



Vlaanderen
is landbouw & visserij



ILVO Mededeling 197

juli 2015

Wat weten we over fosfor en landbouw?

Deel 3

**Mogelijke maatregelen om
fosforconcentraties
in water te verlagen**

ILVO

Instituut voor landbouw-
en visserijonderzoek

www.ilvo.vlaanderen.be

Wat weten we over fosfor en landbouw?
Deel 3

**Mogelijke maatregelen om
fosforconcentraties
in water te verlagen**

ILVO MEDEDELING 197

juli 2015

ISSN 1784-3197

Wettelijk Depot: D/2015/10.970/197

Amery F.

Vandecasteele B.

ILVO-Mededeling 197

Wat weten we over fosfor en landbouw?

Deel 3: Mogelijke maatregelen om fosforconcentraties in water te verlagen

Fien Amery

Bart Vandecasteele

Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO)

Juli 2015

Amery, F. & Vandecasteele, B. 2015. ILVO-mededeling 197. Wat weten we over fosfor en landbouw? Deel 3: Mogelijke maatregelen om fosforconcentraties in water te verlagen. Merelbeke, ILVO.

Deze studie werd uitgevoerd door het Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Eenheid Plant, Onderzoeksdomein Teelt & Omgeving (België).

Inhoudstafel

Samenvatting	1
Inleiding	4
1 Bemestingsmanagement	5
1.1 Reductie fosforbemesting	5
1.2 Goede bemestingsbron	9
1.3 Goed bemestingstijdstip	10
1.4 Bemestingsplaatsing	10
1.5 Inwerken van mest	10
1.6 Uitmijnen van de bodem	10
1.7 Fosforimmobiliserende componenten toevoegen aan de mest	12
1.8 Mestverwerking	12
2 Gewasmanagement	19
3 Diermanagement	20
3.1 Algemeen	20
3.2 Graasmanagement	20
3.3 Aanpakken van puntbronnen	20
3.4 Aanpassingen van diervoeding	20
4 Bodemmanagement	26
4.1 Ploegen en bewerken	26
4.2 Beperking van erosie en oppervlakkige afstroming	26
4.3 Bodemverbeterende middelen of andere toevoegingen	26
5 Landbouwwatermanagement	29
5.1 Blokkeren maaiveldafvoer	29
5.2 Artificiële drainage	29
5.3 Transportroute naar oppervlaktewater langer maken	31
6 Bufferstroken	32
6.1 Definitie	32
6.2 Bufferstroken in Vlaanderen	32
6.3 Andere bufferstroken	35
6.4 Functies, processen en effecten	36
6.5 Toepassing: wat zijn de effecten van verschillende types bufferstroken?	43

6.6	Waar en wanneer bufferstroken?	48
7	Fosfor uit het transporterende water filteren	52
7.1	Algemeen.....	52
7.2	Filters rond drainagebuizen	52
7.3	Filters in of na drainagebuizen	53
7.4	Filters voor spuiwater	55
7.5	Filters in greppels, grachten en sloten	55
7.6	Ijzerzand in bodem langsheen sloot.....	56
8	Maatregelen voor oppervlaktewater in landbouwgebieden.....	57
8.1	Zuiveringsmoeras/overstromingsgebied.....	57
8.2	In situ behandelen van oppervlaktewater.....	69
8.3	Interne nalevering waterbodembodem beperken.....	70
9	Maatregelen voor puntbronnen.....	71
10	Waar maatregelen nemen?	72
11	Meest effectieve en kosteneffectieve maatregelen?	79
11.1	Algemeen	79
11.2	Vlaanderen.....	80
11.3	Nederland	85
11.4	Andere	86
12	Effect van maatregelen: hoeveel en wanneer?.....	87
12.1	Effect op fosforconcentraties in waterlichamen.....	87
12.2	Effect op ecologie in waterlichamen	88
13	Referenties.....	89
14	Bijlage 1: Bufferzonewetgeving in Europa.....	102

Samenvatting

Om de fosforconcentratie in de waterlichamen in Vlaanderen onder de norm voor oppervlakte- en grondwater te krijgen, zijn maatregelen nodig. De hoge fosfordruk vanuit landbouw wordt doorgaans aangepakt door de bemesting te beperken. Momenteel wordt nog geen daling in fosforconcentraties in water vastgesteld, en verschillende modellen voorspellen dat gereduceerde fosforbemesting de fosforconcentraties maar met enkele procenten kan doen dalen in de komende decennia. Een extreme vorm van bemestingsreductie is fosforuitmijning. Daarbij wordt de fosforbemesting (bijna) volledig weggelaten maar wordt wel met andere nutriënten bemest om via een optimale gewasgroei en fosforgewasexport een snellere daling van het beschikbare fosforgehalte in de bodem te bekomen. Ook mestverwerking kan bijdragen tot verminderde fosforbemesting. De dikke fractie, rijk aan fosfor en koolstof, kan gedroogd, gepyrolyseerd (biochar) of verbrand worden, waardoor fosfor eventueel gerecycleerd kan worden. Uit de fosforarme dunne fractie kan het fosformineraal struviet gerecupereerd worden. Er zijn ook technieken in ontwikkeling om fosfor beperkt uit de niet-gescheiden mest te halen, waardoor een financieel haalbare fosforrecyclage en een interessant mestproduct bekomen wordt.

Voor het vee is behalve het vermijden van rechtstreeks contact met oppervlaktewater en van bodemverdichting door intensieve begrazing, het aanpassen van de voeding een interessante maatregel. Belangrijk zijn daarbij fytasen, beter verteerbare fosfor, aanpassingen aan de leeftijd en een lagere fosforconcentratie. Via het Vlaamse laagfosforvoederconvenant wordt op het laatste ingespeeld voor varkens en pluimvee. In Nederland is er binnen de melkveesector aandacht voor bedrijfsspecifieke beperking van de fosforexcretie, terwijl er in Vlaanderen enkel forfaitaire cijfers zijn.

Erosiebeperkende maatregelen kunnen fosforverliezen via erosie reduceren. Niet-kerende bodembewerking kan daartoe bijdragen, maar de keerzijde van de medaille is de vorming van een fosforrijke bodembovenlaag waardoor fosforverliezen via oppervlakkige afspoeling kunnen toenemen. Een andere bodemmanagementsmaatregel is het inwerken van fosforvastleggende materialen in de bodem. Dergelijke calcium-, ijzer- en/of aluminiumhoudende componenten verhogen het fosforbufferende vermogen van de bodem waardoor sterke reducties in de fosforverliezen mogelijk zijn.

Fosforverliezen via oppervlakkige afvoer kunnen beperkt worden door de aanleg van kleine wallen, bezinkgreppels, sedimentatieboxen en grasbufferstroken. Ondiep suboppervlaktransport van fosfor richting grondwater kan gereduceerd worden door het grondwaterniveau te verlagen via artificiële drainage. Peilgestuurde drainage kan dit grondwaterniveau eventueel nog verder verlagen waardoor de transportroute richting oppervlaktewater nog langer wordt en er bijgevolg meer vastleggingsmogelijkheden zijn. Het hangt echter van de lokale situatie af of peilgestuurde drainage fosforverliezen effectief kunnen reduceren. Er zijn ook andere mogelijkheden om de transportroute naar het oppervlaktewater te verlengen, bijvoorbeeld het dichten van greppels en sloten, en het gebruik van een bemestingsvrije strook naast oppervlaktewater.

Er bestaan verschillende types bufferstroken waarbinnen processen voor fosfor (maar ook voor stikstof en gewasbeschermingsmiddelen) verschillend kunnen optreden, waardoor er dus ook verschillen in effectiviteit van verwijdering zijn. Bufferstroken kunnen effectief zijn in het reduceren van de particuliere fosforverliezen via runoff (erosie). Opgeloste fosfor wordt minder goed tegengehouden of neemt zelfs toe

door de fosforaccumulatie in de bufferstrook. Een bufferstrook is pas effectief als één van de vier mogelijke effecten (hoeveelheidseffect, verblijftijdeffect, onderscheppingseffect en beperking van meemesten/drift) groter is dan bij een controlestrook. Voor een bemestingsvrije strook is effectiviteit voor fosforverwijdering op lange termijn enkel te verwachten bij oppervlakkige of ondiepe afstroming gecombineerd met gewasopname én –verwijdering. Het effect op fosforverwijdering van een grasbufferstrook is groter dan van een bemestingsvrije strook door het onderscheppingseffect, maar enkel indien er weer sprake is van oppervlakkige of ondiepe afstroming. Het lokaliseren van de plaatsen waar er relatief veel kans is op oppervlakkige of ondiepe afstroming kan helpen voor het kosteneffectief invoeren van bufferstroken in Vlaanderen.

Fosforvastleggende componenten (met calcium, ijzer en/of aluminium) kunnen fosfor uit het transporterende water vastleggen. Toepassingsmogelijkheden zijn filters rond drainagebuizen (hoge effectiviteit), filters in drainagebuizen (moeilijk haalbaar geacht), filtering van drainage- of spuiwater (in ontwikkeling), in greppels en in wanden langs een sloot (hoge effectiviteit). De effectiviteit hangt in hoge mate af van het design dat bepaalt hoeveel water de filter passeert (ook in piekmomenten). Ook oppervlaktewater zelf kan behandeld worden met behulp van dergelijke componenten, maar door technische problemen zoals verstopping en doordat niet alle water de filter passeert, is de effectiviteit beperkt. Indien de externe fosforbelasting beperkt is, kunnen de fosforvastleggende componenten zeer effectief de interne fosfornalevering vanuit de waterbodem reduceren. Ook andere maatregelen als baggeren en bedekking van de waterbodem met fosforarm materiaal kunnen de interne nalevering beperken. Ten slotte kunnen zuiveringsmoerassen en overstromingsgebieden de fosforconcentraties in oppervlaktewater doen dalen via sedimentatie en in mindere mate opname door vegetatie. Naast een goede effectiviteit voor fosforverwijdering hebben zuiveringsmoerassen en overstromingsgebieden ook mogelijkheden voor stikstofverwijdering en waterberging. De mogelijke verwijderingsmechanismen en effectiviteit van fosforverwijdering door zuiveringsmoerassen hangt af van tal van factoren zoals type, grootte, design, beheer, vegetatie, ...

Welke maatregel het meest effectief is, hangt in sterke mate af van de lokale situatie. Het is belangrijk om de belangrijkste fosforverliesroute te identificeren vooraleer een gepaste maatregel te selecteren. Bij een beperkt budget wordt best ingezet op de meest risicovolle percelen en de meest kosteneffectieve maatregelen. Een ruimtelijke analyse van Vlaanderen geeft aan dat vooral in West-Vlaanderen de meeste percelen met hoge fosforgehaltes en fosfaatverzadigingsgraad, een positieve bodembalans en de meest slecht scorende VMM-meetpunten in oppervlaktewater terug te vinden zijn. De Maatregelenkostenmodule van Vito toont aan dat de optimalisatie en uitbouw van de saneringsinfrastructuur en de uitvoering van GUP-projecten het meest kosteneffectief is om de fosfordruk richting water te beperken in Vlaanderen. Maatregelen binnen de landbouw (vooral anti-erosiemaatregelen) kunnen ook kosteneffectief zijn, maar hier zijn minder grote reducties van de fosforbelasting te verwezenlijken in vergelijking met de aanpak van sanering en puntbronnen.

Bij dalende fosforbelastingen zijn niet altijd (snel) dalingen in fosforconcentraties in waterlichamen waar te nemen door de grote fosforvoorraden in de bodem en de lage mobiliteit van fosfor. Fosfor kan bovendien op de route naar waterlichamen tijdelijk geaccumuleerd worden in andere bodems, biomassa, sedimenten, bufferstroken,... en later kunnen deze voorraden via remobilisatie langdurig fosfor vrijgeven. Zelfs indien fosforconcentraties dalen in waterlichamen, keert de ecologie niet per se terug naar de oorspronkelijke situatie. De onzekerheid over het resultaat van de maatregelen vormt een bemoeilijkende factor en moet

goed gecommuniceerd worden. Het is belangrijk om de keuze voor bepaalde maatregelen af te stemmen op de lokale situatie en het beperken van de belangrijkste emissieroutes.

Inleiding

Het is niet alleen belangrijk om de fosforverliezen richting waterlichamen te verminderen om de ecologische waterkwaliteit te verbeteren (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). De mondiale fosforvoorraden zijn aan het uitputten en het is belangrijk om zorgzaam met dit onvervangbare en essentiële element om te gaan. Momenteel zou slechts een vijfde van de gedolven fosfor effectief in het voedsel terechtkomen, wat impliceert dat er zeer veel verliezen zijn. Het nutriëntengebruik moet dus vooral efficiënter worden (van den Broek *et al.*, 2007; Schröder *et al.*, 2010).

Eén van de maatregelen waar vaak het meest voor geopteerd wordt, is het beperken van de fosforbemesting op landbouwgrond (zie 1.1). Daarnaast zijn ook andere maatregelen binnen de landbouwsector mogelijk (hoofdstuk 1-7), alsook maatregelen specifiek voor het oppervlaktewater (hoofdstuk 8) en voor puntbronnen (hoofdstuk 9). Naar aanleiding van de Europese COST-actie 869 werden 83 verschillende maatregelen opgesteld om nutriëntenverliezen naar oppervlaktewater te beperken (Schoumans *et al.*, 2014a). Deze werden onderverdeeld in verschillende managementcategorieën, die in dit rapport gedeeltelijk gevolgd worden. Voor de maatregelen is niet alleen het effect, maar ook de kosteneffectiviteit van de maatregelen belangrijk (hoofdstuk 11).

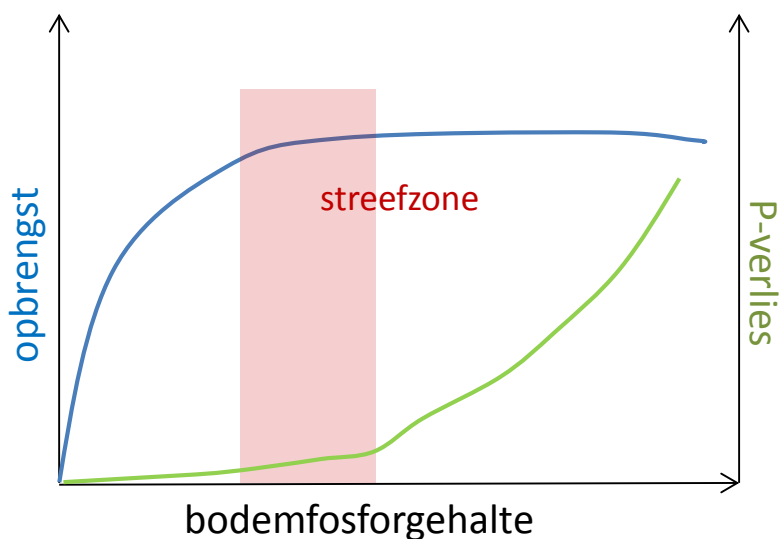
1 Bemestingsmanagement

1.1 Reductie fosforbemesting

1.1.1 Achtergrond

Gezien het grote geschatte aandeel van de landbouw in de fosforbelasting van waterlichamen (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)) worden maatregelen genomen om de diffuse fosforbelasting vanuit landbouw te verminderen. Dit wordt voornamelijk gedaan via beperkingen van de fosforbemesting via wetgeving (Amery & Schoumans, 2014).

Hoe hoger het bodemfosforgehalte, hoe hoger de fosforverliezen uit de bodem (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). De precieze relatie hangt af van de methode voor bodemfosforanalyse, en andere (vooral hydrologische) factoren, maar algemeen wordt een lineair of exponentieel verband waargenomen. Vaak wordt vanaf een bepaalde drempelwaarde in het bodemfosforgehalte een sterke toename in de fosforverliezen waargenomen (McDowell & Sharpley, 2001). Dit wordt geïllustreerd in Figuur 1: bij lage bodemfosforgehaltes zijn de fosforverliezen (groene lijn) beperkt, maar ze nemen sterk toe bij hogere gehalten.



Figuur 1. Veranderingen in opbrengst en fosforverlies bij toenemend bodemfosforgehalte. De streefzone is zowel vanuit landbouwkundig als milieukundig standpunt optimaal (gebaseerd op Schoumans et al. (2015) en Tunney (2002))

De gewasopbrengst neemt eveneens toe bij toenemend bodemfosforgehalte. Ook hier hangt de precieze relatie af van de methode voor bodemfosforanalyse en de bodemeigenschappen, maar algemeen wordt vanaf een bepaald bodemfosforgehalte (drempelwaarde) geen opbrengststijging meer waargenomen (afvlakking blauwe lijn in Figuur 1). Het bodemfosforgehalte is belangrijker dan een eenmalige bemestingsdosis voor een gewas gezien de grote fosforvoorraad in de bodem (Bussink et al., 2011). Door rekening te houden met de fosforvoorraad in de bodem van waaruit fosfor naar het gewas kan geleverd worden, kunnen fosforbemestingsdossissen beperkt worden (zie deel 1 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015a)).

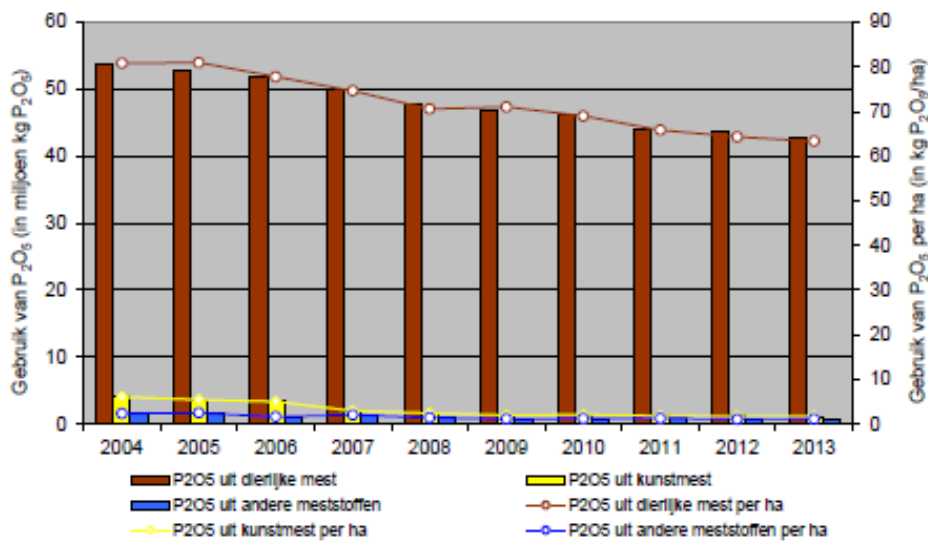
Het bodemfosforgehalte, op de x-as in Figuur 1, wordt algemeen met een andere methode gemeten voor landbouwkundige (blauwe lijn) dan wel milieukundige (groene lijn) toepassingen. Voor bemestingsadviezen (landbouwkundig) wordt de beschikbare fosforhoeveelheid in de bodem gemeten met extractanten als ammoniumlactaat in azijnzuur (Vlaanderen), natriumbicarbonaat (Olsen), ... (zie deel 1 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015a)). Om fosforverliezen (milieukundig) in te schatten, worden methodes als waterextractie, fosfaatverzadigingsgraad, ... gebruikt (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)).

Bij metingen met eenzelfde methode lagen maximale drempelwaardes vanuit milieukundig standpunt in verschillende VS-staten telkens hoger dan de minimale drempelwaardes voor optimale gewasopbrengst (Sharpley & Tunney, 2000). In Ierland werden gelijkaardige vaststellingen gedaan: het optimale bodemfosforgehalte voor grasgroei lag net onder de drempelwaarde voor fosforverlies zoals vastgesteld op meerder locaties en in meerdere studies (Tunney et al., 2002). Ook voor graslandbodems in Nieuw-Zeeland lag de drempelwaarde voor grasopbrengst een stukje onder de drempelwaarde voor sterke toenames in fosforverliezen (McDowell, 2012). Bijgevolg kan een soort 'streefzone' gedefinieerd worden tussen beide drempelwaarden: een optimale zone waarin milieukundige en landbouwkundige belangen verenigd worden. Kanttekening is dat er niet één vaste drempelwaarde bestaat, want die is van veel factoren afhankelijk.

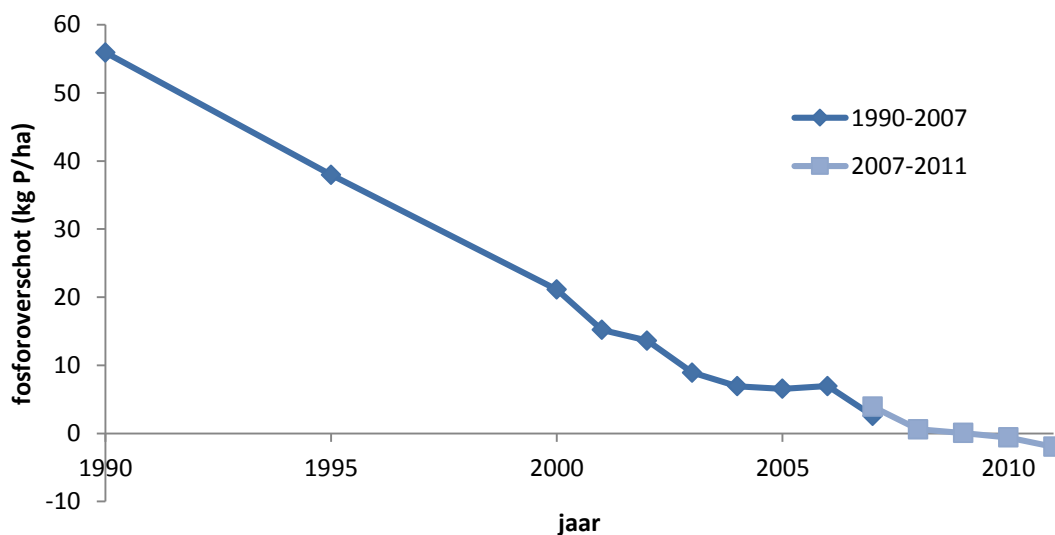
Voor optimale bemestingsadviezen wordt vaak uitgegaan van evenwichtsbemesting: de bemestingsdosis is gelijk aan de gewasexport, eventueel aangevuld met de zogenaamde 'onvermijdbare verliezen' (van Wijk et al., 2013). Onder deze voorwaarde blijft het bodemfosforgehalte ongeveer gelijk (afhankelijk van de meetmethode). Deze strategie is echter alleen geschikt indien het bodemfosforgehalte in de 'streefzone' ligt (Figuur 1). Indien het bodemfosforgehalte kleiner is (links op Figuur 1), zijn grotere bemestingsdosissen nodig om het bodemfosforgehalte op termijn in de streefzone en optimale opbrengsten te krijgen. Bij hogere bodemfosforgehaltes (rechts op Figuur 1) zijn kleinere bemestingsdosissen nodig om via netto fosforexport het bodemfosforgehalte te doen dalen. Het is dus vooral bij deze laatste categorie dat reductie van fosforbemesting interessant is.

1.1.2 Effecten van gereduceerde fosforbemesting

De gevolgen van gereduceerde bemesting voor gewas en bodem worden in deel 1 van deze rapportenreeks (Amery & Vandecasteele, 2015a) besproken. Door deze gereduceerde bemestingsnormen en stimulatie van de mestverwerking in Vlaanderen is het gebruik van fosforbemesting gedaald in de tijd (Figuur 2) (Vlaamse Landmaatschappij, 2012; Vlaamse Landmaatschappij, 2015). De laatste jaren is er een negatief fosforoverschot op de bodembalans in Vlaanderen (Figuur 3). In de periode 2008-2010 is dan ook voor het eerst een daling van het aandeel bodemstalen met fosforgehalte boven de streefzone gemeten door de Bodemkundige Dienst van België vastgesteld (Maes et al., 2012), maar het is afwachten of deze trend zich in de toekomst zal doorzetten (Figuur 4). De jaarlijkse bemestingshoeveelheid is maar een fractie van de grote fosforbodenvoorraden, waardoor de fosforvoorraden slechts zeer traag dalen in de tijd (Wall *et al.*, 2012; Sharpley *et al.*, 2013a).



Figuur 2. Evolutie van het gebruik van fosforbemesting in Vlaanderen sinds 2004 (Vlaamse Landmaatschappij, 2015)

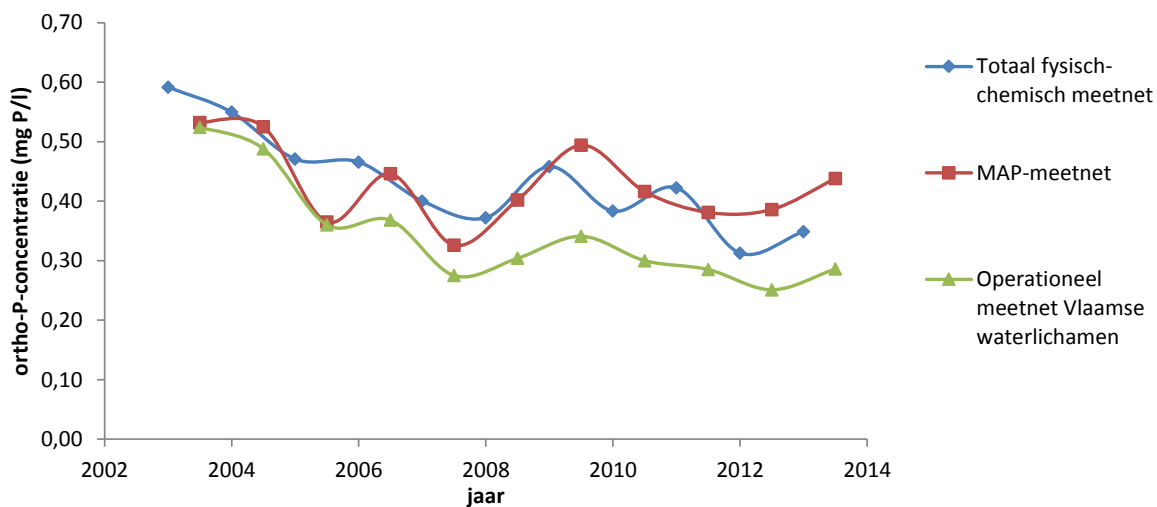


Figuur 3. Fosforoverschot op de bodembalans van 1990-2007 (bron: MIRA op basis van ILVO, VLM, VMM) en van 2007-2011 (bron: AMS-MIRA op basis van ALV, VLM, VMM) in Vlaanderen



*Figuur 4. Percentage stalen met een fosforgehalte hoger dan de streefzone voor het hele Vlaamse Gewest gemeten door BDB (Vlaanderen, 1982-2011) (bron: BDB); *periode 2004-2007 loopt tot 31 augustus 2007, periode 2008-2011 loopt van 1 september 2007 tot 31 augustus 2011 (Vlaamse Landmaatschappij, 2015)*

De vermindering in de fosforbemesting in Vlaanderen heeft nog geen significante dalingen van de fosforconcentratie in het voor landbouw representatieve Vlaamse MAP-meetnet teweeggebracht (Figuur 5). Dit is wel het geval in Nederland. Bij de evaluatie van de Nederlandse mestwetgeving in 2012 werden overwegend dalende trends voor fosforconcentraties in oppervlaktewater tussen 1990 en 2010 vastgesteld (van der Bolt & Schoumans, 2012). De meeste dalende trends werden in de zandregio opgemeten. Aangezien de afnemende fosforconcentraties ook in het landbouwgedomineerde MNLSO-meetnet (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)) werden waargenomen, wordt verondersteld dat de daling te relateren is aan veranderingen in de landbouwbedrijfsvoering. Ten eerste zou de verlaagde fosforbemesting een verklarende factor voor de dalende fosforconcentraties zijn, omdat er ook correlaties gevonden werden tussen bodemoverschotten (fosforbemesting min fosforexport) en fosforconcentraties in oppervlaktewater. Het mestbeleid reduceerde ook de piekbelastingen van het oppervlaktewater door maatregelen als het direct onderwerken van mest, telen van vanggewassen en het uitrijden van mest te beperken in de tijd. Het wordt afwachten of er ook in Vlaanderen in de toekomst dergelijke fosforconcentratiedalingen in het oppervlaktewater zullen kunnen vastgesteld worden. Vreemd genoeg worden in Vlaanderen, in tegenstelling tot in Nederland, wel al negatieve bodembalansen (Figuur 3) en mogelijk dalingen in het fosforgehalte in de bodem waargenomen (Figuur 4) maar nog geen dalingen in de fosforconcentratie in het oppervlaktewater. In Nederland is er wel nog een positieve bodembalans (Centraal Bureau voor de Statistiek, 2015) maar worden wel de eerste waarnemingen gedaan van dalende bodemfosforgehaltes (Meijering, 2015). In Nederland wordt een daling van 0,02 mg P/l per 10 jaar in de waterconcentraties waargenomen (Rozemeijer *et al.*, 2014). Verdere reducties zullen echter moeilijk zijn. Het STONE-model (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)) schat dat een voortzetting van de Nederlandse mestwetgeving van 2010-2013 zal resulteren in een daling van slechts 1,8% van de huidige jaarlijkse fosforbelasting van het oppervlaktewater. Verstrenging van de wetgeving (strengere differentiatie en/of lagere bemestingsnormen) zou deze daling maar tot 2,7-3,2% kunnen doen toenemen. Het effect op de fosforconcentratie in het oppervlaktewater zou klein zijn (Groenendijk *et al.*, 2012).



Figuur 5. Evolutie van de gemiddelde orthofosforconcentratie in het fysisch-chemisch meetnet van VMM (blauw), en het MAP-meetnet (rood) en het operationeel meetnet Vlaamse waterlichamen (groen) in de tijd, gerapporteerd door VMM (www.milieurapport.be).

Ook in Denemarken namen de fosforverliezen vanuit landbouw niet af ondanks een daling in het fosforsurplus van landbouwbodems (Maguire et al., 2009). Ook in veel andere projecten waarin fosfor van diffuse bronnen werd aangepakt, werden weinig of geen reducties in fosforverliezen vastgesteld (Jarvie et al., 2013b; Svanbäck et al., 2014). Daar zijn verschillende verklaringen voor. Ten eerste zijn de fosforvoorraden in de bodem zeer groot ten opzichte van de via bemesting toegediende fosforhoeveelheden (grootte-orde: 99% ten opzichte van 1%). Het zal dus lang duren vooraleer significante dalingen van het bodemfosforgehalte zullen optreden (Sharpley *et al.*, 2013a). Een Ierse studie (Wall et al., 2013) berekende dat voor een fosfaatbemesting die 16 kg P₂O₅/ha/jr lager ligt dan de fosfaatexport door het gewas, het 5 tot 20 jaar (afhankelijk van de initiële bodemtoestand) kan duren voor een optimale fosforhoeveelheid in de bodem bekomen wordt. Bij hoge fosforgehaltes in de bodem blijven de fosforverliezen hoog, ook al is de bemesting gereduceerd (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). Ten tweede heeft fosfor een zeer beperkte mobiliteit in bodems, waardoor verdere effecten van fosforreductie in bodems naar het oppervlaktewater toe pas na enkele decennia zichtbaar zijn (Sharpley & Rekolainen, 1997; Schulte et al., 2010). De hoge fosforverliezen die momenteel optreden uit Vlaamse landbouwbodems zijn gerelateerd aan de hoge fosforgiften in het verleden. Het is zelfs mogelijk dat de fosforuitspoeling in de toekomst gaat toenemen omdat historisch toegediende fosfor steeds dieper in de bodem dringt en kan uitspoelen (Schoumans et al., 2004). Daarnaast komt fosfor die uit landbouwbodems en andere bronnen richting waterlichamen beweegt, niet altijd rechtstreeks in het waterlichaam terecht (fosforerfenis, zie hoofdstuk 12).

1.2 Goede bemestingsbron

Met de 'goede bemestingsbron' wordt bedoeld om zo dicht mogelijk tegen de nutriëntenbehoefte van het gewas te bemesten. Indien dierlijke mest gebruikt wordt, kan gekozen worden voor een type mest met een samenstelling dicht bij de gewasbehoefte. Mest kan ook gescheiden worden om zo gericht te kunnen bemesten. Met verschillende scheidingstechnieken zou zelfs mest op maat van het gewas gemaakt kunnen worden (zie 1.8.2).

1.3 Goed bemestingstijdstip

Fosforbemesting wordt gedeeltelijk vastgelegd door de bodem. Dit proces neemt wat tijd in beslag (zie deel 1 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015a)), waardoor de fosfor kort na toediening nog relatief goed beschikbaar is en dus ook meer onderhevig is aan transport uit de bodem (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). Fosforverliezen via runoff kunnen (ook in vlakke gebieden) kort na bemesten tijdelijk zeer hoog zijn, zeker indien kort na bemesting een regenbui plaatsvindt (van der Salm *et al.*, 2006; Noij *et al.*, 2006; van Bakel *et al.*, 2008; Koopmans *et al.*, 2009). Deze incidentele verliezen kunnen voorspeld en dus voorkomen worden met behulp van de 'Bemestingstool' (Assinck & van der Salm, 2011). Deze berekent de verwachte oppervlakkige afvoer (som over 7 dagen) op basis van de huidige hydrologische toestand en de neerslagverwachting. Ook voor verticale uitloging zijn er tijdelijk grote verliezen mogelijk door hevige regenval na bemesten (Stamm, 2013). Bijgevolg is het voor alle belangrijke verliesroutes aan te raden niet te bemesten kort voor een regenbui. In Ierland en Noord-Ierland is het zelfs verboden om te bemesten 48 uur voor voorspelde regen (Amery & Schoumans, 2014).

Bemesten is af te raden wanneer bodems verzadigd of bevroren zijn (Schoumans *et al.*, 2011), en uiteraard ook op het einde van of na het groeiseizoen (Garnier *et al.*, 2011). Door de gedeeltelijke vastlegging van fosfor door de bodem is de beschikbaarheid voor de plant het hoogst kort na bemesten.

1.4 Bemestingsplaatsing

Om zoveel mogelijk effect op de waterkwaliteit te hebben bij vermindering van bemesting moet het bemesten vooral verminderd worden op plaatsen met veel risico op fosforverliezen. Hoe deze bepaald kunnen worden, wordt behandeld in deel 2 van deze rapportenreeks (Amery & Vandecasteele, 2015b). Daarnaast wordt het bemesten vlakbij een waterlichaam afgeraden, omdat door de hoge grondwaterstand fosfor relatief gemakkelijk en snel richting waterlichaam kan getransporteerd worden. Ten derde kan het plaatsen van bemesting dichtbij het gewas de benodigde fosforbemesting sterk verminderen (zie deel 1 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015a)). Een vijfjarig experiment in Zweden toonde geen verminderde fosfordrainageverliezen bij bandbemesting in vergelijking met breedwerpige bemesting, een plausibele verklaring is dat bij beide behandelingen eenzelfde bemestingsdosis werd gebruikt (Svanbäck *et al.*, 2014). Bij plaatsing is het echter mogelijk om de bemestingsdosis te verminderen doordat er enkel dicht bij de plant bemest dient te worden.

1.5 Inwerken van mest

Er treedt minder fosforverlies op indien mest wordt ingewerkt, ook indien het kunstmest betreft (Djodjic *et al.*, 2002; McConnell *et al.*, 2010; Sharpley *et al.*, 2013b).

1.6 Uitmijnen van de bodem

1.6.1 Algemeen

Een uitgesproken vorm van minder bemesten is fosforuitmijning van bodems. Hiermee wordt gepoogd om het bodemfosforgehalte te verlagen door geen of zeer beperkte fosforbemesting toe te passen, maar wel een gewas te telen en af te voeren. Deze fosforafvoer door het gewas kan gemaximaliseerd worden door

wel nog voldoende andere bemesting toe te passen. Immers, indien de gehele bemesting stopt, valt de fosforafvoer snel terug. In een Nederlandse studie leidde het stopzetten van de bemesting tot een terugval van de fosforafvoer door gras van 105 naar 14 kg P_2O_5 /ha/jr na 7 jaar (Pegtel *et al.*, 1996). Bij uitmijnen wordt de productie op peil gehouden door zeker met stikstof te bemesten (Dodd *et al.*, 2014) en een geschikt gewas te kiezen. Dit lijkt in eerste instantie vooral gras te zijn, door de grote fosforopname en -export (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). Andere mogelijkheden zijn maïs (grote opbrengst) en boekweit (hoog fosforgehalte). Een ander voordeel van bijbemesten met stikstof is dat het afgevoerde maaisel een vrij goede voederkwaliteit behoudt (van Eekeren *et al.*, 2007). Ook kalibemesting kan nodig zijn (van Eekeren *et al.*, 2007), en om langdurig efficiënt fosfor uit de bodem te exporteren, kan zelfs een beperkte fosforbemesting bijdragen tot de maximale fosforexport (van der Bolt *et al.*, 2008; Dodd *et al.*, 2014).

1.6.2 Natuurgebieden

Uitmijnen wordt vooral uitgevoerd bij het ontwikkelen van natuurgebieden op voormalige landbouwgronden, als alternatief voor het dure afgraven. Voor de Vlaamse fosforrijke bodems zou het, zelfs bij bijbemesten met stikstof, ongeveer 50 jaar duren voor het fosforgehalte geschikt is voor soortenrijke graslanden. Hiernaar wordt momenteel onderzoek uitgevoerd bij ForNaLab (professor Kris Verheyen, UGent).

Het uitmijnen van voormalige landbouwgrond kan door landbouwers uitgevoerd worden. In Nederland blijkt wel dat, ondanks de beschikbaarheid van extra voeder, er een kost gepaard gaat met het uitmijnen met gras-klover en extra kalibemesting, namelijk 50 tot 800€/ha (gemiddeld 259€/ha) (Timmermans *et al.*, 2010).

1.6.3 Effecten

Op een veldexperiment in Melle werd na 4 jaar uitmijnen onder een akkerbouwrotatie nog geen daling in P-AL maar wel reeds een daling van P- $CaCl_2$ waargenomen (Vanden Nest, 2015). Dit zal wellicht reeds een daling in het risico op fosforverliezen veroorzaken. Uitmijnen onder grasland gaf op 4 Nederlandse locaties al na 5 jaar sterk gereduceerde fosfaatconcentraties in het bodemvocht en beperkte reducties van P-AL in de bovenste bodemlaag (1-13 mg P/100g) (van der Salm & van Middelkoop, 2008). Dit kan zelfs op deze relatief korte tijd een effect hebben op fosforverliezen via oppervlakkige afvoer of uitloging van zeer ondiep gedraineerde bodems (van der Salm *et al.*, 2009). Op basis van modelberekeningen zou de fosforuitloging in de eerste 3 jaar al 0 tot 53% lager zijn voor de uitmijningspercelen ten opzichte van bodems waar 40 kg P_2O_5 /ha/jr surplus werd bemest (van Middelkoop *et al.*, 2007). Na 9 tot 11 jaar uitmijnen op Zweedse bodemkolommen daalde de fosforconcentratie in de uitspoelingsoplossing echter slechts voor 1 van de 4 geteste bodems (Svanbäck *et al.*, 2013). In lysimeterstudies met Nieuw-Zeelandse bodems werden sterk gereduceerde opgeloste (53-76%) en totale (39-53%) fosforconcentraties in het uitspoelingswater gemeten indien bij het weglaten van fosforbemesting werd bijbemest met stikstof (Dodd *et al.*, 2014). Er werden zelfs nog sterkere reducties waargenomen bij een beperkte fosforbemesting (de bemestingsdosis was de helft van de gewasexport).

In een Nederlandse studie naar groene en blauwe diensten bleek uitmijnen ten opzichte van andere maatregelen zoals bufferstroken, blokkeren maaiveldafvoer en diepe drainage vrij effectief te zijn. De lokale

situatie is echter zeer belangrijk, zo zou bij diepe uitspoeling uitmijnen pas op zeer lange termijn effect hebben op het oppervlaktewater (Postma & de Haas, 2009). Uitmijnen zou vooral gunstig zijn bij natte gronden met hoge fosfaattoestanden (Noij *et al.*, 2009). In de studie wordt besloten dat uitmijnen in Nederland een zinvolle bodemdienst (confer Vlaamse beheersovereenkomsten) zou zijn, die door landbouwers op een beperkt deel van het bedrijf als aanvaardbaar wordt beschouwd (Postma *et al.*, 2010). De benodigde vergoeding, afhankelijk van de fosfortoestand van de bodem, werd eveneens berekend.

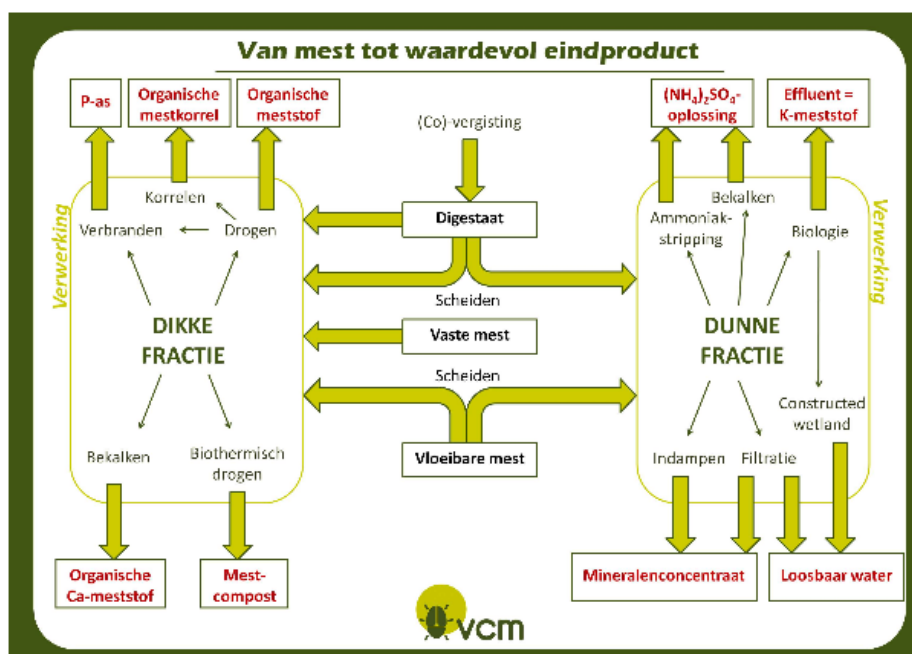
1.7 Fosforimmobiliserende componenten toevoegen aan de mest

Er bestaan calcium-, ijzer- en aluminiumhoudende componenten die fosfor sterk kunnen vastleggen via precipitatie en/of sorptie. Deze kunnen via de mest maar ook rechtstreeks aan de bodem toegediend worden om de fosforverliezen vanuit de bemeste bodem te reduceren. Deze maatregel wordt besproken onder deel 4.3.

1.8 Mestverwerking

1.8.1 Algemeen

Meer mestverwerking leidt tot minder bemesten indien de verwerkte mest geëxporteerd wordt en/of de gerecupereerde nutriënten voor andere doeleinden gebruikt worden. Mestverwerking laat ook toe te bemesten in functie van de gewasbehoefte. Over het algemeen wordt mest eerst gescheiden (Figuur 6). In de dikke fractie zitten vooral koolstof en fosfor, terwijl de dunne fractie stikstofrijk is. Voor varkensmest zit 5 tot 30% van fosfor in de dunne fractie, en 70 tot 95% in de dikke fractie (Schoumans *et al.*, 2010). De N/P-verhouding, in de oorspronkelijke mest lager dan de gewasbehoefte, is gunstiger voor het gewas in de dunne fractie. Enkel bemesten met de dunne fractie kan tot verminderde fosforaccumulatie in de bodem leiden.



Figuur 6. Mestverwerkingsmogelijkheden (bron: VCM).

Na drogen en eventueel korrelen van de dikke mestfractie kan deze geëxporteerd worden. In Vlaanderen wordt de grootste hoeveelheid fosfor (6 miljoen kg P_2O_5) verwerkt via biothermisch drogen (Accoe *et al.*, 2012). Het drogen en korrelen is ook mogelijk na vergisting (Stoll *et al.*, 2012).

