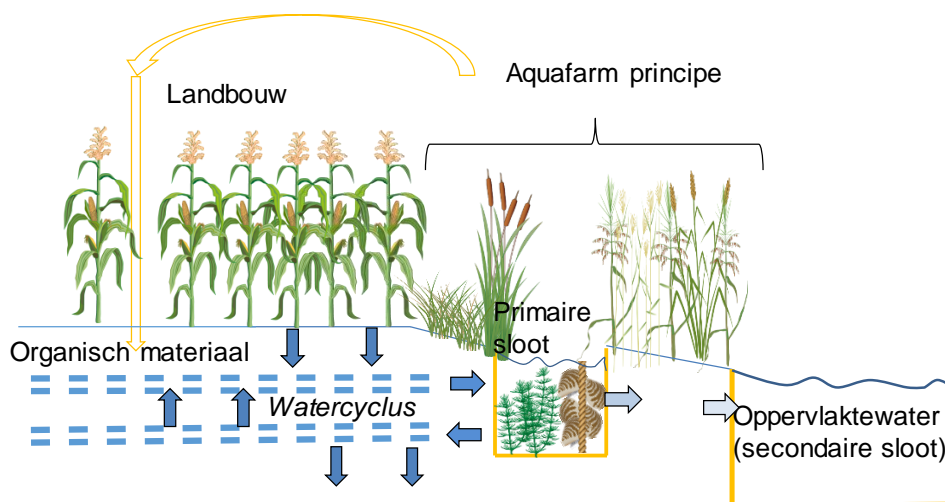
Het 5-B-concept is inmiddels ook uitgewerkt voor oeverzones van meren en kan in afgeslankte vorm zonder houtige gewassen gebruikt worden langs lijnvormige stilstaande wateren (sloten, kanalen). Hierna wordt dieper op de stilstaande wateren ingegaan met maatregelen anders dan genoemd in het 5-B-concept.

3.7 Maatregelen ter vermindering van fosforbelasting in stilstaande wateren

In stilstaande wateren kunnen verschillende maatregelen getroffen worden om de fosforbelasting te verminderen. De meest effectieve hiervan is de aanleg van geïsoleerde, zuiverende perceelsloten. Hiernaast kunnen ook verschillende hydrologische maatregelen getroffen worden, evenals maatregelen in het watersysteem zelf.

De geïsoleerde, zuiverende perceelsloot

Om een effectieve wijze van invangen en verwijderen door oogsten van fosfor te bewerkstelligen biedt de geïsoleerde, zuiverende perceelsloot een mogelijkheid omdat het de invloed van de mestgift op het oppervlaktewater minimaliseert. De keten van water- en stofstromen van het landbouwperceel wordt omgezet naar een circulair systeem met een halfopen water- en een bijna gesloten stoffenkringloop op perceelsniveau. Het oppervlakkig afstromend en ondiep geïnfilterde regenwater, waarin stoffen (nutriënten, bestrijdingsmiddelen al dan niet gebonden aan slib en organisch materiaal) aanwezig zijn, wordt op perceelsniveau via een perceel omringende geïsoleerde sloot die geen deel uitmaakt van het watersysteem en eventueel een ondersteunend drainagesysteem. Het afstromend en drainagewater wordt volgens het Aquafarm principe gezuiverd (Verdonschot 2015). Dat betekent dat bewust soorten in deze speciale zuiveringssloot worden gecultiveerd en het hierbij geproduceerde materiaal wordt weer terug op het land gebracht. Daarnaast wordt water in de sloot geborgen en in tijden van droogte weer hergebruikt. In de zomer kan dit water de verdroging tegengaan, en in de winter kan het schone water bijdragen aan een goede grond- en oppervlaktewaterkwaliteit. Zo sluiten de water- en stofcyclus op perceelsniveau, dragen bij aan een circulaire economie en verminderen de vraag naar nutriënten in de landbouw. En leidt dit tot een goede grondwaterkwaliteit als basis voor onder andere veilig drinkwater.



Figuur 4: Het principe van de geïsoleerde, zuiverende perceelsloot.

Hydrologische maatregelen in het waternetwerk om fosfor te sturen

- Weg verlengen. Bij het verlengen van de weg die het water moet afleggen kan of het water beter gezuiverd worden door de watervegetaties die het passeert of kan regenwater langer onderweg zijn waardoor een deel van het gebied een betere kwaliteit behoudt.
- Hydrologische isolatie. Door hydrologische isolatie staat het oppervlaktewater alleen nog onder invloed van grond- en regenwater en eventueel lokale afspoeling. Deze maatregel is niet toepasbaar in landbouwgebied.
- Water omleiden. Wanneer het ongewenst is dat met fosfor belaste waterstromen een waterlichaam bereiken dan kan dit water worden omgeleid (bijvoorbeeld Botshol; Rip et al. 2005). Deze

oplossing is geschikt voor het betreffende waterlichaam maar de fosforvrucht kan worden afgewenteld op andere systemen.

- Doorspoelen. Bij doorspoelen wordt het voedselrijke water in het gebied verdund door aanvoer van minder voedselrijk water, waardoor de nutriëntenconcentratie verlaagd wordt. Deze methode wordt vooral toegepast bij ge-eutrofiëerde meren en plassen (zie bijvoorbeeld van Liere et al. 1986). Deze maatregel dient alleen te worden toegepast als duidelijk is dat de belasting ook daadwerkelijk zal afnemen.

Verminderen interne P-belasting

Uiteraard zijn maatregelen om de interne belasting terug te dringen pas zinvol nadat de externe belasting voldoende is teruggedrongen (Marsden 1989). Interne belasting in een waterlichaam is het gevolg van langdurige hoge(re) externe P-belasting waardoor een voorraad fosfor in het systeem zelf, zoals de waterbodem, is opgebouwd (het legacy-effect). Tijdens en na oplading gaat het systeem hierdoor fosfor naleveren. Als de externe fosforbelasting (sterk) is afgenomen, blijft de nalevering vaak lang voldoende hoog om de eutrofiëring in stand te houden. Om nalevering uit waterbodems tegen te gaan zijn de volgende maatregelen mogelijk:

- Baggeren (Bjork 1985, Cook et al. 1986) biedt een volledige (bij droog baggeren) of grotendeels (bij nat baggeren blijven deeltjes in suspensie achter) verwijdering van het fosfor met dien verstande dat tijdens het verwijderen wel veel fosfor kan vrijkomen. Baggeren van poldersloten heeft een aantoonbaar gunstig effect op het aquatische ecosysteem mede door de toename in diepte, echter de effecten nemen vaak na enkele jaren af (Verstraelen et al. 1988, Boeyen et al. 1988, 1992). Dit hangt samen met de snelheid waarmee zich weer nieuwe bagger vormt (5-12 cm per jaar).
- Het aanleggen van bezinksystemen (schermen, kuilen) voor zwevende stof en algen op strategische plaatsen biedt in plaats van het dure baggeren zowel voor sloten als voor de meertjes perspectief.
- Afdekken met zand om opwerveling te stoppen (sediment capping met een P-reductie tot 75%; Pan et al. 2012, Deltares 2012, Waajen et al. 2019)
- Vastleggen van P in de bodem doormiddel van toevoeging van ijzer (Boers et al. 1992, 1994, Deppe & Benndorf 2002), aluminium (Norup 1975) of Phoslock (bentonietklei verrijkt met lanthaan in combinatie met een flocculant en pH-buffer; Lürling and Oosterhout 2013, Waajen et al. 2016a, 2016c, Spears et al. 2016).
- Actief biologisch beheer. In eerste instantie bedoelt om vertroebeling te verminderen maar als er veel bodemwoelende vis aanwezig is in het systeem dan kunnen deze vissen er ook voor zorgen dat meer fosfor vanuit de bodem in het water wordt opgelost. Met actief biologisch beheer (zoals vispopulatie manipulatie) kan ervoor worden gezorgd dat er minder bodemomwoeling door vis plaats vindt (Shapiro et al. 1975).

Fosforgerichte maatregelen in het waterlichaam

- Zuiveren in het watersysteem zelf. In het waternetwerk kan ook een zuivering worden aangebracht, bijvoorbeeld met een defosfateringsinstallatie (Naardermeer; Bootsma et al. 1999).
- Inzetten van andere organismen zoals de quagga mossel (Waajen et al. 2016b) of krabbescheer.