Een andere mogelijkheid is om mest te verbranden, waarbij de fosforrijke assen als (grondstof voor) meststoffen kunnen gebruikt worden. Net zoals bij dierlijke mest is de bemestende waarde van deze assen mogelijk de eerste jaren iets lager dan kunstmest, maar op lange termijn gelijkaardig (Yusiharni *et al.*, 2007; Bachmann & Eichler-Lobermann, 2010; Codling, 2013) (zie deel 1 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015a)).

1.8.2 Fosfor selectief uit mest verwijderen

1.8.2.1 Doel

Dierlijke mest biedt veel voordelen ten opzichte van kunstmest. De aanwezigheid van organische koolstof in dierlijke mest, vooral deze in de effectieve organische stof, kan bijdragen tot opbouw van het bodemorganische stofgehalte. Naast N en P bevat dierlijke mest ook andere (micro)nutriënten die door het gewas opgenomen kunnen worden. Daarnaast is het bemesten met dierlijke mest ook een vorm van recyclen, zodat nutriëntenkringlopen lokaal of regionaal gesloten kunnen worden.

De N/P-verhouding van dierlijke mest is niet altijd ideaal vanuit bemestingsstandpunt. Vooral voor varkensmest is de N/P-verhouding lager dan de N/P-behoefte van gewassen (zie deel 1 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015a)). Het is dus vooral voor varkensmest voordelig om fosfor (deels) uit de mest te halen, om zo dichterbij de N/P-behoefte van het gewas te komen. Een minder hoog fosforgehalte biedt ook mogelijkheden voor een grotere toepassing van varkensmest, gezien de graduele verstrenging van de fosfornormen en de huidige hoge fosfortoestand van het gros van de Vlaamse landbouwbodems. Dit biedt mogelijkheden voor de biologische sector die door de lage fosfornormen ook de aanvoer van stikstof en koolstof in het gedrang ziet komen. Behoud van de organische stof in het toe te dienen product kan bijdragen aan het op peil houden van het bodemorganisch stofgehalte.

Een relatief eenvoudige techniek om N en P uit dierlijke mest al voor een groot stuk te splitsen, is het scheiden van de mest in een dunne en een dikke fractie (zie 1.8.1). De N/P-verhouding, in de oorspronkelijke mest lager dan de gewasbehoefte, is in de dunne fractie gunstiger voor het gewas. Enkel bemesten met de dunne fractie kan tot verminderde fosforaccumulatie in de bodem leiden, maar is nadelig voor de koolstofopbouw aangezien het grootste deel van de koolstof in de dikke fractie zit.

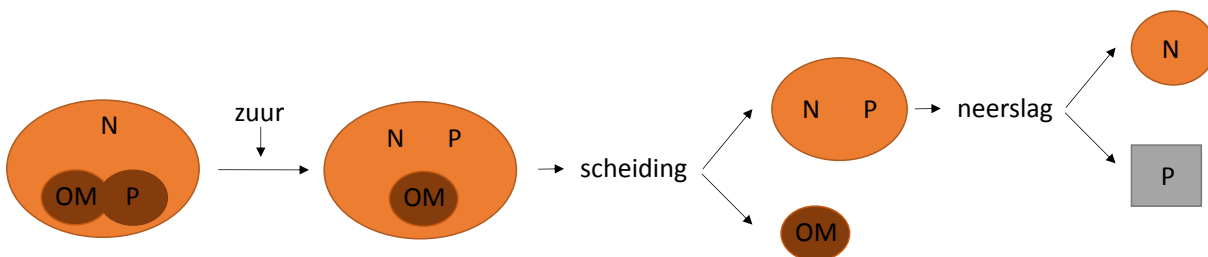
Fosfor verwijderen uit dierlijke mest resulteert bijgevolg hoofdzakelijk in een vast product dat ook organische stof bevat. Dit heeft gevolgen voor de transportkosten en de benodigde bemestingstechnieken. Fosfor kan gerecupereerd worden uit mest door verbranding, waardoor fosforrijke as bekomen wordt. Een nadeel van verbranding is het verlies van koolstof.

Het zou bijgevolg interessant zijn om fosfor en koolstof in mest te kunnen scheiden, zodat enerzijds een fosforrijk product voor export en anderzijds een koolstofrijk product voor plaatselijke bodemtoepassing bekomen worden. Verschillende technieken komen daarvoor in aanmerking.

1.8.2.2 Fosfor (gedeeltelijk) verwijderen door aanzuren

1.8.2.2.1 Techniek

Fosfor kan wel van de organische stof gescheiden worden met behulp van aanzuren, waardoor fosfaatmineralen oplossen en organische fosfor hydrolyseert en bijgevolg in oplossing komen (Figuur 7). Indien het aanzuren gevolgd wordt door mestscheiding resulteert dit in een vaste fractie (met organische stof) en een vloeibare fractie (met fosfor) (Daumer *et al.*, 2010). De vaste fractie kan na ontwateren als fosforarme maar nog steeds koolstofhoudend product in de landbouw gebruikt worden (Szögi *et al.*, 2008). Fosfor in de vloeibare fractie kan neergeslaan en gebruikt worden als meststof (Figuur 7), bijvoorbeeld als struviet (door toevoegen van magnesiumoxide) of als calciumfosfaat (door toevoegen van calciumhydroxide). Er komt echter ook organisch materiaal in het neergeslagen product voor (Szögi *et al.*, 2008; Daumer *et al.*, 2010). In totaal zijn er dus drie eindproducten: een fosforarme koolstofrijke dikke fractie, een fosforarme maar stikstofrijke dunne fractie, en een neergeslagen fosforproduct (Figuur 7). Ook uit reeds verwerkte mestproducten zoals digestaat en biochar kan fosfor door aanzuring vrijgemaakt worden (Daumer *et al.*, 2010; Kwapinski *et al.*, 2013; VCM, 2015).



Figuur 7. Vereenvoudigde voorstelling van de aanzuringstechniek voor het bekomen van een fosforarme koolstofrijke vaste fractie, een fosforarme stikstofrijke dunne fractie en een fosforrijk vast product

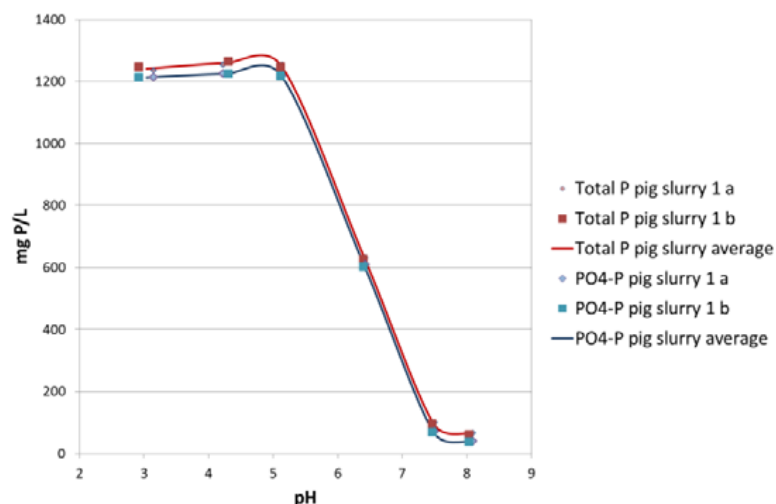
1.8.2.2.2 Aanzuringsstap

De beperkende stap is de kost voor het aanzuren. Door de grote buffercapaciteit van mest moet vrij veel zuur toegevoegd worden om de pH te doen dalen. Vanaf pH 5,0-6,5 worden sterke toenames van fosforconcentraties in oplossing gevonden (Figuur 8) (Szögi *et al.*, 2008; Schoumans *et al.*, 2014b; VCM, 2015). Een beperkte en bijgevolg goedkopere aanzuring kan reeds een deel van de fosfor verwijderen (Schoumans *et al.*, 2014b).

Szögi *et al.* (2008; 2015) toonden aan dat citroenzuur efficiënter is dan HCl of azijnzuur om fosfor uit kippenmest te extraheren, maar economisch gezien is zwavelzuur interessanter. Minerale zuren hebben als nadeel de saliniteit van het effluent te verhogen, organische zuren verhogen dan weer de concentratie gemakkelijk degradeerbare koolstof. Binnen de laatste categorie scoort mierenzuur beter dan azijnzuur, zowel op het vlak van benodigde hoeveelheid organisch zuur als benodigde hoeveelheid magnesiumoxide voor fosforneerslag (Daumer *et al.*, 2010).

Een alternatief voor chemische aanzuring (toevoegen van chemische producten) is biologische aanzuring (Daumer *et al.*, 2013). Bij de laatste zorgen micro-organismen voor het aanzuringsproces. Dit kan bijvoorbeeld door mest te vergisten en het proces te beïnvloeden zodat de pH laag blijft, er geen methanogenese plaatsvindt en zuren in de mest aanwezig blijven. Daarvoor kunnen zuurproducerende

micro-organismen en gemakkelijk fermenteerbaar organisch substraat toegevoegd worden (Bussink *et al.*, 2012).



Figuur 8. Fosforconcentraties (totaal en orthofosfor) in de afgescheiden dunne fractie (centrifugatie met 3000 toeren per minuut) in functie van de pH van een aangezuurde varkensdrijfmest. A en b zijn herhalingen (Schoumans *et al.*, 2014b)

1.8.2.2.3 Fosforproduct

Veelal wordt fosfor uit de dunne aangezuurde fractie neergeslagen door toevoegen van magnesiumoxide, zodat struviet bekomen wordt (Daumer *et al.*, 2010), of door toevoegen van calcium(hydr)oxide, zodat calciumfosfaat bekomen wordt (Szögi *et al.*, 2008; Schoumans *et al.*, 2014b). Het toedienen van een polymeer kan de fosforterugwinning verbeteren (Szögi *et al.*, 2015). In beide gevallen wordt een product bekomen dat als meststof gebruikt kan worden, maar niet volledig zuiver is en waar organisch materiaal in aanwezig is. Het grote voordeel van deze techniek is dat alleen dit fosforrijke product geëxporteerd dient te worden, en niet de volledige mest of dikke fractie. Dit beperkt de transportkosten en opent perspectieven om organische stof ter plaatse te gebruiken. In een Franse continue labopilotinstallatie kan na aanzuren tot pH 4,5 50-70% van de P in varkensdrijfmest gerecupereerd worden (Daumer *et al.*, 2013).

In het Duitse instituut Fraunhofer IGB wordt een alternatieve techniek toegepast om fosforzouten neer te slaan: een grove scheiding gevolgd door een fijne scheiding, gevolgd door verhogen van de pH. Uit een test met Vlaamse varkensmest werd een mengeling van struviet, K-struviet en calciumfosfaat bekomen (63% recuperatie van P bij aanzuren tot pH 5). Dezelfde techniek toegepast op Vlaamse digestaat (aanzuren tot pH 4) werd 40% van P gerecupereerd (VCM, 2015).

Struviet zou een gelijkaardige bemestende waarde hebben als kunstmeststoffen, en beneden de Nederlandse normen voor zware metalen, pathogenen en organische toxines vallen (Gell *et al.*, 2011; Oberson *et al.*, 2013). Ook de fosforzouten bekomen via de Fraunhofer IGB technologie uit de Vlaamse varkensmest en digestaat hadden concentraties aan zware metalen beneden de Europese en Vlaamse normen (VCM, 2015). Voor Vlaanderen moeten struvietproducenten aan de volgende regelgeving voldoen: (i) erkenning van struviet door OVAM als secundaire grondstof, (ii) ontheffing van struviet door de FOD Volksgezondheid als meststof en (iii) erkenning door de FOD Volksgezondheid als meststoffenhandelaar. Essentieel is de zuiverheid van de gevormde struviet, wat niet evident is bij struvietwinning uit dierlijke mest.

1.8.2.2.4 Fosforarme koolstofrijke dikke fractie

In tegenstelling tot het uitgebreide onderzoek naar de mogelijkheden tot winning en de bemestende waarde van struviet, is het onderzoek naar het andere product, het fosforarme koolstofrijke vaste deel, beperkt. Daarbij zijn vooral de gehalten aan P, N en koolstof interessant.

De pH van een kippenmest tot pH 5,4 brengen met behulp van citroenzuur resulteerde in 32,5% N-verwijdering en 55% P-verwijdering, waardoor de N/P-verhouding van de vaste fractie na wassen verhoogde van 2,1 (onbehandelde mest) naar 2,5 (Szögi *et al.*, 2008). Bij pH 4,5 (dubbel zoveel citroenzuur nodig) was de N-verwijdering 27,4%, de P-verwijdering 68% en de N/P-verhouding 5,5. Deze N/P-verhouding van het bekomen product is interessanter voor plantenvoeding dan de N/P-verhouding van de oorspronkelijke kippenmest. Ook voor varkensmest wordt er door aanzuring verhoudingsgewijs meer P dan N verwijderd, zodat er een interessant eindproduct voor bemesting bekomen wordt: de N:P-verhouding veranderde van 2,1 naar 11,5 (Szögi *et al.*, 2015). Na aanzuren en scheiding van Vlaamse varkensmest (pH 5) en digestaat (pH 4) hadden deze een $N(NH_4)/P$ -verhouding van respectievelijk 1,8 en 2,1. Deze vrij lage waarde is te verklaren door een nog grotere N-recuperatie dan P-recuperatie uit de mest. Dit product is dus minder interessant als N-bemesting, maar bevat wel veel minder P dan in niet-aangezuurde dikke fractie (respectievelijk 6,6 en 9,1 keer minder) die wel interessant is als C-bemesting (VCM, 2015).

1.8.2.2.5 Kosten

Voor drie verschillende Nederlandse varkensdrijfmesten varieerden de kosten tussen 0,3 en 3,0 €/ton voor het beperkt aanzuren tot pH 6,75 waardoor 25% P kan verwijderd worden (Schoumans *et al.*, 2014b). De kosten liepen op tot 1,3-8,9 €/ton voor het verder aanzuren tot pH 6,0 (50% P-verwijdering). De kosten voor een klassieke mestverwerking liggen eerder rond 20€/ton, waardoor de beperkte aanzuring economisch interessant is. In Nederland wordt een pilootinstallatie getest om op grotere schaal de productie uit te voeren.

De economische analyse van de Fraunhofer IGB technologie toegepast op Vlaamse varkensmest en digestaat bleek zowel in het best als worst case scenario positief (VCM, 2015). De terugverdientijd, berekend voor één staal mest en digestaat, was telkens minder dan 4 jaar.

De hoeveelheid mierenzuur nodig om 1 kg P uit varkensdrijfmest te halen, is 7 kg (Daumer *et al.*, 2010). Voor de techniek met mierenzuur werd een kost van 12,3€/m³ drijfmest of 25€/kg P berekend (Daumer *et al.*, 2010), voor de techniek van zwavelzuur bij kippenmest was dit \$44/ton mest (Szögi *et al.*, 2008). Dit is veel duurder dan een gewone vast-vloeibaar scheiding maar kan bij grote transportafstanden voordeliger worden doordat maar een klein deel van het initiële volume als geconcentreerd P-product vervoerd dient te worden. Voor varkensmest werd een kost van \$12/ton berekend (Szögi *et al.*, 2015). De auteurs stelden dat er winst kan gemaakt worden doordat de gerecupereerde P meer zou opbrengen dan de kost voor de scheiding. Fosfor recupereren door aanzuren van dierlijke mest is wel duurder dan kunstmestfosfor uit gedolven rotsfosfaat, maar biedt voordelen door het toepassen van recyclage, het mogelijk hergebruik van stikstof, een beperkt cadmiumgehalte (Anon., 2013b) en door het op peil houden van het bodemorganisch stofgehalte bij toepassen van het fosforarme organische bijproduct.

1.8.2.2.6 Andere toepassing voor mestaanzuring

Naast aanzuring voor het verwijderen van fosfor, kent mestaanzuring ook een andere toepassing. Vooral in Denemarken wordt mest aangezuurd om ammoniakverliezen te beperken. Indien mest in de stal, bij de

opslag of bij toedienen aan de bodem aangezuurd wordt, worden ammoniak- en methaanemissies verlaagd (Kai *et al.*, 2008; Bussink *et al.*, 2012). Aanzuren van varkensdrijfmest met zwavelzuur tot beneden pH 6 geeft een NH₃-emissieverlaging van 70% in de stal, meer dan 90% bij opslag en 67% bij toepassing (Kai *et al.*, 2008). Bij aanzuren van runderdrijfmest tot pH 5,5 is de NH₃-emissieverlaging in de stal 35%, bij opslag 90% en bij toedienen 85% (Bussink *et al.*, 2012). Bijkomend voordeel is de hogere N-werking van de mest bij toedienen, namelijk 15-30 kg hogere N-werking per ha uit toegediende runderdrijfmest (Bussink *et al.*, 2012) en 43% hogere werking bij varkensdrijfmest (Kai *et al.*, 2008). De methaanuitstoot reduceert ongeveer met 20% (Bussink *et al.*, 2012).

In Denemarken wordt het aanzuren van mest steeds meer toegepast. In 2013 werd ongeveer 15% van alle mest aangezuurd. Aanzuren gebeurt daarbij in de stal, in de mesttank of tijdens de toepassing (Birkmose & Vestergaard, 2013). Door de hogere gewasopbrengst door de hogere N-werking van de mest worden de kosten van aanzuring vaak gecompenseerd.

Bij gebruik van zwavelzuur wordt de mest rijker aan zwavel, wat afhankelijk van de zwaveltoestand van een perceel voor- of nadelig kan zijn. Een alternatief is het aanzuren met behulp van bacteriën, geïnduceerd door het toevoegen van een gemakkelijk afbreekbare koolstofbron (Bussink *et al.*, 2012). Positieve neveneffecten van aanzuren zijn dat schuimvorming in mest niet langer voorkomt en dat mest beter mengbaar wordt. Na scheiding kan de dikke fractie bovendien meer energie produceren dan onbehandelde dikke fractie. De geschatte kosten voor biologisch aanzuren variëren tussen 4 en 20€/kg bespaarde NH₃, of 50-310€ per koe.

Mestaanzuring voor het verwijderen van fosfor (zie hoger) en voor beperking van N-emissies wordt op een andere manier toegepast. In het geval van fosforverwijdering wordt de aanzuring in een reactor uitgevoerd, waarna de mest gescheiden en verder behandeld wordt. Mestaanzuring voor de beperking van N-emissies gebeurt daarentegen op het bedrijf en kent vaak geen scheiding in een dikke en dunne fractie. Een eventuele mogelijke synergie tussen beide toepassingen is het aanzuren van drijfmest in de stal waardoor N-emissies onmiddellijk beperkt worden. Daarna kan (een deel van) de mest afgevoerd worden voor fosforverwijdering. Deze afgevoerde mest moet dan niet verder aangezuurd worden maar kan meteen gescheiden worden (Figuur 7).

1.8.3 Minder goede scheiding gevolgd door P-verwijdering uit de dunne fractie

Het is mogelijk om struviet uit de dunne fractie van mest te precipiteren (Mulder *et al.*, 2011). Fosfor is echter in beperkte mate aanwezig in de dunne fractie. Bij een 'minder goede' scheiding in een dikke en dunne fractie (bijvoorbeeld centrifugatie op laag toerental) neemt de dunne fractie een groter aandeel in en kan er wel een significant deel van de fosforhoeveelheid in de dunne fractie aanwezig zijn. Deze fosfor kan zonder aanzuren neergeslagen worden met magnesium. Op deze manier zou tot 25-50% van de fosfor kunnen gerecupereerd worden (Schoumans *et al.*, 2014b). De kosten voor deze techniek worden relatief laag ingeschat (0,2-2,1€/ton) omdat de pH niet aangepast dient te worden. Er zou wel zo'n 30% organische stof in de fosforneerslag aanwezig zijn.

1.8.4 Fosfor uit drijfmest filteren

Er zijn in de VS (Maryland) testen gaande om fosfor uit runderdrijfmest te filteren. Dit zou gebeuren met behulp van 'phosphorous sorbing material'. Dergelijke filters bevatten vaak aluminium, ijzer, calcium en/of magnesium (Penn *et al.*, 2007). Momenteel kan zo reeds 60% van de fosfor in de runderdrijfmest verwijderd worden. Een nieuw project wil dit doen oplopen tot 85-100% (Anon., 2014c). De kosten van deze techniek zijn nog niet vrijgegeven.

2 Gewasmanagement

In de specifieke situaties waar erosie een belangrijke fosforverliespost is, kan het telen van gras, diepwortelende gewassen en vanggewassen erosie en dus ook fosforverlies beperken. Verder kan het telen van gewassen die veel fosfor afvoeren, in combinatie met een beperkte of geen fosforbemesting het fosforgehalte in de bodem reduceren (fosforuitmijning, zie deel 1.6). Sommige gewassen of rassen kunnen efficiënter fosfor opnemen door bijvoorbeeld een goed ontwikkeld wortelstelsel en/of door een zeer lokale verhoging van de fosforbeschikbaarheid door het uitscheiden van organische zuren en fosfatases (Richardson *et al.*, 2011). Indien het gewas zo meer fosfor kan opnemen, kan het bodemfosforgehalte sneller dalen bij eenzelfde fosforinput. Een studie in de VS toonde over 2 jaar 54% verschil in fosforexport aan tussen verschillende maïsvariëteiten (Eghball *et al.*, 2003).

Vanggewassen kunnen fosfor opnemen uit de bodem en daarna via de gewasresten beschikbaar maken voor het volgende gewas. Als het vanggewas wordt afgevoerd, is sprake van fosforuitmijning. Zonder afvoer blijft het fosforgehalte in de bodem gelijk, al kan gedeeltelijk uitgeloopte fosfor eventueel wel terug naar boven (minder diep in de bodem) gebracht worden bij diepwortelende vanggewassen. Een ander voordeel van vanggewassen is de inbreng van koolstof zonder toevoeging van extra fosfor. Enkele studies wijzen op verhoogde fosforverliezen wanneer groenbemesters worden geteeld (Sharpley *et al.*, 2009). In Vlaanderen werden in kolomuitloogstudies voor vier vanggewassen geen verhoogde verliezen, en voor drie van de vier vanggewassen zelfs verminderde fosforverliezen ten opzichte van het laten braak liggen, geobserveerd (Vanden Nest *et al.*, 2014b). Een Zweedse studie toonde geen vermindering van de fosforverliezen aan door het telen van vanggewassen (Liu *et al.*, 2013). Vries-dooi-cycli deden de fosforverliezen vanuit bodems met vanggewassen zelfs toenemen. Er zijn tussen verschillende vanggewassen grote verschillen in hun mogelijkheid om fosfor vast te houden (Liu *et al.*, 2015).

3 Diermanagement

3.1 Algemeen

Naast het verminderen van de veestapel zijn andere maatregelen binnen diermanagement mogelijk om de fosfordruk te verminderen.

3.2 Graasmanagement

Het is van groot belang het graasvee niet rechtstreeks in contact te laten komen met oppervlaktewater. Graasvee uit grachten en beken houden zou 32 tot 76% van de fosforverliezen kunnen verminderen (Sharpley *et al.*, 2009). Mogelijke maatregelen zijn omheiningen en bruggen over grachten (Schoumans *et al.*, 2011). Fosforverliezen zouden ook beperkt kunnen worden door het vee minder te laten grazen, vooral in de winter. Bodemcompactering, zeker bij drinkplaatsen en toegangen tot de wei, kan immers verliezen via runoff en erosie bewerkstelligen (Haygarth & Jarvis, 1999). Daarom zouden drinkplaatsen geregeld moeten verplaatst worden om deze bodemcompactering te vermijden en wordt de toegang tot de weide best ver van oppervlaktewater geplaatst (Schoumans *et al.*, 2011). Daarnaast is het bemesten van de bodem via directe begrazing zeer heterogeen, en zeker bij regenval is er potentieel veel fosforverlies vanuit de geconcentreerde mesthoopjes (Haygarth & Jarvis, 1999; Garnier *et al.*, 2011). Een experiment in Nieuw-Zeeland toonde aan dat de fosforverliezen bij onbeperkt grazen tot dubbel zo hoog waren in vergelijking met niet grazen of maximaal drie uur per dag grazen (McDowell *et al.*, 2005).

3.3 Aanpakken van puntbronnen

Lokale puntbronnen binnen de landbouw moeten zoveel mogelijk worden weggewerkt. Mestopslag gebeurt best ver van oppervlaktewater en drainage, en bij voorkeur op een verhard oppervlak waarbij het effluent kan opgevangen worden (Schoumans *et al.*, 2011). Ook andere puntbronnen als erfafspoeling en bedrijfswater worden best aangepakt aangezien deze lokale puntbronnen mogelijk een hogere fosforbelasting geven dan de diffuse verliezen vanuit landbouw (Withers *et al.*, 2009).

3.4 Aanpassingen van diervoeding

3.4.1 Principe

Er zit logischerwijs meer fosfor in mest als de dieren meer fosfor opnemen via de voeding (Whitefield *et al.*, 2013). Verlagen van het fosforgehalte in voeder kan dus het fosforgehalte in mest doen afnemen, waardoor met dezelfde mesthoeveelheid minder fosfor op de bodem wordt toegepast (Maguire *et al.*, 2005). Een zo bekomen hogere N:P-verhouding van de mest zal zo beter de N:P-behoefte van planten benaderen waardoor minder fosfor in de bodem ophoopt.

Daarnaast kan de fosforbeschikbaarheid in voeders van varkens en pluimvee verhoogd worden zodat meer fosfor wordt opgenomen door het dier en minder fosfor wordt uitgescheiden. Dit kan door het fytaatgehalte in voeder te verlagen (bijvoorbeeld door maïs met minder fytaatfosfor te geven) of door microbieel fytase aan het voer toe te voegen (Schoumans *et al.*, 2011). Het gebruik van fytase is courant in Vlaanderen.

Dergelijke aanpassingen zijn moeilijker in biologische bedrijven. Fosfaatexcreties zijn in Nederland bijgevolg gemiddeld 25-75% hoger per varken, 17-26% hoger per leghen en 105% hoger voor vleeskuikens in biologische bedrijven in vergelijking met conventionele bedrijven. Fosfaatexcreties zijn per melkkoe gemiddeld 12% lager in biologische bedrijven, maar door de lagere productie is de fosfaatexcretie per kg melk wel 12% hoger dan in conventionele bedrijven (Bikker *et al.*, 2013).

Tabel 1. Fosforbehoefte en het fosforgehalte in het Nederlandse rantsoen (2007) (van Krimpen *et al.*, 2010; van Krimpen *et al.*, 2012) (DS: droge stof)

Diersoort	Fosforbehoefte (g P/kg DS)	Fosfor in rantsoen (g P/kg DS)
Jongvee		
+/- 4 maand	3,4	4,3
+/- 9 maand	2,3	4,3
+/- 16 maand	1,8	4,2
Melkvee		
Droogstaand	2,0	4,2
Productie 20 kg melk/dag	2,5	4,2
Productie 50 kg melk/dag	3,5	4,2
Vleesstieren		
240-400 kg	3,0-3,2	3,6-4,0
400-640 kg	2,2-2,5	3,6-4,0
Kalveren		
+/- 11-17 weken	4,5	4,5
+/- 18-27 weken	4,0	3,9-4,5
+/- 28-34 weken	3,3	3,4-4,3
Varkens		
Zeugen dracht	2,1*	5,0
Zeugen lactatie	3,1*	5,5
Big na spenen	3,2-3,4*	5,4
Vleesvarkens 25-45 kg	2,4*	4,8
Vleesvarkens 45-70 kg	2,1*	4,5
Vleesvarkens 70 kg – slacht	1,9*	4,3
Vleesvarkens 45 kg – slacht	2,0*	4,7
Vleeskuikens		
0-10 dagen	4,0 [§]	5,3
10-30 dagen	3,1 [§]	5,3
30-40 dagen	2,8 [§]	5,3
40-50 dagen	2,7 [§]	5,3
Leghennen		
20-28 weken	3,2 [§]	4,9
28-35 weken	3,0 [§]	4,9
35-55 weken	3,0 [§]	4,9
V.a. 55 weken	2,8 [§]	4,9

*in g verteerbaar P per EW (energiewaarde bij varkens); [§] in g opneembaar P per kg voer

3.4.2 Mogelijke verlagingen in fosforgehalte in voeder

De fosforbehoefte van dieren varieert tijdens hun levensloop. Het variëren van het fosforgehalte in het rantsoen volgens de dierbehoefte kan de fosforexcretie beperken. Door de variatie in fosforbehoefte volgens

leeftijd en ook volgens diersoort (en ras), is het niet eenvoudig om een overzicht van behoeftenormen voor dieren op te stellen. Ook het bepalen van het fosforgehalte in de huidige rantsoenen is daarom niet eenvoudig, zeker omdat rantsoenen bestaan uit verschillende bestanddelen met verschillende fosforgehaltes waarvan het aandeel in het rantsoen kan gevarieerd worden. In Nederland werd een poging gedaan (van Krimpen *et al.*, 2010; van Krimpen *et al.*, 2012): in Tabel 1 staat een beknopt overzicht van de fosforbehoeften en het fosforgehalte in het Nederlandse rantsoen (2007).

Tabel 2. Maximaal fosforgehalte in het volledig diervoeder onder het Vlaamse convenant, gemeten fosforgehaltes in voeders in 2013 en fosfaatexcreties (forfaitair en volgens convenant) (Vlaamse regering, 2011b; Vlaamse regering, 2014) (bron: Bemefa)

Diersoort	Dierklasse	Fosforgehalte (g P/kg droge stof)		Fosfaatexcretie (kg P ₂ O ₅ /dier/jaar)	
		Maximaal in fosforarme voeders	Gemiddeld gemeten in 2013 (min-max)	Convenant	Forfaitair
Varkens	Biggen 7-20 kg	6,0	4,7 (2,9-6,3)	1,22	1,53
	Zeugen incl biggen <7 kg, beren, andere varkens >110 kg	6,0	5,1 (3,6-6,4)	12,0	14,5
	Andere varkens 20- 40 kg	5,0	4,4 (2,0-5,5)	4,76	5,33
	Andere varkens 40- 110 kg	4,5-4,7 ^s	4,2 (2,3-5,1)	4,76	5,33
Pluimvee	Slachtkuikens – Braadkippen fase 1 – tot 2 weken	6,0	5,3 (3,9-6,4)*	0,2	0,26
	Slachtkuikens – Braadkippen fase 2 – vanaf 2 weken	5,0	4,5 (3,4-5,4)*	0,2	0,26
	Slachtkuikens – Braadkippen fase 3 – blancovoeder	4,5	4,1 (2,7-4,9)*	0,2	0,26

^s4,7 voor 2015; 4,5 in 2015-2019

* Enkel fosforarme voeders gemeten

3.4.3 Struikelblokken

Het fosforgehalte in diervoeding mag niet te laag worden zodat de diergezondheid en productiviteit niet in het gedrang komt. De meeste behoeftecijfers bevatten echter reeds een veiligheidsmarge. Runderen kunnen bovendien kortstondige tekorten compenseren door fosfor te mobiliseren uit de botten, zonder nadelige gezondheidseffecten (van Krimpen *et al.*, 2010).

Bij excessen in fosforgehaltes in diervoeding is het niet moeilijk noch duur om de fosforgehaltes in het dieet te verlagen. In Zweden werd deze maatregel uit een lijst van maatregelen geselecteerd als minst dure en meest kosteneffectieve maatregel (Malmaeus & Karlsson, 2010). Echter, blijvend het fosforgehalte verlagen drijft de kostprijs omhoog (Kortstee *et al.*, 2011), waardoor steeds minder fosfor aan vee voeren duurder

wordt (Kortstee *et al.*, 2011; Whitefield *et al.*, 2013). Bijgevolg zijn stimulansen nodig om de fosforgehaltes in voeder te verlagen (zie deel 3.4.4).

3.4.4 Hoe lagere fosforgehaltes in voeder stimuleren?

Wanneer met forfaitaire uitscheidingscijfers per dier gewerkt wordt, zijn er voor de landbouwer weinig stimulansen om de fosfaatefficiëntie te verhogen. Als de gerapporteerde fosfaatexcretie echter afhangt van de reële uitscheiding, kan de landbouwer de kosten van een eventueel mestoverschot terugdringen door te werken aan de fosfaatefficiëntie. Er bestaan verschillende systemen om een hogere fosfaatefficiëntie aan te tonen.

3.4.4.1 Varkens en pluimvee

In Vlaanderen wordt het aantonen van lagere fosforexcretiecijfers voor de pluimvee- en varkenshouderij sinds 1995 mogelijk gemaakt via het laag-fosfor-voeder-convenant, waarvan een nieuw 'Convenant voor Laag-nutriëntenvoeders' van kracht wordt in 2015-2019 (Vlaamse regering, 2011a; Vlaamse regering, 2011b; Vlaamse regering, 2014). Indien de landbouwer pluimvee- of varkensvoeders gebruikt met een fosforgehalte dat onder de norm vastgesteld in de convenant ligt en indien niet meer dan de maximale voederhoeveelheid wordt gegeven, mogen lagere excretiecijfers dan de forfaitaire gebruikt worden bij de mestbankaangifte. Deze lagere excretiecijfers liggen ofwel vast (Tabel 2) of worden berekend met behulp van een regressierechte bij lagere voederhoeveelheden of lagere fosforgehaltes dan het maximum. De maximale fosforvoedergehalten worden in Tabel 2 weergegeven. Het gebruik van deze niet-forfaitaire excretiecijfers bleek in 2010 vooral in de varkenshouderij populair (Tabel 3). In 2013 werd bij gebruik van de nutriëntenbalansstelsels bij varkens in 97% van de gevallen gekozen voor de regressierechte (Vlaamse Landmaatschappij, 2015). Ook bij pluimvee werd grotendeels gekozen voor de regressierechte indien met nutriëntenbalansstelsels werd gewerkt, maar het gebruik daarvan ligt veel lager bij pluimvee (Tabel 3).

Tabel 3. Gekozen nutriëntenbalanssystemen voor fosfor per diersoort in Vlaanderen in 2010 (bron: VLM)

Systeem	Gekozen nutriëntbalanssysteem (%)	
	Pluimvee	Varkens
Forfait	72	22
Convenant	7	15
Regressierechte	22	63
Andere voeders of voedertechnieken	0,05	0,12

Indien altijd met forfaitaire cijfers zou gewerkt worden, zou in 2013 in Vlaanderen op papier 70,4 miljoen kg P_2O_5 dierlijke mest geproduceerd zijn (Vlaamse Landmaatschappij, 2015). Door het gebruik van fosforarme voeding en het bewijs daarvan via de convenant, regressierechte of 'andere voeders of voedertechnieken' (zie verder) is de reële excretie een pak minder: 61,2 miljoen kg P_2O_5 . De varkens van 20-100 kg hadden in 2012 het grootste aandeel in deze reductie (68%) (Vlaamse Landmaatschappij, 2014).

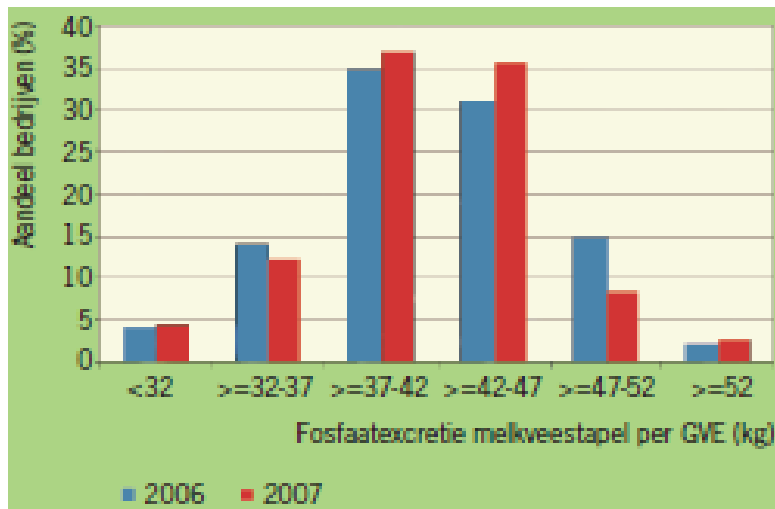
Naast de convenantcijfers of de regressierechte bestaat er in de Vlaamse wetgeving nog een derde systeem om lagere fosforexcreties op het bedrijf aan te tonen. Met het systeem 'Andere voeders of voedertechnieken' (AVVT) worden de reële excretiecijfers (N en P) berekend als het verschil tussen de input en output van N en P in voeders, dieren en strooisel. Cijfers van fosforgehaltes in dieren en voeders kunnen forfaitair

genomen worden of geanalyseerd worden (Vlaamse regering, 2011a). Voeders met laag fosforgehalte en voedertechnieken met hoge fosforefficiëntie worden dus in rekening gebracht. Hoewel dit systeem het meest nauwgezette systeem is, wordt het nauwelijks gebruikt in Vlaanderen (Tabel 3). Een mogelijke reden is dat landbouwers die dit systeem willen gebruiken, het moeten aanvragen, motiveren en minstens 3 jaar gebruiken. In Nederland is een soortgelijk systeem, de 'Stalbalans', wel standaard en verplicht. Er bestaat op het DR-loket (<http://www2.hetInvloket.nl/applicaties/rekenmodule2012/rm5.html>) een gebruiksvriendelijke rekenmodule. Volgens een recente studie die excretiecijfers in de EU-27 vergeleek, is deze input-output balans per bedrijf een accurate schatting (Oenema et al., 2013). De forfaitaire cijfers van fosfaatgehalten in dieren en voeder, benodigd voor de berekeningen, kunnen wel licht verschillen tussen Nederland en Vlaanderen. Zo zit er bijvoorbeeld op papier in Vlaanderen 11,7 g P₂O₅ in 1 kg varken, terwijl dit in Nederland 12,2-14,1 g P₂O₅ is. In Vlaanderen zit dan weer theoretisch 1,4 kg P₂O₅ in een ton snijmaïs, in Nederland is dit 1,6 kg P₂O₅. Andere verschillen zijn te vinden door de Vlaamse wetgeving (Vlaamse regering, 2011a) en de Nederlandse stalbalans (<http://www2.hetInvloket.nl/applicaties/rekenmodule2012/rm5.html>) te vergelijken.

De maximale totale fosforgehaltes van pluimveevoeder voor deelname aan het Vlaams convenant (zie 3.4.4) zijn zo'n 33-40% hoger dan de fosforbehoeften (opneembare fosforgehaltes) (Tabel 1 en Tabel 2). Aangezien de meerderheid van de Vlaamse pluimveehouders geen gebruik maakt van de convenantexcretiecijfers (zie Tabel 3), is het gemiddeld fosforgehalte in pluimveevoeder in Vlaanderen wellicht nog hoger. Een groot deel van de Vlaamse varkenshouders maakt gebruik van de convenantexcretiecijfers (zie Tabel 2 en 4) door het gebruik van fosforarme voeders. Deze voeders hebben een begremsd fosforgehalte, en in realiteit liggen de gemiddelde fosforgehaltes (van alle voeders, niet alleen fosforarme) nog lager dan deze limieten (Tabel 2). Technisch is het verder doen dalen van het fosforgehalte in mengvoeders mogelijk, maar daar staat een meerprijs tegenover. In een Nederlandse studie werd de meerprijs berekend van een reductie van het fosforgehalte van voeder (Kortstee et al., 2011). Voor afnames van het fosforgehalte met 20% was de prijsstijging nooit meer dan 10% (uitzondering: biggenvoer). Er kan ook ingezet worden op meer en krachtiger fytasen, op meer fasen met aangepast fosforgehalte, op hoog energievoer, ... Te sterk inzetten op grondstoffen met weinig verteerbaar fosfor zou nadelig kunnen zijn voor de diergezondheid (Kortstee et al., 2011).

3.4.4.2 Rundvee

In Vlaanderen bestaan er voor rundvee alleen maar forfaitaire excretiecijfers voor de mestbankaangifte. Het bepalen van regressierechten voor runderen is immers veel minder evident dan voor varkens en pluimvee door de variatie in voedersamenstelling. Ook het uitrekenen van een volledige nutriëntenbalans volgens AVVT is moeilijk doordat de nutriëntenstromen niet gesloten zijn door bijvoorbeeld begrazing. Het Mestdecreet laat echter wel toe dat het AVVT-balanssysteem wordt gebruikt bij gesloten systemen, om andere uitscheidingscijfers dan de forfaitaire te bekomen. Aanvragen van landbouwers met mestkalveren worden daarvoor geval per geval bekeken (VLM, persoonlijke communicatie). In Vlaanderen ontbreken dus algemene stimulansen om fosfaatexcreties van rundvee te verlagen. Er zijn nochtans grote verschillen in fosfaatexcreties tussen bedrijven (Figuur 9).



Figuur 9. Fosfaatexcretie melkvee toont grote variaties tussen Nederlandse bedrijven (van den Ham *et al.*, 2010)

In Nederland bestaat wel een uitgebreid systeem om de bedrijfsspecifieke excretie (BEX) te berekenen. Via een 'Excretiewijzer' wordt volgens de rekenregels van de handreiking en met analyse van ruwvoer en voorraadgegevens, de fosfaatexcretie van een bedrijf berekend. In 2012 namen meer dan 74% van de veehouders deel aan deze vrijwillige regeling. De bedrijfsspecifieke excretie kan gemakkelijk meer dan 10% lager liggen dan de forfaitaire excretie (van den Ham *et al.*, 2011).

Het fosforgehalte in het veerantsoen verlagen, kan door het aandeel kuilmaïs te verhogen, aangezien kuilmaïs minder fosfor bevat dan gras. Naast minder gras geven of minder bemesten (waardoor het gras minder fosfor opneemt), kan ook het fosforgehalte in krachtvoer verminderd worden. Het fosforgehalte in krachtvoer kan van standaard 5 g P/kg droge stof (De Brabander *et al.*, 2011) dalen naar 3,0 g P/kg droge stof (van Krimpen *et al.*, 2010; van Zijlen, 2011). Dit brengt echter een meerkost van ongeveer 1€ per 100 kg krachtvoer met zich mee (Evers *et al.*, 2009), waardoor het belangrijk is dat er een compensatie tegenover staat.

3.4.5 Resultaten van verbeterd voeder voor het leefmilieu

In een algemene review werd vastgesteld dat het totale fosforgehalte in mest afnam door bovenstaande dieetaanpassingen (Maguire *et al.*, 2005). Ook het wateroplosbare fosforgehalte, welke het meest onderhevig is aan fosforverliezen richting water, daalde over het algemeen. Bijgevolg kunnen positieve gevolgen van dieetaanpassingen voor het watersysteem verwacht worden. Fosforconcentraties in runoff en fosforbodemgehalten waren in tal van experimenten kleiner indien mest geproduceerd met een aangepast dieet werd toegepast op een bodem (Maguire *et al.*, 2005). Er zijn echter ook veel studies die geen significante verschillen tussen fosforverliezen na het toepassen van mest van dieren met en zonder dieet waarnamen, maar dit kan ook te verklaren zijn door het kleine aandeel van één fosforbemesting ten opzichte van de totale fosforhoeveelheid in een bodem (zie deel 1 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015a)) en de bijgevolg beperkte impact van één bemestingsdosis op fosforverliezen uit een bodem (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). Bij langdurige aangepaste bemesting zullen de verschillen duidelijker worden.

4 Bodemanagement

4.1 Ploegen en bewerken

Ploegen heeft zowel een positief als een negatief effect op fosforverliezen. Door niet te ploegen worden erosieverliezen en de bijkomende fosforverliezen beperkt (Haygarth & Jarvis, 1999). Zo zou in Scandinavië het totale fosforverlies op kleibodems 10 tot 80% dalen bij niet-kerend bewerken versus ploegen (Ulén *et al.*, 2010). Het effect is groter voor bewerkingen in de herfst dan in de lente, omdat in de lente de opkomst van het gewas erosiebeperkend werkt (Kronvang *et al.*, 2005; Ulén *et al.*, 2011a). Bewerkingen in de lente eerder dan in de herfst krijgen de voorkeur door de mogelijke erosieverliezen tijdens de winter. Voor zwaardere bodems wordt wel een oppervlakkige bewerking in de late herfst aangeraden (Ulén *et al.*, 2011b).

Niet-kerend bewerken heeft echter als nadeel dat er aan het bodemoppervlak een zeer fosforrijke laag wordt gevormd, waardoor de opgeloste fosforconcentratie in runoff tot vier keer kan toenemen (Ulén *et al.*, 2010). Indien een dergelijke laag zich gevormd heeft, is het toch interessant om te ploegen om deze laag te mengen met diepere minder fosforrijke lagen. Zo werden fosforverliezen vanuit een Zwitsers permanent grasland gereduceerd na ploegen, een effect dat veel sterker was dan het effect van het stoppen met bemesten (Schärer *et al.*, 2007). In deze optiek zou ook zeer diep ploegen de fosforuitloging kunnen verminderen, doordat de fosforrijke bovengrond gemengd wordt met fosforarme ondergrond (Schoumans *et al.*, 2011). Bovendien kunnen door ploegen gevormde macroporiën verwijderd worden, waardoor ze niet meer kunnen functioneren als kanalen voor snelle preferentiële stroming en verliezen (Ulén *et al.*, 2011c).

In experimenten op vijf sites in Zuid-Noorwegen bleek dat niet ploegen in de herfst de fosforverliezen op bodems met een medium tot sterk erosierisico 66-76% reduceerde. Bij bodems met een laag erosierisico daalde het bodemverlies wel (22%), maar nam het fosforverlies toe (Kronvang *et al.*, 2005). Dit benadrukt het belang van een lokale specifieke aanpak.

4.2 Beperking van erosie en oppervlakkige afstroming

Erosie kan beperkt worden door niet-kerende grondbewerking (zie deel 4.1), onderhouden van het organisch koolstofgehalte, aanleggen van grasbufferstroken,... Ook het vermijden van braak liggen, bijvoorbeeld door de inzaai van groenbedekkers, kan erosie en bijgevolg fosforverliezen beperken (Schietecatte, 2006; Claeys *et al.*, 2007; Peeters *et al.*, 2009). Ook oppervlakkige afstroming van fosfor kan gereduceerd worden door groenbedekkers omdat deze de infiltratiecapaciteit van de bodem verhogen. Verbetering van de structuur van de bodem draagt eveneens bij tot een beperking van de oppervlakkige fosforverliezen (Schoumans *et al.*, 2012).

4.3 Bodemverbeterende middelen of andere toevoegingen

4.3.1 Algemeen

Toevoegen van bodemverbeterende of andere middelen kan het totale fosforgehalte in de bodem niet doen dalen, maar kan wel de vastleggingscapaciteit van de bodem verhogen. Hierdoor kan fosfor beter vastgelegd worden door de bodem waardoor de verliezen gereduceerd worden. Het is hierbij belangrijk dat de verhoging van de vastleggingscapaciteit geen tijdelijk fenomeen is, omdat de verliezen anders gewoon

uitgesteld worden in de tijd. Deze fosforvastleggende componenten kunnen ofwel rechtstreeks in de bodem ingewerkt worden, ofwel eerst gemengd worden met mest die daarna op de bodem wordt toegepast (zie 1.7).

Het toevoegen van kalk kan niet alleen een verlagend effect hebben op bodemfosforverliezen (Svanbäck *et al.*, 2014), afhankelijk van de bodemeigenschappen zijn ook toenames in fosforverliezen mogelijk (Murphy & Stevens, 2010). Gipstoediening kan ook de fosforverliezen sterk reduceren, al kan het effect na enkele jaren wegebben. Een mogelijk ongewenst neveneffect is zwaveluitloging (Kirjalainen *et al.*, 2013).

Uit bodem- en serre-experimenten blijkt dat de fosforbeschikbaarheid en de mogelijke fosforverliezen vanuit drijfmest en kippenmest kunnen beperkt worden door het toevoegen van biochar aan de bodem of aan de mest (Condrón *et al.*, 2013; Vandecasteele *et al.*, 2014). Mogelijk wordt fosfor vastgelegd door calcium, aanwezig in biochar (Vandecasteele *et al.*, 2014). Het is echter onduidelijk of de effecten ook op veldschaal zullen waargenomen worden. Een voordeel van biochar ten opzichte van toevoeging van ijzer- en aluminiumhoudende componenten (zie 4.3.2) is dat bij biochar ook koolstof wordt toegevoegd.

4.3.2 Ijzer- en aluminiumhoudende componenten

Een duidelijk verhoging van de fosforvastleggingscapaciteit kan bekomen worden door toevoegen van ijzer- of aluminiumhoudende componenten. Deze componenten kunnen zuivere chemische producten zijn zoals AlCl_3 , ijzer(hydr)oxide, aluminium- of ijzersulfaat, ... , maar ook mineralen (olivijn, biotiet, ...) en restproducten zijn mogelijk (Chardon & Dorioz, 2010). Populaire producten zijn ijzerslib en ijzerzand, restproducten van waterbehandelingen.

Testen met dergelijke materialen zijn vooral op laboschaal uitgevoerd. Vaak worden daarbij verschillende materialen getest. In de VS werd naast gips ook restproduct van waterbehandeling geselecteerd wegens het sterk verlagen van de waterextraheerbare fosforconcentratie (Callahan *et al.*, 2002). In Vlaanderen konden olivijn, biotiet en ijzerslib de fosforconcentratie in percolerend water door een kleine kolom gevuld met fosfaatverzadigde bodem het sterkst doen dalen (De Bolle, 2013).

Het aantal experimenten op veldschaal is beperkter. In een Nederlandse veldproef bleek de fosforconcentratie in het bodemvocht van een sterk fosfaatverzadigde bodem met 65-95% gedaald te zijn na toevoeging van 0,2% ijzeroxide (Schoumans & Kruijne, 1995). In Nederland ligt momenteel ook een veldproef aan waarbij ijzerslib en aluminiumslib aan een bodem werden toegevoegd in het kader van natuurontwikkeling (Wim Chardon van Wageningen UR, persoonlijke communicatie). In Zwitserland werd op 2 proefvelden aangetoond dat het toevoegen van ijzeroxide (0,2% $\text{FeSO}_4 + \text{Ca(OH)}_2$) resulteerde in sterke reducties van de opgeloste fosforconcentratie (71-94%) en significante dalingen van de fosforverliezen via runoff (Schärer *et al.*, 2007). De wateroplosbare fosforconcentratie daalde met meer dan 60% in twee proefvelden in de VS na toevoeging van een aluminiumgebaseerd waterbehandelingsrestproduct, en zelfs 7,5 jaar na toediening was de opgeloste en beschikbare fosforconcentratie in runoff en uitloging meer dan 50% lager (Agyin-Birikorang *et al.*, 2007). Ook op een andere locatie in de VS resulteerde toediening van een aluminiumgebaseerd waterbehandelingsrestproduct in dalingen van de fosforconcentraties in runoff (Haustein *et al.*, 2000). In Nieuw-Zeeland daalde de fosforconcentratie in de bodemoplossing significant na toepassen van aluin (aluminiumsulfaten) met een dosis van 50 kg Al/ha (McDowell, 2015).

Deze fosforvastleggende componenten kunnen ook eerst aan de mest toegediend worden vooraleer ze op de bodem toegepast worden. Zo werden substantiële reducties (53-73%) in fosforconcentraties in waterextracten en runoff geobserveerd na toevoegen van aluminiumchloride aan varkensdrijfmest voor bemesten (Smith *et al.*, 2004). Aluin reduceerde in verschillende studies de fosforconcentraties in waterextracten en runoff sterker dan andere materialen (vaak meer dan 80%) na toevoeging aan varkens-, kippen- of rundermest (Shreve *et al.*, 1996; Sistani *et al.*, 2006; O' Flynn *et al.*, 2012; Brennan *et al.*, 2012). Ook toevoeging van bauxiet aan kippen- of rundermest zou sterke dalingen van de wateroplosbare fosforconcentratie in mest (40-70%) en bodem (58-95%) veroorzaken (Wang, 2013).

Aangezien toevoeging van ijzer- of aluminiumcomponenten resulteert in een daling van de fosforconcentratie in het bodemwater, wordt de vraag gesteld of deze toedieningen geen gevolgen hebben voor de fosforbeschikbaarheid voor de plant en bijgevolg de gewasopbrengst. Volgens een potproef zouden bij de in de praktijk waarschijnlijk maximaal benodigde hoeveelheid ijzerhydroxide (0,2% Fe) geen opbrengstverliezen optreden (Schoumans & Kruijne, 1995). Dit is wellicht sterk afhankelijk van de initiële bodemfosfortoestand. Toediening van aluin, toegevoegd aan kippenmest, had geen negatieve impact op de opbrengst en fosforopname door het gewas in vergelijking met kippenmest zonder aluin ondanks de grote verschillen in de wateroplosbare fosforconcentratie (Sistani *et al.*, 2006), zelfs indien deze toediening al 4 jaar toegepast werd (Warren *et al.*, 2006).

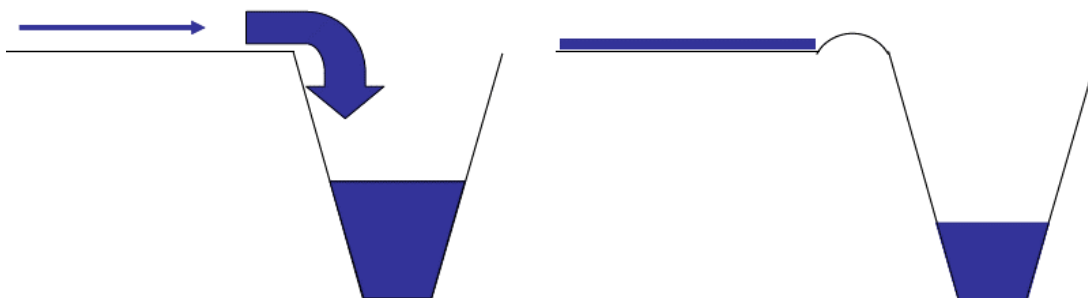
Momenteel is geen van bovenstaande producten opgenomen in Bijlage 1 van het Koninklijk besluit van 28 januari 2013 betreffende het in de handel brengen en het gebruiken van meststoffen, bodemverbeterende middelen en teeltsubstraten (Anon., 2013a). Indien fosforvastleggende componenten onder deze categorieën zouden vallen, moet daarom eerst een aanvraag tot ontheffing ingediend worden bij de Federale overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu. Indien het product een afvalstof is, moet daarvoor bij OVAM ook nog een statuut van secundaire grondstof aangevraagd worden.

Het is belangrijk dat de componenten veilig kunnen toegepast worden. Het gehalte aan zware metalen in het ijzerzand en ijzerslib (restproduct waterbehandeling) zou lager zijn dan de Nederlandse normen, met uitzondering van cadmium (Koopmans *et al.*, 2010). Er is vaak terughoudendheid om aluminiumbevattende stoffen aan de bodem toe te dienen, uit schrik voor aluminiumtoxiciteit die kan optreden indien aluminium vrijkomt bij lage bodem-pH. Ijzerbevattende componenten hebben het nadeel dat ijzer gereduceerd kan worden bij zuurstoftekort en daarbij de vastgelegde fosfor terug kan vrijgeven.

5 Landbouwwatermanagement

5.1 Blokkeren maaiveldafvoer

Water dat over het bodemoppervlak stroomt, kan fosfor in opgeloste vorm (oppervlakkige afvoer) en op bodempartikels (erosie) van het perceel naar het oppervlaktewater transporteren. Deze snelle instroom via maaiveldafvoer kan door verschillende maatregelen beperkt worden. Zo kan het aanleggen van kleine wallen langs grachten en sloten de snelheid van het water sterk afremmen waardoor sedimentatie van fosforpartikels kan optreden en infiltratie van het water in bodemlagen mogelijk is (Figuur 10) (Schoumans, 2011b). Mogelijke nadelen zijn de natte toestand van de percelen (moeilijk bewerkbaar) en mogelijke anaerobe omstandigheden waardoor fosfor kan vrijkomen van gereduceerde ijzeroxiden. De aanleg van een bezinkgreppel vlak voor de wal kan een oplossing vormen (Noij *et al.*, 2006). Een ander alternatief is de installatie van een sedimentatiebox waarin het afstromende water terechtkomt. Het getransporteerde fosforrijke materiaal kan hierin afgezet worden en verwijderd worden (Schoumans, 2011e). Ook grasbufferstroken kunnen de snelheid van de maaiveldafvoer afremmen en sedimentatie bewerkstelligen (Schoumans, 2011a). Volgens modelberekeningen met typische Nederlandse hydrologische situaties bleek het blokkeren van de maaiveldafvoer een duidelijk reducerend effect te hebben op de fosforbelasting van oppervlaktewater, tot 10-40% op zandgronden (van Bakel *et al.*, 2008; Noij *et al.*, 2008).

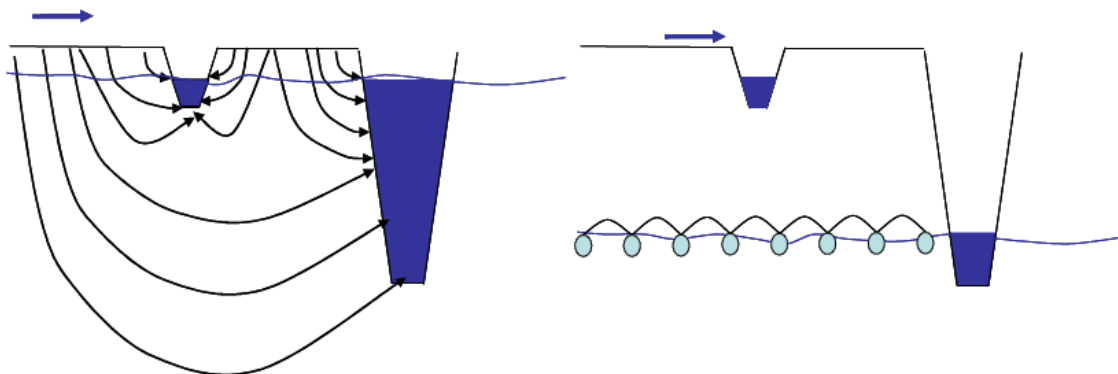


Figuur 10. Schematische voorstelling van de impact van wallen langs een gracht op de waterstroming (links: zonder wal, rechts: met wal) (Schoumans, 2011b)

5.2 Artificiële drainage

5.2.1 Conventionele drainage

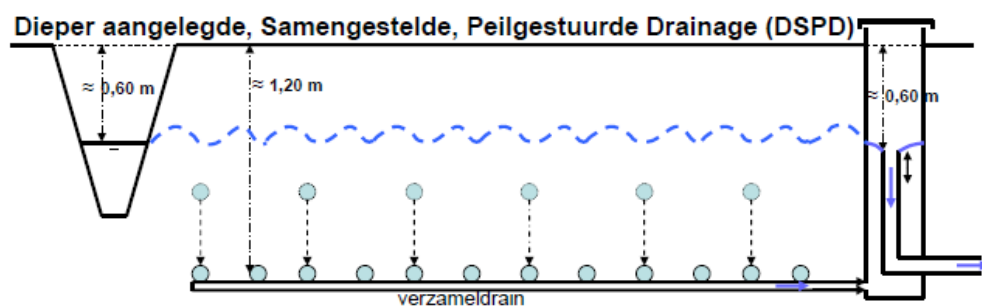
In vlakke gebieden heeft het suboppervlaktransport een grote bijdrage aan de fosforverliezen richting oppervlaktewater (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). Indien het grondwaterniveau zich tot in de bovenste fosforrijke bodemlagen bevindt, kunnen snel fosforverliezen vanuit de bodem naar het oppervlaktewater via suboppervlaktransport plaatsvinden. Artificiële drainage kan het grondwaterniveau verlagen waardoor dit transport gereduceerd kan worden (Figuur 11). In een modelonderzoek met verschillende typische hydrologische situaties in Nederland, bleken de fosforverliezen na aanleggen van conventionele drainage sterk gereduceerd (van Bakel *et al.*, 2008). Bij lagere grondwaterstand moet het water een langere transportroute afleggen waardoor fosfor meer kans heeft op vastlegging door de bodem (Schoumans, 2011d).



Figuur 11. Schematische voorstelling van de impact van artificiële drainage (figuur rechts) op de waterstroming (Schoumans, 2011d)

5.2.2 Peilgestuurde drainage

Bij peilgestuurde drainage is het mogelijk om het niveau van het grondwaterpeil te variëren en om het grondwater op een lager niveau te brengen in vergelijking met conventionele drainage (Figuur 12). Een diepere grondwatertafel in de winter verlengt het transport in de bodem waardoor nog meer fosforretentie in de bodem kan optreden en fosforverliezen gereduceerd kunnen worden (Schoumans, 2011c). Een hogere grondwatertafel in het voorjaar en in de zomer, gereguleerd in een verzamelput via het Systeem Van Iersel, kan zorgen voor een goede vochtvoorziening voor het gewas, waardoor een optimale opbrengst en een grote fosforafvoer via het gewas bekomen wordt (Noij *et al.*, 2006).



Figuur 12. Peilgestuurde drainage (van Bakel *et al.*, 2008)

Het zal vooral van de praktijksituatie afhangen of peilgestuurde drainage kan bijdragen tot verminderde fosforverliezen. Indien de grondwaterstand hoger wordt gehouden dan bij conventionele drainage, zullen eerder verhoogde fosforverliezen optreden, terwijl theoretisch wel reducties van 45% mogelijk zijn bij zandige gebieden indien de grondwatertafel naar beneden kan gehaald worden (van Bakel *et al.*, 2008; Noij *et al.*, 2008). Ook in kleigronden zijn theoretisch positieve effecten mogelijk indien door de lagere grondwaterstand de oppervlakkige afstroming afneemt (Massop & Noij, 2012). In de praktijk werd op een Nederlandse kleigrond echter geen verminderde fosforafspoeling waargenomen indien overgeschakeld werd van conventionele naar peilgestuurde drainage (er werden geen diepere drains gebruikt). De drainageafvoer verminderde wel, maar dit werd gecompenseerd door extra afvoer van ondiep grondwater en oppervlakkige afstroming (Rozemeijer *et al.*, 2012). In de VS werd door peilgestuurde drainage wel 63% minder opgeloste P en 50% minder totale P verloren in vergelijking met conventionele drainage (Kröger *et al.*, 2013).

5.3 Transportroute naar oppervlaktewater langer maken

Hoe langer de transportroute van water dat fosfor bevat naar het oppervlaktewater, hoe meer mogelijkheden er zijn voor retentie van fosfor en bijgevolg reductie van de fosforbelasting. De transportroute kan langer gemaakt worden door het grondwaterpeil te verlagen via drainage (zie deel 5.2). In de situatie waarbij het drainagesysteem de grondwaterstand niet verlaagt ten opzichte van de uitgangssituatie, kunnen fosforverliezen met een drainagesysteem wel hoger zijn. In vergelijking met de bodem is er in drainagebuizen namelijk nauwelijks mogelijkheid tot fosforvastlegging, waardoor als het ware een 'snelweg' voor fosfor naar het oppervlaktewater voorhanden is (Heathwaite, 1997). In deze situatie kan het aangeraden zijn om drainage op te heffen.

Een andere mogelijkheid om de transportroute langer te maken is via het dichten van greppels en het dempen van sloten, welke ook snelwegen voor fosfor zijn richting oppervlaktewater. Fosforconcentraties in deze greppels en sloten zijn vaak hoog (Schoumans & Kruijne, 1995). Er moet wel op gelet worden dat deze maatregel de oppervlakkige afvoer van fosfor niet doet toenemen (Willems *et al.*, 2004).

De transportroute naar het oppervlaktewater wordt automatisch langer gemaakt indien verder van de waterloop bemest wordt. Bemestingsvrije bufferstroken (zie hoofdstuk 6) kunnen een minimale afstand tussen de bemesting en de waterloop opleggen.

6 Bufferstroken

6.1 Definitie

Bufferstroken zijn begroeide stroken langs waterwegen met een ander beheer dan het aangrenzende landbouwgebied (Schoumans *et al.*, 2011). Bufferstroken kunnen verschillende doelen dienen: beperken van de toevoer van nutriënten, sediment en gewasbeschermingsmiddelen naar het oppervlaktewater, stabiliseren van oevers, verbeteren van waterberging, vormen van landschappelijke meerwaarde en een corridor of habitat voor fauna en flora (met een mogelijke impuls voor functionele agrobiodiversiteit) (Debien *et al.*, 2012). In dit hoofdstuk wordt hoofdzakelijk ingegaan op het beperken van de toevoer van nutriënten, sediment en gewasbeschermingsmiddelen naar het oppervlaktewater, en dit in Vlaanderen.

6.2 Bufferstroken in Vlaanderen

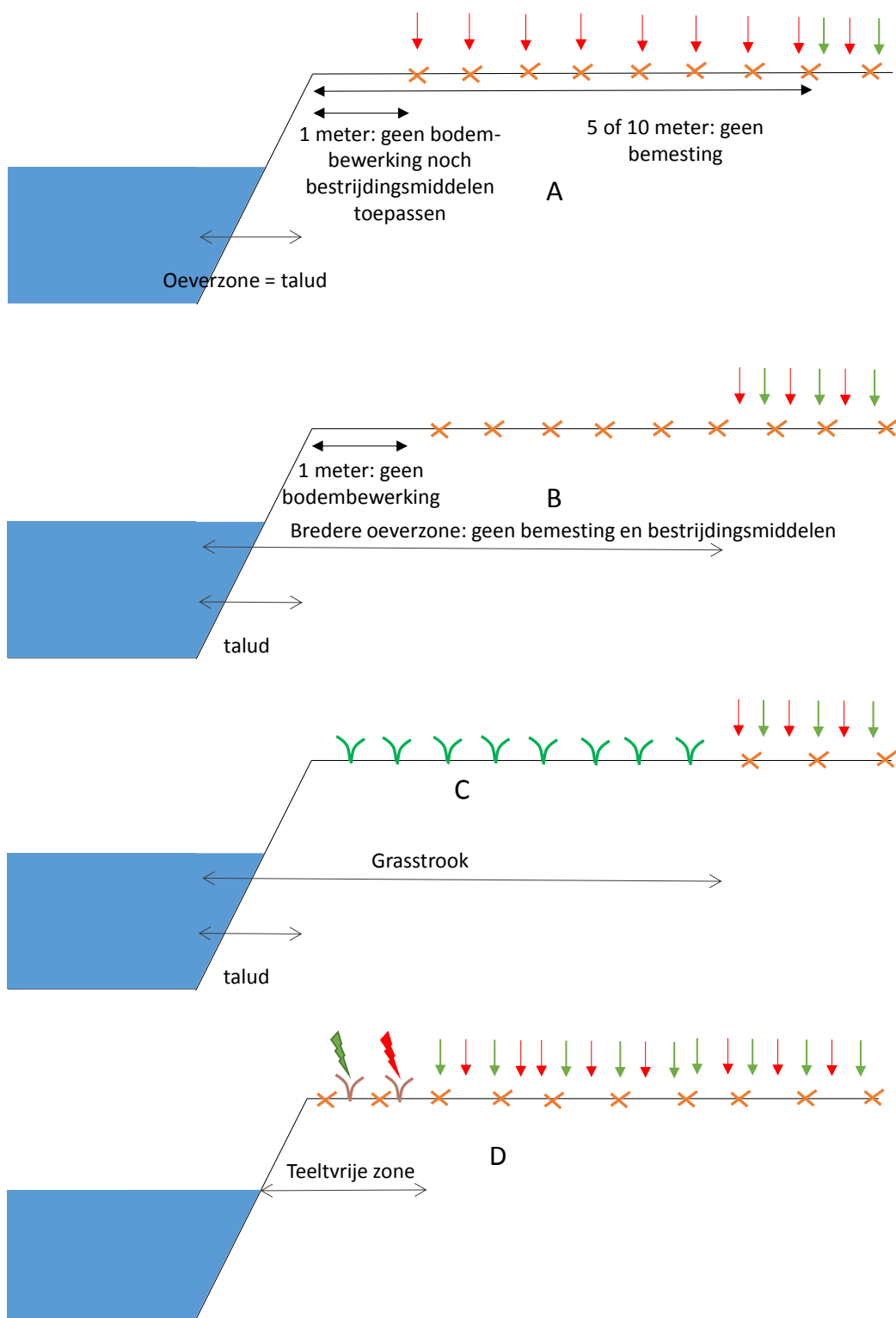
6.2.1 Decreet Integraal Waterbeleid en Mestdecreet

Het woord 'bufferstrook' of 'bufferzone' komt niet voor in het Decreet Integraal Waterbeleid (DIWB) (Anon., 2003) en het Mestdecreet (Anon., 2011a). Volgens het DIWB is een oeverzone de strook land vanaf de bodem van de bedding tot ten minste het begin van het omgevende maaiveld of de kruin van de berm (talud) (zie Figuur 13). In de meeste gevallen omvat de oeverzone enkel het talud (A in Figuur 13). Als met het oog op de natuurlijke werking of het natuurbehoud, of de bescherming tegen erosie of inspoeling van sedimenten, bestrijdingsmiddelen of meststoffen een bredere oeverzone (breder dan het talud) nodig is, wordt die op gemotiveerde wijze afgebakend in het stroomgebiedbeheerplan (B in Figuur 13). Dit werd toegepast op een aantal plaatsen zoals aan de Dijle in de buurt van Leuven en aan de Molenbeek in Oosterzele (Debien *et al.*, 2012). In de voorlopige stroomgebiedbeheerplannen voor 2016-2021 worden oeverzoneprojecten voorzien om ook op andere plaatsen uitgebreide oeverzones af te bakenen.

De beperkingen voor bemesting en bestrijdingsmiddelen zijn licht anders geformuleerd in het DIWB en het Mestdecreet (Tabel 4).

6.2.1.1 DIWB

Indien de oeverzone enkel het talud omvat, is bemesting (met uitzondering van directe bemesting door begrazing) verboden 5 meter landinwaarts vanaf de bovenste rand van het talud, of 10 meter in het Vlaamse Ecologisch Netwerk (VEN) of bij een helling (niet gespecificeerd). Er mogen geen bodembewerkingen of bestrijdingsmiddelen worden toegepast binnen een meter van de bovenste rand van het talud (A in Figuur 13). Bij een oeverzone breder dan het talud geldt dezelfde beperking voor bodembewerking als voor een talud-oeverzone: 1 meter vanaf het talud. De beperking van bemesting en bestrijdingsmiddelen is wel anders: deze zijn enkel verboden binnen de oeverzone zelf, en dus niet 1, 5 of 10 meter buiten de oeverzone. Naargelang de breedte van de bredere oeverzone kunnen de beperkingen dus over grotere of kleinere afstanden gelden in vergelijking met een talud-oeverzone (B in Figuur 13). In het DIWB wordt van deze beperkingen gesproken voor alle oppervlaktewaterlichamen.



Figuur 13. Beperkingen van bemesting, bodembewerking en gewasbeschermingsmiddelen voor verschillende bufferstroken: A) Binnen het Vlaamse Decreet Integraal Waterbeleid voor een oeverzone gelijk aan het talud, zoals ook vastgelegd in het Vlaamse Mestdecreet; B) voor een bredere oeverzone zoals omschreven in het Vlaams Decreet Integraal Waterbeleid; C) voor grasstroken onder het Vlaamse PDPO III; en D) voor de Nederlandse teeltvrije zone. Toegestane bodembewerking is weergegeven met een oranje kruis, toegestane bestrijdingsmiddelen met een rode pijl, toegestane bemesting met een groene pijl (bliksemschicht indien enkel pleksgewijs toegelaten). Gras als verplicht gewas is weergegeven met een groene V, een verplicht ander gewas of geen gewas met een bruine V.

6.2.1.2 Mestdecreet

In het Mestdecreet wordt geen onderscheid gemaakt tussen oeverzones gelijk of breder dan het talud. Hier geldt voor alle bevaarbare waterlopen en onbevaarbare waterlopen van eerste, tweede en derde categorie een bemestingsverbod (met uitzondering van directe bemesting door begrazing) van

- 5 meter van de bovenste rand van een waterloop
- 10 meter van de bovenste rand van het talud indien gelegen in VEN of grenzend aan een helling (hier wel gedefinieerd als >8%)

Let wel: deze oppervlakte mag wel meegerekend worden in het totaal te bemesten oppervlak van het perceel. De totale bemesting zal daarom niet verminderen door deze bemestingsvrije zone.

Tabel 4. Verschillen in bepalingen van bemestingsbeperking naast waterlopen in het DIWB en het Mestdecreet

	DIWB	Mestdecreet
Oeverzone	Talud of verbrede oeverzone	Enkel 'bovenste rand' van waterloop of talud vermeld
Betrokken waterlichamen	Alle waterlichamen	alle (bevaarbare en onbevaarbare) waterlopen van eerste, tweede en derde categorie
Breedte bemestingsbeperking	5-10 meter of verbrede oeverzone	5-10 meter

Onder de bepalingen van het DIWB bestaat er bijgevolg geen duidelijk afgelijnde bufferzone. In het Mestdecreet wordt ook 'bufferstrook' niet gebruikt, maar in praktijk wordt de term 'bemestingsvrije strook' gebruikt waarmee de zone van 5 of 10 meter breed aangeduid wordt waar geen bemesting is toegestaan. Onder de verschillende types bufferstroken besproken in de Vlaamse studie van Cuppens *et al.* (2012) komt geen type 'bemestingsvrije strook' voor zoals bepaald in het DIWB en het Mestdecreet. De bufferstroken besproken in de studie hebben minimaal een alternatief cultuurgewas, terwijl dit niet het geval is voor een DIWB/Mestdecreet-'bufferstrook', hier wordt uitgegaan van hetzelfde gewas in de bufferstrook als op het perceel.

6.2.2 Gewasbeschermingsmiddelen

Onder de Vlaamse wetgeving (DIWB) moet een afstand van 1 meter (of groter bij een verbrede oeverzone) in acht genomen worden van waterlichamen (zie hoger). Echter, onder de federale wetgeving gelden bufferstroken van 1 tot 200 meter, afhankelijk van het gewasbeschermingsmiddel, de gebruikte techniek en de driftreducering (www.fytoweb.fgov.be).

6.2.3 Beheersovereenkomst

Onder PDPO III kunnen vergoedingen gekregen worden voor de vrijwillige aanleg en onderhoud van (gemengde) grasstroken langs kwetsbare landschapselementen (Ministerieel Besluit 03/04/2015). Deze beheersovereenkomsten vallen onder de beheerdoelstelling perceelsrandenbeheer, die de bescherming van kwetsbare elementen beoogt tegen de oppervlakkige afstroming van nutriënten en de drift van

bestrijdingsmiddelen, maar ook het voorzien in nectar en pollen voor bestuivers door de aanleg van bloemenstroken (functionele agrobiodiversiteit) langs kwetsbare elementen.

De strook moet gemiddeld tussen de 6 en 12/18 meter breed zijn (over de volledige lengte minstens 5 meter breed) en gelegen langs een kwetsbaar landschapselement (zie Figuur 13C). De kwetsbare elementen zijn onder andere alle VHA-waterlopen (VHA= opgenomen in de Vlaamse Hydrologische Atlas), niet-VHA grachten met waardevolle vegetatie (riet, moerasvegetatie), bronbeken, grachten met actief peilbeheer (met als doel oppervlaktewater vertraagd af te voeren) en poelen. De 'grasstrook 15 juni' mag enkel op akkerland aangelegd of onderhouden worden (geen grasland). Binnen de strook zijn bemesting, bodemverbeteraar, bestrijdingsmiddelen en bodembewerking verboden. Het gewas, gras of een goedgekeurd mengsel, mag maar beperkt gemaaid of geklepeld worden.

De belangrijkste verschillen met de DIWB/Mestdecreet-bufferstroken zijn:

- Het oppervlak van de perceelsrand moet afgetrokken worden van het perceelsoppervlak voor de berekening van het bemestbaar oppervlak, zodat er in totaal minder kan bemest worden. Dit is niet het geval voor de DIWB/Mestdecreet-bufferstrook
- Voor perceelsrandenbeheer moet verplicht gras of een goedgekeurd mengsel geteeld worden, voor DIWB/Mestdecreet zijn er geen teelt- of vegetatieverplichtingen
- Beperkingen voor maaien en klepelen (hoeveelheid en data)
- De strook waar bestrijdingsmiddelen verboden zijn, is breder dan 1 meter vanaf het talud
- De strook waar bemesting (ook begrazing) verboden is, is breder dan 5 meter vanaf het talud
- De strook waar bodembewerking verboden is, is ruimer dan 1 meter vanaf het talud
- Bodemverbeteraar is verboden
- Andere activiteiten zijn verboden

6.3 Andere bufferstroken

6.3.1 Beperking van bemesting in andere landen

Ook in andere landen en regio's zijn er verplicht beperkingen van bemesting rond waterlichamen, vaak in het kader van de Nitraatrichtlijn (Anon., 1991). Een lijst van de beperkingen is te vinden in Bijlage 1: Bufferzonewetgeving in Europa. De breedte van deze zone varieert sterk: van 0,5 m tot 500 m. De breedte hangt af van het type bemesting (meestal breder voor dierlijke mest dan voor kunstmest), het watertype (meestal breder voor grotere waterlichamen), de kwetsbaarheid van het gebied en/of de helling van het perceel. Soms is de regelgeving enkel geldig in Nitraat Kwetsbaar Gebied (NKG) of daarbuiten voor landbouwers die deelnemen binnen een Agri-Environmental Programme (AEP).

6.3.2 Nederland

Een speciale vermelding geniet de regelgeving in Nederland. Deze is opgenomen in het Activiteitenbesluit milieubeheer en betreft 'teeltvrije zones' (Anon., 2014a). De teeltvrije zone ligt tussen de insteek van een oppervlaktewaterlichaam (= bevat water tussen 1 april en 1 oktober) en het hart van de buitenste planten van de te telen gewassen (Figuur 13D).

In de teeltvrije zone wordt geen gewas of niet hetzelfde gewas als op de rest van het perceel geteeld (uitzondering: grasland). In de teeltvrije zone mogen geen gewasbeschermingsmiddelen worden gebruikt, tenzij dit pleksgewijs gebeurt (strijkstok, mankar of afgeschermd handspuit). De breedte van de zone varieert van 0 meter (biologisch, gebruik emissiescherm) over 0,25 meter (gras en granen), 0,50 meter (overige gewassen), 1-1,5 meter (bollen en groenten), 5 meter (op- of zijwaarts bespoten boomkwekerijgewassen) en afhankelijk van de gebruikte bespuitingstechniek (Anon., 2014a). Bij ecologisch waardevolle beken is de breedte 5 meter.

In de teeltvrije zone mogen geen meststoffen gebruikt worden, tenzij voor het pleksgewijs bemesten van een vanggewas. In de strook naast de teeltvrije zone moet gebruik gemaakt worden van een voorziening die de verspreiding van bladbemesting, korrelvormige of poedervormige meststoffen richting oppervlaktewaterlichaam verhindert. Voor gras (en gras met boomkwekerijgewassen of fruitbomen) geldt een bemestingsvrije strook van 0,25 meter, voor braakliggend terrein is dit 0,5 m.

Grote verschillen tussen de teeltvrije stroken in Nederland en de bemestingsvrije stroken in Vlaanderen (DIW en Mestdecreet, zie hoger) zijn dus (Figuur 13):

- Veel kleinere bemestingsvrije breedtes in Nederland (0,25-0,5 meter), tenzij voor ecologisch waardevolle beken (5 meter)
- Binnen de bemestingsvrije zones mag in Nederland nog pleksgewijs bemest (en bespoten) worden, in Vlaanderen niet.
- In Nederland: algemeen geldend voor oppervlaktewaterlichamen; in Vlaanderen: enkel voor bevaarbare waterlopen en onbevaarbare waterlopen categorie 1, 2 en 3 (Mestdecreet). Bovendien telt Nederland relatief veel meer waterlopen dan Vlaanderen.
- Slechts 1 breedte voor gewasbeschermingsmiddelen in Vlaanderen (1 meter), wel variërend in de nationale Belgische wetgeving, ook variërend in Nederland
- In Nederland moet er een ander (of geen) gewas geteeld worden (uitzondering voor gras), in Vlaanderen zijn er geen gewasbeperkingen.

6.3.3 Meer uitgebreide bufferstroken

Er kan bij bufferstroken verder gegaan worden qua maatregelen dan louter het beperken van bemesting en bestrijdingsmiddelen. Een eerste mogelijkheid is het gebruik van een aangepast gewas. Dit kan gras zijn (zoals in de Vlaamse beheersovereenkomst grasstroken, zie 6.2.1.2), braaklegging (mogelijk in Nederland) of zelfs bomen. Andere mogelijke aanpassingen zijn het reliëf en de vochttoestand. Zo bestaan er bufferstroken als een drasberm, plasberm, flauwe oever, langsracht, moerasstroken,... (Debien *et al.*, 2012).

6.4 Functies, processen en effecten

6.4.1 Functies

Bufferstroken kunnen verschillende functies uitoefenen (Cuppens *et al.*, 2012). In dit hoofdstuk wordt vooral ingegaan op de milieufuncties: beperken van de toevoer van N, P, gewasbeschermingsmiddelen (GBM) en sediment naar water, omdat deze sterk met elkaar verbonden zijn. Er wordt minder rekening gehouden met de natuurfuncties van bufferstroken zoals extra ruimte voor waterberging, verhoging natuurwaarde en (functionele agro-)biodiversiteit en oeverstabilisatie. Deze zijn sterk locatieafhankelijk.

6.4.2 Processen

Via verschillende processen in en op de bodem kunnen N, P, GBM en sedimenten tegengehouden en eventueel verwijderd worden. Deze processen kunnen zowel in als buiten een bufferstrook gebeuren, en zijn dus niet bufferstrook-specifiek.

6.4.2.1 Processen voor tegenhouden en verwijderen van N

Stikstof komt vooral voor in opgeloste vorm, en minder op sediment (bodemdeeltjes). Het komt vooral in negatief geladen vorm voor (nitraat), minder in positief geladen vorm (ammonium), waardoor het weinig sorbeert op de bodem.

Een belangrijk proces waarbij N kan verwijderd worden, is denitrificatie, waarbij nitraat omgezet wordt tot stikstofgas. Voor dit proces is een anaerobe omgeving vereist. Denitrificatie gebeurt dan ook vooral onder waterverzadigde omstandigheden.

Een ander mogelijk proces is de opname van N door planten. Als deze planten vervolgens afgevoerd worden, wordt N verwijderd.

Ten slotte kan N ook infiltreren en uitspoelen naar het grondwater, wat echter niet gewenst is.

6.4.2.2 Processen voor tegenhouden en verwijderen van P

Fosfor komt zowel in opgeloste vorm voor, als op vaste bodemdeeltjes (particulare P, neergeslagen of gesorbeerd).

Opgeloste P kan op de transportroute richting water tegengehouden worden door sorptie of neerslag in de bodem. Dit proces kan bevorderd worden door een langere contacttijd van de opgeloste P met de bodem, bijvoorbeeld door vertraging van het transporterende water of door infiltratie van afstromend water in de bodem. Een belangrijke kanttekening is dat P hierbij enkel wordt tegengehouden, en niet verwijderd. Deze gesorbeerde of neergeslagen P kan later terug vrijkomen en alsnog in het water terechtkomen. Om dit te voorkomen, moet de P zoveel mogelijk verwijderd worden via het gewas (Uusi-Kämpä *et al.*, 2000).

Particulare P, onderdeel van getransporteerd sediment, kan op de transportroute richting water tegengehouden worden door sedimentatie van de bodemdeeltjes. Sedimentatie kan bevorderd worden door een vertraging van het transporterende water. Dit kan bewerkstelligd worden door veel vegetatie en ruw bodemoppervlak. Ook hier geldt de kanttekening dat P hierbij enkel tegengehouden en niet verwijderd wordt.

Het enige proces waarbij P daadwerkelijk uit de bodem verwijderd kan worden, is opname door planten, gevolgd door afvoer van de gewasoogst.

Merk op dat P ook kan vrijkomen (omgekeerd effect) bij anaerobie (waterverzadiging). Dit komt door de reductieve oplossing van ijzer(hydr)oxiden, die daarbij gesorbeerde fosfor terug in oplossing brengen. Anaerobie is met andere woorden gunstig voor N-verwijdering, maar ongunstig voor P. Zo kan vernatting in functie van natuurbeheer onbedoeld resulteren in verhoogde fosforconcentraties ('interne eutrofiëring') met nefaste gevolgen door de soortenrijkdom.

6.4.2.3 Processen voor tegenhouden en verwijderen van gewasbeschermingsmiddelen

Gewasbeschermingsmiddelen (GBM) kunnen afgebroken worden in de bodem, maar dit vergt tijd. Daarom is het belangrijk dat ze een tijd vastgehouden worden in de bodem, en niet uitspoelen naar het water. Hoe dit gebeurt, verschilt voor opgeloste en op bodem gesorbeerde GBM.

Gesorbeerde GBM (op getransporteerde bodemdeeltjes) kunnen via sedimentatie van bodemdeeltjes weerhouden worden. Zoals voor fosfor kan de sedimentatie bevorderd worden door vertraging van het water, bijvoorbeeld door vegetatie en ruw bodemoppervlak.

Opgeloste GBM kunnen vastgelegd worden door sorptie op de bodem. Dit proces kan bevorderd worden door een langere contacttijd van de opgeloste GBM met de bodem, bijvoorbeeld door vertraging van het transporterende water of door infiltratie van afstromend water in de bodem.

6.4.2.4 Processen voor tegenhouden en verwijderen van sediment

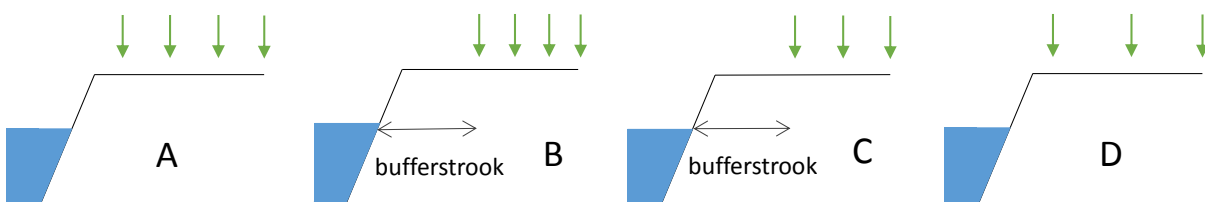
Sediment kan tegengehouden worden door sedimentatie. Sedimentatie kan bevorderd worden door vertraging van het water, bijvoorbeeld door vegetatie en ruw bodemoppervlak.

6.4.3 Effecten van bufferstroken

Bufferstroken kunnen verschillende effecten veroorzaken waardoor de toevoer van N, P, GBM en sedimenten naar waterlopen mogelijk verminderd worden (van der Welle & Decler, 2001). Dit komt deels doordat de effecten van toepassing zijn op de processen die hierboven vermeld zijn. Sommige effecten hebben geen (duidelijke) impact op de processen, waardoor er niet altijd invloed van de bufferstrook op N, P, GBM en sediment is. De verschillende effecten van bufferstroken met hun mogelijke inwerking op de processen zijn hieronder beschreven. In 6.5 wordt dit toegepast voor enkele Vlaamse en andere bufferstroken.

1) Hoeveelheidseffect: vermindering van totale toediening van nutriënten en GBM op het perceel

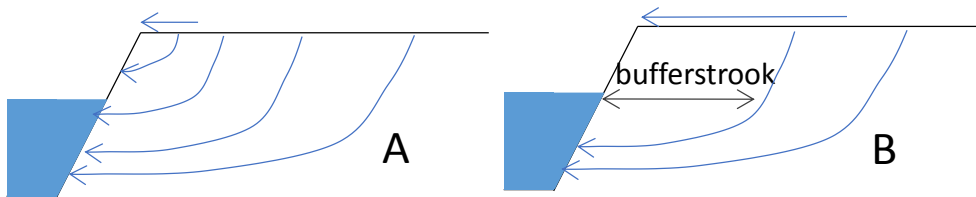
Een deel van het veld (de bufferstrook) wordt niet bemest of bespoten zodat de totale hoeveelheid toegediende N, P of GBM vermindert (Noij *et al.*, 2012) (scenario C ten opzichte van scenario A in Figuur 14). Dit is echter niet voor alle bufferstroken het geval, zoals bijvoorbeeld voor de DIWB/Mestdecreet-bufferstrook (zie scenario B in Figuur 14 en verder in 6.5). De vermindering van de totale toegediende hoeveelheid is echter geen directe reden om een bufferstrook aan te leggen. De hoeveelheid kan immers ook verminderd worden door de bemestingsnormen aan te passen (scenario D in Figuur 14). Een bufferstrook is dus enkel effectief als het effect groter is dan het hoeveelheidseffect.