Het fosforprobleem werd lange tijd in stilstaande wateren als dominant probleem ervaren en werden de meeste maatregelen hierop gericht. En tot de dag van vandaag is dit nog steeds het geval. Hierdoor kwamen en komen andere eveneens belangrijke stressoren niet of nauwelijks in beeld. Daarom is om ecologisch succes te boeken een integrale benadering nodig die de fosforproblematiek gelijktijdig met de andere belangrijke stressoren aanpakt.

4 Samenvatting

- Overmatige toevoer van fosfor uit diffuse en puntbronnen leidt tot eutrofiëring in stromende en stilstaande wateren. Eutrofiëring van oppervlaktewater kan leiden tot problemen, zoals het optreden van weelderige waterplantengroei, overmatige algengroei, vertroebeling, zuurstofverlies, vissterfte en verlies aan biodiversiteit.
- Maatregelen om fosfortoevoer te verminderen kunnen ingrijpen op de bron, de mobilisatie, het transport en de routes waarlangs fosfor wordt getransporteerd en de effecten in de ontvangende oppervlaktewateren. Bronmaatregelen zijn kosteneffectief en het meest efficiënt, effectmaatregelen worden alleen in uiterste geval genomen en zullen regelmatig herhaald moeten worden.
- De belangrijkste bronmaatregelen zijn het minimaliseren van de fosforgift op landbouwgronden en het verminderen van de fosforgehalten in effluent van RWZI's. Langs de transportroutes zijn dragen in tweede instantie bufferzones (bijvoorbeeld het 5-B-Concept) en zuiverende sloten bij aan de oplossing. Maatregelen in het waternetwerk en in het waterlichaam zijn minder effectief en kostbaar.
- Maatregelen zijn vanuit een ecologisch perspectief alleen effectief wanneer ze alle stressoren wegnemen. Om deze gekwantificeerd in beeld te krijgen is een ecologische systeemanalyse noodzakelijk (Verdonschot 2020) en geeft richting aan het benodigde maatregelenpakket dat nodig is om effectief de ecologische kwaliteit te verbeteren.

5 Literatuur

- Altenburg, W., Arts, G., Baretta-Bekker, J. G., van den Berg, M. S., van den Broek Broek, T., Buskens, R., ... & Evers, C. H. M. (2018). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027 (No. 2018-49). Stowa.
- Björk, S., (1985). Scandinavian lake restoration activities. In R. Vismara, R. Marforio, V. Mezzanotte & S. Cernuschi (eds), *International Congress on Lake Pollution and Recovery*, Rome 15th-18th April 1985
- Boers, P., Van der Does, J., Quaak, M., & Van der Vhigt, J. (1994). Phosphorus fixation with iron (III) chloride: a new method to combat internal phosphorus loading in shallow lakes?. *The release of dissolved phosphorus from lake sediments*, 91.
- Boers, P., Van der Does, J., Quaak, M., Van der Vlugt, J., & Walker, P. (1992). Fixation of phosphorus in lake sediments using iron (III) chloride: experiences, expectations. In *Restoration and Recovery of Shallow Eutrophic Lake Ecosystems in The Netherlands* (pp. 211-212). Springer, Dordrecht.
- Boeyen, J. H., Beljaars, C. N., & Van Gerve, R. (1992). Vergroten van waterdiepte in sloten heeft een positief effect op de waterkwaliteit. *H2O*, 25(16), 432-437.
- Boeyen, J.H., Van der Honing, H., (1988). Effect van baggeren op de waterkwaliteit in sloten in de Alblasserwaard en de Krimpenerwaard. *H2O* (21) nr 7.
- Bootsma, M. C., Barendregt, A., & Van Alphen, J. C. A. (1999). Effectiveness of reducing external nutrient load entering a eutrophicated shallow lake ecosystem in the Naardermeer nature reserve, The Netherlands. *Biological Conservation*, 90(3), 193-201.
- Bunce, J. T., Ndam, E., Ofiteru, I. D., Moore, A., & Graham, D. W. (2018). A review of phosphorus removal technologies and their applicability to small-scale domestic wastewater treatment systems. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 8.
- Carpenter, S. R. (2008). Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 105:11039-40.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8(3), 559-568.
- Cerosaletti, P. E., Fox, D. G., & Chase, L. E. (2004). Phosphorus reduction through precision feeding of dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, 87(7), 2314-2323.
- Collins, A. L., Hughes, G., Zhang, Y., & Whitehead, J. (2009). Mitigating diffuse water pollution from agriculture: Riparian buffer strip performance with width. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 4(39), p15.
- Cook, R. B., Kelly, C. A., Schindler, D. W., & Turner, M. A. (1986). Mechanisms of hydrogen ion neutralization in an experimentally acidified lake. *Limnology and oceanography*, 31(1), 134-148.