Figuur 14. Schematische voorstelling van het hoeveelheidseffect van bufferstroken: A heeft geen bufferstrook, B en C wel. In B is er echter geen hoeveelheidseffect doordat dezelfde bemesting als bij A op de rest van het perceel kan toegepast worden. Bij C wordt er wel degelijk minder bemesting toegepast. Dit kan echter ook zonder de invoering van een bufferstrook, namelijk door de bemestingsnormen aan te passen (scenario D).

2) Verblijftijdeffect

Een bufferstrook resulteert in een langere verblijftijd van N, P en GBM doordat de afstand die het water moet afleggen van het punt van toepassing tot het oppervlaktewater vergroot (Figuur 15). Tijdens deze langere verblijftijd kunnen er meer chemische en biologische processen plaatsvinden die N, P en GBM kunnen vastleggen of verwijderen. Voor N is dit vooral denitrificatie, voor opgeloste P en GBM is dit sorptie, en voor particulaire P en GBM is dit vooral sedimentatie. Merk op dat, indien P in tussentijd niet extra afgevoerd wordt door gewasafvoer, dit enkel een uitgesteld effect is voor fosfor. De P is langer onderweg, maar kan uiteindelijk wel in het water terechtkomen.



Figuur 15. Schematische voorstelling van het verblijftijdeffect van bufferstroken. Bij toepassing verder van de waterloop (B ten opzichte van A) moeten de nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen een grotere afstand richting waterloop afleggen waardoor de verblijftijd groter is.

3) Onderscheppingseffect

Een bufferstrook kan een onderscheppend effect hebben als ze N, P, GBM en/of sediment afkomstig van buiten de bufferstrook kan tegenhouden (onderscheppen, Figuur 16). Het is zeer belangrijk dat dit effect gemeten wordt ten opzichte van een 'referentie' zonder bufferstrook (Noij *et al.*, 2012). Immers, ook een gewone perceelstrook kan onderscheppend werken. Indien geen referentie gebruikt wordt, wordt de effectiviteit van een bufferstrook vaak overschat (zie 6.5.1 voor meer details). Een bufferstrook kan effectiever zijn dan een gewone perceelstrook indien het onderscheppend vermogen groter is. Dit kan door vertraging van het transporterende water, bijvoorbeeld indien er een meer vertragende vegetatie aanwezig is (bijvoorbeeld gras) of door een ruwer bodemoppervlak in de bufferzone dan op het perceel. Door deze vertraging is meer sedimentatie mogelijk (voor particulaire P en GBM), meer infiltratie en bijgevolg sorptie mogelijk (voor opgeloste P en GBM) en meer denitrificatie mogelijk (voor N). Indien een bufferstrook een beduidend lagere fosforverzadiging heeft dan de rest van het perceel, is fosforsorptie van opgeloste fosfor mogelijk. Voor P is sedimentatie het belangrijkste mechanisme waardoor er vooral reducties van particulaire P-concentraties en minder van opgeloste P-concentraties worden waargenomen negatief (Stevens & Quinton, 2009; Hoffmann *et al.*, 2009). Bovendien wordt de bovenste laag van een bufferstrook steeds meer fosforrijk door de retentie van fosforrijke bodemdeeltjes (Roberts *et al.*, 2012). Op deze manier kunnen bufferzones op termijn zelfs een bron van fosfor worden (Debien *et al.*, 2012; Blackwell *et al.*, 2013). De efficiëntie van het tegenhouden van sediment en sedimentgebonden fosfor neemt af naarmate er meer sediment wordt afgezet in de bufferstrook (Schietecatte, 2006).

Het is belangrijk dat de onderschepte N, P en GBM daarbij ook uit de bufferstrook verwijderd worden, anders is het onderscheppend effect maar tijdelijk en kan de bufferstrook een bron van N, P en GBM worden (Roberts *et al.*, 2012). Verwijdering is mogelijk door denitrificatie (N), plantopname (N en P) en afbraak (GBM).

Zeer belangrijk: een bufferstrook kan enkel een onderscheppingseffect vertonen wanneer het transporterende water door de bufferstrook passeert. Wanneer het water niet oppervlakkig of ondiep

afspoelt naar de bufferstrook, maar direct infiltreert naar dieper grondwater dat in verbinding staat met de waterloop, heeft een bufferstrook geen onderscheppingseffect. Een relatief grote oppervlakkige afvoer is te verwachten bij helling, slecht drainerende percelen (klei) en in de winter op onbedekte percelen waar de bovenste bodemlaag waterverzadigd is. Ondiepe afvoer is mogelijk wanneer de grondwatertafel hoog ligt of bij een ondoorlaatbare laag op geringe diepte. Indien er artificiële drainage aangelegd is, wordt de onderscheppende werking van een bufferstrook teniet gedaan. Hoe de locaties met oppervlakkige en ondiepe afvoer in Vlaanderen kunnen gedetecteerd worden, wordt behandeld onder 6.6.2.



Figuur 16. Schematische voorstelling van het onderscheppingseffect van bufferstroken. Door de aanwezigheid van een bufferstrook met aangepast reliëf of gewas (B) kunnen N, P, GBM en/sediment afkomstig van buiten de bufferstrook tegengehouden worden (rood kruis).

Conclusie verblijftijd- en onderscheppingseffect voor P: een bufferstrook kan enkel een langdurig verblijftijd- en onderscheppingseffect voor P hebben indien P verwijderd wordt door het gewas. Dit vereist dat de P bereikbaar moet zijn voor het gewas (niet te diep), waardoor een bufferstrook enkel een langdurig verblijftijd- en onderscheppingseffect voor P zal hebben bij oppervlakkige en ondiepe afspoeling. Er is wel een tijdelijk verblijftijdeffect mogelijk bij diepere uitspoeling. Er is geen onderscheppingseffect mogelijk zonder aanpassing van gewas, bodem of reliëf. Het onderscheppingseffect uit zich vooral bij particuliere P, en kan zelfs negatief worden voor opgeloste P.

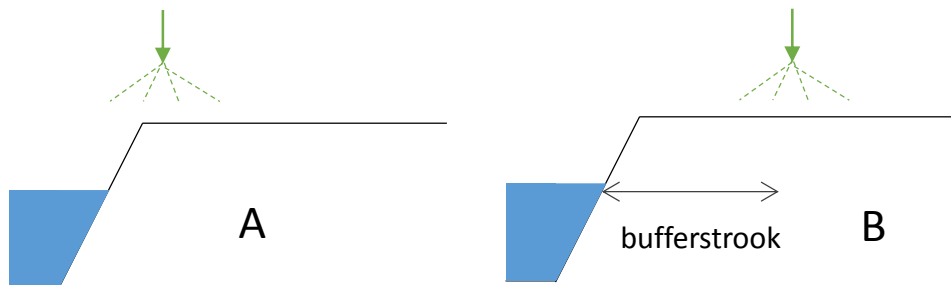
4) Beperken drift en meemesten

Een bufferstrook kan het rechtstreeks, onbedoeld toedienen van N, P en GBM aan de waterloop, de zogenaamde drift en meemesten, beperken (Figuur 17).

- meemesten

De problematiek van grens- en kantstrooien is tweezijdig: enerzijds heb je het effect van opstart en keren bij perceelseinden waar een zeer heterogeen strooibeeld verkregen wordt (Parish, 1997), anderzijds is er het meemesten door strooien van of naar de kant. Het laatste is vooral een probleem voor bemestingstechnieken met een vlak aflopend strooibeeld zoals bij de schijvenstrooier (centrifugaalstrooier) en de pendelstrooier (Figuur 18) (Cool & Huyghebaert, 2014). Om ook de randen van een perceel van voldoende meststof te voorzien, mag de strooier niet te ver van de perceelsrand verwijderd zijn. Een gevolg

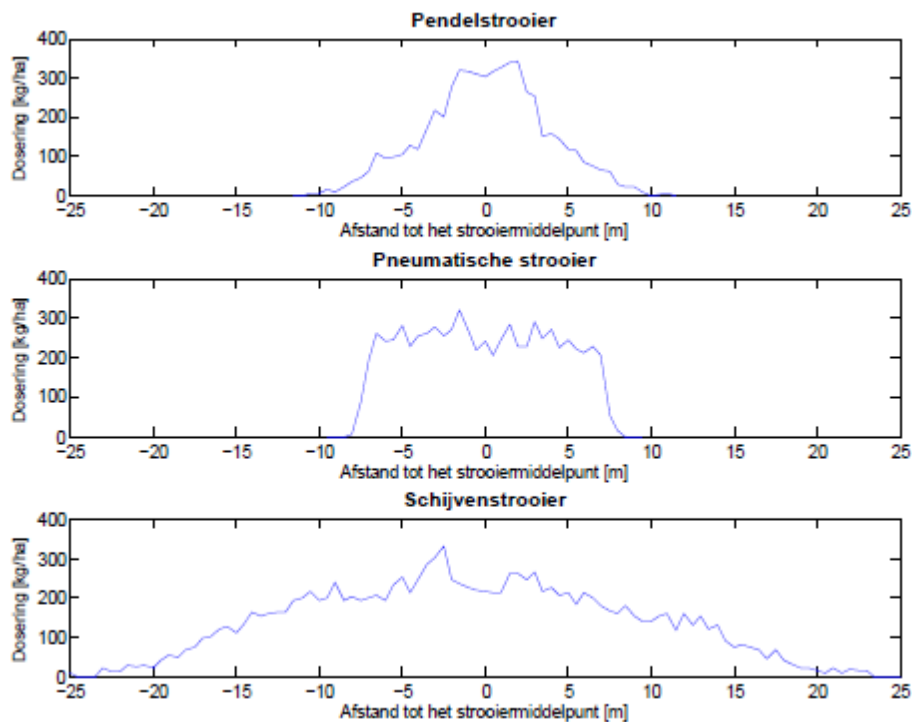
daarvan is dat ook nog een significant deel van de meststof voorbij de perceelsrand terechtkomt. Dit probleem is veel kleiner bij een pneumatische strooier omdat het strooibeeld hier bijna verticaal afloopt (Figuur 18).



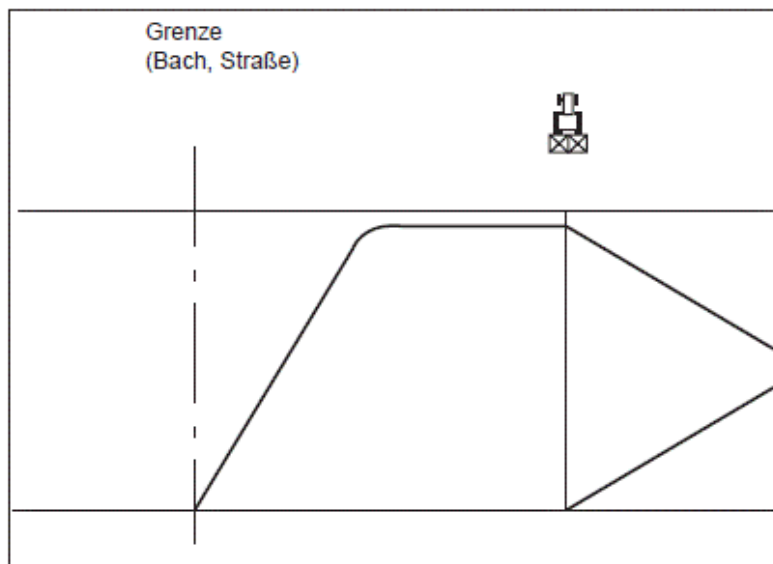
Figuur 17. Schematische voorstelling van het beperken van drift en meemesten door bufferstroken. Door het respecteren van een afstand tussen de waterloop en de bemestings- of spuitplaats (B) wordt drift en meemesten beperkt.

Op basis van expert judgement (Simon Cool, ILVO), verkoopcijfers in Vlaanderen in 2008-2012 (http://www.fedagrim.be/sites/default/files/uploads/ed2013_fedagrimlr.pdf) en op basis van oudere Nederlandse data (van Dijk et al., 2003) wordt geschat dat er in Vlaanderen minder dan 10% van de kunstmest via pneumatische strooiers wordt toegepast. Bijgevolg is de problematiek van meemesten van waterlopen met kunstmest in veel gevallen reëel. Hoeveel kunstmest er precies buiten de perceelsrand valt, hangt niet alleen af van de gebruikte techniek, maar ook van de afstand tussen het buitenste rijpad en de perceelsrand (hoeveel 'marge' neemt een landbouwer), de windsnelheid en -richting,... Er zijn verschillende mogelijkheden om dit meemesten bij centrifugaalstrooiers te beperken. Dit kan bijvoorbeeld door de schijven schuin te plaatsen, de snelheid van de schijven aan te passen of lamellenblokken te gebruiken. Een voorbeeld van deze laatste is het Limiter-systeem van Amazone (<http://info.amazone.de/DisplayInfo.aspx?id=1631>). Met behulp van dit kantstrooisysteem wordt volgens de fabrikant het strooibeeld in Figuur 19 bekomen, maar het is nog wachten op wetenschappelijk onderbouwde informatie over verschillen in het strooibeeld van centrifugaalstrooiers met en zonder kantstrooisystemen. In praktijk passen landbouwers weinig technieken toe waarvoor het nodig is om tussendoor uit de tractor te komen, of die een duidelijke meerprijs zonder economische meerwaarde hebben. Vaak wordt aan de perceelsrand sneller gereden met de kunstmeststrooier om het meemesten te beperken. In Nederland is sinds 2000 het Lozingenbesluit Open Teelt en Veehouderij van kracht, waarin een kantstrooivoorziening voor kunstmeststrooiers verplicht wordt gesteld (Anon., 2014b).

In een Nederlands onderzoek werd geanalyseerd dat via een centrifugaalstrooier die kant-af strooit (vanaf de perceelsrand in het veld strooien, bijvoorbeeld door het gebruik van een ketsplaat), een strook van 1,5 meter naast de bemestingsstrook nog voor 3,9% wordt bemest ten opzichte van 100% in de bemestingsstrook (van Dijk et al., 2003). Voor een strook van 3,5 meter is dit 2,1%. Voor kant-toe strooien (vanaf het perceel naar de kant toe strooien) is het meemestprobleem duidelijk: 10,1% bemesting in een strook van 1,5 meter en 2,9% in een strook van 3,5 meter naast de bemestingsstrook. Het meemesten is veel beperkter voor een pneumatische kunstmeststrooier die een sterker afgelijnd strooibeeld heeft (Figuur 18): 4,2% in een strook van 1,5 meter en 1,8% in een strook van 3,5 meter.



Figuur 18. Strooibeeld loodrecht op de rijrichting bij 3 types kunstmeststrooiers (Cool & Huyghebaert, 2014)



Figuur 19. Strooibeeld met gebruik van het kantstrooisysteem 'Limiter' van Amazone (<http://info.amazone.de/DisplayInfo.aspx?id=1631>)

Voor het toedienen van dierlijke mest is het meemesten veel minder van tel (van Dijk *et al.*, 2003). In Vlaanderen is een emissiearme toepassing verplicht waardoor er zeer gericht en plaatselijk wordt bemest

(Anon., 2011a). In Nederland is de geschatte meemesthoeveelheid door dierlijke mest sinds 2010 op nul teruggebracht (Anon., 2014b).

- Drift van GBM

Er moet een afstand tot de waterloop in acht genomen worden om gewasbeschermingsmiddelen bij toepassing niet rechtstreeks in het water terecht te laten komen. Volgens het DIWB moet minimaal 1 meter in acht genomen worden (enkel gecontroleerd voor bevaarbare waterlopen en onbevaarbare waterlopen van 1^e, 2^e en 3^e categorie), maar federaal wordt voor alle oppervlaktewater een minimale afstand opgelegd van 1 meter voor veldspuiten en 3 meter voor boomgaardspuiten, maar deze afstanden kunnen oplopen tot 200 m, afhankelijk van het gewasbeschermingsmiddel, de gebruikte techniek en de toegepaste driftreducerende maatregelen (zie <http://www.phytoweb.be/NL/doc/water%20sept%202006.htm>). In tegenstelling tot de wetgeving voor bemesting wordt voor het vaststellen van de minimale afstand voor spuiten dus wel rekening gehouden met het risico op drift en met driftreducerende maatregelen. In 2008 maakten 76,9% van de Vlaamse landbouwers gebruik van standaard spuitdoppen, 18,3% van 50% reducerende spuitdoppen, 4,4% gebruikte 75% driftreducerende doppen en 0,4% gebruikte 90% driftreducerende doppen (David Nuyttens van ILVO, Technologie & Voeding, persoonlijke communicatie). Ook het gewas speelt een rol bij het beperken van drift: hoe hoger het gewas, hoe meer drift beperkt wordt.

6.5 Toepassing: wat zijn de effecten van verschillende types bufferstroken?

6.5.1 Algemeen

In dit deel worden de mogelijke effecten van verschillende types bufferstroken besproken, aan de hand van de effecten en processen hierboven beschreven. Belangrijk hierbij is dat vergeleken wordt met een referentiesituatie (perceelstrook aan de rand van het waterlichaam met het zelfde management als in het perceel zelf) (Dosskey, 2002; Noij *et al.*, 2012). Immers, ook een gewone perceelstrook kan de uitstroom van nutriënten, GBM en sedimenten verminderen. Omgekeerd kan in een bufferstrook ook de uitstroom van nutriënten, GBM en sedimenten hoger zijn dan de instroom (schijnbaar negatieve effectiviteit), maar kan de werkelijke effectiviteit toch positief zijn doordat deze uitstroomverhoging nog meer uitgesproken kan zijn bij de referentie. Het is dus belangrijk om telkens te vergelijken met een referentie. Een andere mogelijkheid is om de situatie voor (=referentie) en na het installeren van een bufferstrook te vergelijken. De studies die gebruik maken van een referentie zijn zeer beperkt, en zonder het gebruik van een referentie, wordt de effectiviteit van een bufferstrook vaak overschat (Dosskey, 2001).

Een bufferstrook kan effectiever zijn dan een gewone perceelstrook indien één of meerdere van vier bovenstaande effecten groter is in de bufferstrook dan in de gewone perceelstrook. Dit hangt af van de lokale situatie (geografie, hydrologie en nutriëntenhoeveelheden), design en type van de bufferstrook en management (Dosskey, 2002). Hieronder wordt de mogelijke effectiviteit van verschillende relevante bufferstroken besproken.

6.5.2 DIWB/Mestdecreet-bufferstrook

6.5.2.1 Effecten

De bemestingsvrije strook van 5-10 meter zoals momenteel toegepast in het DIWB en het Mestdecreet, heeft geen hoeveelheidseffect (1) omdat deze bufferstrookoppervlakte niet afgetrokken wordt van de totale te bemesten oppervlakte. Er kan bij deze bemestingsvrije strook sprake zijn van een verblijftijdseffect (2) voor N en GBM, zowel bij ondiepe als diepe afvoer. Indien door deze langere verblijftijd meer plantopname (N), denitrificatie (N) en afbraak (GBM) gebeurt, is de bufferstrook effectief voor N en GBM. Voor P is enkel een langdurig verblijftijdseffect mogelijk bij ondiepe of oppervlakkige afvoer gevolgd door gewasopname en gewasafvoer. Er is in DIWB/Mestdecreet-bufferstrook geen duidelijk onderscheppend effect (3) mogelijk omdat er eenzelfde beheer geldt in de bufferstrook als in de rest van het perceel. Er zijn immers geen verschillen in gewas of reliëf. Eventueel zijn er wel effecten mogelijk doordat er in de eerste meter geen bodembewerking toegestaan is. Als de fosfaatverzadigingsgraad door jarenlang minder bemesting in deze bufferstrook lager is dan in de rest van het perceel, is onderschepping door fosforsorptie mogelijk. De buffervrije strook van 5 meter is zeer effectief tegen meemesten en drift (4). Volgens de letter van de wet mag niet alleen de waterloop maar ook de strook van 5/10 meter naast de waterloop niet bemest worden. Conclusie: omdat volgens dit principe bijgevolg bij welke breedte dan ook niet meegemest mag/kan worden, kunnen de DIWB/Mest-decreetbufferstroken enkel in specifieke situaties (oppervlakkige/ondiepe afvoer of denitrificatiemogelijkheid) een effect hebben voor de waterkwaliteit.

6.5.2.2 Effect van breedte-aanpassing

Aangezien er in de DIWB/Mestdecreet-bufferstrook enkel verblijftijdseffecten (2) en driftbeperking (4) mogelijk zijn, wordt enkel het gevolg van aanpassing van de bufferstrookbreedte op deze twee van de vier mogelijke effecten besproken. Hoe breder de strook, hoe meer verblijftijdseffect en hoe meer drift beperkt wordt.

Een grotere verblijftijd zal zoals hoger vermeld enkel een langdurige invloed hebben indien er ondertussen denitrificatie (N), gewasopname (N) of afbraak (GBM) optreedt. Voor een langdurig P-effect zal een grotere verblijftijd enkel nuttig zijn bij oppervlakkige of ondiepe afvoer gecombineerd met gewasafvoer. Dit is dus slechts in enkele typische situaties het geval.

De driftbeperking is vooral de eerste meter(s) belangrijk (zie hoger). Binnen de federale wetgeving wordt reeds rekening gehouden met de spuittechniek voor de opgelegde minimale afstand tot oppervlaktewater (zie 6.4.3). De lijst met driftreducerend materiaal wordt bovendien regelmatig aangepast. Voor bemesting daarentegen wordt in de wetgeving geen rekening gehouden met de techniek, ondanks de grote verschillen in risico op meemesten (zie 6.4.3). Een beperking van de 5 (10) meter kan te verantwoorden zijn indien voor technieken als pneumatische strooiers, centrifugaalstrooiers met specifieke kantstrooi-inrichting en voor de toepassing van andere en dierlijke mest na wetenschappelijk onderzoek wetenschappelijk aangetoond kan worden dat het meemesten niet verhoogd wordt bij verminderen van de bemestingsafstand. In principe is er voor alle technieken geen verschil tussen een bemestingsvrije strook van 5 meter of 5 centimeter, omdat er volgens de letter van de wet in de bemestingsvrije strook geen bemesting mag terechtkomen, zodat de landbouwer zelf al rekening moet houden met het risico op meemesten.

Conclusie: Een bufferstrook waarin alleen maar bemesting en GBM-toepassing beperkt wordt, moet ervoor zorgen dat drift en meemesten vermeden wordt. Indien dit mogelijk is bij kleinere breedtes dan 5 meter, is

een aanpassing eventueel mogelijk. Het enige mogelijke gevolg is een beperking van het verblijftijdeffect. Indien er geen oppervlakkige of ondiepe afvoer is, is dit echter geen probleem voor fosfor, enkel eventueel voor N en GBM. Er zijn geen wetenschappelijke argumenten voor het speciaal aanpassen van de breedte van de strook naar 10 meter voor hellingen. Dit komt omdat een DIWB/Mestdecreet-bufferstrook geen onderscheppingseffect heeft door een gebrek aan aanpassingen aan het gewas of reliëf (zie hoger).

6.5.3 Perceelsranden in beheersovereenkomst

De beperkingen en aanpassingen in de perceelsranden in PDPO III gaan veel verder dan in het DIWB/Mestdecreet (zie 6.2.3). Doordat de oppervlakte van de perceelsrand moet afgetrokken worden van het perceelsoppervlak voor de berekening van het bemestbare oppervlak, speelt hier wel het hoeveelheidseffect (1). Zoals in deel 6.4.3 aangehaald is het hoeveelheidseffect echter geen reden om een bufferstrook aan te leggen. Het verblijftijdeffect (2) treedt op in de perceelsranden. Zoals reeds eerder vermeld zal er enkel een langdurig verblijftijdeffect zijn indien er denitrificatie (N), gewasopname (N) of afbraak (GBM) optreedt, of in geval van P er zowel oppervlakkige of ondiepe afstroming én gewasafvoer plaatsvindt. In tegenstelling tot de DIWB/Mestdecreet-bufferstroken kan er in de perceelsranden wel een onderscheppingseffect (3) optreden omdat de snelheid van het transporterende water verlaagd kan worden door de grasvegetatie. Dit is echter enkel mogelijk indien er oppervlakkige of ondiepe afvoer plaatsvindt (zie hoger). Een 6 tot 12/18 meter brede strook is ruim voldoende voor het vermijden van drift en meemesten (4). De perceelsranden kunnen ook andere functies hebben zoals een ecologische waarde. Om deze reden zijn maaien en klepelen ook beperkt in de stroken. Geregeld maaien en afvoeren zijn echter zeer voordelig voor het verwijderen van nutriënten. Een extra mogelijk effect door het verbod op bodembewerking is het beperken van oevererosie, wat de waterkwaliteit eveneens kan beïnvloeden (Dosskey, 2002).

Een zoektocht in de literatuur naar studies die de effectiviteit van een bufferstrook met aangepaste vegetatie en zonder bemesting meten in vergelijking met een referentie (zie 6.5.1), leverde slechts enkele studies op waar vergelijkbare condities voor hydrologie en nutriëntentransport optreden als in Vlaanderen. Overige studies met referenties onderzoeken steeds effectiviteit op locaties met zwaardere gronden en grote hellingen, waardoor er meer kans is op oppervlakkige en ondiepe afvoer en bijgevolg hoofdzakelijk runoff wordt bestudeerd. Alle studies worden hieronder besproken.

De bufferstrookeffectiviteit van gelijkaardige maar iets smallere (5 meter) grasbufferstroken als deze van de Vlaamse perceelsranden werd onderzocht in Nederland op 5 verschillende locaties (Noij *et al.*, 2012). Op deze stroken werd gras geteeld en geen bemesting toegepast. Op 3 van de 5 percelen werd na 3-4 jaar geen bufferstrookeffectiviteit gemeten (in vergelijking met een referentiestrook). Op één perceel met veengrond werd 10-15% effectiviteit voor N gemeten. Voor P werd een hoge 57-61% effectiviteit gemeten op een perceel met uitsluitend ondiepe afvoer (echter deze locatiesituatie vertegenwoordigt maar 2,5% van de geohydrologische situatie in Nederland). Algemeen werd er weinig effectiviteit van de bufferstrook gemeten doordat de nutriënten niet door de bufferstrook passeren.

In Italië werd de effectiviteit van een 6 meter brede bufferstrook met gras, bomen en struiken gedurende 4 jaar vergeleken met een referentie op een leembodem met beperkte helling (1,8%) (Borin *et al.*, 2005). De bufferstrook slaagde er in om het runoffvolume met 78% te verminderen ten opzichte van de referentie. De effecten op *concentraties* waren verlagend (partikels), beperkt verlagend (totaal fosfor), niet significant (opgeloste fosfor en totaal N) of verhogend (nitraat en ammonium), maar door het grote effect op het

runoffvolume kon de bufferstrook de *hoeveelheid* nutriënten sterk verminderen voor totale P (81%), totale N (78%) en opgeloste P (83%). Weliswaar was de runoffhoeveelheid relatief klein voor deze weinig hellende leembodem. Er zijn geen gegevens beschikbaar over andere transportroutes voor nutriënten op deze locatie, zodat niet kan ingeschat worden wat het totale effect van de bufferstrook op het nutriëntentransport naar water is.

De verschillen in gevolgen van bufferstrookaanleg op verlies via runoff of via drainage komen duidelijk naar voren in een Canadese studie met 5 meter brede bufferstroken met gras, eventueel gecombineerd met populieren, vergeleken met een referentie met korrelmaïs op een leembodem met 3% helling (Duchemin & Hogue, 2009). Gedurende het eerste jaar na aanleg van de grasbufferstrook werden sterk gereduceerde hoeveelheden geobserveerd die getransporteerd werden via runoff : partikels (-87%), totale P (-86%), opgeloste P (-64%), ammonium (-57%) en nitraat (-33%). Extra populieren in de bufferstrook hadden weinig extra effect. Echter, bufferstroken hadden een compleet ander effect op nutriënttransport via drainage. Voor totaal fosfor nam de hoeveelheid zelfs toe met 418%, voor opgeloste P met 23%. Er waren wel afnames voor ammonium (8%) en nitraat (63%). Deze observaties tonen aan dat het belangrijk is om niet alleen runoff maar ook andere transportroutes te monitoren.

Dit werd in rekening gebracht in de VS, Connecticut, waar de effectiviteit van een 30 meter brede bufferstrook met gras en houtachtige planten vergeleken werd met een referentie beteeld met maïs, en dit op een leembodem met 5% helling (Clausen *et al.*, 2000). In het grondwater nam de nitraat- (35%) en ammoniumconcentratie (-17%) af, wellicht door minder bemesten (hoeveelheidseffect 1), echter de totale fosforconcentratie nam met 122% toe in het grondwater door de aanwezigheid van de bufferstrook (vergelijkbare trends als voor het drainagewater van de studie van Duchemin & Hogue (2009)). In het oppervlakkig getransporteerde water werden wel duidelijke dalingen van sediment (92%), totale P (73%), totale kjeldahl N (70%), nitraat-N (83%) en ammonium-N (25%) concentraties waargenomen door de aanleg van de vegetatiebufferstrook. Deze dalingen zijn wellicht een gevolg van een combinatie van de vier mogelijke effecten (zie 6.4.3), die zeer uitgesproken kunnen zijn door de dominantie van het oppervlakkig transport, de helling (5%), de aangepaste vegetatie en de breedte van de bufferstrook (30 m).

In een veldexperiment in Finland werd de effectiviteit van een 10 meter bufferstrook met gemaaid gras of met niet-gemaaide gemengde vegetatie gedurende 18 jaar vergeleken met een referentie met dezelfde teelt en bemesting als in het perceel, en dit op een bodem met veel risico op runoff en erosie gezien de kleitextuur en de hellingsgraad van 12-18% (Uusi-Kämpä & Yläntä, 1996; Uusi-Kämpä *et al.*, 2000; Uusi-Kämpä & Jauhiainen, 2010). De bufferstroken waren het meest effectief bij ploegen, wanneer ze een reductie van 50% van partikels en 27-36% van totaal fosfor realiseerden (Uusi-Kämpä & Jauhiainen, 2010). Echter, opgeloste fosforhoeveelheden werden niet beïnvloed en namen zelfs sterk toe (60%) voor de bufferstroken met niet-gemaaid gemengde vegetatie. Deze hoge fosforverliezen uit de bufferstroken, vooral in de lente, kunnen verklaard worden door de hoge fosforgehaltes in de bodemtoplaag door plantenresten. De noodzaak tot vegetatieverwijdering wordt hierdoor nog eens onderstreept. Stikstofverliezen vanuit de grasbufferstrook via runoff waren bijna de helft van deze uit de gewone perceelstrook (Uusi-Kämpä & Yläntä, 1996). De effectiviteit van deze bufferstroken kan mogelijk aan alle vier de effecten (zie 6.4.3) te relateren zijn.

In de VS, Nebraska, werd de effectiviteit van 7,5-15 m bufferstroken met gras, eventueel gecombineerd met houtachtige planten, vergeleken met een referentie met sorghum, en dit op een leembodem met een helling van 6-7% bij gesimuleerde regenval (Schmitt *et al.*, 1999). Sediment in runoff werd door de bufferstroken

zeer goed tegengehouden, waardoor ook concentraties in sedimentgebonden nutriënten en GBM lager waren bij bufferstroken. Zo was de concentratie in totaal fosfor 15-58% lager, maar doordat er soms toenames waren in watervolumes was het effect op de massa fosfor onduidelijker: -50 – 60%. Ook voor totaal N en nitraat-N werden dalingen in concentraties (3 – 26% en 7 – 28%) waargenomen maar minder duidelijke effecten voor massa's. Voor de opgeloste fosforconcentratie in runoff was er eerder een negatief effect van bufferstroken (-38 – -4%). Reducties in GBM in runoff waren vooral duidelijk bij sterk sorberende GBM en minder op opgeloste GBM. Het toevoegen van bomen aan grasbufferstroken had geen effect. Het verdubbelen van de bufferstrookbreedte van 7,5 meter naar 15 meter had een verdubbeling van het effect op opgeloste concentraties in runoff tot gevolg en een beperkter effect op sediment-gerelateerde concentraties.

Conclusie: net zoals voor DIWB/Mestdecreet-bufferstroken kunnen perceelsranden met aangepaste vegetatie en zonder bemesting een effect hebben voor nutriënten onder specifieke omstandigheden (oppervlakkige/ondiepe afvoer of denitrificatiemogelijkheid). Bij oppervlakkige/ondiepe afvoer zal het effect van perceelsranden groter zijn dan voor DIWB/Mestdecreet-bufferstroken doordat er dan ook een onderscheppend effect optreedt. Daarnaast is er ook een hoeveelheidseffect. Dit komt tot uiting in de studies waar runoff gemeten wordt, en dan vooral voor sediment en totaal fosfor. Voor nutriënten in oplossing is er een minder duidelijk effect, en voor diepere transportroutes is er soms zelfs een toenemende lading. Het onderscheppend effect voor sediment en sedimentgebonden P kan in de loop van de tijd afnemen (Schiettecatte, 2006).

6.5.4 Bemestingsvrije stroken in het buitenland

Vaak zijn de verplichte bemestingsvrije stroken naast waterlopen in het buitenland breder indien dierlijke mest wordt toegepast in vergelijking met toepassing van kunstmest (zie Bijlage 1: Bufferzonewetgeving in Europa). Echter, met de technieken voor mesttoepassing die gebruikt worden in Vlaanderen is de 'meemestafstand' veel kleiner voor organische mest dan voor kunstmest (zie hoger). Voor P is het uitloogrisico mogelijk wel hoger voor stalmest dan voor kunstmest (Vanden Nest *et al.*, 2014a), maar algemeen worden er in de internationale literatuur geen hogere risico's voor fosfortransport gevonden voor dierlijke mest versus kunstmest (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)).

6.5.5 Teeltvrije zones in Nederland

Net zoals voor de DIWB/Mestdecreet-bufferstroken en perceelsranden kunnen de Nederlandse teeltvrije zones een verblijftijdeffect (2) vertonen, maar dit is enkel een langdurig effect indien er denitrificatie (N), gewasopname (N) of afbraak (GBM) optreedt, of in geval van P er zowel oppervlakkige of ondiepe afvoer én gewasafvoer plaatsvindt. Gezien de zeer kleine breedte (0,25 tot 0,50 meter voor bemesten) zal dit effect wellicht klein zijn, zeker omdat afvoer van het gewas (en dus nutriënten) in deze strook weinig zal plaatsvinden. Daarbij is het pleksgewijs bemesten en bespuiten in de teeltvrije zone nog mogelijk. Indien dit wordt toegepast, is er zeker geen verblijftijdeffect. Zoals perceelsranden maar in tegenstelling tot DIWB/Mestdecreet-bufferstroken kunnen teeltvrije zones een onderscheppend effect (3) vertonen indien het bufferstrookgewas de watersnelheid vertraagt ten opzichte van het perceelsgewas én indien er oppervlakkige afvoer optreedt. Kanttekening hierbij is dat de onderschepte nutriënten en GBM voor een langdurig effect verwijderd dienen te worden, wat door de kleine breedte geen evidentie is. Het beperken van drift door GBM (4) is een duidelijk doel van de teeltvrije zones. Door de beperkte breedte van de

bemestingsvrije strook (0,25-0,5 meter) is meemesten echter niet onvermijdbaar, maar daarvoor zijn in het Activiteitenbesluit milieubeheer (Anon., 2014a) extra verplichtingen voorzien.

6.5.6 Uitgebreidere stroken als plasberm, moerasstroken,...

Naast een natuurwaarde en functies voor waterberging, kunnen bufferstroken waarin reliëf en/of watertoestand aangepast worden (plasberm, moerasstroken,...) ook functies hebben voor nutriënten en GBM. Het verblijftijdeffect (2) kan hier zeer uitgesproken zijn indien het water lange tijd vastgehouden wordt alvorens het in het oppervlaktewater terecht komt. Tijdens deze verlengde verblijftijd kunnen GBM afgebroken worden en nitraat omgezet worden tot N_2 . Indien er vegetatie aanwezig is kunnen N en P opgenomen worden. Definitieve verwijdering door afvoer van het gewas is evenwel nodig. Door aanpassingen in het reliëf is ook een duidelijk onderscheppend effect (3) mogelijk. Echter, het is daarbij noodzakelijk dat er oppervlakkige of ondiepe afvoer plaatsvindt. Ook hier is voor een langdurig effect gewasopname en -afvoer nodig, en/of het verwijderen van opgevangen sediment. Het beperken van drift en meemesten (4) zal afhangen van de breedte van de bufferstrook. Er moet wel uitgekeken worden voor anaërobie. Dergelijke situatie is voordelig voor nitrificatie, maar kan in het oplossen van ijzeroxiden resulteren door zuurstofgebrek, wat verhoogde fosforconcentraties kan veroorzaken.

6.5.7 Bufferstroken met fosforsorberende componenten

Er wordt geopperd om fosforsorberende componenten aan bufferstroken toe te voegen om de bufferstrookeffectiviteit te verhogen (Roberts *et al.*, 2012). Zo kunnen industriële nevenproducten als aluminium- en ijzerhoudende drinkwaterrestproducten vooral de opgeloste fosforconcentraties doen afnemen (Koopmans, 2012; Habibiandehkordi *et al.*, 2014). Door de verhoogde sorptiecapaciteit in de bufferstrook is het onderscheppend effect (3) immers hoger. Hierbij dient wel opgemerkt worden dat deze fosforsorberende componenten enkel een effect zullen hebben bij oppervlakkige of ondiepe afvoer (afhankelijk van de diepte van inwerken). Bovendien is het effect opnieuw tijdelijk: indien de gecapteerde fosfor niet afgevoerd wordt, kunnen de fosforsorberende componenten op termijn verzadigd geraken waardoor het effect verdwijnt. Meer informatie is ook te vinden in 7.6

6.6 Waar en wanneer bufferstroken?

6.6.1 Conclusie: wat is belangrijk voor een bufferstrook onder verschillende situaties?

De effectiviteit van bufferstroken kunnen inschatten is zeer belangrijk voor landplanning (Dosskey, 2002). Zowel over- als onderschatting van de effecten kunnen nadelige gevolgen hebben voor de aanleg en verwachtingen. Bufferstroken kunnen de toevoer van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen in waterlichamen zeer duidelijk beperken door het reduceren van de totale bemestingshoeveelheid (hoeveelheidseffect 1) en het beperken van drift en meemesten (4). Indien deze echter niet verschillend zijn van de situatie zonder bufferstrook, moet het verblijftijd- (2) en/of onderscheppingseffect (3) significant zijn voor de bufferstroken, anders vormen zij geen meerwaarde op het vlak van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen.

In het geval van afwezigheid van ondiepe of oppervlakkige afvoer, wordt er weinig bijkomende bufferstrookeffectiviteit verwacht omdat de bufferstrook gepasseerd wordt. Door de verlengde verblijftijd

is er wel een kortstondig effect voor fosfor mogelijk (maar niet op lange termijn), en een langdurig effect voor N en GBM indien er tijdens de langere verblijftijd denitrificatie of afbraak optreedt.

In het geval van aanwezigheid van ondiepe of oppervlakkige afvoer is er een veel grotere kans op een significante bufferstrookeffectiviteit. Een onderscheppingseffect is mogelijk indien vegetatie en/of reliëf aangepast worden, en bij langere verblijftijd kunnen nutriënten door hun aanwezigheid in de bufferstrook opgenomen worden door het gewas. Zeker voor fosfor is afvoer via het gewas de enige manier om definitief verwijderd te worden. Indien de onderschepte P niet stelselmatig verwijderd wordt, kunnen bufferstroken op termijn een bron van P worden (Debien *et al.*, 2012; Blackwell *et al.*, 2013).

Het is ook belangrijk voor de bufferstrookeffectiviteit dat er geen artificieel drainagesysteem aanwezig is. Door de aanwezigheid van buisdrainage is er geen verblijftijdeffect (nutriënten en GBM worden immers versneld afgevoerd) en ook geen onderscheppend effect (nutriënten en GBM passeren niet door de bufferstrook).

Volgens een model ontwikkeld door Noij *et al.* (2012), op basis van hun veldresultaten, neemt de bufferstrookeffectiviteit toe bij meer afspoeling of ondiepe afvoer, bij hogere fosfortoestand van de bodem, meer gewas-P-onttrekking in de bufferstrook en bij bredere stroken. In dezelfde studie wordt ook berekend dat er alternatieve meer kosteneffectieve maatregelen mogelijk zijn dan de aanleg van bufferstroken. Daarom zouden bufferstroken best enkel toegepast worden waar ze een zeker nut hebben.

6.6.2 Waar is welke bufferstrook effectief?

Uit bovenstaande analyses kan theoretisch afgeleid worden op welke locaties bufferstroken een zeker effect kunnen hebben in de bescherming van waterlopen tegen toevoer van nutriënten, sedimenten en gewasbeschermingsmiddelen. Dit laat een kosteneffectieve plaatsing van bufferstroken toe (Balana *et al.*, 2012). Hoe dit echter praktisch in Vlaanderen kan toegepast worden, is minder duidelijk. Er werd daartoe een poging ondernomen door Debecker *et al.* (2011). Zij probeerden met behulp van GIS locaties te identificeren waar bepaalde types bufferstroken nuttig kunnen zijn. Daarvoor werden verschillende data gebruikt:

- afstand tot een waterloop (maximaal 20 meter)
- overstromingsgevoeligheid (uit de watertoets)
- erosiegevoeligheid (kaart DOV)
- textuurklasse
- drainageklasse (van zeer droog tot zeer nat)
- hellingsgraad
- stromingsaccumulatie (bovenstroomse oppervlakte die water aanlevert).

Met behulp van een beslissingsboom waarin al deze data getoetst worden, wordt een geschikt type bufferstrook afgeleid. Een eerste probleem van hun aanpak is dat de uitkomst van de analyse steeds een type bufferstrook is, 'geen enkele bufferstrook nuttig' is geen mogelijke optie. Ten tweede zijn de types bufferstroken beperkt, en behoren de DIWB/Mestdecreet-bufferstroken niet tot de mogelijkheden. Ten derde is de uitkomst bijna altijd een grasbufferstrook. Enkel als de oeverstabiliteit kritisch is kan een natte of

droge gelede bufferstrook aangeraden worden, of als de overstromingsgevoeligheid groot is kan een flauwe oever, plasberm of drasberm geselecteerd worden.

Toch is de aanpak van Debecker *et al.* (2011) om met behulp van GIS goede bufferstrooklocaties te identificeren, waardevol. Om rekening te houden met bovenstaande problemen moet de beslissingsboom sterk aangepast worden. Uit de analyse van de mogelijke effecten van bufferstroken kwam telkens naar boven dat een significante effectiviteit mogelijk is bij oppervlakkige of ondiepe afvoer. Toegepast voor Vlaanderen wordt verwacht dat bufferstroken weinig effectief zullen zijn in de zandgronden. Voor leembodems, in Vlaanderen vaak gelegen waar ook meer reliëf is, kunnen bufferstroken wel nut hebben omdat daar meer oppervlakkige afstroming plaatsvindt (Debien *et al.*, 2012). Echter, een meer ruimtelijk gedetailleerde identificatie van geschikte locaties zou waardevol zijn. Daarom zouden verschillende data met betrekking tot afvoer gecombineerd moeten worden om zo te kunnen inschatten op welke locaties ondiepe en oppervlakkige afvoer kan voorkomen. Dit zouden kunnen zijn:

- Textuur: hoe fijner de textuur, hoe meer kans op oppervlakkige afspoeling
- Erosiegevoeligheid: er is een erosiegevoeligheidskaart beschikbaar (LNE) waar de potentiële bewerkings- en watererosiegevoeligheid worden ingeschat. Deze laatste wordt bepaald met behulp van de RUSLE-vergelijking: het product van de
 - Regen-erosiviteitsfactor (constante factor voor gans Vlaanderen door gelijkaardige regenval)
 - bodemerosiegevoeligheidsfactor (constant per textuur (eenvoudigste formule), geen rekening gehouden met organische stof, variatie binnen textuur,...)
 - topografische hellings- en lengtefactor (hellingopwaartse oppervlakte en lokale helling, algoritme)
 - gewasfactor (0,37)
 - bedrijfsvoeringsfactor
 - erosiebeheersfactor.

Waar de erosiegevoeligheid groot is, wordt ook een grote kans op transport van N, P en GBM via oppervlakkige afspoeling verwacht.

- Grondwaterstand: hoe hoger het grondwater, hoe groter de kans dat N, P en GBM transporterend water door de bufferstrook passeert. Er is in Vlaanderen echter geen algemene kaart met de freatische grondwaterstanden vrij beschikbaar (VMM Dienst Grondwaterbeheer, persoonlijke communicatie). Er is wel een duidelijke vraag in Vlaanderen naar informatie over de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) en de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) (Finke *et al.*, 2010).
- Drainageklasse (uit DOV-kaart), waarvan recent een aanzet tot actualisatie is gebeurd aangezien slechts in 23% van de 1684 locaties er een goede voorspelling van de actuele GHG en GLG is op basis van de drainageklassenkaart (Finke *et al.*, 2010). Deze actualisatie zou echter vrij grote kosten (2,9 tot 5,5 miljoen €) met zich meebrengen.
- Informatie over de locatie van artificiële drainage. Waar buisdrainage aanwezig is, is er geen bufferstrookeffectiviteit (zie hoger). Echter, er is in Vlaanderen geen algemene informatie beschikbaar over de locatie van artificiële drainage.

De inschatting van het risico op oppervlakkige of ondiepe afvoer op basis van bovenstaande data zou dan gevalideerd moeten worden met behulp van veldobservaties. Indien dit model er in slaagt om de gevoelige locaties te identificeren, kan het gebruikt worden om over Vlaanderen plaatsen te bepalen waar de aanleg

van bufferstroken, en dan bij voorkeur bufferstroken met een aangepast gewas (gras), effectief kan zijn. Dit kan een belangrijke stap zijn in een kosteneffectieve toepassing van bufferstroken.

In Nederland is zeer recent een kaart opgesteld van de plekken die gevoelig zijn voor oppervlakkige afspoeling (Massop *et al.*, 2014). Voor dit ontwerp werden verschillende inputgegevens gebruikt:

- Hoogte van perceel (zeer gedetailleerd)
- Locatie en vorm van percelen
- Ligging van oppervlaktewater
- Bodemkundige informatie
- Diepte grondwaterstand (moeilijker beschikbaar in Vlaanderen (zie boven), in Nederland is de grondwatertrappenindeling beschikbaar. Voor oppervlakkige afstroming is vooral de Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand (GHG) belangrijk)

Op basis van deze data (helling wordt niet in rekening gebracht) werden kaarten opgesteld met de lage plekken in percelen, kaarten met beschikbare maaiveldberging, risico's op plassen door hoge grondwaterstanden en door overschrijding infiltratiecapaciteit en connectiviteit met open water (minimale afstand tot de sloot), die samen resulteerden in een kaart met de plaatsen gevoelig voor oppervlakkige afspoeling.

7 Fosfor uit het transporterende water filteren

7.1 Algemeen

Er zijn verschillende materialen die fosfor (gedeeltelijk) uit water kunnen filteren door hun sterke vastleggingsmogelijkheden voor fosfor. Vaak zijn dit componenten die calcium, ijzer en/of aluminium bevatten. Vastleggingsmechanismen zijn voornamelijk sorptie en precipitatie (Klimeski *et al.*, 2012). Deze materialen zijn reeds regelmatig getest in labo-omstandigheden (Koopmans *et al.*, 2010; Ogaard, 2010; Klimeski *et al.*, 2012; Buda *et al.*, 2012; Lyngsie *et al.*, 2013). Belangrijke parameters zijn de vastleggingscapaciteit (hoeveel fosfor kan het materiaal vastleggen, hoe regelmatig moet het vervangen worden), reactiviteit (belangrijk of het materiaal ook effectief is bij snelstromend water) en de hydraulische doorlaatbaarheid (kans op verstopping). Er is echter veel variatie tussen labotesten door verschillen in partikelgrootte, pH, verhouding materiaal/volumeoplossing, contacttijd, fosforconcentratie, ionische sterkte, schudden of niet,... (Klimeski *et al.*, 2012).

Over het algemeen scoren ijzeroxides en ijzerhydroxides het best in labotesten (Ogaard, 2010; Lyngsie *et al.*, 2013). Mogelijke interessante filtermaterialen zijn ijzerzand en ijzerslib, restproducten van drinkwaterwinning. Labo-experimenten wezen op goede fosforsorptie (reactiviteit), behalve bij hoge fosforconcentraties. De doorlaatbaarheid van ijzerslib is beperkt, waardoor het beter gemengd wordt met zand of bewerkt wordt tot granulair product (Koopmans *et al.*, 2010).

Er zijn ook materialen als zerovalent ijzer en zwavelbehandeld ijzer die niet alleen effectief zijn in het capteren van fosfor, maar ook in het verwijderen van stikstof en pesticiden (Allred, 2012). Het is evenwel nog niet duidelijk hoe deze materialen in veldomstandigheden scoren en of de capaciteit voldoende is.

Veldstudies waarbij de filtermaterialen in realistische scenario's getest worden, zijn zeldzamer (zie hieronder) (Buda *et al.*, 2012). Labotesten met materialen die calcium en/of magnesium bevatten, overschatten vaak de effectiviteit bij veldtoepassingen, terwijl een onderschatting mogelijk is voor metaaloxiden (Klimeski *et al.*, 2012). Het design van de filter is vaak een kritische factor in veldtoepassingen.

7.2 Filters rond drainagebuizen

Om een groot volume drainagewater te kunnen filteren, kan het filtermateriaal omheen een drainagebuis geplaatst worden. Dit werd in Nederland getest met een laag (10-20 cm) ijzerzand (Figuur 20). Er werd een fosforzuiveringsrendement van 94% waargenomen, zonder verhoogde concentraties van zware metalen (Koopmans *et al.*, 2011a). Ook werden tot nu toe geen reducties van ijzeroxides, waardoor meer ijzer en fosfor in oplossing zou kunnen komen, geobserveerd. Vermoedelijk kan deze reductie door buffering van de aanwezige mangaanoxides gedurende 5-10 jaar vermeden worden. Zonder reductie zou de filter ongeveer 14 jaar effectief zijn (Groenenberg *et al.*, 2013). Na ruim 3 jaar testen is het rendement nog ongewijzigd hoog en zijn er nog steeds geen verstoppingen (Bert-Jan Groenenberg van Alterra – WUR, persoonlijke communicatie). Op een andere Nederlandse locatie was de verwijdering 82-92% voor ortho-P en 52-60% voor totaal-P (Buijert *et al.*, 2015). De lagere verwijdering op deze locatie is vermoedelijk te verklaren door een lager ijzergehalte in het ijzerzand.

Voor Vlaanderen, waar drainagebuizen nauwelijks vervangen worden en er weinig informatie over het gedraineerde landbouwooppervlak is, wordt deze toepassing minder haalbaar geschat. In Nederland, waar drainagesystemen regelmatig vervangen worden en het gedraineerde landbouwooppervlak vrij groot is (schatting 33% (Centraal Bureau voor de Statistiek) – 61% (Koopmans, 2012)), is de haalbaarheid groter. De kosteneffectiviteit zou zeer goed zijn: slechts 15€/kg P/jaar (Koopmans, 2012). Indien drainagebuizen met houtsnippers omhuld worden, is stikstofverwijdering ook mogelijk (Stefan Jansen van Puridrain, persoonlijke communicatie).



Figuur 20. Drainagebuis omhuld met ijzerzand (Koopmans et al., 2011a; Buda et al., 2012)

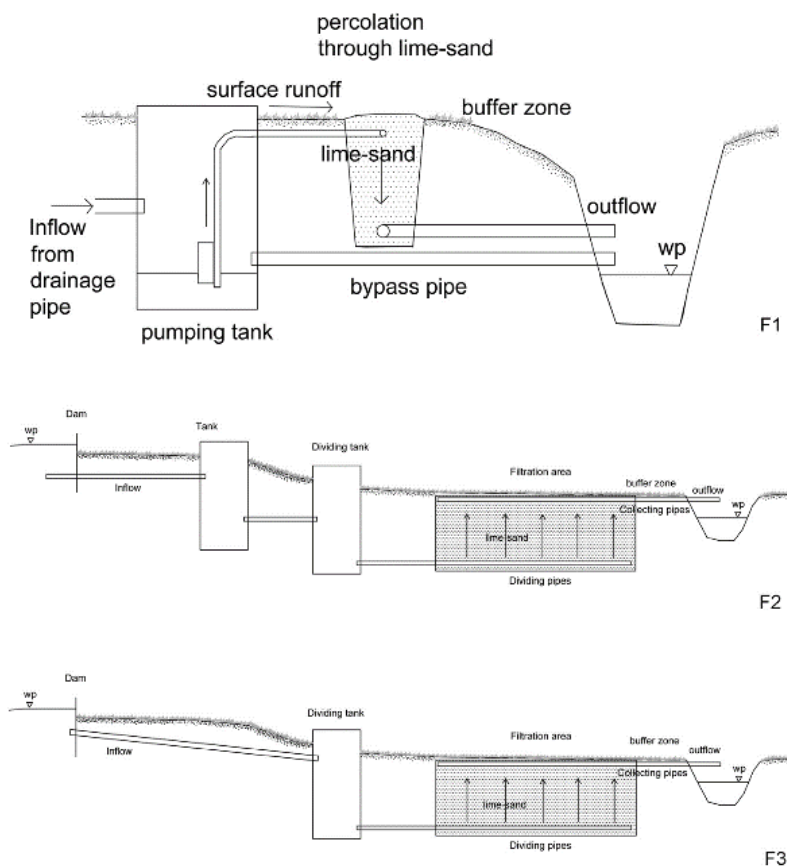
In de VS werden drainagebuizen getest met daarrond en daarboven restproducten van de metaalnijverheid (rijk aan aluminium en calcium) gestort (McDowell *et al.*, 2008). De opgeloste en totale fosforconcentraties daalden in vergelijking met inert materiaal met ongeveer 70%. De effectieve levensduur wordt op 25 jaar geschat.

7.3 Filters in of na drainagebuizen

Door drainagebuizen wordt veel water met soms een hoge fosforconcentratie getransporteerd. Het zou een efficiënte en elegante oplossing zijn indien fosfor vlak voor of na de uitmonding uit dit water gefilterd kan worden. Bij saturatie of verstopping zouden deze filters vervangbaar zijn zonder het ganse drainagesysteem te moeten vervangen.

In Nederland werd nagegaan of het mogelijk is filters met ijzerzand of ijzerslib (restproducten waterzuivering) op het einde van een drainagebuis te plaatsen. Eerst werd via veldonderzoek nagegaan welke debieten deze filter zou moeten aankunnen (Koopmans *et al.*, 2011b). Daarna werden met behulp van de in het labo gemeten reactiviteit en doorlaatbaarheid (Koopmans *et al.*, 2010) de minimale omvangsvereisten van een filter uitgerekend. Er werd vastgesteld dat de hoge debieten die de filter aan zou moeten kunnen, leiden tot onrealistisch grote filters en een zeer hoge minimale waterkolomhoogte om het water door de filter te persen (Gerwin Koopmans van WUR, persoonlijke communicatie). Dit laatste zou leiden tot een slechte afwatering van het perceel. Ook een filter in een drainagebuis van boomkwekerijen bleek niet haalbaar (Koopmans, 2012). Wat wel haalbaar is, is het verder filteren van reeds deels gezuiverd water uit een zuiveringsmoeras, zoals getest in Nederland (zie 8.1).

Een andere mogelijkheid is om het opgevangen drainagewater te filteren, in plaats van in de drainagebuis zelf. Dit werd in Finland gedurende 1,5-6 jaar getest met behulp van 3 systemen met kalkfilters (zie Figuur 21) (Kirkkala *et al.*, 2012). De relatieve retentie van de filters was 60-82% voor totaal fosfor en 46-60% voor opgeloste fosfor (Klimeski *et al.*, 2012). De efficiëntie kan na verloop van tijd dalen en de hoge pH van het effluent (10-12) kan eventueel problematisch zijn. In Denemarken zijn testen aan de gang om drainagewater te behandelen met grote filters, bestaande uit een cilinder met lamellen en één met filterend Shell zand, elk 2 meter in diameter (Heckrath *et al.*, 2013). De capaciteit moet nog geoptimaliseerd worden. Een veel voorkomend probleem is ook dat bij grote stroomsnelheden (en grote fosforverliezen) de vastleggingsefficiëntie sterk daalt (Buda *et al.*, 2012). In Nederland werd een 'puri-oever' getest. Deze filter langs een slootkant kan naast het oppervlakkig afstromend water ook drainwater zuiveren (Figuur 22). Een test met ijzerzand gaf een orthofosfaatverwijdering van 85%, voor totaal-P werd zelfs 93% verwijderd (Buijert *et al.*, 2015). Dit systeem is onderhoudsarm en laagtechnologisch, maar het kan een mogelijk barrière voor piekafvoeren vormen.



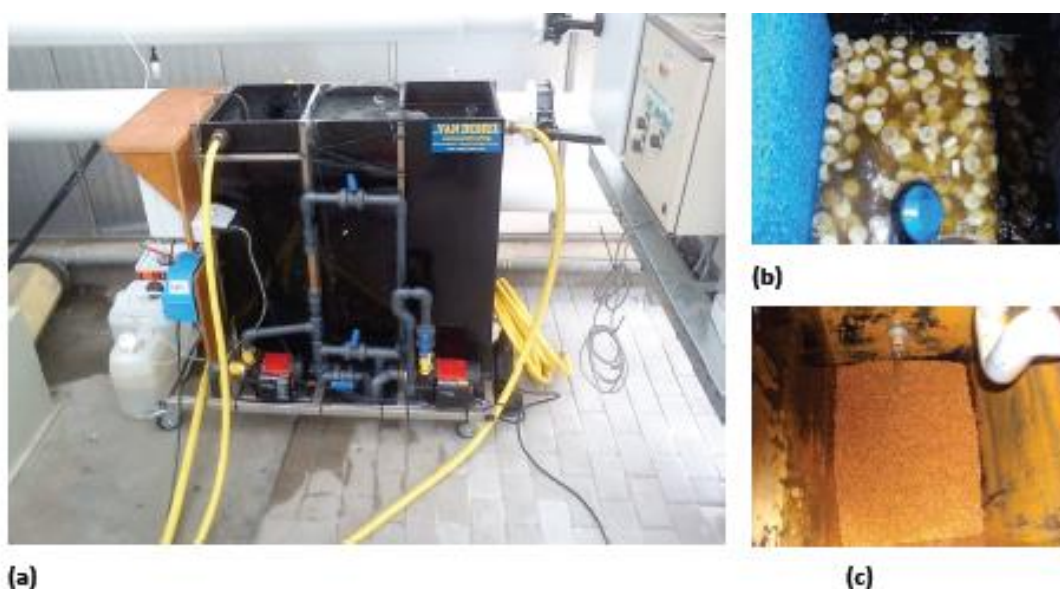
Figuur 21. Drie zuiveringssystemen voor drainage- en runoffwater (Kirkkala *et al.*, 2012)



Figuur 22. Puri-oever opstelling (Buijert et al., 2015)

7.4 Filters voor spuiwater

Fosforvastleggende componenten kunnen ook fosfor uit spuiwater van de serreteelt filteren. Zo bestaan er filters met aparte componenten voor N-verwijdering en fosforvastlegging (met behulp van granules ijzerzand) (Lambert *et al.*, 2013). Ijzerzand heeft in vergelijking met toediening van ijzerzouten als voordeel dat er geen postprocessing nodig is. Het zand zou om de 4-6 maand moeten vervangen worden. Een pilootfilter (Figuur 23) kon de inkomende fosforconcentratie van 11 mg P/l reduceren tot 2,5 mg P/l. Een langere verblijftijd (> 4 uur) en het inschakelen van rustperiodes (om de capaciteit te doen toenemen) zullen nodig zijn om de lozingsnorm van 1 mg P/l te halen.



Figuur 23. Pilootfilter voor de verwijdering van stikstof en fosfor uit spuiwater (a), met een compartement voor de verwijdering van stikstof (b) en fosfor (c) (Lambert et al., 2013)

7.5 Filters in greppels, grachten en sloten

De filtersystemen met fosforvastleggende componenten zijn ook toepasbaar in greppels, grachten en sloten. Zo zijn op 8 locaties op Nederlandse klei ijzerzakken (met ijzerhoudende fosfaatbindende materialen) in greppels (Figuur 24) getest. Aangezien de oppervlakkige afstroming via greppels een belangrijke

transportroute is op kleigronden, kan deze maatregel de gemiddelde fosforconcentratie in landelijk oppervlaktewater in kleigebieden van 0,21 mg P/l terugbrengen naar 0,07-0,20 mg P/l (van Twist *et al.*, 2011). Het behandelen van sloot-, gracht- en ander oppervlaktewater wordt besproken onder 8.2.



Figuur 24. Ijzerzakken in greppels (van Twist et al., 2011)

7.6 Ijzerzand in bodem langsheen sloot

In deel 4.3 werd ingegaan op het toevoegen van ijzervastleggende componenten aan de bodem. Een alternatief voor deze vrij controversiële maatregel is het concentreren van deze materialen in een sleuf in de bodem langsheen een sloot, waardoor fosforrijk water getransporteerd wordt. Dergelijke wand van ijzerzand, 1 meter hoog, 0,4-0,6 m breed en op -1,25 tot -0,25 m diep geplaatst, haalde in Nederland een zuiveringsrendement van 99% (Koopmans, 2012). Een aangepaste vorm van dit ontwerp werd als 'puri-oever' getest (zie 7.3 en Figuur 22). Hierbij kan niet alleen drainwater maar ook oppervlakkig afspoelend water worden gezuiverd (Buijert *et al.*, 2015). Het zuiveringsrendement is hoog, maar het kan een barrière vormen voor waterafvoer. Bovendien is er zeer veel zuiverend materiaal nodig indien het systeem over de volledige lengte van de sloot moet aangelegd worden, wat de haalbaarheid doet afnemen en de kosten doet toenemen.

8 Maatregelen voor oppervlaktewater in landbouwgebieden

8.1 Zuiveringsmoeras/overstromingsgebied

8.1.1 Algemeen

Zowel natuurlijke, herstelde als aangelegde moerassen en overstromingsgebieden kunnen nutriënten uit water verwijderen. Aangelegde zuiveringsmoerassen kunnen ook in niet-laaggelegen gebieden voorkomen en zijn speciaal aangelegd om nutriënten te verwijderen (Figuur 25). Ze bestaan meestal uit kleine sedimentatiebekkens, infiltratiebekkens voor sorptie van P op artificieel materiaal, vegetatiefilters (riet), ... (Schoumans *et al.*, 2011). Belangrijk is dat ze goed in het landschap passen (Anon., 2010).



Figuur 25. Twee voorbeelden van aangelegde zuiveringsmoerassen (Sloot *et al.*, 2001; Anon., 2010)

Zuiveringsmoerassen worden voornamelijk voor huishoudelijk afvalwater of bedrijfsafvalwater gebruikt, maar ook toepassing in de landbouw is mogelijk. Een eerste mogelijke toepassing is het gebruik bij kleine puntbronnen zoals voor het afvalwater gecreëerd bij melkinstallaties (Rousseau *et al.*, 2004), of bij de behandeling van mestverwerkingseffluent om nutriëntconcentraties onder de lozingsnormen te verkrijgen (Meers *et al.*, 2008). Ook is het mogelijk om als end-of-pipe oplossing diffuse verontreiniging aan te pakken door stikstof en fosfor te verwijderen uit beken, overstorten en verzameld drainage- (Kynkäänniemi *et al.*, 2013), irrigatie- (Díaz *et al.*, 2012) of runoff-water met te hoge nutriëntconcentraties. Er zijn verschillende types en inrichtingen van zuiveringsmoerassen (zie punt 8.1.3 en 8.1.4) met bijgevolg verschillen in zuiveringsrendement (zie punt 8.1.7). Afwegingen die moeten gemaakt worden zijn de kosten voor aanleg en onderhoud (zie punt 8.1.8 en 8.1.9) en het ruimtebeslag.

8.1.2 In Vlaanderen

Er is 10 jaar geleden een overzichtsstudie gemaakt van zuiveringsmoerassen aanwezig in Vlaanderen (Rousseau *et al.*, 2004). Van de 107 onderzochte zuiveringsmoerassen werd het grootste deel gebruikt voor afvalwaterzuivering. Landbouwkundige toepassingen waren er onder de vorm van moerassen voor de zuivering van afvalwater van melkinstallaties.

In het Proefcentrum voor Sierteelt is een zuiveringsmoeras in werking voor de behandeling van drainwater (Pauwels & Dierickx, 2007). Hierin wordt vooral de verwijdering van stikstof opgevolgd (zie 8.1.7.13.1). In verschillende Vlaamse varkensbedrijven filteren zuiveringsmoerassen mestverwerkingseffluent tot loosbaar water (zie 8.1.7.13.1).

Er is geen weet van de aanleg van zuiveringsmoerassen in Vlaanderen voor sloot- en drainagewater afkomstig van landbouwpercelen. In Nederland zijn er meerdere dergelijke systemen werkzaam (zie 8.1.7.13.1). Dergelijke zuiveringssystemen zouden overwogen kunnen worden stroomopwaarts van slecht scorende MAP-meetpunten. Wachtbekkens/overstromingszones zoals bij de Melsterbeek in Bernissem (Sint-Truiden) kunnen ook nutriënten uit oppervlaktewater zuiveren (zie 8.1.7.13.1).

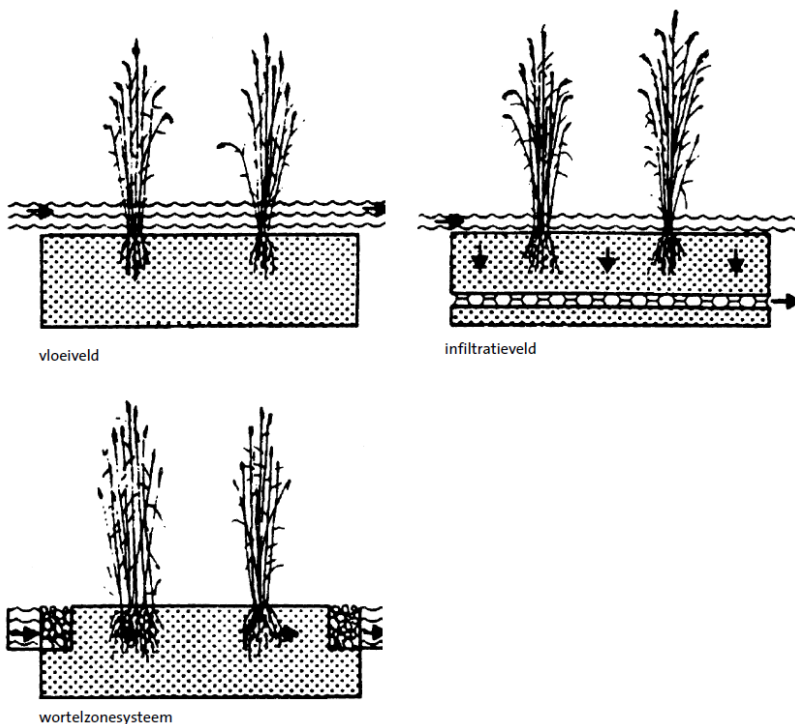
8.1.3 Types zuiveringsmoerassen

8.1.3.1 Vloeveld

In een vloeveld stroomt het water horizontaal boven de bodem (Figuur 26). Vaak is er een voorbezinkbassin gevolgd door enkele zuiveringssloten (Sloot *et al.*, 2001). Enkel bij voldoende lage stroomsnelheid (en dus lange verblijftijd, zie 8.1.7.6) zal significante fosforverwijdering uit het water mogelijk zijn. Van de 107 onderzochte zuiveringsmoerassen in Vlaanderen in 2003 waren er 54 (50%) vloevelden (Rousseau *et al.*, 2004). Vijftien daarvan behandelden afvalwater van een melkveebedrijf. Meestal zijn de sloten met riet beplant.

8.1.3.2 Infiltratieveld

In een infiltratieveld stroomt het water verticaal door de bodem, waarna het afgevoerd wordt via drains (Figuur 26). Doordat er meer contact is met de bodem dan bij een vloeveld, is er meer kans op vastlegging van nutriënten in de bodem (Sloot *et al.*, 2001) (zie punt 8.1.7). Er is evenwel ook meer kans op verstopping. Door het plaatsen van een klein vloeveld of een voorbezinkbekken voor het infiltratieveld kan dit verstopping voorkomen of beperkt worden. Van de 107 onderzochte zuiveringsmoerassen in Vlaanderen in 2003 waren er 34 (32%) infiltratievelden (Rousseau *et al.*, 2004). Aan het bodemmatrixmateriaal werd soms stro toegevoegd om denitrificatie te stimuleren. Ook werd soms ijzer- of aluminiumhoudend of kalkachtig materiaal toegevoegd om fosforvastlegging te bevorderen (de Haan *et al.*, 2011).



Figuur 26. Drie typen zuiveringsmoerassen: vloeiveld, infiltratieveld en wortelzonesysteem (Sloot *et al.*, 2001)

8.1.3.3 Wortelzonesysteem

In een wortelzonesysteem stroomt het water horizontaal door de bodem, waarna het via drains wordt afgevoerd (Figuur 26). Door de beperkte hydraulische doorlaatbaarheid en het regelmatig ontstaan van oppervlaktestroming is dit systeem minder interessant (Sloot *et al.*, 2001). Het heeft evenwel minder verstoppingsproblemen dan een infiltratieveld. Van de 107 onderzochte zuiveringsmoerassen in Vlaanderen in 2003 waren er 2 (2%) wortelzonesystemen (Rousseau *et al.*, 2004).

8.1.3.4 Gemengde systemen

Combinaties van verschillende types zuiveringsmoerassen kunnen meer flexibiliteit en hogere effluentkwaliteit bieden (Rousseau *et al.*, 2004). In Vlaanderen is de meest populaire combinatie één of meerdere parallelle infiltratievelden gevolgd door één of meer vloeivelden, omdat deze combinatie de nitrificatie-denitrificatie bevordert. Van de 107 onderzochte zuiveringsmoerassen in Vlaanderen in 2003 waren er 11 (10%) gemengde systemen (Rousseau *et al.*, 2004).

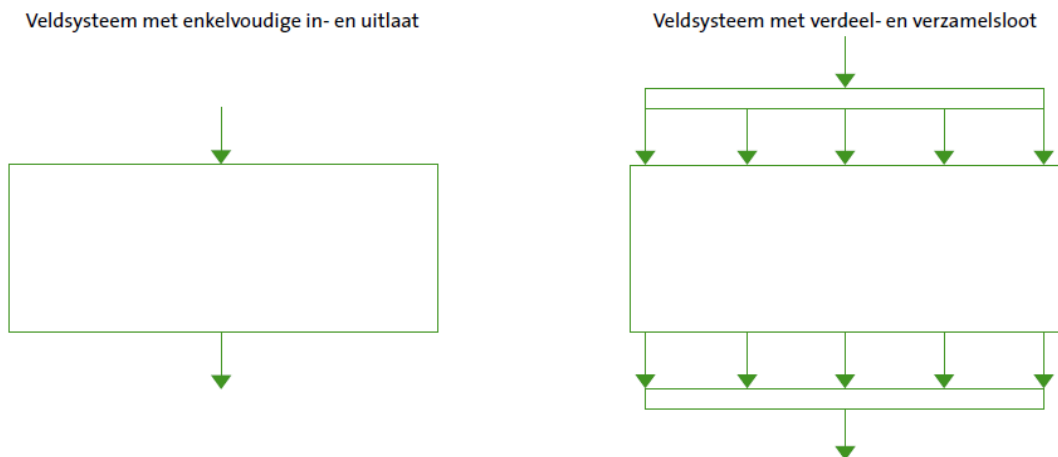
8.1.4 Inrichting van zuiveringsmoerassen

8.1.4.1 Vooraf: voorbezinkbekken

Een voorbezinkbekken of –sloot is niet noodzakelijk, maar kan een groot deel van het zwevend stof reeds laten bezinken en eventuele pieken in aanvoer bufferen.

8.1.4.2 Veldsysteem

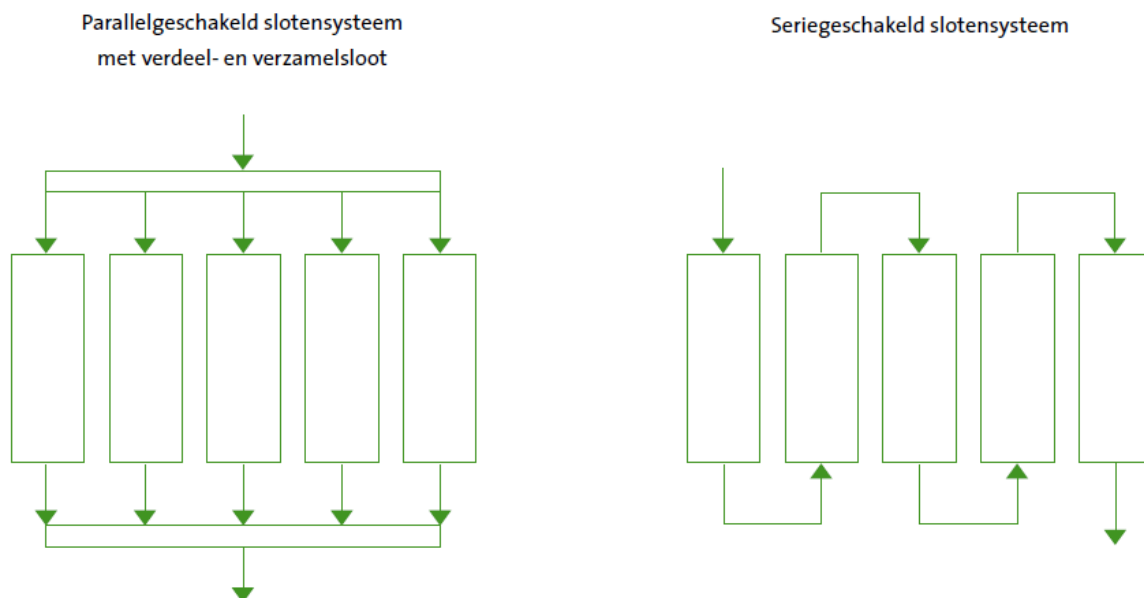
Bij vloeivelden en infiltratievelden kan het water over een veld ingelaten worden (Sloot *et al.*, 2001). Dit kan via een eenvoudige in- en uitlaat, of via een verdeel- en verzamelsloot (Figuur 27). Voordeel van de laatste is dat voorkeursstroming beperkt wordt.



Figuur 27. Inrichting van een zuiveringsmoeras in de vorm van een veldsysteem (Sloot *et al.*, 2001)

8.1.4.3 Slotensysteem

Voor een vloeiveld kan ook een slotensysteem gebruikt worden (Sloot *et al.*, 2001). Dit kan onder de vorm van parallelle sloten met een voorbezinksloot, één lange sloot of een aantal in serie geschakelde sloten (Figuur 28). In een slotensysteem is de waterstroming beter gereguleerd dan in een veldsysteem.



Figuur 28. Schakeling van slotensystemen (Sloot *et al.*, 2001)

8.1.5 Grootte

Zuiveringsmoerassen kunnen, afhankelijk van de vuilvracht en het debiet, sterk in grootte verschillen. In 2003 was het grootste zuiveringsmoeras in Vlaanderen 1,2 ha groot (Rousseau *et al.*, 2004). Bij de concrete voorbeelden van landbouwkundige zuiveringsmoerassen, gegeven onder 8.1.7.12, is de grootte in Europa meestal kleiner dan 1 ha, kleiner dan 1% van het totale bekkenoppervlak. Zuiveringsmoerassen zijn over het algemeen groter in de VS (Díaz *et al.*, 2012).

Er wordt aangenomen dat de effectiviteit van zuiveringsmoerassen toeneemt bij een groter oppervlak ten opzichte van het oppervlak van het bekken waarvan het te zuiveren water vandaan komt (zie 8.1.7.3).

8.1.6 Mechanismen werkzaam rond nutriëntverwijdering in zuiveringsmoerassen

De belangrijkste functie van een zuiveringsmoeras is de verbetering van de waterkwaliteit, maar daarnaast heeft een zuiveringsmoeras ook andere functies als retentie van water, natuurwaarde, recreatie, riet- en biezenteelt, biomassaproductie, ... (Sloot *et al.*, 2001). Hieronder wordt ingegaan op enkele mechanismen in zuiveringsmoerassen die de verbetering van de waterkwaliteit mogelijk maken.

8.1.6.1 Microbiële afbraak en omzetting

Bacteriën in water en bodem kunnen organisch materiaal, stikstofverbindingen en organische verontreinigingen afbreken en omzetten (Sloot *et al.*, 2001). In het geval van nitraat kan door denitrificatie effectief N-verwijdering plaatsvinden.

8.1.6.2 Opname door vegetatie en perifyton

Zowel planten (vaak helofyten zoals riet) als algen kunnen N en P uit het water opnemen (Sloot *et al.*, 2001). Verwijdering van de vegetatie is nodig om de nutriënten definitief uit het systeem te verwijderen (Sival *et al.*, 2011). Indien dit niet gedaan wordt, kunnen de nutriënten weer vrijkomen.

8.1.6.3 Filtratie en sedimentatie

Bij filtratie worden deeltjes ingevangen door waterplanten of bodemdeeltjes. Bij sedimentatie bezinken de deeltjes, vooral door een lage stroomsnelheid (Sloot *et al.*, 2001). Deze processen zijn dus van toepassing op particulaire fosfor (en stikstof) en niet op opgeloste N en P. Sedimentatie is het belangrijkste retentiemechanisme voor fosfor. Het is dus belangrijk om het design van een zuiveringsmoeras zo aan te passen dat de sedimentatie bevordert wordt (Johannesson *et al.*, 2013). Vooral in het eerste compartiment van een aangelegd zuiveringsmoeras kan een dikke laag van sediment en necromassa (laag dood organisch materiaal) gevormd worden, die idealiter om de 10-20 jaar verwijderd wordt (Anon., 2010). Deze laag kan gecomposteerd of verbrand worden, waarna de nutriënten in de assen eventueel gerecycleerd kunnen worden.

8.1.6.4 Adsorptie en precipitatie

Opgeloste fosfor kan sorberen of neerslaan op het sediment (Sloot *et al.*, 2001). Deze fosfor is wel niet definitief uit het systeem verwijderd, bij verzadiging kan het zuiveringsmoeras ook een fosforbron worden. Ook bij lage fosforconcentraties in het water is fosforvrijgave uit de waterbodem mogelijk (Reddy *et al.*, 1999). Vastlegging van fosfor door de waterbodem kan nog bevordert worden door het toevoegen van fosforsorberende componenten aan de waterbodem (Chardon *et al.*, 2008).

8.1.6.5 Ijzerreductie

Waar anaërobie optreedt, kan ijzer, aanwezig in fosforabsorberende ijzer(hydr)oxiden of ijzerfosfaatneerslagen, gereduceerd worden en daarbij fosfor vrijgeven. Daardoor kan de fosforconcentratie in het water toenemen.

8.1.6.6 Totaal

Voor N is het dominante zuiveringsproces denitrificatie en N-opname door hogere planten (te verwijderen via maaien en afvoeren). Riet of andere gewassen kunnen ook fosfor opnemen, maar de afzetting van fosfor op de bodem is een belangrijker proces. Daardoor zal een zuiveringsmoeras vooral particuliere fosfor en minder opgeloste fosfor verwijderen (Braskerud, 2002; Sival *et al.*, 2011). Zuiveringsmoerassen zijn voor fosfor dus vooral interessant als er veel fosfor aan deeltjes gebonden aanwezig is. Het zuiveringsrendement van een zuiveringsmoeras wordt besproken onder punt 8.1.7. Ook PAK's, zware metalen, pathogenen en organische stof kunnen in een zuiveringsmoeras verwijderd worden (Sloot *et al.*, 2001).

8.1.7 Effectiviteit van zuiveringsmoerassen

8.1.7.1 Algemeen

Net zoals bij bufferstroken moet de effectiviteit van zuiveringsmoerassen eigenlijk gemeten worden ten opzichte van de situatie zonder zuiveringsmoeras. Dit is echter niet eenvoudig en in praktijk wordt vaak het zuiveringsrendement gemeten: het verschil in nutriëntconcentratie bij de in- en uitlaat van het zuiveringsmoeras. Dit is niet hetzelfde als de effectiviteit, omdat hierbij niet vergeleken wordt met een referentiesituatie. Het zuiveringsrendement, berekend met behulp van de in- en uitlaatconcentraties zonder debietmetingen, geeft geen beeld van de vuilvracht die verwijderd wordt. Dit is wel het geval indien debietmetingen voorhanden zijn.

Het zuiveringsrendement hangt van veel zaken af: de grootte van het zuiveringsmoeras (zie 8.1.7.3), de vuilvracht of inkomende concentratie, het type zuiveringsmoeras (zie punt 8.1.3 en hieronder 8.1.7.2), de inrichting (zie 8.1.4), het beheer (zie 8.1.7.5), de lokale omstandigheden, fosfaatverzadiging (zie 8.1.7.10), ouderdom (zie 8.1.7.11),... Het resultaat daarvan zijn sterk variabele zuiveringsrendementen waargenomen in wetenschappelijke studies (zie 8.1.7.13).

8.1.7.2 Invloed van type zuiveringsmoeras

In een Vlaamse overzichtsstudie werd het verwijderingsrendement van verschillende zuiveringsmoerassen nagegaan op basis van concentratieverschillen bij de in- en uitlaat (Rousseau *et al.*, 2004). Het zuiveringsrendement was het hoogst in infiltratievelden, gevolgd door wortelzonesystemen en vloeivelden (Tabel 5). Er werd over het algemeen relatief meer P dan N verwijderd. Mogelijk komt dit doordat fosfor gedeeltelijk op zwevend stof voorkomt en dat deze zeer goed verwijderd wordt in een zuiveringsmoeras (laatste kolom van Tabel 5). Voor vloeivelden is er wel iets meer N- dan P-verwijdering, mogelijk doordat een vloeiveld denitrificatie bevordert. In een gecombineerd systeem met een infiltratieveld (voor nitrificatie) gevolgd door een vloeiveld is dit nog duidelijker (Tabel 5).

8.1.7.3 Invloed van de grootte van het zuiveringsmoeras

Een groter oppervlak van een zuiveringsmoeras ten opzichte van de totale oppervlak van het bekken waarvan het te zuiveren water afkomstig is, zou het relatieve zuiveringsrendement verhogen (Uusi-Kämppe *et al.*, 2000; Braskerud, 2002; Braskerud *et al.*, 2005). Echter, ook relatief kleine zuiveringsmoerassen (rond

0,3% van bekkenoppervlak) kunnen effectief zijn in het verwijderen van nutriënten (zie 8.1.7.12). Vooral opgeloste P wordt beter weerhouden bij een groter moerasoppervlakte, specifieke particulaire P-retentie kan zelfs afnemen bij een groter moerasoppervlak (Braskerud *et al.*, 2005). Er worden relatieve moerasoppervlakten van 0,1 tot 2% aangeraden. Bij zeer kleine relatieve moerasoppervlaktes (rond 0,1%) zijn andere factoren dan de oppervlakte wellicht bepalend voor de effectiviteit (Braskerud, 2002).

Tabel 5. Zuiveringsrendementen op basis van concentratieverschillen in in- en uitlaat van Vlaamse zuiveringsmoerassen, voor N, P, het chemische zuurstofverbruik (CZV) en zwevend stof (ZS) (Rousseau *et al.*, 2004).

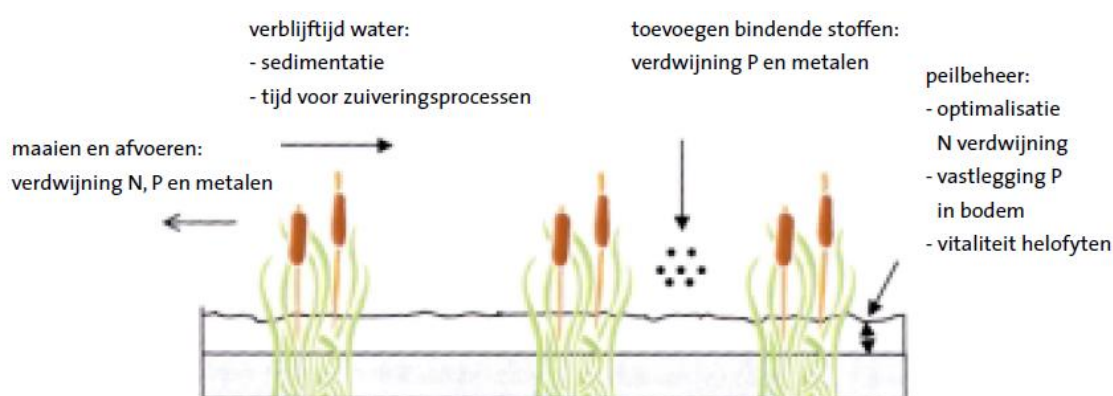
	Aantal geregistreerd	Verwijderingsrendement op basis van concentratieverschil			
		N	P	CZV	ZS
Vloeienveld	54/107 (50%)	31%	26%	61%	75%
Infiltratieveld	34/107 (32%)	52%	70%	94%	98%
Wortelzonesysteem	2/107 (2%)	33%	48%	72%	86%
Combinaties	11/107 (10%)	65%	52%	91%	94%

8.1.7.4 Invloed van de inkomende nutriëntenlading

Over het algemeen neemt de retentie van fosfor in zuiveringsmoerassen toe bij toenemende fosforvracht. Dit wordt voor 17 zuiveringsmoerassen in koud klimaat geobserveerd voor zowel totaal als opgeloste fosfor (Braskerud *et al.*, 2005), maar in andere studies wordt niet altijd een verband gevonden (Johannesson *et al.*, 2014).

8.1.7.5 Invloed van beheer van het zuiveringsmoeras

Het beheer van een zuiveringsmoeras kan de zuiveringsprocessen sturen (Figuur 29). Naast een voldoende maaibeheer voor het verwijderen van nutriënten (zie 8.1.7.8) dient ook verstopping en opstapeling van sediment en necromassa beperkt te worden om een voldoende zuiveringsrendement van de moerassen te vrijwaren.



Figuur 29. Beheersfactoren voor zuiveringsprocessen in zuiveringsmoerassen (Sloot *et al.*, 2001)

8.1.7.6 Verblijftijd

De verblijftijd van het water bepaalt de stroomsnelheid en bijgevolg de kans op sedimentatie, maar ook de tijd beschikbaar voor sorptie, precipitatie, denitrificatie en vastlegging door planten (Sloot *et al.*, 2001). Bij langere verblijftijd kan er dus een groter zuiveringsrendement verwacht worden. Er kan gestuurd worden op de verblijftijd met behulp van de breedte/lengte van een zuiveringsmoeras, de vegetatie, de

doorlaatbaarheid van het sediment, de waterdiepte, de helling en het peilbeheer. Aangezien grote volumes aanvoer (en dus korte verblijftijd) vaak samen gaan met een grote nutriëntaanvoer, is de kleinste waargenomen verblijftijd bepalend voor de nutriëntretentie (Reinhardt *et al.*, 2005).