- Correll, D. L. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of environmental quality*, 27(2), 261-266.
- Deltares 2012,
- Deppe, T., & Benndorf, J. (2002). Phosphorus reduction in a shallow hypereutrophic reservoir by in-lake dosage of ferrous iron. *Water Research*, 36(18), 4525-4534.
- Dillaha, T. A., Reneau, R. B., Mostaghimi, S., & Lee, D. (1989). Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of the ASAE*, 32(2), 513-519.
- Dillaha, T. A., Sherrard, J. H., Lee, D., Mostaghimi, S., & Shanholtz, V. O. (1988). Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice for feed lots. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1231-1238.
- Dorioz, J. M., Wang, D., Poulenard, J., & Trevisan, D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics—a critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 117(1), 4-21.
- Dosskey, M. G., Helmers, M. J., & Eisenhauer, D. E. (2011). A design aid for sizing filter strips using buffer area ratio. *Journal of soil and water conservation*, 66(1), 29-39.
- Downing, J. A. & McCauley, E. (1992). The nitrogen: phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 37(5), 936-945.
- Ekholm, P., Jouttijärvi, T., Priha, M., Rita, H., & Nurmesniemi, H. (2007). Determining algal-available phosphorus in pulp and paper mill effluents: Algal assays vs routine phosphorus analyses. *Environmental pollution*, 145(3), 715-722.
- European Commission, (2000). European Commission Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy Off. J. Eur. Communities, 2000 (2000).
- European Environmental Agency, 2005. Source apportionment of nitro-gen and phosphorus inputs into the aquatic environment. In: EEA Report No. 7., 48 pp.
- Forsberg C, Ryding SO, 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Arch Hydrobiol* 89:189–207.
- Groenendijk, P., van Boekel, E., Renaud, L., Greijdanus, A., Michels, R., & de Koeijer, T. (2016). Landbouw en de KRW-opgave voor nutriënten in regionale wateren: het aandeel van landbouw in de KRW-opgave, de kosten van enkele maatregelen en de effecten ervan op de uit-en afspoeling uit landbouwgronden (No. 2749). Wageningen Environmental Research.
- Haygarth, P. M., Condron, L. M., Heathwaite, A. L., Turner, B. L., & Harris, G. P. (2005). The phosphorus transfer continuum: linking source to impact with an interdisciplinary and multi-scaled approach. *Science of the total environment*, 344(1-3), 5-14.
- 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* 24, 465–482.
- Hellström T, 1996. An empirical study of nitrogen dynamics in lakes. *Water Environ Res* 68:55–65.
- Herath, G. (1997). Freshwater algal blooms and their control: Comparison of the European and Australian experience. *Journal of Environmental Management*, 51(2), 217-227.
- 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*, 38(5), 1942-1955.
- Karr, J. R., & Schlosser, I. J. (1977). Impact of nearstream vegetation and stream morphology on water quality and stream biota. Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.
- Kieckbusch, J. J., & Schrautzer, J. (2007). Nitrogen and phosphorus dynamics of a re-wetted shallow-flooded peatland. *Science of the Total Environment*, 380(1-3), 3-12.
- Koerselman, W., Bakker, S. A., & Blom, M. (1990). Nitrogen, phosphorus and potassium budgets for two small fens surrounded by heavily fertilized pastures. *The Journal of Ecology*, 428-442.
- Lee, G. E, Rast, W. & Jones, R. A. (1978). Eutrophication of water bodies: Insights for an age-old problem. *Environ. Sci. Technol.*, 12, 900-8.
- Lee, G. F. (1973). Role of phosphorus in eutrophication and diffuse source control. In *Phosphorus in Fresh Water and the Marine Environment* (pp. 111-128). Pergamon.
- Levin, G. V. & Shapiro, J. (1965). Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 37, 800- 21.
- Lowrance, R., Todd, R., Fail Jr, J., Hendrickson Jr, O., Leonard, R., & Asmussen, L. (1984). Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience*, 34(6), 374-377.