8.1.7.7 *Peilbeheer*

Bij verhoging van het waterpeil is er een langere verblijftijd. Door een zuiveringsmoeras afwisselend te bevoeien en te laten droogvallen kan de cyclus van nitrificatie en denitrificatie geoptimaliseerd worden. Ook de vitaliteit van helofyten is groter bij peilfluctuaties (Sloot *et al.*, 2001). Een beperkte diepte vermindert sedimentatie niet, maar faciliteert resuspensie bij stormcondities. Dit laatste kan evenwel beperkt worden door voldoende vegetatie in het zuiveringsmoeras (Braskerud, 2002).

8.1.7.8 *Vegetatie*

Bij gebruik van helofyten (bijvoorbeeld riet, mattenbies, grote lisdodde,...) worden filtratie en sedimentatie bevorderd en kan algenbloei beperkt worden (Sloot *et al.*, 2001). Vooral voor fosfor maar ook voor stikstof werd in een Nederlands zuiveringsmoeras een grotere nutriëntconcentratiedaling waargenomen voor riet- dan voor grasvegetatie (Mouissie & van Diggelen, 2009). De vegetatie kan nutriënten opnemen, en vervolgens gemaaid en verwijderd worden. Het maaibeheer zal daardoor een invloed hebben op het zuiveringsrendement van nutriënten. Ook (ondergedoken) waterplanten kunnen nutriënten opnemen en verwijderd worden. Het voordeel van maaien is het verwijderen van de opgenomen nutriënten waardoor deze niet terug kunnen vrijkomen in het zuiveringsmoeras. Het nadeel van maaien is dat de positieve effecten van de vegetatie (sedimentatie, opname, filtering) tijdelijk beperkt worden. Daarom wordt aangeraden om niet te maaien bij een fosforgehalte van het gewas van minder dan 1 g m⁻² (Uusi-Kämpä *et al.*, 2000).

8.1.7.9 *Fauna*

In een zuiveringsmoeras in de VS, Washington, daalde het zuiveringsrendement sterk bij grote muskusratactiviteit, waardoor het moeras zelfs een bron van anorganische fosfor kon worden (Beutel *et al.*, 2014).

8.1.7.10 *Fosforverzadiging en fosforvrijgave*

Er moet opgelet worden voor het vrijkomen van fosfor door reductie van ijzer(hydr)oxides bij anaerobe omstandigheden (Heiberg *et al.*, 2013; Kröger *et al.*, 2013). Voor het fosforzuiveringsrendement is de fosforverzadiging van het sediment belangrijk. Deze kan hoog zijn, bijvoorbeeld door het gebruik van historisch bemeste landbouwbodem of door jarenlange sorptie van fosfor in het zuiveringsmoeras. Voor een grotere vastleggingscapaciteit van fosfor kunnen ijzerhoudende stoffen aan de bodem toegevoegd worden (Chardon *et al.*, 2008). Door de bodem voor aanleg te plaggen is meer fosforverwijdering of minder fosforvrijgave mogelijk, zoals waargenomen in een Nederlands zuiveringsmoeras (Mouissie & van Diggelen, 2009).

8.1.7.11 *Invloed van de ouderdom van het zuiveringsmoeras*

De effectiviteit kan veranderen naarmate het zuiveringsmoeras ouder wordt. Zo kunnen er in het begin toenames in fosforconcentraties vastgesteld worden (Pant & Reddy, 2003). Deze kunnen verklaard worden door fosforvrijgave uit de waterbodem ten gevolge van ijzerreductie (zie 8.1.7.10). Ook kan de effectiviteit in de beginfase beperkt zijn doordat het gewas nog niet zijn volle omvang heeft bereikt (Sival *et al.*, 2011). In 17 zuiveringsmoerassen in koud klimaat werd waargenomen dat de retentie van opgeloste fosfor hoger was

in nieuwe dan in oude zuiveringsmoerassen, en dat er geen invloed was voor de particuliere fosforconcentratie (Braskerud *et al.*, 2005).

8.1.7.12 *Invloed van de temperatuur*

De temperatuur is vooral belangrijk voor stikstofverwijdering via nitrificatie-denitrificatie. In een zuiveringsmoeras bij PCS werd een minimale temperatuur van 12-15°C vastgesteld voor een goede stikstofverwijdering (Pauwels & Dierickx, 2007). Daarom bestaan er zuiveringsmoerassen waarbij het water in de winter opgeslagen wordt en pas in de zomer door het zuiveringsmoeras geleid wordt (de Haan *et al.*, 2011).

8.1.7.13 *Waargenomen nutriëntzuiveringsrendementen van zuiveringsmoerassen in landbouwtoepassingen.*

8.1.7.13.1 *Vlaanderen*

In een Vlaamse overzichtsstudie werd het verwijderingsrendement van verschillende zuiveringsmoerassen nagegaan op basis van concentratieverschillen bij de in- en uitlaat (Rousseau *et al.*, 2004). Slechts een deel van de bestudeerde zuiveringsmoerassen behandelen landbouwwater (vooral afkomstig van melkvee-installaties). Er zijn geen aparte cijfers voor deze zuiveringsmoerassen voorhanden.

In Vlaanderen werden zuiveringsmoerassen aangelegd voor de tertiaire zuivering van varkensmest (dunne fractie) tot loosbaar water (Meers *et al.*, 2008). Op een landbouwbedrijf in West-Vleteren werd een rietveld van bijna 3 ha aangelegd. Er zijn ook reeds installaties in Ichtegem, Gistel, Langemark, Pittem en Wortel. De kost zou 3-4€ per ton dunne verarmde mest bedragen, kosteneffectief in vergelijking met het uitrijden. Er is 1 ha grond nodig voor het jaarlijks verwerken van 10000 ton effluent tot helder en gezuiverd water. Daarnaast is ook opwekking van bio-energie mogelijk door de oogst van het riet (Michels *et al.*, 2010).

In het Proefcentrum voor Sierteelt is in 2002 een zuiveringsmoeras aangelegd voor de behandeling van drainwater. Het bestaat uit een bergingsvijver, een infiltratieveld en een wortelzonesysteem (Pauwels, 2003). De eerste jaren werkte dit rietveld zeer goed voor de zuivering van N en P (concentraties in effluent nagenoeg nul) (Pauwels, 2003). De jaren erop bleek dat de werking bij temperaturen lager dan 12-15°C niet optimaal is (Pauwels & Dierickx, 2007). Voor fosfor zou het systeem toch niet goed werken (Els Pauwels van PCS, persoonlijke communicatie), maar in 2015 wordt daarvoor een project opgestart.

In tegenstelling tot de voorbeelden voor andere landen (zie hieronder) zijn er in Vlaanderen geen zuiveringsmoerassen gekend die sloot- of drainagewater afkomstig van landbouwpercelen zuiveren. Alternatief voor een zuiveringsmoeras kan een wachtbekken/overstromingszone aangelegd worden. Dit is gedaan bij de Melsterbeek in Bernissem (Sint-Truiden). In de uitlaat zit gemiddeld 27% minder opgelost fosfor en 16% minder totaal fosfor dan in de inlaat van het bekken. Tijdens een stormevent worden de sterke fosforpieken in de Melsterbeek goed getemperd door het overstromingsgebied wat betreft totale fosfor (opgeloste fosfor niet of nauwelijks) (Anon., 2011b; Warmoes *et al.*, 2013).

8.1.7.13.2 *Nederland*

Er werd in Nederland een zuiveringsmoeras van het type vloeiveld met oppervlak van 0,13 ha aangelegd om het nutriëntrijke water afkomstig uit perceelsslotten (drainagewater) te zuiveren (Figuur 30). Naargelang het aan- of afsluiten van wateraanvoeren wordt zo water afkomstig van 6 tot 80 ha landbouwgebied gezuiverd.

Het rietmoeras vormt een langsgracht langs een waterloop om het water uit de perceelssloten op te vangen voor het in de waterloop terechtkomt. Na 2 jaar (nog niet bij volle omvang van de rietvegetatie) werd een retentie (vrachtreductie) van 57% voor fosfor en 27% voor N waargenomen (Sival *et al.*, 2011). Sedimentatie was verantwoordelijk voor ongeveer de helft van de N-verwijdering en meer dan 90% van de P-verwijdering. Opname door het riet was minder dan 10% van de N- en P-verwijdering, maar mogelijk zal dit toenemen bij volle omvang van de rietvegetatie. Later werd nog een ijzerfilter achteraan het moeras aangelegd (10 meter lang, 4,5 meter breed, 0,3 meter dik), die er in slaagt nog eens de helft van de uitstromende fosforhoeveelheid te capteren (de Haan *et al.*, 2011). Daardoor was het gedurende een deel van het jaar mogelijk de normen voor fosforconcentraties in oppervlaktewater te halen. De kosteneffectiviteit zou 46€/kg oP/jr en 34€/kg P/jr zijn (Koopmans, 2012).



Figuur 30. Zuiveringsmoeras aan de Eeuwselscheloop (Sival et al., 2011)

In de zomer is de verwijderingscapaciteit voor stikstof in zuiveringsmoerassen groter, maar de aanvoer is groter in de winter. Zuiveringsmoerassen met wateropslag (opvang in de winter en door moerassen leiden in de zomer) scoren daarom over het algemeen hoger in stikstofverwijdering dan deze zonder opslag (de Haan *et al.*, 2011). Binnen de categorie van zuiveringsmoerassen met wateropslag werden drie systemen vergeleken op een proefbedrijf in Nederland, met drainwater als input. Het stikstofzuiveringsrendement gemeten over vijf jaar was 35% voor een wortelzonesysteem, 70% voor een wortelzonesysteem gevuld met stro en 55% voor een vloeiveld (de Haan *et al.*, 2011). In absolute cijfers en rekening houdend met de grootte van het moeras was het rendement het laagst voor het vloeiveld. Het wortelzonesysteem met stro had in tegenstelling tot de versie zonder stro geen opstartperiode met een laag rendement nodig, maar had als nadeel dat door stro-afbraak fosfor vrijgegeven werd. In experimentele zuiveringsmoerassen langs de waterloop Hunze in Nederland werd gedurende drie jaar zes keer per jaar een moeras gevuld met nutriëntrijk beekwater en daarna langzaam geleidigd (Mouissie & van Diggelen, 2009). In de winter bleven concentraties ongeveer gelijk voor stikstof en namen ze toe voor fosfor, tenzij de bodem voor aanleg geplagd werd (-30% voor N en P). In de zomer namen zowel fosfor- als stikstofconcentraties toe, en dit

vooral bij niet-plaggen. Dit wijst op het gevaar van aanleggen van moerassen op niet-behandelde nutriëntenrijke voormalige landbouwbodems. In een ander zuiveringsmoeras voor beekwater in Nederland werd in mei-juli 2007 40% N-zuivering en 46% P-zuivering gemeten (Mulder *et al.*, 2009).

8.1.7.13.3 Scandinavië

Het drainagewater van 26 ha fosforrijke landbouwpercelen in Zweden wordt gezuiverd door een zuiveringsmoeras bestaande uit een lange vijver en een grasstrook van tezamen 0,08 ha (0,3% van het bekkenoppervlak). Er werd een vrachtreductie van 36% van de totale en 9% van de opgeloste fosfor waargenomen (Kynkäänniemi *et al.*, 2013).

In Zweden werden zeven zuiveringsmoerassen van 0,05-0,69 ha, die water afkomstig van landbouwbekkens van 22-267 ha (moerasoppervlak: 0,04-0,8%) zuiverden, gedurende twee jaar opgevolgd. In deze zuiveringsmoerassen werd tussen 11 en 175 kg P/ha/jaar via sedimentatie verwijderd uit het water, waarbij deze hoeveelheid onafhankelijk was van de inkomende P-hoeveelheid maar wel gerelateerd was aan de lengte/breedte-verhouding van het zuiveringsmoeras (Johannesson *et al.*, 2014).

Vier Noorse zuiveringsmoerassen (vloeivelden voorafgegaan door sedimentatiebekken) met een oppervlak van 0,035 – 0,09 ha (0,06%-0,4% bekkenoppervlak) hielden tijdens de 3-7 jaar observatietijd tussen 21% en 44% van de totale fosforhoeveelheid in drainagewater en landbouwwaterlopen tegen, ondanks de grote en variabele input (Uusi-Kämpä *et al.*, 2000; Braskerud, 2002). Vooral particulaire fosfor (gemiddeld 45%) en minder opgeloste fosfor (5%) werd weerhouden.

In 17 zuiveringsmoerassen gelegen in landen met een koud klimaat (voornamelijk Scandinavië) met een relatief oppervlak (ten opzichte van bekkenoppervlak) van 0,007 tot 8,7% was de retentie van totaal fosfor 1 – 88% en deze van opgeloste fosfor -19 – 89% in water afkomstig van landbouwbodems (Braskerud *et al.*, 2005). Retentie van fosfor nam voornamelijk toe bij stijgende fosforvrucht, en nieuwe moerassen konden meer opgeloste fosfor verwijderen dan oude zuiveringsmoerassen.

8.1.7.13.4 Andere

In Californië werden 7 grotere zuiveringsmoerassen (2,3 – 159 ha) die terugkerend irrigatiewater behandelen, bestudeerd (Díaz *et al.*, 2012). Nitraat (22 – 99%) en gesuspendeerde deeltjes (31 – 96%) werden relatief goed verwijderd, maar dit was minder het geval voor totale N (-25% – 87%) en opgeloste P (-73% – 56%). Totale P werd goed verwijderd in moerasvelden die continu inputwater kregen (3 – 66%), maar niet in moerassen waar het irrigatiewater via pulsen werd toegediend (-6 – -21%). Een mogelijke verklaring voor de beperkte efficiëntie is de afwezigheid van vegetatiebeheer.

Ook in Washington wordt terugkerend irrigatiewater behandeld door een zuiveringsmoeras, bestaande uit een sedimentatiebekken (0,14 ha) en twee parallelle vloeivelden (0,7 en 0,8 ha) (Beutel *et al.*, 2014). Het zuiveringsrendement in het sedimentatiebekken was 21% voor totaal fosfor en 32% voor reactief fosfor (gemeten met kleurreactie, anorganisch). Voor de vloeivelden was dit 37 – 43% voor totaal P en 22 – 33% voor reactief fosfor. De effectiviteit werd sterk negatief beïnvloed door muskusratactiviteit, waardoor de zuiveringsmoerassen zelfs een bron van reactief fosfor kunnen worden. Zonder muskusratimpact was de totale efficiëntie 50% voor totale P en 65% voor reactieve P.

Het drainagewater van 20,4 ha grasland wordt in een Zwitsers zuiveringsmoeras (0,23 ha, 1,1% oppervlak van grasland) behandeld. Gedurende twee jaar werd 23% van de totale P en 51% van de opgeloste P

verwijderd in het zuiveringsmoeras (Reinhardt *et al.*, 2005). Deze retentie zou beter kunnen zijn bij grotere verblijftijd, aangezien vooral bij grote volumes (korte verblijftijd) de grootste fosforvracht wordt aangevoerd.

8.1.8 Aanleg en onderhoud

Er is informatie voorhanden rond het ontwerp, technische aanleg, inrichting en onderhoud en monitoring in een Nederlandse (Sloot *et al.*, 2001) en Ierse publicatie (Anon., 2010). De laatste focust vooral op een goede integratie van het zuiveringsmoeras in de omgeving.

Er dient opgelet te worden voor 'interne fosforvracht' bij aanleg. Dit is de fosfor die kan vrijkomen uit de waterbodem door ijzerreductie. Zeker indien het zuiveringsmoeras op voormalige fosforrijke landbouwgrond is aangelegd, kunnen hoge fosforconcentraties vrijkomen (Pant & Reddy, 2003). Dit kan voorkomen worden door fosforsorberende componenten toe te voegen aan de bodem. Een andere mogelijkheid is het plaggen van de bodem. In een Nederlands zuiveringsmoeras werd vastgesteld dat dit plaggen er voor zorgde dat er in de zomer minder P vrijkwam en in de winter fosforverwijdering mogelijk was. In de winter was er zonder plaggen geen stikstofverwijdering, terwijl bij plaggen 30% concentratiereductie geobserveerd werd (Mouissie & van Diggelen, 2009).

Onderhoud is vaak een kritische factor bij zuiveringsmoerassen (Rousseau *et al.*, 2004). Veel zuiveringsmoerassen zijn zitten verstopt, vol vaste massa en onkruid,... Er wordt te vaak verondersteld dat deze systemen zelfonderhoudend zijn.

8.1.9 Kosten

Er zijn zowel kosten voor de aanleg als jaarlijkse kosten (Sloot *et al.*, 2001). Kosten voor de aanleg omvatten deze voor voorbereiding, ontwerp, aanleg (grondprijs en grondverzet), drainagesystemen en vegetatie en werden in Nederland in 2001 tussen 100.000 en 200.000 €/ha ingeschat. In Vlaanderen is dit eerder een tienvoud, maar de kosten nemen af bij grotere systemen (Rousseau *et al.*, 2004). Vloevelden zijn vaak goedkoper. Jaarlijkse kosten zijn deze voor het vegetatiebeheer, monitoring, onderhoud drainage, eventueel energiekosten voor pompen, en na 10-20 jaar bodemafgraving of –sanering. Deze jaarlijkse kosten kunnen sterk variëren tussen 3000 en meer dan 30.000 €/ha/jr (Sloot *et al.*, 2001).

In een Nederlandse studie werd de kosteneffectiviteit van zuiveringsmoerassen nagerekend voor 7 realistische varianten tussen perceelsniveau en gebiedsniveau (de Haan *et al.*, 2011). De kosteneffectiviteit varieerde van 37€/kg verwijderde N voor kleine systemen (klein perceel) tot gunstiger waarden van 1-5€/kg voor een groter schaalniveau (gebied). Wateropslag (bijvoorbeeld met behulp van een vijver, zie 8.1.7.12) beïnvloedt de kosteneffectiviteit nauwelijks maar heeft een groot ruimtebeslag. Voor fosfaat is de kosteneffectiviteit ongeveer 115€/kg P maar deze is afhankelijk van de lokale omstandigheden. Zowel voor N als P kan een gunstiger kosteneffectiviteit bekomen worden bij koppeling van het zuiveringsmoeras aan andere functies als waterberging, natuur, recreatie en biomassaproductie.

De kost van een zuiveringsmoeras voor varkensdrijfmesteffluent zou 3-4€ per ton bedragen, kosteneffectief in vergelijking met het uitrijden. Er is 1 ha grond nodig voor het jaarlijks verwerken van 10000 ton effluent. Daarnaast is ook opwekking van bio-energie mogelijk door de oogst van het riet (Michels *et al.*, 2010).

Een studie in Zweden wees erop dat de grootste reden voor landbouwers om geen zuiveringsmoeras aan te leggen, is dat productief land opgeofferd dient te worden (Hansson *et al.*, 2012). Andere struikelblokken zijn het lastige management, gebrek aan kennis, tijdsgebrek en onduidelijkheid over de effectiviteit voor nutriëntenreductie. De aanleg kan bevorderd worden door voldoende subsidies, kennis, aanvullende diensten dat het moeras kan bieden, goede ervaringen van collega's en verbeteringen van de waterkwaliteit.

8.2 In situ behandelen van oppervlaktewater

Naar analogie met de zuivering van spuiwater en drainagewater (zie hoofdstuk 7) kan ook het oppervlaktewater zelf nog behandeld worden om de fosforconcentratie te doen dalen. In het Nederlandse Puridrain-project wordt een pilootreactor getest die water in de sloot of na drainage kan behandelen. Met behulp van aluminium wordt fosfaat neergeslagen, waardoor het kan verwijderd worden (Feenstra & Jansen, 2010). Een nutriëntenstuw (reactorvat gevuld met ijzerzand waardoor slootwater gepompt kan worden) kon in een test 85% van ortho-P en 81% van totaal-P verwijderen (Figuur 31). Echter, de capaciteit voor waterdoorvoer is beperkt (Buijert *et al.*, 2015). Deze maatregel is dus vooral geschikt voor het zomerhalfjaar (meest kritieke periode voor algenbloei). Indien dit systeem ook de grote winteraanvoer aan moet kunnen, wordt het ontwerp te groot. Andere nadelen van deze maatregel zijn de noodzaak aan onderhoud en de relatief hoge kosten.



Figuur 31. Nutriëntenstuw met reactor op de steiger (achter) en voorfilter in de perceelsloot naast de steiger (voor) (Buijert et al., 2015)

In Nieuw-Zeeland werd een restproduct van de metaalnijverheid in een soort sokken in een waterloop geplaatst (McDowell *et al.*, 2007). De opgeloste en totale fosforconcentratie in de waterloop daalde met respectievelijk 35% en 21%, maar bij snelle stroming was de retentie zeer beperkt. Na zes maand was de capaciteit teruggevallen tot 20%. Door de relatief hoge kostprijs werd geconcludeerd dat deze techniek enkel kosteneffectief kan zijn in traagstromende sloten met hoge fosforconcentraties. Het plaatsen van Sachtofer (materiaal met ijzer en gips) tussen twee barrières in een sloot voor de zuivering van het slootwater werkte niet goed doordat niet al het water door de filter ging, er niet genoeg contacttijd was door preferentiële stroming, en door de ontwikkeling van biofilms en verstopping (Uusitalo *et al.*, 2013). Met behulp van een groot filterblok in een drainagegracht in de VS werd gedurende een jaar bijna alle opgeloste fosfor gecapteerd (Penn *et al.*, 2007). De effectiviteit was echter laag bij hoge stroomsnelheden

(regenperiodes). Na een tijdje verstopte de filter (Klimeski *et al.*, 2012). In een andere locatie in de VS werd gedurende 3,6 jaar een slootfilter met rookgasontzwavelingsgips (goedkoop steenkoolverbrandingsproduct) getest (Bryant *et al.*, 2012). In de filter werd 65-73% van de fosfor vastgelegd, maar doordat deze filter niet door alle slootwater gepasseerd werd, was het uiteindelijk verwijderingspercentage maar 22%. Bovendien daalde de hydraulische conductiviteit sterk gedurende de testperiode. Misschien is het product efficiënter toepasbaar in de wanden van de sloot.

Ook meren kunnen behandeld worden. In Nederland wordt inlaatwater voor meren vooraf gezuiverd met behulp van ijzer, waardoor de fosforconcentratie daalt van 0,04 naar 0,03 mg P/l (Chardon *et al.*, 2008). In Finland werd in het voorjaar ijzersulfaat toegediend aan een meer waardoor de opgeloste fosforconcentratie met 71% daalde (Uusitalo *et al.*, 2013). Deze techniek is vooral kosteneffectief bij een hoge fosforconcentratie.

Ten slotte kan de waterbodem behandeld worden, wat vooral effectief is indien dit de voornaamste bron van fosfor in het oppervlaktewater is (zie deel 8.3).

8.3 Interne nalevering waterbodem beperken

Door de jarenlange fosforbelasting van waterlopen en de captatie van fosfor in de waterbodem, is veel en langdurige interne nalevering van fosfor vanuit de waterbodem mogelijk (van der Wijngaart *et al.*, 2012). Er zijn verschillende mogelijkheden om deze interne nalevering te beperken (Osté & van de Weerd, 2012). Ten eerste kan opwerveling van waterbodemdeeltjes gereduceerd worden door middel van visbeheer, door vermindering van boten, recreatie en windwerking, en door de stabilisatie van de bodem. Een andere optie is het baggeren van fosforrijk slib. Ervaringen met deze maatregel zijn wisselend: de fosforconcentratie kan dalen of gelijk blijven. Het is vooral een goede maatregel om sneller effect te zien van het reduceren van een externe fosforbelasting. Omgekeerd kan ook nieuw fosforarm materiaal toegevoegd worden bovenop de fosforrijke waterbodem. Er werden reeds positieve ervaringen (verminderde eutrofiëring) met zand opgetekend in Nederland.

Ten slotte is het ook mogelijk om fosforvastleggende componenten aan de waterbodem toe te voegen. In Nederland zijn er positieve ervaringen met producten als ijzerchloride, polyaluminiumchloride en lanthaanhoudende klei (Osté & van de Weerd, 2012). Het meest gebruikte materiaal wereldwijd is aluin (aluminiumsulfaat). De toepassing in meren in de VS toonde een reductie van de interne fosforbelasting met meer dan 80%, maar het effect is klein als er nog grote externe fosforbelastingen zijn. De effectiviteit zou 8 jaar of langer duren (Lo Porto *et al.*, 2011). In de Nederlandse laagveenplassen, waarin van nature weinig fosforvastlegend ijzer voorkomt, werd ijzerchloride gedurende 2 jaar langzaam toegediend en op de bodem van de laagveenplassen afgezet (ter Heerdt *et al.*, 2012). Er werden geen toxicologische effecten in de chemische watersamenstelling en op de fauna en flora vastgesteld. De fosfaatconcentraties in de laagveenplas daalden drastisch en de algen verdwenen. De geschatte werkingsduur is 26-42 jaar. Deze techniek heeft een veel betere kosteneffectiviteit dan maatregelen in de landbouw zelf.

9 Maatregelen voor puntbronnen

In sommige gebieden is het aandeel van puntbronnen in de fosforbelasting van waterlichamen groter dan het aandeel van landbouw. Bovendien kan de impact extra groot zijn doordat het aandeel van puntbronnen relatief groter is in periodes dat er risico is op algenbloei (Jarvie *et al.*, 2006; Jarvie *et al.*, 2008; Crossman *et al.*, 2013) en de fosforbeschikbaarheid voor algen groter is in fosforlozingen van puntbronnen dan in fosforverliezen uit de landbouw (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). Maatregelen die fosforlozingen uit bedrijven en vooral uit rioolwaterzuiveringsinstallaties reduceren kunnen bijgevolg een grote impact hebben op de ecologie in oppervlaktewater. De kosteneffectiviteit van dergelijke maatregelen wordt besproken in hoofdstuk 11.

10 Waar maatregelen nemen?

In voorgaande hoofdstukken werd reeds meerdere keren aangehaald dat het belangrijk is om vòòr het nemen van maatregelen na te gaan of ze een mogelijk effect hebben op een bepaalde plaats. Zo wordt best gecontroleerd wat de belangrijkste verliesroutes voor fosfor zijn, wat bijvoorbeeld belangrijk is bij de aanleg van bufferstroken (zie hoofdstuk 6). Ook is het belangrijk om na te gaan in welke gebieden de fosforverliezen relatief het grootst zijn. Bij beperkte middelen kan zo het meest kosteneffectief te werk gegaan worden om zoveel mogelijk fosforbelasting te verminderen (zie hoofdstuk 11). De variatie in fosforgehaltes en -concentraties binnen Vlaanderen wordt hieronder besproken.

Een groot deel van de Vlaamse bodems heeft een ruim voldoende fosforgehalte. Op basis van staalnames en analyses van de Bodemkundige Dienst van België (extractie met ammoniumlactaat in azijnzuur, P-AL) had tussen 2008 en 2011 56% van de Vlaamse weilandstalen een fosforgehalte boven de streefzone (Tabel 6). Voor akkerbouwstalen was dit 77% (Maes et al., 2012). Gebieden met intensieve veeteelt hebben relatief meer percelen met een hoge fosfortoestand (Overloop et al., 2011). De gemiddelde fosforbeschikbaarheid is het hoogst in de Vlaamse Zandstreek en het laagst in de Leemstreek (Figuur 32) (Maes et al., 2012).

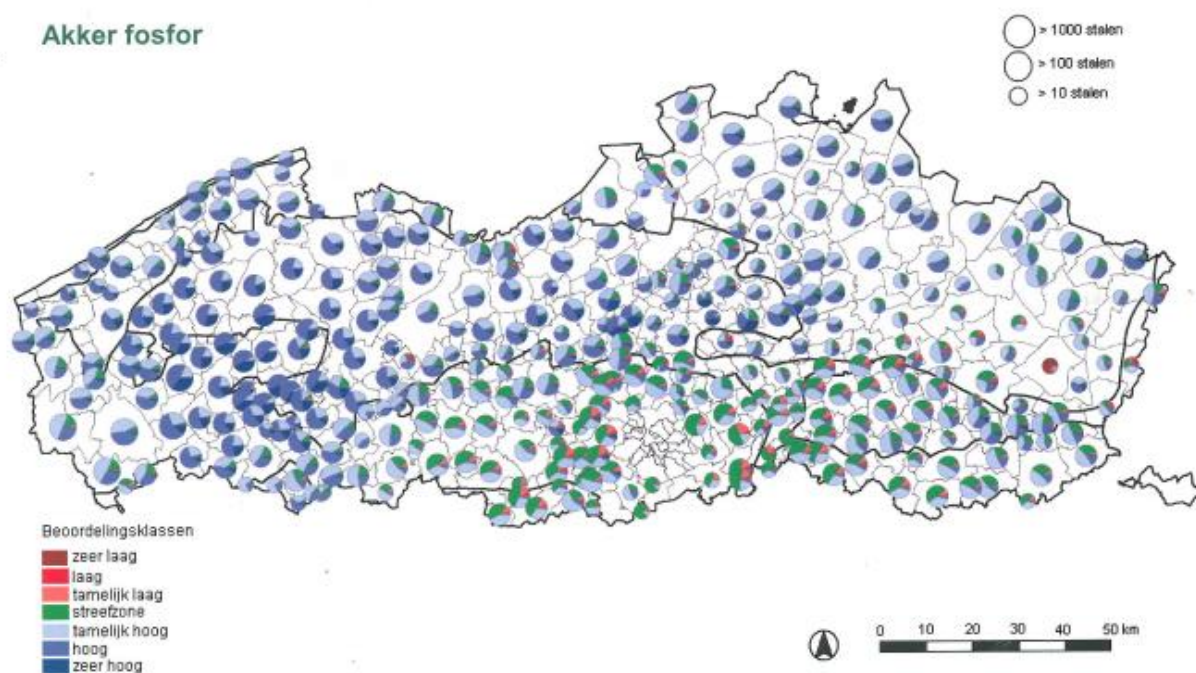
Tabel 6. Grenzen en procentuele verdeling van het fosforgehalte van weide- en akkerbouwstalen in zeven bodemvruchtbaarheidsklassen in 2008-2011 (Maes et al., 2012)

Bodemvruchtbaarheidsklasse	Grenzen (mg P/100 g)		Procentuele verdeling (%)	
	Weiland	Akkerbouw	Weiland	Akkerbouw
Zeer laag	< 8	< 5	2,6	0,4
Laag	8-13	5-8	8,4	1,6
Tamelijk laag	14-18	9-11	12,3	3,3
Streefzone	19-25	12-18	21,0	17,6
Tamelijk hoog	26-40	19-30	35,0	36,9
Hoog	41-60	31-50	17,2	31,8
Zeer hoog	> 60	> 50	3,5	8,4

De fosfaatverzadigingsgraad, ingeschat op basis van 4352 bodemanalyses in kalkarme zandgronden, varieert in Vlaanderen en is op 81% van het geanalyseerde oppervlak hoger dan de wetenschappelijke kritische grens van 25% (Figuur 33) (Van Meirvenne et al., 2007). 37% van het oppervlak heeft een ingeschatte FVG boven 35% (kritische grens gehanteerd door Vlaanderen). Zowel P-AL (Figuur 32) als FVG (Figuur 33) geven hoge waarden in West- en Oost-Vlaanderen, en relatief lagere waarden in Antwerpen en Limburg. Meer details over het fosfaatbindend vermogen en de fosfaatverzadigingsgraad in de Vlaamse provincies is terug te vinden in Baert et al. (1997). Ook op basis van een andere meetmethode voor het bodemfosforgehalte, de Olsen-P-methode, worden de Vlaamse bodems zeer fosforrijk ingeschat in vergelijking met andere Europese landen (Figuur 34) (Tóth et al., 2014).

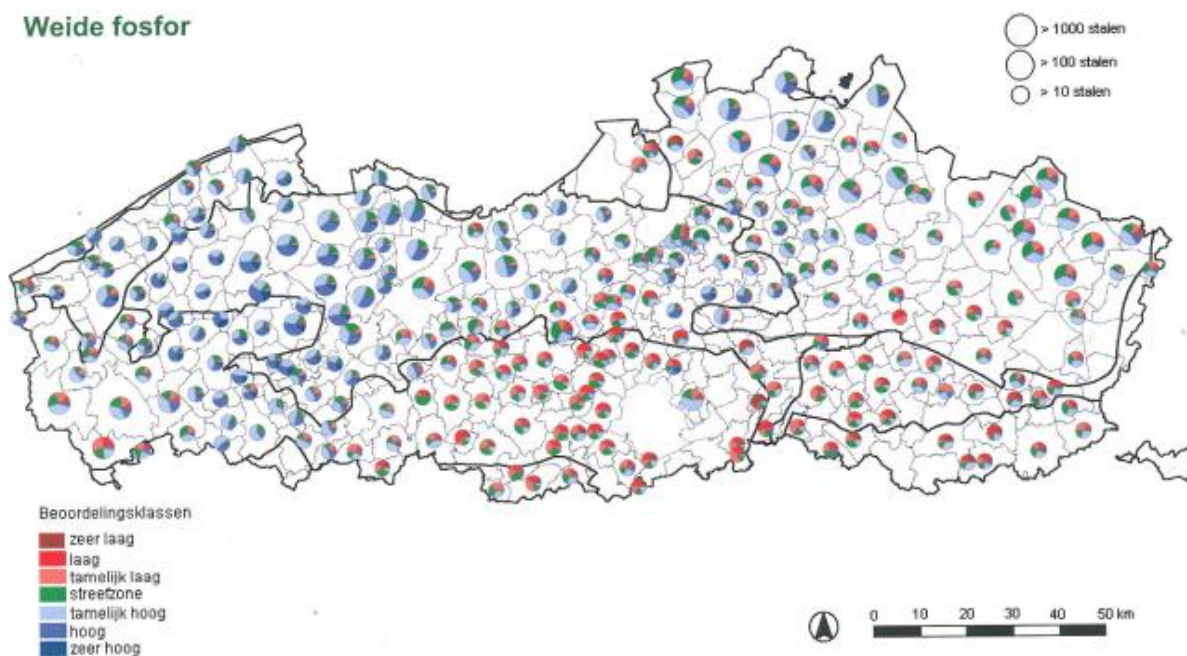
A

Akker fosfor

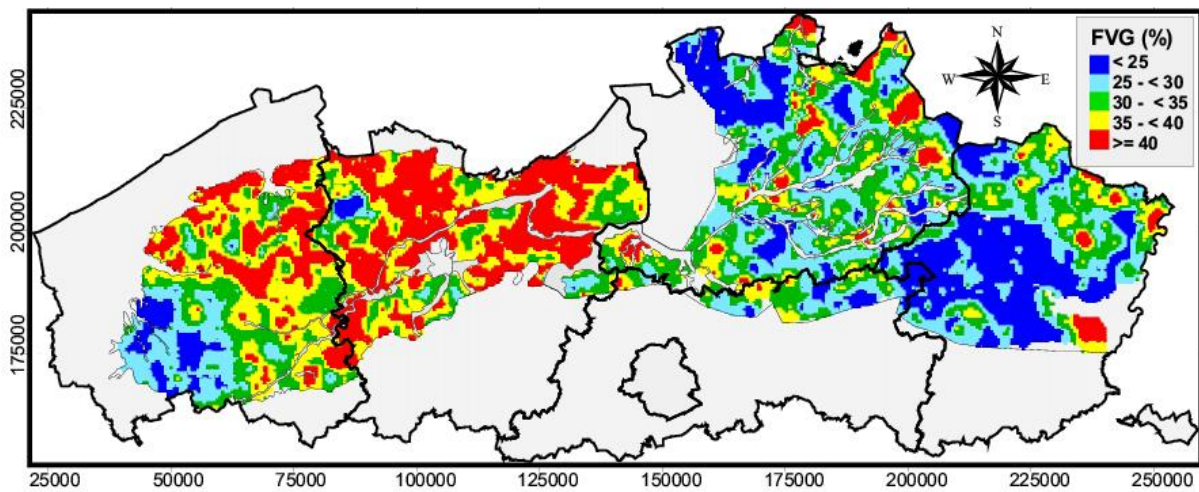


B

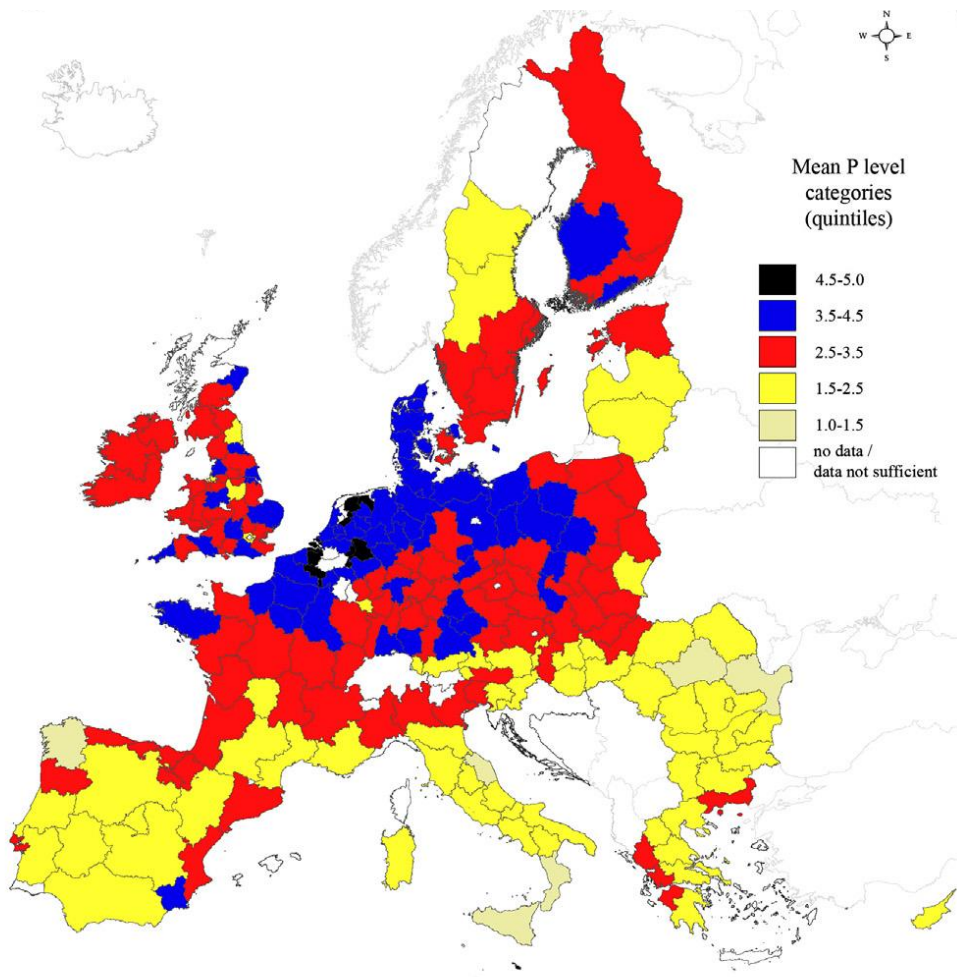
Weide fosfor



Figuur 32. Procentuele verdeling van de akker- (A) en weilandstalen (B) in de zeven bodemvruchtbaarheidsklassen per gemeente (2008-2011) (Maes et al., 2012)



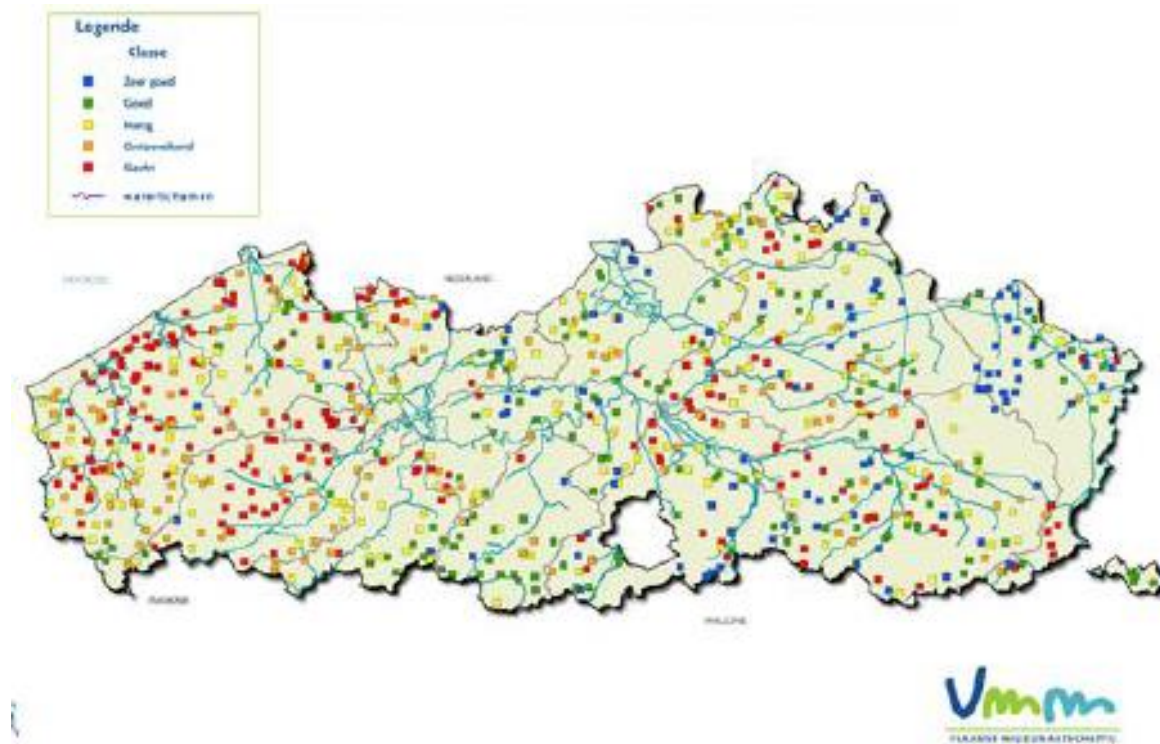
Figuur 33. Geschatte fosfaatverzadigingsgraad in Vlaanderen op basis van 4352 staalnames en analyses (Van Meirvenne et al., 2007)



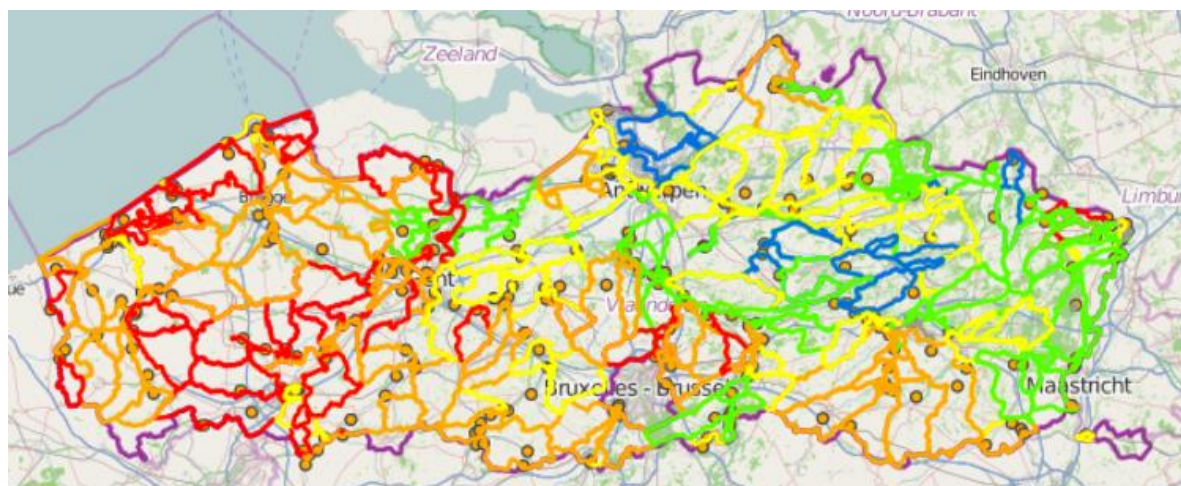
Figuur 34. Olsen P concentraties van akkerbodems in de EU 2009-2012, gebaseerd op de LUCAS topsoil survey (Tóth et al., 2014). Wit: geen data; lichtgeel: zeer laag; geel: laag; rood: gemiddeld; blauw: hoog; zwart: zeer hoog.