- Lürling, M., & van Oosterhout, F. (2013). Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water research*, 47(17), 6527-6537.
- Lyons, J. B., Görres, J. H., & Amador, J. A. (1998). Spatial and temporal variability of phosphorus retention in a riparian forest soil. *Journal of Environmental Quality*, 27(4), 895-903.
- Magette, W. L. (1987). *Vegetated filter strips for agricultural runoff treatment (Vol. 2). Region III, US Environmental Protection Agency.*
- Magette, W. L., Brinsfield, R. B., Palmer, R. E., & Wood, J. D. (1989). Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Transactions of the ASAE*, 32(2), 663-667.
- Mander, Ü., Kull, A., Kuusemets, V., & Tamm, T. (2000). Nutrient runoff dynamics in a rural catchment: influence of land-use changes, climatic fluctuations and ecotechnological measures. *Ecological Engineering*, 14(4), 405-417.
- Marsden, M. W. (1989). Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. *Freshwater Biology*, 21(2), 139-162.
- 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 & Environment*, 45(1-2), 59-77.
- Nichols, D. S. (1983). Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 495-505.
- NRC (National Research Council), 2002. *Riparian Areas: Functions and Strategies for Management.* National Academy Press, Washington, DC428 pp.
- Osborne, L. L., & Kovacic, D. A. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater biology*, 29(2), 243-258.
- Osté, L. A. (2011). *Achtergronddocument bij de Handreiking beoordelen waterbodems. Rapport Deltares, Delft.*
- Pan, G., Dai, L., Li, L., He, L., Li, H., Bi, L., & Gulati, R. D. (2012). Reducing the recruitment of sedimented algae and nutrient release into the overlying water using modified soil/sand flocculation-capping in eutrophic lakes. *Environmental science & technology*, 46(9), 5077-5084.
- Pärn, J., Pinay, G., & Mander, Ü. (2012). Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. *Ecological indicators*, 22, 4-15.
- Passeport, E., Vidon, P., Forshay, K.J., Harris, L., Kaushal, S.S., Kellogg, D.Q., Lazar, J., Mayer, P., Stander, E.K., 2013. *Ecological engineering practices for the reduction of excess nitrogen in human-influenced landscapes: a guide for water managers.* *Environmental Management* 51,392-413.
- Peterjohn, W. T., & Correll, D. L. (1984). Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65(5), 1466-1475.
- Reijnders H.F.R., van Drecht, G., Prins, H.F., Bronswijk, J.J.B. & Boumans, L.J.M. (2004). *De kwaliteit van ondiep en middeldiep grondwater in Nederland in het jaar 2000 en verandering daarvan in de periode 1984-2000. RIVM rapport 714801030.*
- Reynolds, C. S., & Davies, P. S. (2001). Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. *Biological reviews*, 76(1), 27-64.
- Richardson, C. J. (1985). Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science*, 228(4706), 1424-1427.
- RIZA (2007) *Mest en Oppervlaktewater: Een terugblik 1985-2005. RWS-RIZA rapport 2007.002.*
- Schoumans, O.F., Willems J. & van Duinhoven, G. (2008). *30 vragen en antwoorden over fosfaat in relatie tot landbouw en milieu. Wageningen, Alterra, 53 blz.*
- Shapiro, J., Lamarra, V. A., & Lynch, M. (1975). *Biomaniipulation: an ecosystem approach to lake restoration. Limnological Center, Univ. minnesota.*
- Shreve, B. R., Moore Jr, P. A., Daniel, T. C., Edwards, D. R., & Miller, D. M. (1995). Reduction of phosphorus in runoff from field-applied poultry litter using chemical amendments. *Journal of Environmental Quality*, 24(1), 106-111.
- Spears, B. M., Mackay, E. B., Yasseri, S., Gunn, I. D., Waters, K. E., Andrews, C., ... & Moore, A. L. (2016). A meta-analysis of water quality and aquatic macrophyte responses in 18 lakes treated with lanthanum modified bentonite (Phoslock®). *Water research*, 97, 111-121.
- Stevens, C. J., & Quinton, J. N. (2009). Diffuse pollution swapping in arable agricultural systems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(6), 478-520.
- STOWA (2007a). *Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water; aanvullingen kleine typen. Stowa, Utrecht.*
- STOWA (2007b). *Afleiding getalswaarden voor nutriënten voor de goede ecologische toestand voor natuurlijke wateren. Stowa, Utrecht.*