In Figuur 35 is de geografische spreiding van de score van de MAP-meetpunten te zien. Hieruit kan afgeleid worden dat vooral in West-Vlaanderen het fosforprobleem groot is. Ook de grotere Vlaamse waterlichamen

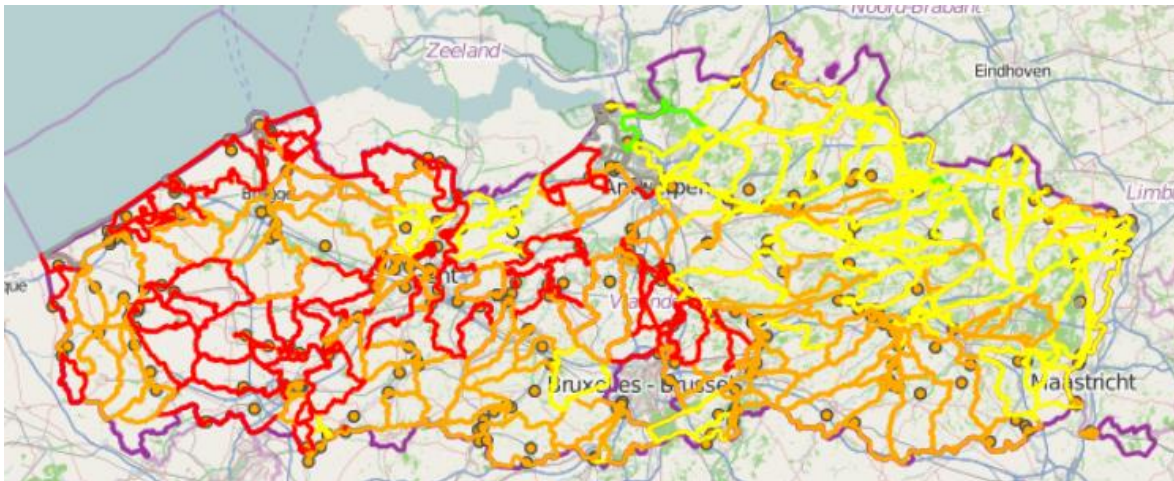
scoren in het westen niet tot zelden goed (Figuur 36). Zeker op het vlak totaal fosfor scoren enkel in het noorden van Vlaanderen waterlichamen minder slecht (Figuur 37).



Figuur 35. Gemiddelde orthofosforconcentraties in het MAP-meetnet in winterjaar 2013-2014. Enkel de blauw en groen geclassificeerde meetpunten voldoen aan de orthofosfornorm (verschillend volgens type waterloop) (Vlaamse Landmaatschappij, 2015).

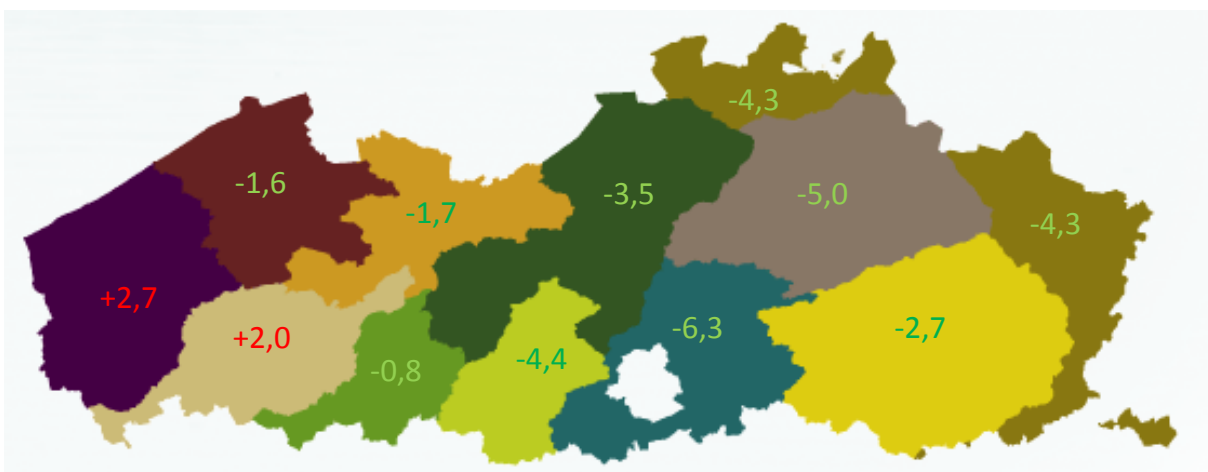


Figuur 36. Classificatie van de Vlaamse Waterlichamen op vlak van orthofosforconcentratie in 2012 (kleurcode: rood: slecht, oranje: onvoldoende, geel: matig, groen: goed, blauw: zeer goed. Enkel de waterlichamen in groene en blauwe kleur voldoen aan de normen van de KRW) (Maatregelen Kosten Module, VMM-Vito)



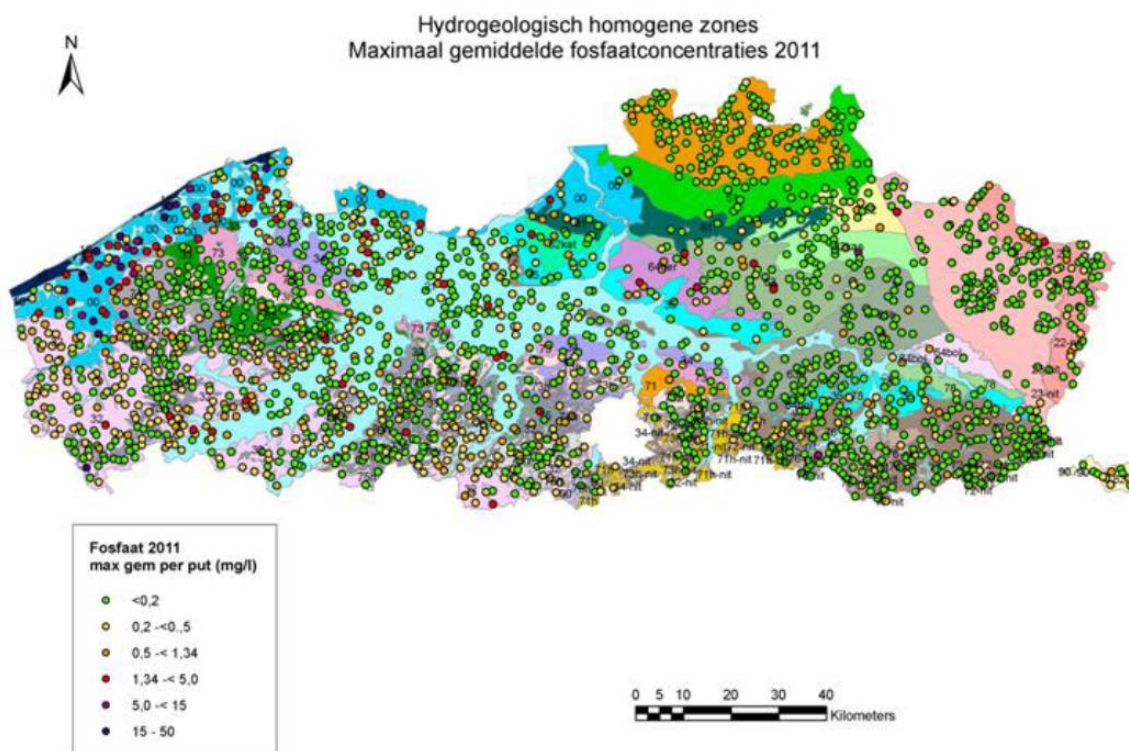
Figuur 37. Classificatie van de Vlaamse Waterlichamen op vlak van totale fosforconcentratie in 2012 (kleurcode: rood: slecht, oranje: onvoldoende, geel: matig, groen: goed, blauw: zeer goed. Enkel de waterlichamen in groene en blauwe kleur voldoen aan de normen van de KRW) (Maatregelen Kosten Module, VMM-Vito)

In West-Vlaanderen zijn de meeste rode MAP-meetpunten voor de gemiddelde orthofosforconcentratie terug te vinden (Figuur 35). Ook de grotere waterlopen scoren niet goed in West-Vlaanderen voor de orthofosfor- en totale fosforconcentratie (Figuur 36 en Figuur 37). Dit is wellicht gelinkt aan de zeer hoge bodemfosfortoestand in West-Vlaanderen, zowel op het vlak van P-AL (Figuur 32) als van FVG (Figuur 33). Enkel voor het Heuvelland worden lagere FVG en P-AL (voor weides, minder uitgesproken voor akkers) gerapporteerd, maar de fosforconcentraties in water zijn in deze streek toch vrij hoog. Het IJzer- en het Leie-bekken zijn de enige bekkens in Vlaanderen die nog een positieve fosforbodembalans hebben (Figuur 38), waardoor algemene fosforaccumulatie blijft plaatsvinden in de bodems in deze bekkens. In de Polderwaterlopen worden hogere fosforconcentraties gemeten dan in waterlopen ten zuiden van de Polders, ondanks de gelijkaardige bodemfosforgehaltes. De Polderwaterlopen zijn sterk gerelateerd aan grondwater en bodemeigenschappen. De hoge grondwaterstanden zorgen ervoor dat fosfor vrij mobiel is en ze verhogen de fosforconcentraties door de hoge fosforconcentraties in het grondwater zelf (Figuur 39). De hoge fosforconcentraties in het grondwater van de Polders zijn van geologische oorsprong (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)).



Figuur 38. Fosforbodembalans in de verschillende Vlaamse bekkens, in kg P/ha (bron: MIRA)

De fosforconcentratie in de Oost-Vlaamse waterlopen is vrij hoog (vooral in het westen), maar lager dan in West-Vlaanderen. Nochtans zijn in de noordelijke helft van Oost-Vlaanderen gelijkaardige bodemfosforgehaltes als in West-Vlaanderen te vinden, zowel op vlak van P-AL als op vlak van FVG (Baert et al., 1997; Maes et al., 2012). Vooral in het Waasland vallen de beperkte fosforconcentraties in het water ten opzichte van de hoge bodemfosfortoestand (zeker op vlak van FVG, grootste fosfaatverzadigd gebied) op. Ofwel hebben de hoge bodemfosforgehaltes het oppervlaktewater nog maar beperkt bereikt (voorspelling van toekomstige verliezen en hogere fosforconcentraties in water), ofwel is de FVG en P-AL hier een minder goede voorspeller van de bodemfosforverliezen richting oppervlaktewater. Zo kan de diepte van de grondwatertafel een bepalende factor zijn voor fosforverliezen (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). In het zuiden van Oost-Vlaanderen, in de Zandleemstreek, worden iets lagere fosforconcentraties in zowel water als in bodem vastgesteld in vergelijking met de rest van de provincie.



Figuur 39. Maximaal gemiddelde fosfaatconcentraties gemeten in het freatisch grondwaternet in 2011 (Vlaamse Landmaatschappij, 2012)

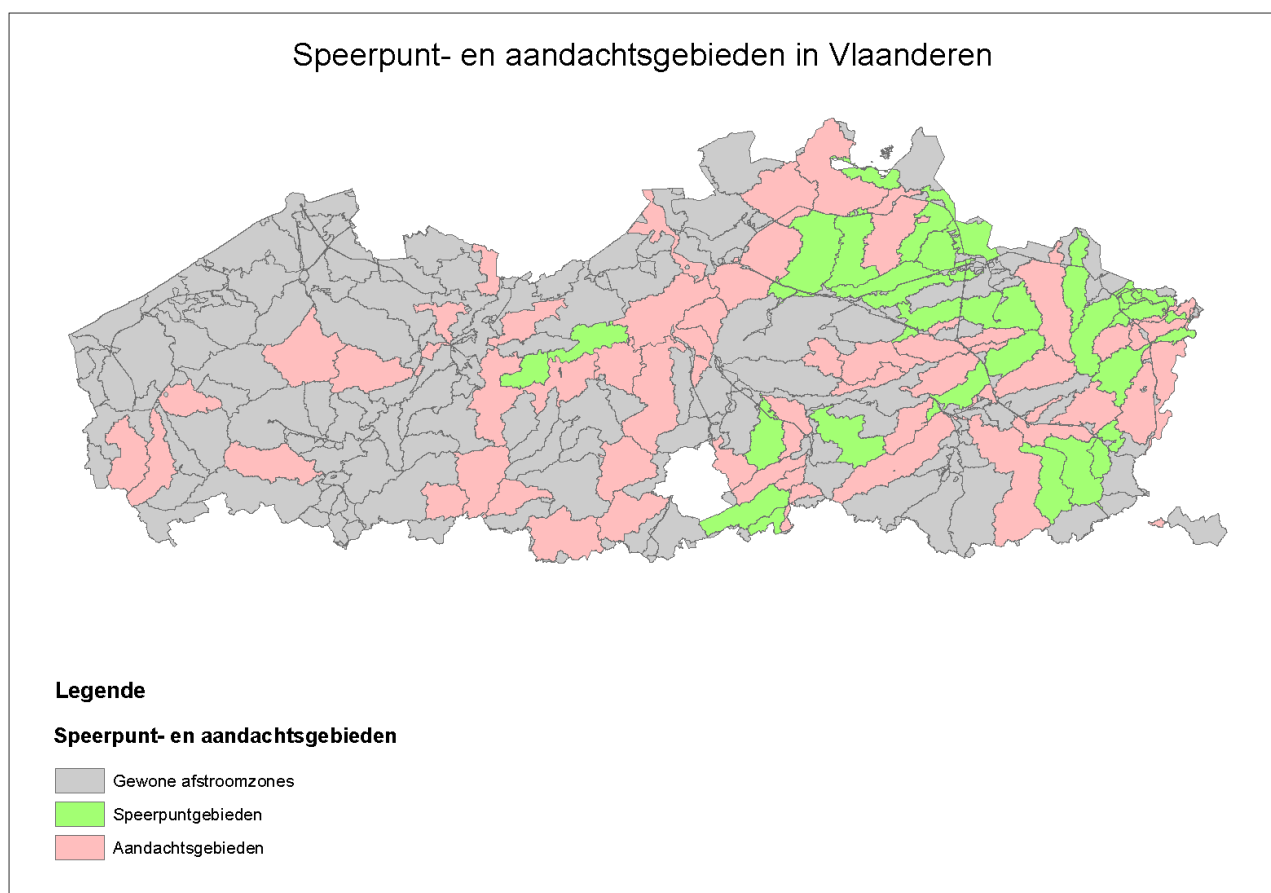
In Antwerpen is de fosfortoestand van de MAP-meetpunten zeer verschillend (Figuur 35), in de grotere waterlopen is de fosfortoestand redelijk (Figuur 36 en Figuur 37). Vooral in het noorden (Hoogstraten) en het zuiden (Sint-Katelijne-Waver) zijn hogere fosforconcentraties in de MAP-meetpunten terug te vinden. Rond Sint-Katelijne-Waver worden ook verhoogde fosforconcentraties in het grondwater gevonden (Figuur 39). Deze patronen zijn echter niet duidelijk terug te vinden in de kaarten van de bodemfosfortoestanden (Figuur 32 en Figuur 33).

Behalve in het noordoosten (Aarschot) zijn de fosforconcentraties in de MAP-meetpunten in Vlaams-Brabant redelijk goed (Figuur 35), misschien zelfs iets beter dan in de grotere waterlopen (Figuur 36 en Figuur 37). De bodemfosfortoestand (enkel P-AL) is van de laagste in Vlaanderen (gemiddeld rond de streefzone, Figuur

32). Hier worden ook de meest negatieve bodemfosforbalansen waargenomen (Figuur 38), waardoor de bodemfosfortoestand in de toekomst nog gaat dalen.

Ook in Limburg is de fosforconcentratie in de MAP-meetpunten sterk verschillend, met de hoogste concentraties in het noordoosten (Bree-Kinrooi) en het zuiden (zone Sint-Truiden tot Maastricht). In het noordoosten is er een duidelijke link met de bodemfosfortoestand: hoge waarden voor zowel P-AL als FVG. In het zuiden daarentegen is de bodemfosfortoestand (enkel P-AL) eerder beperkt in vergelijking met de rest van Vlaanderen, waaruit blijkt dat P-AL niet altijd een goede voorspeller is van de actuele fosforverliezen uit bodems.

Samengevat zijn op het vlak van fosfor de grootste problemen in West-Vlaanderen te vinden. Maatregelen in deze regio kunnen dus mogelijk grote fosforverliezen aanpakken. Er kan voor gekozen worden om eerst op deze 'kritieke brongebieden' te focussen. Het is echter ook mogelijk om eerst op de gebieden te concentreren die bijna goed scoren voor de Kaderrichtlijn Water. In deze gebieden kan mits een extra inspanning op relatief korte termijn een goede ecologische toestand bereikt worden. In Vlaanderen wordt deze aanpak toegepast door de afbakening van speerpunt- en aandachtsgebieden waar extra inspanningen zullen geleverd worden, onder andere op het vlak van fosfor (Figuur 40).



Figuur 40. Speerpunt- en aandachtsgebieden in Vlaanderen (SGBP 2016-2021, in ontwerp)

11 Meest effectieve en kosteneffectieve maatregelen?

11.1 Algemeen

In voorgaande delen werden talrijke alternatieve maatregelen voorgesteld om de fosfordruk vanuit landbouw naar oppervlaktewater te verminderen. De vraag rijst nu welke maatregelen het meest interessant en kosteneffectief zijn.

Indien men fosforverliezen vanuit de landbouw in een bepaald gebied wil aanpakken, is het belangrijk om niet zomaar algemene maatregelen toe te passen of te verplichten (Kleinman *et al.*, 2011). Een gebiedsspecifieke benadering heeft de grootste kans op succes (Buijert *et al.*, 2015). Aangezien hydrologie een bepalende factor is in fosforverliezen (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)), wordt de hydrologie van het gebied best bestudeerd en worden effectieve maatregelen gekozen in functie van deze analyse. Bij een beperkt budget kan best ingezet worden op de meest risicovolle percelen, om zo de meest kosteneffectieve maatregelen toe te passen (Sharpley *et al.*, 2013b). Het Nederlandse modelinstrumentarium Waterwijs laat toe om voor eenzelfde doelstelling van fosforreductie een veel lagere kost te bekomen doordat de maatregelen zeer specifiek en effectief worden toegepast in beperkte gebieden (van Boekel *et al.*, 2012). Eenzelfde kosteneffectieve aanpak is toegepast in een studie om de fosforbelasting in Nederlands Limburg te verminderen (Noij *et al.*, 2009). In de prioritaire deelstroomgebieden werden voor de meest risicovolle percelen de effectiefste maatregelen opgelijst op basis van de hydrologie en de fosfortoestand van de bodem (bijvoorbeeld uitmijnen, conventionele drainage, blokkeren oppervlakkige afvoer, ...). In Nederland is ook een kennissysteem (KIS-Hydrometra) ontwikkeld waarmee het effect van maatregelen op de uitspoeling van P kan berekend worden in functie van het bodemtype, stroomgebied, gewaskeuze en hydrologie (van Os *et al.*, 2009). Dit laat toe om de meest effectieve maatregel binnen een specifieke situatie te bepalen. Ook in andere landen als het Verenigd Koninkrijk (Defra, 2003) en Zweden (Djodjic *et al.*, 2002) zijn studies uitgevoerd of modellen ontwikkeld om de hotspots voor fosforverliezen en dus de doelgebieden voor de hoogste efficiëntie van maatregelen te identificeren.

Er moet ook aandacht zijn voor de termijn waarop effecten zichtbaar worden. Effectgerichte maatregelen (bijvoorbeeld een zuiveringsmoeras) kunnen meteen effect hebben, terwijl procesgerichte maatregelen (vb bufferstroken) en brongerichte maatregelen (minder bemesten) pas na meer dan 20 jaar effect hebben (Verhagen *et al.*, 2007).

Het hangt sterk van de specifieke situatie af welke maatregel het meest (kosten)effectief kan zijn om fosforconcentraties in oppervlaktewater terug te dringen. Maatregelen die op een bepaalde locatie zeer effectief zijn, zijn dit mogelijk niet op een andere locatie, waardoor algemene aanbevelingen niet mogelijk zijn. Toch worden hier enkele studies genoemd waarin de (kosten)effectiviteit van bepaalde maatregelen onderzocht en vergeleken werd.

11.2 Vlaanderen

11.2.1 Mogelijke maatregelen binnen de landbouw

In Vlaanderen werd een studie uitgevoerd naar het reductiepotentieel en kosten van beleidsmaatregelen voor diffuse bronnen en puntbronnen van de landbouw naar het oppervlaktewater (Claeys et al., 2007). Voor deze maatregelen werd vervolgens met behulp van modellen berekend hoeveel de fosforbelasting zou dalen in 2027 ten opzichte van 2006 (Peeters et al., 2009). In Tabel 7 worden deze maatregelen en de reductie in de fosforbelasting bij doorvoeren van de landbouwmaatregel opgelijst. Let op: reductie in fosforverlies heeft niet noodzakelijk een (zelfde) reductie in fosforconcentratie in waterlichamen tot gevolg (zie hoofdstuk 12). Het fosforverlies vanuit de landbouw kan door toepassen van al deze maatregelen met 11,6% dalen. Hierbij valt het op dat het toepassen van de bemestingsmaatregel (= bemesten volgens het N-advies) slechts een reductie van 1,0% geeft. Het fosforverlies van alle sectoren samen (ook huishoudens, bedrijven en overige) daalt door deze landbouwmaatregelen slechts met 4%.

Tabel 7. Maatregelen om de fosforbelasting in Vlaanderen te doen dalen (Peeters et al., 2009)

Maatregel	Reductie in P-verlies vanuit landbouw tussen 2006 en 2027 (%)
Afbouw veestapel	3,1
Productiever melkvee	1,6
Voederefficiëntie verhogen van	
- mestvarkens	3,7
- pluimvee	0,3
- leghennen	0,0
Bemesting volgens advies	1,0
Grasbufferstrook	1,1
Niet-kerende bodembewerking	0,7
Inzaai wintergroenbedekker	1,0
TOTAAL	11,6

11.2.2 Kosteneffectieve aanpak van de fosfordruk op waterlichamen

Het is belangrijk de effectiviteit én de kostprijs te evalueren van voorgestelde en opgelegde maatregelen om fosfordruk op waterlichamen te reduceren. Het maatregelenprogramma voor Vlaamse waterlichamen optimaliseren voor individuele waterlichamen kan de jaarlijkse kosten voor dezelfde emissiereductie met 22% reduceren ten opzichte van een uniforme toepassing van de maatregelen (Broekx, 2014).

Vito ontwikkelde in opdracht van LNE een Milieukostenmodel met Maatregelenkostenmodule ter ondersteuning van de voorbereiding van de tweede generatie bekken- en stroomgebiedbeheerplannen (Broekx et al., 2013). Met deze module kunnen onder andere voor fosfor de effecten en kosten van maatregelen gekwantificeerd worden, en dit op verschillende ruimtelijke detailniveaus. Zowel voor landbouw als voor bedrijven en huishoudens worden maatregelen voorgesteld om de fosforbelasting te reduceren. Voor landbouw worden de gegevens in de studie van Claeys et al. (2007), besproken onder 11.2.1

gebruikt. De maatregel 'productiever melkvee' werd er uit gehaald wegens een negatieve kost, 'voederefficiëntie verhogen' werd er uit gehaald omdat dit vooral een autonome evolutie is en niet zozeer een actie. Er wordt van het SENTWA-model gebruik gemaakt om veranderingen in de bodembalans te vertalen naar veranderingen van P-verliezen in het oppervlaktewater. In Tabel 8 wordt voor elk van deze maatregelen weergegeven wat de reductie in de fosfordruk die mogelijk is in absolute cijfers en relatief ten opzichte van de totale fosforbelasting, en de kost van de maatregel indien die over gans Vlaanderen wordt toegepast. De totale fosfordruk was 2.701.824 kg/jaar in 2012, de berekende reducties (Tabel 8) zijn vaak kleiner dan of rond 1% van deze druk (uitzondering: Optimalisatie en uitbouw saneringsinfrastructuur en uitvoering GUP-projecten). Het valt hierbij op dat het bijzonder moeilijk is om de fosforbelasting vanuit de landbouw te doen dalen op korte termijn, terwijl er voor de puntbronnen meer significante reducties mogelijk zijn. Echter, het SENTWA-model, gebruikt om de landbouwemissies te berekenen (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)), zou het effect van landbouwmaatregelen onderschatten, voornamelijk door een discrepantie tussen de evolutie van de bodembalansen op diverse niveaus (Seuntjens *et al.*, 2008; Broekx, 2014). Bij toepassen van alle maatregelen in alle VHA-zones zou de fosfordruk met 15% kunnen dalen, waar een kost van 371 miljoen € tegenover staat. Dit komt neer op een kosteneffectiviteit van 927 €/kg fosforreductie.

Tabel 8. Maatregelen om de fosforbelasting te reduceren, met voor elk de reductie in fosforbelasting die teweeggebracht wordt indien deze maatregel in gans het Vlaams gewest wordt toegepast (absoluut en relatief ten opzichte van de totale fosforbelasting in 2012), en de kost die ermee gepaard gaat (bron gegevens: MKM Maatregelenmodule, Vito).

Maatregel	Reductie in fosforbelasting		Totale kost (miljoen €/jaar)	Gemiddelde kost per kg P (€/kg)
	(kg/jaar)	(% van totaal)		
Terugdringen van verontreiniging van oppervlaktewater door industriële puntbronnen	26072	1,0%	28,8	1105
Bufferstroken langs waterlopen	12012	0,4%	8,7	724
Mestgebruik beperken: bemesten volgens advies	11061	0,4%	3,6	325
Anti-erosiemaatregelen: niet-kerende bodembewerking	10288	0,4%	0,28	27
Anti-erosiemaatregelen: groenbedekker	11251	0,4%	0,64	57
Optimalisatie en uitbouw saneringsinfrastructuur en uitvoering GUP-projecten	329209	12%	328,7	998
TOTAAL	399893	14,8%	371	927

In Tabel 8 staat de algemene reductie en kost als de maatregel toegepast wordt over het ganse Vlaamse Gewest. De gemiddelde kost is het laagst voor landbouwmaatregelen. In sommige VHA-zones echter zijn de maatregelen echter veel kosteneffectiever dan in andere zones. Bovendien is het bijzonder duur om alle

maatregelen, ook de duurste, uit te voeren. Figuur 41 toont de kosteneffectiviteit van alle maatregelen indien gestart wordt met het toepassen van de maatregel in die zone waar deze het meest kosteneffectief is, gevolgd door de tweede meest kosteneffectieve toepassing,... Dit laat toe te zien welke maatregelen het meest kosteneffectief zijn zonder dat ze meteen over gans Vlaanderen moeten toegepast worden. Een gebiedsspecifieke benadering is dus belangrijk. Uit Figuur 41 kan afgeleid worden dat de meest kosteneffectieve maatregelen te vinden zijn bij optimalisatie en uitbouw van saneringsinfrastructuur en de uitvoering GUP-projecten, anti-erosiemaatregelen (niet-kerende bodembewerking en groenbedekker) en de aanpak van industriële puntbronnen. De aanleg van bufferstroken en bemesten volgens advies zijn minst kosteneffectief.

Indien de grens voor het al dan niet uitvoeren van een maatregel bijvoorbeeld bij een kost van 400€/kg fosforreductie zou liggen, dan is in Vlaanderen een reductie van 138.558 kg P per jaar mogelijk, 5,1% van de huidige fosforbelasting (Tabel 9). Deze reductie zou een kost van 25,8 miljoen € met zich meebrengen. De kosteneffectiviteit is dan 186 €/kg fosforreductie, dit is 5 keer kosteneffectiever dan het toepassen van alle maatregelen in elke VHA-zone (zie hoger). De maatregel met het grootste mogelijke aandeel in deze reductie is vooral de optimalisatie en uitbouw van saneringsinfrastructuur en de uitvoering van GUP-projecten, en in mindere mate de aanpak van industriële puntbronnen. De aanleg van bufferstroken draagt nauwelijks bij wegens niet kosteneffectief (Figuur 42).

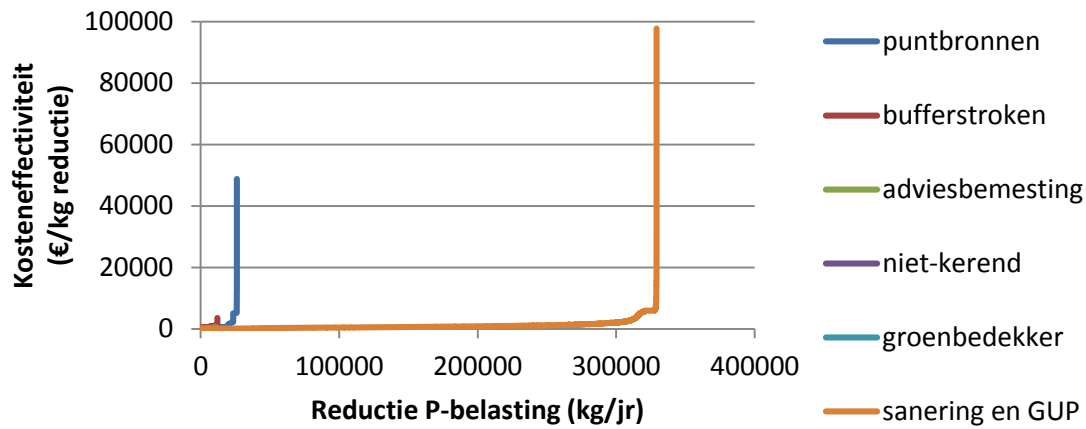
Tabel 9. Kost en reductie in fosforbelasting voor maatregelen in Vlaanderen indien toegepast als de kost in de specifieke VHA-zone kleiner moet zijn dan 400€/kg P (bron gegevens: MKM Maatregelenmodule, Vito).

Maatregel	Reductie in fosforbelasting		Kost
	(kg/jaar)	(% van totaal)	(miljoen €/jaar)
Terugdringen van verontreiniging van oppervlaktewater door industriële puntbronnen	13760	0,5%	2,5
Bufferstroken langs waterlopen	27	0,0%	0,0
Mestgebruik beperken: bemesten volgens advies	10288	0,4%	3,1
Anti-erosiemaatregelen: niet-kerende bodembewerking	10288	0,4%	0,3
Anti-erosiemaatregelen: groenbedekker	11251	0,4%	0,6
Optimalisatie en uitbouw saneringsinfrastructuur en uitvoering GUP-projecten	92944	3,4%	19,3
TOTAAL	138558	5,1%	25,8

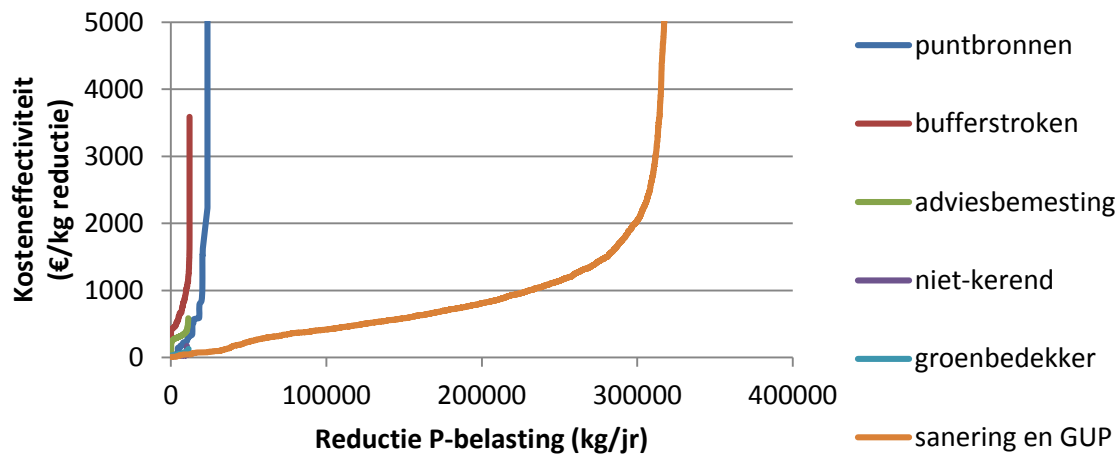
Een groot deel van deze cijfers zijn gebaseerd op de studie van Claeys et al. (2007) en op het verouderde SENTWA-model. Er moet omzichtig omgesprongen worden met scenario-analyses op basis van deze

modellen (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). In kader van deze publicatie zijn resultaten uit MKM water enkel naar effecten voor fosfor uitgelicht. De meeste maatregelen hebben een breder scala aan effecten naar andere fysisch-chemische parameters, waar bij de nieuwste methode voor het beoordelen van de kosteneffectiviteit normaal gebruik gemaakt wordt van een integrale indicator die alle (berekensbare) effecten meeneemt. In die zin is de weergave van kosteneffectiviteit enkel voor fosfor dus een eenzijdige belichting van de totale kosteneffectiviteit van deze maatregelen.

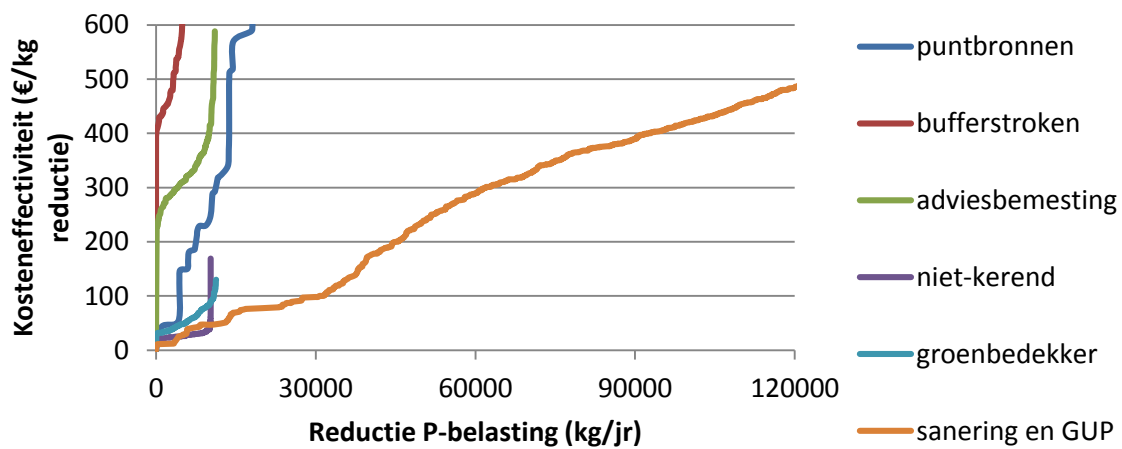
(a)



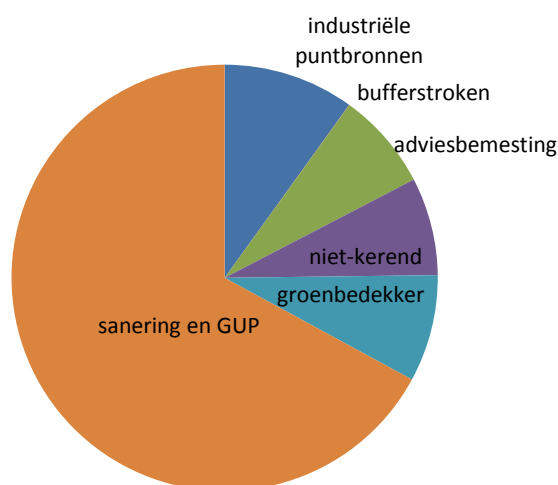
(b)



(c)



Figuur 41. Kosteneffectiviteit van de verschillende maatregelen voor reductie van fosforbelasting (zie Tabel 8), waarbij begonnen wordt met de toepassing van de meest kosteneffectieve maatregel en geëindigd wordt met het toepassen van de minst kosteneffectieve maatregel (per maatregel in de verschillende VHA-zones in Vlaanderen) (bron gegevens: MKM-Maatregelenkostenmodule van Vito). In (a) staan alle gegevens, in (b) en (c) wordt ingezoomd op de meest kosteneffectieve maatregelen.



Figuur 42. Aandeel van de verschillende maatregelen in de reductie van de fosforbelasting in Vlaanderen indien de kost niet groter mag zijn dan 400€/kg fosforreductie (bron gegevens: MKM Maatregelenmodule, Vito).

11.3 Nederland

Ook in Nederland is onderzoek verricht naar de (kosten)effectiviteit van maatregelen om de fosfaatemissies vanuit landbouw terug te dringen (Postma & de Haas, 2009). Er wordt benadrukt dat de keuze van de te nemen maatregelen moet afgestemd worden op de lokale situatie en op het beperken van de belangrijkste emissieroutes (voor emissieroutes: zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). Waar oppervlakkige afspoeling belangrijk is, zullen maatregelen als het tegengaan van de afspoeling, bufferstroken en uitmijning efficiënt zijn. Als uitloging de belangrijkste emissieroute is, zullen bufferstroken niet effectief zijn maar kan beter gekozen worden voor uitmijning, drainagemaatregelen en helofytenfilters. De kosteneffectiviteit van uitmijnen van akkerland is gelijkaardig aan die van andere effectgerichte maatregelen.

Ook in Nederland is duidelijk dat het voorgenomen mestbeleid onvoldoende is om te doelstellingen van de KRW te halen (slechts 1% fosforreductie via evenwichtsbemesting). In een Nederlandse studie (Noij *et al.*, 2008) werd geargumenteerd dat minder bemesten maar een beperkte kosteneffectiviteit heeft, maar wel noodzakelijk is om niet te dweilen met de kraan open. Hydrologische maatregelen en zuiveringsmoerassen zijn kosteneffectiever en een noodzakelijke aanvulling. De (kosten)effectiviteit van extra maatregelen op perceel- en bedrijfsniveau werd onderzocht (van Boekel *et al.*, 2011). Er kan slechts een beperkte fosforbelastingsreductie (1,7%) gerealiseerd worden via brongerichte maatregelen rond bemesting, welke dan nog eens een zeer hoge kost meebrengen. De effectiviteit (-4,6%) en de kosteneffectiviteit van perceelsgerichte maatregelen (uitmijnen, bufferstroken en peilgestuurde drainage) is beter, maar is het hoogst voor de aanleg van helofytenfilters (zuiveringsmoerassen: -18%). Deze analyse en aanbevelingen kunnen variëren voor specifieke gebieden, rekening houdend met de verschillende hydrologische transportroutes voor fosfor (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). In het stroomgebied van de Hunze is bijvoorbeeld vaak de maatregel 'blokkeren maaiveldafvoer' en in sommige gevallen 'buisdrainage' of 'uitmijnen' het meest kosteneffectief (van Hattum *et al.*, 2011).

Op fosfaatverzadigde bodems (34-88%) in Nederland werd de kosteneffectiviteit van 3 verschillende alternatieve maatregelen getest en vergeleken (Schoumans & Kruijne, 1995). De effectiviteit nam af volgens: ondiepe grondwaterstand verlagen door middel van diepe drainage (80-85%) > fosforvastleggende componenten toevoegen aan de bodem (60-80%) > nulbemesting (10-35%). Het toevoegen van fosforvastleggende componenten is het duurst, het grondwaterpeil verlagen is het minst flexibel toepasbaar.

In het Nederlandse bollengebied werd een pilootstudie met verschillende maatregelen uitgevoerd (Buijert *et al.*, 2015). Effectieve en relatief goedkope maatregelen waren de puri-drains (ijzerzand rond drainagebuizen) en zuiveren bij gemalen. Ook effectief maar wat duurder waren de puri-oeveren (zie 7.3) en de nutriëntenstuw (zie 8.2).

11.4 Andere

Een Amerikaanse literatuurstudie (Sharpley *et al.*, 2009) ging na welke maatregelen een grote totale fosforreductie in oppervlakkige runoff kunnen bewerkstelligen. Vooral het onderwerken van bemesting, niet-kerende bodembewerking, anti-erosiemaatregelen, meerjarige gewassen, beperking van begrazing dichtbij oppervlaktewater, sedimentatiebekkens, bufferstroken en overstromingsgebieden scoorden goed, alhoewel de variatie in reductie groot is.

Een review over de kosteneffectiviteit van strategieën om fosforverliezen vanuit veeteeltbedrijven in Nieuw-Zeeland en Australië te verminderen, wezen op de omheining van waterlopen, het verminderen van het bodemfosforgehalte en het gebruik van slecht oplosbare fosformeststoffen als meest kosteneffectieve maatregelen. Maatregelen die fosfor uit runoff halen of runoff voorkomen zijn algemeen het minst kosteneffectief (McDowell & Nash, 2012).

Een studie in het Verenigd Koninkrijk toonde de hoge reductie-efficiëntie en kosteneffectiviteit aan van niet of minder bemesten op percelen met een hoog bodemfosforgehalte (Defra, 2003). In Engeland en Wales zouden de grootste reducties mogelijk zijn door grasbufferstroken, meer dan door erosiepreventie en veel meer dan door minder bemesten (Haygarth *et al.*, 2009).

12 Effect van maatregelen: hoeveel en wanneer?

12.1 Effect op fosforconcentraties in waterlichamen

De hierboven vermelde maatregelen reduceren in meer of mindere mate de fosfordruk richting waterlichamen. Het is echter moeilijk in te schatten in hoeverre deze maatregelen een effect zullen hebben op de waterkwaliteit (Withers *et al.*, 2014). Soms kunnen enkele maatregelen zoals niet-kerend ploegen resulteren in spectaculaire dalingen van de totale (25-40%) en opgeloste fosforconcentraties (60-89%) van waterbekkens in de VS (Baker & Richards, 2002). Aan de andere kant hebben meerdere fosforgerelateerde maatregelen soms geen effect op fosforconcentraties in oppervlaktewater, zoals vastgesteld in studies in Noorwegen en Zweden (Ulén *et al.*, 2007; Bechmann *et al.*, 2008). Vaak kunnen fosforverliezen op kleine schaal (naar de rand van het veld of landbouwbedrijf) wel verminderd worden door 'Best Management Practices', maar ontbreekt een effect op fosforconcentraties in oppervlaktewater (Jarvie *et al.*, 2013b). Er zijn meerdere verklaringen voor deze observaties, reeds besproken onder deel 1.1. Zo is de jaarlijkse bemestingshoeveelheid maar een fractie van de grote fosforbodemvoorraden, waardoor de fosforvoorraden slechts zeer traag dalen in de tijd (Wall *et al.*, 2012; Sharpley *et al.*, 2013a). Bovendien heeft fosfor een trage mobiliteit en kan een 'fosforerfenis', tijdelijk opgeslagen in diepere bodemlagen, overstromingsgebieden, riviersedimenten..., jarenlang fosfor naleveren naar het water (Jarvie *et al.*, 2013a; Sharpley *et al.*, 2013a). Sommige van de voorgestelde alternatieve maatregelen bevorderen het tijdelijk opslaan van fosfor voor het waterlichamen bereikt (bijvoorbeeld in bufferstroken). Hierdoor wordt de impact op waterlichamen weliswaar tijdelijk uitgesteld, maar deze voorraden kunnen later nog langdurig negatieve gevolgen hebben.

Samengevat kan gesteld worden dat reducties in fosforvrachten niet onmiddellijk gevolgd worden door reducties in fosforconcentraties (Withers *et al.*, 2014; Murphy *et al.*, 2015). In verschillende wetenschappelijke publicaties wordt dan ook uitdrukkelijk gewaarschuwd om maatregelen genomen in de landbouw niet te evalueren met behulp van korte termijn (<10-30 jaar) evoluties in fosforconcentraties (Bechmann *et al.*, 2008; Schulte *et al.*, 2010; Meals *et al.*, 2010; Sharpley *et al.*, 2013a; Jarvie *et al.*, 2013b). Het uitblijven van een (sterke) daling in fosforconcentraties wordt te vaak verkeerdelijk geïnterpreteerd als dat de genomen maatregelen geen of onvoldoende effecten veroorzaken (Meals *et al.*, 2010; Jarvie *et al.*, 2013a; Sharpley *et al.*, 2013a).