- Ulén B. (1978). Seston and sediment in Lake Norrviken I. Seston composition and sedimentation. *Schweiz Z Hydrol* 40:262–286.
- Van Gerven, L. P. A., Hendriks, R. F. A., Harmsen, J., Beumer, V., & Bogaart, P. W. (2011). Nalevering van fosfor naar het oppervlaktewater vanuit de waterbodem: Metingen in een veengebied in de Krimpenerwaard (No. 2217). Alterra.
- Van Liere, L., Boers, P. C. M., Den Oude, P. J., Gons, H. J., Gulati, R. D., Rijkeboer, M., ... & Postma, L. (1986). Water quality research Loosdrecht Lakes; studying and modelling the impact of water management measures on the internal nutrient cycle. Final report ENV.
- Vellidis, G., Lowrance, R., Gay, P., & Hubbard, R. K. (2003). Nutrient transport in a restored riparian wetland. *Journal of Environmental Quality*, 32(2), 711-726.
- Verdonschot P.F.M. (2015). Aquafarm: lucratief boeren op de waterzuivering. H2O oktober, p46-49.
- Verdonschot, P. (2010). Het brede beekdal als klimaatbestendige buffer in de veranderende leefomgeving. Flexibele toepassing van het 5b-concept in Peel en Maasvallei. Alterra, Wageningen UR.
- Verdonschot, P. F. M., Nijboer, R. C., & Higler, L. W. G. (2002). Nutriënten in stromende wateren; overzicht van normen (No. 516b). Alterra.
- Verstraelen, P.J.T., Roijackers, R.M.M. & Landman, J.E.F., (1988). Restauratieproject Ankeveense en Kortenhoefse Plassen. *H2O*, 21(17): 478-481.
- Vollenweider, R. A. (1968). Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to phosphorus and nitrogen as factors in eutrophication. *Organ. Econ. Coop. Devel. Tech. Rep. OAS/CSI/68.27*.
- Vought, L. B. M., Dahl, J., Pedersen, C. L., & Lacoursiere, J. O. (1994). Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio*, 342-348.
- Vymazal, J. (2008). Constructed wetlands for wastewater treatment: a review. In *Proceedings of TAAI2007: The 12th World lake conference* (Vol. 965, p. 980).
- Waajen, G. W., Van Bruggen, N. C., Pires, L. M. D., Lengkeek, W., & Lürling, M. (2016b). Biomanipulation with quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*) to control harmful algal blooms in eutrophic urban ponds. *Ecological engineering*, 90, 141-150.
- Waajen, G., Lürling, M., & van de Sande, R. (2019). The unfulfilled promise of urban Lake Kleine Melanen (The Netherlands): Diagnostics, experiment on reduction of sediment P-release and in-lake restoration. *Lake and reservoir management*, 35(1), 8-24.
- Waajen, G., van Oosterhout, F., Douglas, G., & Lürling, M. (2016a). Management of eutrophication in Lake De Kuil (The Netherlands) using combined flocculant–Lanthanum modified bentonite treatment. *Water research*, 97, 83-95.
- Waajen, G., van Oosterhout, F., Douglas, G., & Lürling, M. (2016c). Geo-engineering experiments in two urban ponds to control eutrophication. *Water research*, 97, 69-82.
- Weissteiner, C. J., Bouraoui, F., & Aloe, A. (2013). Reduction of nitrogen and phosphorus loads to European rivers by riparian buffer zones. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (408), 08.
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., ... & Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. *Bioresource technology*, 175, 594-601.
- Wu, S., Kuschik, P., Brix, H., Vymazal, J., & Dong, R. (2014). Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. *Water research*, 57, 40-55.
- Yeoman, S., Stephenson, T., Lester, J. N., & Perry, R. (1988). The removal of phosphorus during wastewater treatment: a review. *Environmental Pollution*, 49(3), 183-233.
- Young, R. A., Huntrods, T., & Anderson, W. (1980). Effectiveness of Vegetated Buffer Strips in Controlling Pollution from Feedlot Runoff 1. *Journal of environmental quality*, 9(3), 483-487.