In de voorlopige stroomgebiedbeheerplannen (SGBP) voor 2016-2021 wordt geen rekening gehouden met mogelijke nalevering, en wordt verondersteld dat dalingen in fosforvrachten wel onmiddellijk effect hebben op de fosforconcentraties in waterlichamen. Op basis van deze redenering werd berekend dat door het toepassen van alle mogelijke voorgestelde maatregelen van de SGBP voor 2016-2021, ook de onbetaalbare, er nog 61 van de 145 geëvalueerde waterlichamen boven de totale fosfornorm zullen zitten. Deze berekening zal door het negeren van de fosfornalevering wellicht een sterke onderschatting zijn. Om de evoluties in fosforconcentratie na wijzigingen in fosforvrachten correcter te kunnen inschatten, is VMM bezig met het ontwikkelen van een gedetailleerd waterkwaliteitsmodel, waarin wel rekening wordt gehouden met interacties met riviersedimenten.

Het is belangrijk om per gebied na te gaan wat de meest effectieve maatregelen zijn (McDowell, 2012). Aangezien hydrologie een bepalende factor is voor fosforverlies uit bodems (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)) moet de hydrologie zeker meegenomen worden in de analyse van effectieve maatregelen. Zo kunnen bufferstroken zeer effectief zijn bij erosiegevoelige percelen, maar niets opleveren bij afwezigheid van ondiepe afvoer (zie Hoofdstuk 6). Indien de impact van

puntbronnen op de waterlichamen groot is, is het mogelijk dat deze puntbronnen blijvende hoge fosforconcentraties veroorzaken ondanks een dalende fosfordruk vanuit de landbouw.

Terwijl de wetgeving de bemestingsdosissen reglementeert (bedrijfs- en perceelsschaal), gebeurt de finale afweging van het succes van de wetgeving in meetpunten in grond- en oppervlaktewater (bekkenschaal). Dit verschil in schaal bemoeilijkt een correcte evaluatie van de wetgeving door complexe processen van transformatie, transport en retentie tussen het veld en het water (Wall et al., 2012).

12.2 Effect op ecologie in waterlichamen

Waar er wel lagere fosforconcentraties in oppervlaktewater worden vastgesteld na het nemen van maatregelen, is er vaak geen waterkwaliteitsverbetering en neemt algenbloei soms zelfs toe (Jarvie et al., 2013b). Het is duidelijk dat chemie, hydrologie en ecologie een complex geheel vormen waarbij het niet altijd duidelijk is wat de bepalende en belangrijkste factoren zijn (Sharpley et al., 2009). De correlaties tussen fosforconcentraties en ecologie (bijvoorbeeld algenbloei), waarop de fosfornormen in oppervlaktewater gebaseerd zijn, zijn niet zo duidelijk als vaak gesteld en sterk onderhevig aan timing, beschikbaarheid, predatie, aanwezigheid van andere nutriënten en ijzer, stroomsnelheid,... (zie deel 2 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). Terugkeer naar de oorspronkelijke lage fosforconcentraties betekent niet per se een terugkeer naar de oorspronkelijke ecologie (Jarvie et al., 2013b).

13 Referenties

- Anon. 1991. Richtlijn van de Raad van 12 december 1991 inzake de bescherming van water tegen verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen (91/676/EEG).
- Anon. 2003. Decreet betreffende het integraal waterbeleid van 18 juli 2003.
- Anon. 2010. Integrated constructed wetlands: Guidance document for farmyard soiled water and domestic wastewater applications. Dublin, Department of the Environment Heritage and Local Government of Ireland.
- Anon. 2011a. Decreet van 22 december 2006 houdende de bescherming van water tegen de verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen.
- Anon. 2011b. Evaluatie zelfzuiverend vermogen van gecontroleerd overstromingsgebied Bernissem. Erembodegem, Vlaamse Milieumaatschappij.
- Anon. 2013a. Bijlage I van.
- Anon. 2013b. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Consultive communication on the sustainable use of phosphorus. Brussel, European Commission.
- Anon. 2014a. Activiteitenbesluit milieubeheer.
- Anon. 2014b. Emissieschattingen Diffuse bronnen. Emissieregistratie. Meemesten sloten. Versie mei 2014. In opdracht van Rijkswaterstaat - WVL. Uitgevoerd door Deltares in samenwerking met TNO.
- Anon. 2014c. MDA obtains grant to study a way to remove phosphorous from dairy manure; Conservation Innovation Grant from USDA to continue ongoing research project. <http://news.maryland.gov/mda/press-release/2014/10/08/mda-obtains-grant-to-study-a-way-to-remove-phosphorous-from-dairy-manure-conservation-innovation-grant-from-usda-to-continue-ongoing-research-project/> . Maryland Department of agriculture.
- Accoe, F., Mouton, I., & Van Elsacker, S. 2012. VCM-enquete: Operationele stand van zaken mestverwerking Vlaanderen 2011. Brugge, VCM.
- Agyin-Birikorang, S., O'Connor, G. A., Jacobs, L. W., Makris, K. C. & Brinton, S. R. 2007. Long-term phosphorus immobilization by a drinking water treatment residual. *Journal of Environmental Quality*, **36**, 316-323.
- Allred, B. J. 2012. Laboratory evaluation of zero valent iron and sulfur-modified iron for agricultural drainage water treatment. *Ground Water Monitoring and Remediation*, **32**, 81-95.
- Amery, F. & Schoumans, O. 2014. Agricultural phosphorus legislation in Europe. Merelbeke, ILVO.
- Amery, F. & Vandecasteele, B. 2015a. Wat weten we over fosfor en landbouw? Deel 1: Beschikbaarheid van fosfor in bodem en bemesting. Merelbeke, ILVO.
- Amery, F. & Vandecasteele, B. 2015b. Wat weten we over fosfor en landbouw? Deel 2: Fosforverliezen en gevolgen voor water. Merelbeke, ILVO.
- Assinck, F. B. T. & van der Salm, C. 2011. Oppervlakkige afspoeling op landbouwgronden; Bemestingstool: een instrument ter voorkoming van incidentele nutriëntenverliezen door oppervlakkige afvoer. 2271. Wageningen, Alterra.
- Bachmann, S. & Eichler-Lobermann, B. 2010. Soil phosphorus pools as affected by application of poultry litter ash in combination with catch crop cultivation. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **41**, 1098-1111.
- Baert, L., Depuydt, S., De Smet, J., Hofman, G., Scheldeman, K., Vanderdeelen, J., Van Meirvenne, M., Lookman, R., Merckx, R., Schoeters, I., Vlassak, K., De Gryse, S., Hartmann, R., Seuntjes, P., Verplancke, H., & Verschoore, P. 1997. Fosfaatverzadiging van zandige bodems in Vlaanderen. Meise, Vlaamse Landmaatschappij.
- Baker, D. B. & Richards, R. P. 2002. Phosphorus budgets and riverine phosphorus export in northwestern Ohio watersheds. *Journal of Environmental Quality*, **31**, 96-108.

- Balana, B. B., Lago, M., Baggaley, N., Castellazzi, M., Sample, J., Stutter, M., Slee, B. & Vinten, A. 2012. Integrating economic and biophysical data in assessing cost-effectiveness of buffer strip placement. *Journal of Environmental Quality*, **41**, 380-388.
- Bechmann, M., Deelstra, J., Stalnacke, P., Eggstad, H. O., Oygarden, L. & Pengerud, A. 2008. Monitoring catchment scale agricultural pollution in Norway: policy instruments, implementation of mitigation methods and trends in nutrient and sediment losses. *Environmental Science & Policy*, **11**, 102-114.
- Beutel, M. W., Morgan, M. R., Erlenmeyer, J. J. & Brouillard, E. S. 2014. Phosphorus removal in a surface-flow constructed wetland treating agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, **43**, 1071-1080.
- Bikker, P., van Harn, J., Groenestein, C. M., de Wit, J., van Bruggen, C., & Luesink, H. H. 2013. Stikstof- en fosforexcretie van varkens, pluimvee en rundvee in biologische en gangbare houderijsystemen. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu.
- Birkmose, T. S. & Vestergaard, A. V. 2013. Acidification of slurry in barns, stores, and during application: review of Danish research, trials and experience. International conference on manure management and valorization, December 5-6 2013, Bruges, Belgium . Bruges, VCM.
- Blackwell, M. S. A., Matthews, R. A., Darch, T., & Collins, A. L. 2013. Phosphorus saturation in riparian buffer strips. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Borin, M., Vianello, M., Morari, F. & Zanin, G. 2005. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **105**, 101-114.
- Braskerud, B. C. 2002. Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering*, **19**, 41-61.
- Braskerud, B. C., Tonderski, K. S., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A. G. B., Ulen, B. & Koskiaho, J. 2005. Can constructed wetlands reduce the diffuse phosphorus loads to eutrophic water in cold temperate regions? *Journal of Environmental Quality*, **34**, 2145-2155.
- Brennan, R. B., Healy, M. G., Grant, J., Ibrahim, T. G. & Fenton, O. 2012. Incidental phosphorus and nitrogen loss from grassland plots receiving chemically amended dairy cattle slurry. *Science of the Total Environment*, **441**, 132-140.
- Broekx, S 2014. *Modelling tools for cost-effective water management*. Universiteit Gent, Gent.
- Broekx, S., Meynaerts, E., Aertsen, J., Van Wortswinkel, L., Lemeire, C., & Cerulus, T. 2013. Het MilieuKostenModel: naar een kosteneffectief milieubeleid. Brussel, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid, Dienst Milieu-communicatie en -informatie.
- Bryant, R. B., Buda, A. R., Kleinman, P. J. A., Church, C. D., Saporito, L. S., Folmar, G. J., Bose, S. & Allen, A. L. 2012. Using flue gas desulfurization gypsum to remove dissolved phosphorus from agricultural drainage waters. *Journal of Environmental Quality*, **41**, 664-671.
- Buda, A. R., Koopmans, G. F., Bryant, R. B. & Chardon, W. J. 2012. Emerging technologies for removing nonpoint phosphorus from surface water and groundwater: introduction. *Journal of Environmental Quality*, **41**, 621-627.
- Buijert, A., Talens, R., Chardon, W., Groenenberg, B. J., Jansen, S., & Gerritse, J. 2015. Pilot effectgerichte verwijdering fosfaat bollenstreek. Resultaten veldpilot Voorhout en synthese diverse maatregelen. Amsterdam, Arcadis Nederland BV.
- Bussink, D. W., Bakker, R. F., van der Draai, H., & Temminghoff, E. J. M. 2011. Naar een advies voor fosfaatbemesting op nieuwe leest; deel 2 grasland. Wageningen, Nutriënten Management Instituut NMI B.V.
- Bussink, D. W., Van Rotterdam-Los, A. M. D., & Wenzl, W. 2012. Potential of biologically acidifying cow slurry to reduce NH₃ emissions. Rapport 1422.N.11. Wageningen, Nutrient Management Institute NMI B.V.
- Callahan, M. P., Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N. & Stout, W. L. 2002. Assessing the efficacy of alternative phosphorus sorbing soil amendments. *Soil Science*, **167**, 539-547.
- Centraal Bureau voor de Statistiek .2015. Stikstof en fosfor in Nederland. <http://statline.cbs.nl/StatWeb/publication/?DM=SLNL&PA=37655&D1=18-39&D2=I&D3=a&VW=T> .

- Chardon, W. J. & Dorioz, J. M. 2010. Phosphorus immobilizing amendments to soil. Factsheet of the study of the COST action 869. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Wageningen.
- Chardon, W. J., Reijers, N., & van Dam, A. M. 2008. Mogelijkheden voor toepassing van fosfaatfilters in de bloembollenteelt. 1714. Wageningen, Alterra.
- Claeys, D., D'hooghe, J., Dessers, R., & Wustenberghs, H. 2007. Reductiepotentieel en kosten van beleidsmaatregelen met betrekking tot diffuse en puntbronnen. Maatregelen en instrumenten die verontreiniging door de landbouw kunnen voorkomen. Merelbeke, ILVO.
- Clausen, J. C., Guillard, K., Sigmund, C. M. & Dors, K. M. 2000. Ecosystem restoration - Water quality changes from riparian buffer restoration in Connecticut. *Journal of Environmental Quality*, **29**, 1751-1761.
- Codling, E. E. 2013. Phosphorus and arsenic uptake by corn, wheat and soybean from broiler litter ash and egg layer manure ash. *Journal of Plant Nutrition*, **36**, 1083-1101.
- Condrón, L. M., Harris, E. M., & Clough, T. J. 2013. Impact of biochar amendment on phosphorus retention by riparian soil. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Cool, S. & Huyghebaert, B. 2014. Strooiertechniek staat niet stil. *Management & Techniek* 8, 20-22.
- Crossman, J., Whitehead, P. G., Futter, M. N., Jin, L., Shahgedanova, M., Castellazzi, M. & Wade, A. J. 2013. The interactive responses of water quality and hydrology to changes in multiple stressors, and implications for the long-term effective management of phosphorus. *Science of the Total Environment*, **454**, 230-244.
- Cuppens, A., Debien, A., Wyseure, G., & Gulinck, H. 2012. Toepassingskader voor bufferstroken langs waterlopen in landbouwgebied in Vlaanderen. Deel 2: Technische fiches. Leuven, KU Leuven.
- Daumer, M. L., Picard, S., Saint-Cast, P. & Dabert, P. 2010. Technical and economical assessment of formic acid to recycle phosphorus from pig slurry by a combined acidification-precipitation process. *Journal of Hazardous Materials*, **180**, 361-365.
- Daumer, M. L., Santellani, A. C., Capdevielle, A., Diara, A., & Béline, F. 2013. Development of a new continuous pilot process recycling phosphorus from pig slurry. Manuresource: International Conference on Manure Management and Valorization. December 5-6 2013, Bruges, Belgium . Bruges, VCM.
- De Bolle, S. 2013. *Phosphate saturation and phosphate leaching of acidic sandy soils in Flanders: analysis and mitigation options*. Ghent University, Ghent.
- De Brabander, D., De Campeneere, S., Ryckaert, I., & Anthonissen, A. 2011. ILVO Mededeling 101. Melkveevoeding. Brussel, Vlaamse Overheid, Departement Landbouw en Visserij.
- de Haan, J. J., Sival, F. P., van der Schoot, J. R., & de Buck, A. J. 2011. Natuurlijke zuiveringssystemen voor zuivering van drain- en slootwater uit de landbouw. 429. Wageningen, Stichting Dienst Landbouwkundige Onderzoek.
- Debecker, B., Beckers, V., & Van Orshoven, J. 2011. Toepassingskader voor bufferstroken langs waterlopen in landbouwgebied in Vlaanderen. Deel 3: Een GIS-model voor de identificatie van potentiële bufferstroken. Leuven, KU Leuven.
- Debien, A., Cuppens, A., Wyseure, G., & Gulinck, H. 2012. Toepassingskader voor bufferstroken langs waterlopen in landbouwgebied in Vlaanderen. Deel 1: Technisch-wetenschappelijke literatuurstudie. Leuven, KU Leuven.
- Defra .2003. Cost curve assessment of phosphorus mitigation options relevant to UK agriculture. PEO203.
- Díaz, F. J., O'Geen, A. T. & Dahlgren, R. A. 2012. Agricultural pollutant removal by constructed wetlands: Implications for water management and design. *Agricultural Water Management*, **104**, 171-183.
- Djodjic, F., Montas, H., Shirmohammadi, A., Bergstrom, L. & Ulen, B. 2002. A decision support system for phosphorus management at a watershed scale. *Journal of Environmental Quality*, **31**, 937-945.
- Dodd, R. J., McDowell, R. W. & Condrón, L. M. 2014. Manipulation of fertiliser regimes in phosphorus enriched soils can reduce phosphorus loss to leachate through an increase in pasture and microbial biomass production. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **185**, 65-76.

- Dosskey, M. G. 2001. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environmental Management*, **28**, 577-598.
- Dosskey, M. G. 2002. Setting priorities for research on pollution reduction functions of agricultural buffers. *Environmental Management*, **30**, 641-650.
- Duchemin, M. & Hogue, R. 2009. Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec(Canada). *Agriculture Ecosystems & Environment*, **131**, 85-97.
- Eghball, B., Shanahan, J. F., Varvel, G. E. & Gilley, J. E. 2003. Reduction of high soil test phosphorus by corn and soybean varieties. *Agronomy Journal*, **95**, 1233-1239.
- Evers, A. G., de Haan, M. H. A., & Sebek, L. 2009. Economisch perspectief verlaging fosforgehalte in krachtvoer. 53. Lelystad, Animal Sciences Group.
- Feenstra, L. & Jansen, S. 2010. Puridrain: Veldpilot fosfaatverwijdering Egmond. Utrecht, Deltares.
- Finke, P. A., Van de Wauw, J., & Baert, G. 2010. Ontwikkelen en uittesten van een methodiek voor het actualiseren van de drainageklasse van de bodemkaart van Vlaanderen: eindrapport. Gent, UGent.
- Garnier, M., Taylor, M. J., & Harris, D. 2011. Avoid spreading fertilizer, manure or slurry onto fields at high-risk times. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Wageningen.
- Gell, K., de Ruijter, F. J., Kuntke, P., de Graaf, M. & Smit, A. L. 2011. Safety and effectiveness of struvite from black water and urine as a phosphorus fertilizer. *Journal of Agricultural Science*, **3**, 67-80.
- Groenenberg, J. E., Chardon, W. J. & Koopmans, G. F. 2013. Reducing Phosphorus Loading of Surface Water Using Iron-Coated Sand. *Journal of Environmental Quality*, **42**, 250-259.
- Groenendijk, P., Renaud, L. V., Schoumans, O. F., Leusink, H. H., de Koeijer, T. L., & Kruseman, G. 2012. MAMBO- en STONE-resultaten van rekenvarianten. Evaluatie Meststoffenwet 2012: eindrapport ex-ante. 2317. Wageningen, Alterra.
- Habibiandehkordi, R., Quinton, J. N. & Surridge, B. W. J. 2014. Can industrial by-products enhance phosphorus retention within vegetated buffer strips? *European Journal of Soil Science*.
- Hansson, A., Pedersen, E. & Weisner, S. E. B. 2012. Landowners' incentives for constructing wetlands in an agricultural area in south Sweden. *Journal of Environmental Management*, **113**, 271-278.
- Haustein, G. K., Daniel, T. C., Miller, D. M., Moore, P. A. & Mcnew, R. W. 2000. Aluminum-containing residuals influence high-phosphorus soils and runoff water quality. *Journal of Environmental Quality*, **29**, 1954-1959.
- Haygarth, P. M., ApSimon, H., Betson, M., Harris, D., Hodgkinson, R. & Withers, P. J. A. 2009. Mitigating Diffuse Phosphorus Transfer from Agriculture According to Cost and Efficiency. *Journal of Environmental Quality*, **38**, 2012-2022.
- Haygarth, P. M. & Jarvis, S. C. 1999. Transfer of phosphorus from agricultural soils. *Advances in Agronomy, Vol 66*, **66**, 195-249.
- Heathwaite, A. L. 1997. Sources and pathways of phosphorus loss from agriculture. In: Phosphorus loss from soil to water (eds H.Tunney *et al.*), pp. 204-223. CAB International, Cambridge.
- Heckrath, G., Iversen, B. V., Nielsen, P., & Kjaergaard, C. 2013. Filter system for phosphorus in drainage waters - a pilot study. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Heiberg, L., Prem, M., Hansen, H. C. B., Wenzel, W., & Borggaard, O. K. 2013. Fast spatial-temporal variation in iron(III) reduction and phosphorus solubility in a seasonally flooded Danish wetland soil. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Hoffmann, C. C., Kjaergaard, C., Uusi-Kamppa, J., Hansen, H. C. B. & Kronvang, B. 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *Journal of Environmental Quality*, **38**, 1942-1955.
- Jarvie, H. P., Neal, C. & Withers, P. J. A. 2006. Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Science of the Total Environment*, **360**, 246-253.

- Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Spears, B., Buda, A. R., May, L. & Kleinman, P. J. A. 2013a. Water quality remediation faces unprecedented challenges from "legacy phosphorus". *Environmental Science & Technology*, **47**, 8997-8998.
- Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Withers, P. J. A., Scott, J. T., Haggard, B. E. & Neal, C. 2013b. Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths, and "postnormal" science. *Journal of Environmental Quality*, **42**, 295-304.
- Jarvie, H. P., Withers, P. J. A., Hodgkinson, R., Bates, A., Neal, M., Wickham, H. D., Harman, S. A. & Armstrong, L. 2008. Influence of rural land use on streamwater nutrients and their ecological significance. *Journal of Hydrology*, **350**, 166-186.
- Johannesson, K. M., Kynkäänniemi, P., Ulén, B., & Tonderski, K. S. 2013. Phosphorus and particle retention in constructed wetlands - a catchment comparison. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Johannesson, K. M., Kynkäänniemi, P., Ulén, B., Weisner, S. E. B. & Tonderski, K. S. 2014. Phosphorus and particle retention in constructed wetlands - A catchment comparison. *Ecological Engineering*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.08.014> .
- Kai, P., Pedersen, P., Jensen, J. E., Hansen, M. N. & Sommer, S. G. 2008. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy*, **28**, 148-154.
- Kirjalainen, S. S., Ekholm, P., Jaakkola, E., Valkama, P., Kiirikki, M., Lahti, K., & Luomanperä, S. 2013. Gypsum amendment of soils as a mitigation measure for reduction of phosphorus losses in an agricultural catchment - effects and duration. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Kirkkala, T., Ventela, A. M. & Tarvainen, M. 2012. Long-term field-scale experiment on using lime filters in an agricultural catchment. *Journal of Environmental Quality*, **41**, 410-419.
- Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N., McDowell, R. W., Flaten, D. N., Buda, A. R., Tao, L., Bergstrom, L. & Zhu, Q. 2011. Managing agricultural phosphorus for water quality protection: principles for progress. *Plant and Soil*, **349**, 169-182.
- Klimeski, A., Chardon, W. J., Turtola, E. & Uusitalo, R. 2012. Potential and limitations of phosphate retention media in water protection: A process-based review of laboratory and field-scale tests. *Agricultural and Food Science*, **21**, 206-223.
- Koopmans, G., Chardon, W., Belder, P. & Groenenberg, J. E. 2011a. Verwijdering van fosfaat uit bodemwater met ijzerzand: de omhulde drain. *H2O*, **20**, 35-38.
- Koopmans, G. F. 2012. Eindrapportage innovatieprogramma Kaderrichtlijn water: 'Het gebruik van nitraatreducerende en fosfaatbindende materialen om lekken in nutriëntenkringlopen te dichten'. Wageningen, Alterra.
- Koopmans, G. F., Chardon, W. J., & Groenenberg, J. E. 2010. Karakterisatie van ijzerslib en -zand en een verkenning van de mogelijkheden van het gebruik van deze reststoffen om fosfaatverliezen vanuit landbouwgronden naar het oppervlak te verminderen. 2047. Wageningen, Alterra.
- Koopmans, G. F., Chardon, W. J., Lubbers, I., Oenema, J., van den Toorn, A., & van der Salm, C. 2009. Diffuse belasting van het oppervlaktewater met nutriënten vanuit grasland op een zware kleigrond; Monitoring van nutriëntenemissies en -verschijningsvormen op een melkveehouderij bij Waardenburg. 1738. Wageningen, Alterra.
- Koopmans, G. F., Heinen, M., & Chardon, W. J. 2011b. Relaties tussen nutriëntenafvoer met drainagewater en drainafvoerdebieten. Verschenen als hoofdstuk 2 in eindrapport van het KRW-project 'Puridrain' van Deltares.
- Kortstee, H. J. M., Bikker, A. M., van den Ham, A., & van Krimpen, M. M. 2011. Minder fosfor in varkensvoer; Macro-effecten, kansen en drempels. 2011-010. Den Haag, Landbouw-Economisch Instituut.
- Kröger, R., Dunne, E. J., Novak, J., King, K. W., McLellan, E., Smith, D. R., Strock, J., Boomer, K., Tomer, M. & Noe, G. B. 2013. Downstream approaches to phosphorus management in agricultural landscapes: Regional applicability and use. *Science of the Total Environment*, **442**, 263-274.
- Kronvang, B., Bechmann, M., Lundekvam, H., Behrendt, H., Rubaek, G. H., Schoumans, O. F., Syversen, N., Andersen, H. E. & Hoffmann, C. C. 2005. Phosphorus losses from agricultural areas in river basins: Effects and uncertainties of targeted mitigation measures. *Journal of Environmental Quality*, **34**, 2129-2144.

- Kwapinski, W., Wnetrzak, R., & Leahy, J. J. 2013. Struvite and energy production from animal manure via pyrolysis. International conference on manure management and valorization, December 5-6 2013, Bruges, Belgium . Bruges, VCM.
- Kynkäänniemi, P., Ulén, B., Torstensson, G. & Tonderski, K. S. 2013. Phosphorus retention in a newly constructed wetland receiving agricultural tile drainage water. *Journal of Environmental Quality*, **42**, 596-605.
- Lambert, N., Van Aken, D., & Dewil, R. 2013. Anoxic Moving-Bed Bioreactor (MBBR) and phosphate filter as a robust end-of-pipe purification strategy for horticulture. D'Haene, K., Vandecasteele, B., De Vis, R., Crappé, S., Callens, D, Mechant, E., Hofman, G., and De Neve, S. Nutrihort. NUTRIHORT: Nutrient management, innovative techniques and nutrient legislation in intensive horticulture for an improved water quality. September 16-18, 2013, Ghent . Ghent.
- Liu, J., Bergkvist, G. & Ulen, B. 2015. Biomass production and phosphorus retention by catch crops on clayey soils in southern and central Sweden. *Field Crops Research*, **171**, 130-137.
- Liu, J., Ulén, B., Bergkvist, G., Khalaf, R., & Aronsson, H. 2013. Catch crops for phosphorus under cold climate. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Lo Porto, A., Kronvang, B., & Braskerud, B. C. 2011. Lake and pond treatment by nutrient inactivation. Factsheet of the study of the COST action 869. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Wageningen.
- Lyngsie, G., Penn, C., Borggaard, O. K., & Hansen, H. C. B. 2013. Sorbents for phosphate removal from agricultural drainage water. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Maes, S., Elsen, A., Tits, M., Boon, W., Deckers, S., Bries, J., Vogels, N. & Vandendriessche, H. 2012. *Wegwijs in de bodemvruchtbaarheid van de Belgische akkerbouw- en weilandpercelen (2008-2011)*. Bodemkundige Dienst van België.
- Maguire, R. O., Dou, Z., Sims, J. T., Brake, J. & Joern, B. C. 2005. Dietary strategies for reduced phosphorus excretion and improved water quality. *Journal of Environmental Quality*, **34**, 2093-2103.
- Maguire, R. O., Rubaek, G. H., Haggard, B. E. & Foy, B. H. 2009. Critical evaluation of the implementation of mitigation options for phosphorus from field to catchment scales. *Journal of Environmental Quality*, **38**, 1989-1997.
- Malmaeus, J. M. & Karlsson, O. M. 2010. Estimating costs and potentials of different methods to reduce the Swedish phosphorus load from agriculture to surface water. *Science of the Total Environment*, **408**, 473-479.
- Massop, H. T. L. & Noij, I. G. A. M. 2012. Oppervlakkig afspoeling op landbouwgronden. Maatregelen op bedrijfsniveau. 2272. Wageningen, Alterra.
- Massop, H. Th. L., Clement, J., & Schuiling, C. 2014. Plassen op het land; Een landsdekkende kaart van potentiële risicolocaties voor oppervlakkige afspoeling. Alterra-rapport 2546 2546. Wageningen, Alterra Wageningen UR.
- McConnell, D., Doody, D., Ferris, C., Elliot, C., & Matthews, D. 2010. The effect of slurry application technique on Phosphorus loss in overland flow. 6th International Phosphorus Workshop .
- McDowell, R. W. 2012. Minimising phosphorus losses from the soil matrix. *Current Opinion in Biotechnology*, **23**, 860-865.
- McDowell, R. W. 2015. Treatment of pasture topsoil with alum to decrease phosphorus losses in subsurface drainage. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **207**, 178-182.
- McDowell, R. W., Drewry, J. J., Muirhead, R. W. & Paton, R. J. 2005. Restricting the grazing time of cattle to decrease phosphorus, sediment and E-coli losses in overland flow from cropland. *Australian Journal of Soil Research*, **43**, 61-66.
- McDowell, R. W., Hawke, M. & McIntosh, J. J. 2007. Assessment of a technique to remove phosphorus from streamflow. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, **50**, 503-510.
- McDowell, R. W. & Nash, D. 2012. A review of the Cost-Effectiveness and Suitability of Mitigation Strategies to Prevent Phosphorus Loss from Dairy Farms in New Zealand and Australia. *Journal of Environmental Quality*, **41**, 680-693.
- McDowell, R. W. & Sharpley, A. N. 2001. Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land. *Science of the Total Environment*, **278**, 113-125.
- McDowell, R. W., Sharpley, A. N. & Bourke, W. 2008. Treatment of drainage water with industrial by-products to prevent phosphorus loss from tile-drained land. *Journal of Environmental Quality*, **37**, 1575-1582.

- Meals, D. W., Dressing, S. A. & Davenport, T. E. 2010. Lag time in water quality response to best management practices: a review. *Journal of Environmental Quality*, **39**, 85-96.
- Meers, E., Tack, F. M. G., Tolpe, I. & Michels, E. 2008. Application of a full-scale constructed wetland for tertiary treatment of piggery manure: Monitoring results. *Water Air and Soil Pollution*, **193**, 15-24.
- Meijering, L. 2015. Productievermogen van de bodem daalt. Boerderij 100[37], 24-27.
- Michels, E., Meers, E., Tack, F., & Tolpe, I. 2010. Mestverwerking, landbouw en natuur hand in hand. Landbouw&Techniek 13, 11-13.
- Mouissie, M. & van Diggelen, R. 2009. Nutriëntenverwijdering in overstromingsmoerassen. H2O 12, 29-32.
- Mulder, H. M., Van Gerven, L. P. A., Querner, E. P., & van der Werf, A. K. 2009. Waterkwaliteit op het landgoed Lankheet: Zuiverende werking van rietvelden en de Buurserbeek. Alterra-rapport 1878. Wageningen, Alterra.
- Mulder, M., Notenboom, G., Lodder, R., Weijma, J., van Eekert, M., & Moerman, W. 2011. Source: Simultaneous removal of human and veterinary pharmaceuticals and nutrients. Eindrapportage. Wageningen, Lettinga Associates Foundation.
- Murphy, P. N. C., Mellander, P.-E., Melland, A. R., Buckley, C., Shore, M., Shortle, G., Wall, D. P., Treacy, M., Shine, O., Mechan, S. & Jordan, P. 2015. Variable response to phosphorus mitigation measures across the nutrient transfer continuum in a dairy grassland catchment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **207**, 192-202.
- Murphy, P. N. C. & Stevens, R. J. 2010. Lime and gypsum as source measures to decrease phosphorus loss from soils to water. *Water Air and Soil Pollution*, **212**, 101-111.
- Noij, G. J., Corré, W. J., van Boekel, E. M. P. M., Oosterom, H., van Middelkoop, J. C., van Dijk, W., Clevering, O., Renaud, L. V., & van Bakel, P. J. T. 2008. Kosteneffectiviteit van alternatieve maatregelen voor bufferstroken in Nederland. 1618. Wageningen, Alterra.
- Noij, I. G. A. M., Heinen, M., & Groenendijk, P. 2012. Effectiveness of non-fertilized buffer strips in the Netherlands. Final report of a combined field, model and cost-effectiveness study. Wageningen, Alterra.
- Noij, I. G. A. M., van Bakel, P. J. T., Smidt, R. A., Massop, H. T. L., & Chardon, W. J. 2006. Fosfaatpilot Noord- en Midden-Limburg. Plan van aanpak en monitoring. 1255. Wageningen, Alterra.
- Noij, I. G. A. M., van der Salm, C., Massop, H. T. L., van Boekel, E. M. P. M., Schuiling, C., Pleijter, M., Clevering, O., van Bakel, P. J. T., Chardon, W. J., & Walvoort, D. J. J. 2009. Beleidskader fosfaat voor Noord- en Midden-Limburg. Wetenschappelijke onderbouwing. van der Salm, C. 1894. Wageningen, Alterra.
- O' Flynn, C. J., Fenton, O. & Healy, M. G. 2012. Evaluation of amendments to control phosphorus losses in runoff from pig slurry applications to land. *Clean-Soil Air Water*, **40**, 164-170.
- Oberson, A., Bonvin, C., Nanzer, S. A., Tamburini, F., Etter, B., Udert, K. M., & Frossard, E. 2013. Plant uptake of phosphorus recycled from human urine and sewage sludge ashes. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Oenema, O., Sebek, L. B. J., Kros, H., Lesschen, J. P., van Krimpen, M. M., Bikker, P., van Vuuren, A. M., & Velthof, G. L. 2013. Towards a common methodology for estimating nitrogen and phosphorus excretion by livestock in EU-27. 15th International Conference RAMIRAN, 3-5 June 2013. 15th International Conference RAMIRAN, 3-5 June 2013 . Versailles, INRA.
- Ogaard, A. F. 2010. Phosphate adsorption on different filter materials. COST 869 WG2/WG3 meeting in Jokioinen, Finland.
- Osté, L. & van de Weerd, H. 2012. Maatregelen in de Bodemdiagnose BaggerNut: Advies voor het reduceren van de bijdrage van de waterbodem. Delft, Deltares.
- Overloop, S., Bossuyt, M., Claeys, D., Wustenberghs, H., D'hooghe, J., Elsen, A., & Eppinger, R. 2011. MIRA achtergronddocument Vermesting.
- Pant, H. K. & Reddy, K. R. 2003. Potential internal loading of phosphorus in a wetland constructed in agricultural land. *Water Research*, **37**, 965-972.
- Parish, R. L. 1997. Spreader pattern uniformity at field ends. *Applied Engineering in Agriculture*, **13**, 577-581.

- Pauwels, E. 2003. Aanleg en werking van een rietveld. Destelbergen, Proefcentrum voor Sierteelt.
- Pauwels, E. & Dierickx, M. 2007. De toekomst van rietvelden in de tuinbouw. *Verbondsnieuws* 19, 24-26.
- Peeters, B., D'heygere, T., Ronse, Y., & Dieltjens, I. 2009. Toekomstverkenning stroomgebiedbeheerplan/Milieuverkenning 2030: Modellerings waterkwaliteitsscenario's. Wetenschappelijk rapport Thema 'Kwaliteit van het oppervlaktewater'. Mechelen, Vlaamse Milieumaatschappij.
- Pegtel, D. M., Bakker, J. P., Verweij, G. L. & Fresco, L. F. M. 1996. N, K and P deficiency in chronosequential cut summer-dry grasslands on gley podzol after the cessation of fertilizer application. *Plant and Soil*, **178**, 121-131.
- Penn, C. J., Bryant, R. B., Kleinman, P. J. A. & Allen, A. L. 2007. Removing dissolved phosphorus from drainage ditch water with phosphorus sorbing materials. *Journal of Soil and Water Conservation*, **62**, 269-276.
- Postma, R. & de Haas, M. J. G. 2009. Ontwikkeling van een bodemdienst reductie fosfaatemissie; fase 1. nutriënten management instituut nmi bv.
- Postma, R., de Haas, M. J. G., den Boer, D. J., & van den Draai, H. 2010. Ontwikkeling van een bodemdienst reductie fosfaatemissie; eindrapport. nutriënten management instituut nmi bv.
- Reddy, K. R., Kadlec, R. H., Flaig, E. & Gale, P. M. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **29**, 83-146.
- Reinhardt, M., Gachter, R., Wehrli, B. & Muller, B. 2005. Phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural drainage water. *Journal of Environmental Quality*, **34**, 1251-1259.
- Richardson, A. E., Lynch, J. P., Ryan, P. R., Delhaize, E., Smith, F. A., Smith, S. E., Harvey, P. R., Ryan, M. H., Veneklaas, E. J., Lambers, H., Oberson, A., Culvenor, R. A. & Simpson, R. J. 2011. Plant and microbial strategies to improve the phosphorus efficiency of agriculture. *Plant and Soil*, **349**, 121-156.
- Roberts, W. M., Stutter, M. I. & Haygarth, P. M. 2012. Phosphorus retention and remobilization in vegetated buffer strips: a review. *Journal of Environmental Quality*, **41**, 389-399.
- Rousseau, D. P. L., Vanrolleghem, P. A. & De Pauw, N. 2004. Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis. *Ecological Engineering*, **23**, 151-163.
- Rozemeijer, J., Broers, H. P., Visser, A., Winegram, M., Borren, W., Gemer, L., van Ijzendoorn, B., & Kramer, A. 2012. Veldonderzoek naar de effecten van peilgestuurde drainage op grondwaterstanden, drainafvoeren en waterkwaliteit op het Oost-Nederlands Plateau. Utrecht, Deltares.
- Rozemeijer, J. C., Klein, J., Broers, H. P., van Tol-Leenders, T. P. & van der Grift, B. 2014. Water quality status and trends in agriculture-dominated headwaters; a national monitoring network for assessing the effectiveness of national and European manure legislation in The Netherlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, **186**, 8981-8995.
- Schärer, M., Stamm, C., Vollmer, T., Frossard, E., Oberson, A., Flühler, H. & Sinaj, S. 2007. Reducing phosphorus losses from over-fertilized grassland soils proves difficult in the short term. *Soil Use and Management*, **23**, 154-164.
- Schiettecatte, W. 2006. *Assessment of sediment and phosphorus transport from laboratory to watershed scale. Ph.D. Thesis.* Ghent University, Ghent.
- Schmitt, T. J., Dosskey, M. G. & Hoagland, K. D. 1999. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environmental Quality*, **28**, 1479-1489.
- Schoumans, O. F. 2011a. Construct grassed waterways. Factsheet of the study of the COST action 869. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Wageningen.
- Schoumans, O. F. 2011b. Construct ponding systems / Increase soil levels along ditches. Factsheet of the study of the COST action 869. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Wageningen.
- Schoumans, O. F. 2011c. Increase depth of artificial drainage in combination with controlled drainage. Factsheet of the study of the COST action 869. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Wageningen.
- Schoumans, O. F. 2011d. Install artificial drains. Factsheet of the study of the COST action 869. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Wageningen.

- Schoumans, O. F. 2011e. Install sedimentation boxes. Factsheet of the study of the COST action 869. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Wageningen.
- Schoumans, O. F., Bouraoui, F., Kabbe, C., Oenema, O. & van Dijk, K. C. 2015. Phosphorus management in Europe in a changing world. *Ambio*, **44**, S180-S192.
- Schoumans, O. F., Chardon, W. J., Bechmann, M., Gascuel-Oudou, C., Hofman, G., Kronvang, B., Litaor, M. I., Lo Porto, A., Newell-Price, P., & Rubaek, G. H. 2011. Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. A study amongst European member states of Cost action 869. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Report 2141. Wageningen, Alterra.
- Schoumans, O. F., Chardon, W. J., Bechmann, M. E., Gascuel-Oudou, C., Hofman, G., Kronvang, B., Rubaek, G. H. & Ulén, B. 2014a. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. *Science of the Total Environment*, **468-469**, 1255-1266.
- Schoumans, O. F., de Haan, J. J., de Ruijter, F. J., van der Bolt, F. J. E., Oenema, O., van Boekel, E. M. P. M., & van der Schoot, J. R. 2012. Analyse maatregelen om nutriëntenemissies uit de landbouw te verminderen. Wageningen, Alterra.
- Schoumans, O. F., Ehlert, P. A. I., Nelemans, J. A., van Tintelen, W., Rulkens, W. H., & Oenema, O. 2014b. Explorative study of phosphorus recovery from pig slurry. Laboratory experiments. Alterra report 2514. Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research centre).
- Schoumans, O. F. & Kruijne, R. 1995. Onderzoek naar maatregelen ter vermindering van fosfaatuitspoeling uit landbouwgronden. Wageningen, DLO-Staring Centrum.
- Schoumans, O. F., Renaud, R., Oosterom, P., & Groenendijk, P. 2004. Lot van het fosfaatoverschot. 730.5. Wageningen, Alterra.
- Schoumans, O. F., Rulkens, W. H., Oenema, O., & Ehlert, P. A. I. 2010. Phosphorus recovery from animal manure; Technical opportunities and agro-economical perspectives. 2158. Wageningen, Alterra.
- Schröder, J. J., Cordell, D., Smit, A. L., & Rosemarin, A. 2010. Sustainable use of phosphorus. 357. Wageningen, Plant Research International (WUR).
- Schulte, R. P. O., Melland, A. R., Fenton, O., Herlihy, M., Richards, K. & Jordan, P. 2010. Modelling soil phosphorus decline: Expectations of Water Framework Directive policies. *Environmental Science & Policy*, **13**, 472-484.
- Seuntjens, P., Joris, I., Provoost, J., De Neve, S., Salomez, J., Sleutel, S., & Wendland, F. 2008. Inschatting van de gevolgen van wijzigend landbouw- en mestbeleid op oppervlaktewater. Eindrapport. Mol, VITO.
- Sharpley, A., Jarvie, H. P., Buda, A., May, L., Spears, B. & Kleinman, P. 2013a. Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of Environmental Quality*, **42**, 1308-1326.
- Sharpley, A. & Tunney, H. 2000. Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. *Journal of Environmental Quality*, **29**, 176-181.
- Sharpley, A. N., Kleinman, P. J. A., Jordan, P., Bergstrom, L. & Allen, A. L. 2009. Evaluating the success of phosphorus management from field to watershed. *Journal of Environmental Quality*, **38**, 1981-1988.
- Sharpley, A. N., Kleinman, P. J. A., Withers, P. J. A., & Bergström, L. 2013b. Implementation of agricultural phosphorus management to protect water quality - lessons under voluntary and regulated adoption. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Sharpley, A. N. & Rekolainen, S. 1997. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In: Phosphorus loss from soil to water (eds H. Tunney *et al.*), pp. 1-53. CAB International, Cambridge.
- Shreve, B. R., Moore, P. A., Miller, D. M., Daniel, T. C. & Edwards, D. R. 1996. Long-term phosphorus solubility in soils receiving poultry litter treated with aluminum, calcium, and iron amendments. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **27**, 2493-2510.
- Sistani, K. R., Mays, D. A. & Dawkins, R. A. 2006. Tall fescue fertilized with alum-treated and untreated broiler litter: Runoff, soil, and plant nutrient content. *Journal of Sustainable Agriculture*, **28**, 109-119.

- Sival, F., Stevens, H., Castenmiller, E., & Peerboom, J. 2011. Zuivering van drainwater in een beekbegeleidend rietmoeras. *H2O* 6, 30-32.
- Sloot, J. S., Lorenz, C. & Verhoeven, J. 2001. *Handboek zuiveringsmoerassen voor licht verontreinigd water*. STOWA, Witteveen & Bos, Amersfoort.
- Smith, D. R., Moore, P. A., Maxwell, C. V., Haggard, B. E. & Daniel, T. C. 2004. Reducing phosphorus runoff from swine manure with dietary phytase and aluminum chloride. *Journal of Environmental Quality*, **33**, 1048-1054.
- Stamm, C. 2013. Transport pathways of P from soil to water - partitioning and dominance of different flow paths. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Stevens, C. J. & Quinton, J. N. 2009. Diffuse pollution swapping in arable agricultural systems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **39**, 478-520.
- Stoll, M. S., Bilbao, J. E., Weinfurter, K., Egner, S., & Hirth, T. 2012. Evaluation of treated manure as fertilizer. ORBIT2012: Global assessment for organic resources and waste management: Assessment of technologies for optimal organics management processes and enlightened environmental policies.
- Svanbäck, A., Ulén, B., Bergström, L., & Kleinman, P. J. A. 2013. Long-term trends in phosphorus leaching following phosphorus fertilization drawdown. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Svanbäck, A., Ulén, B. & Etana, A. 2014. Mitigation of phosphorus leaching losses via subsurface drains from a cracking marine clay soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **184**, 124-134.
- Szögi, A. A., Matias, M. B. & Hunt, P. G. 2015. Phosphorus recovery from pig manure solids prior to land application. *Journal of Environmental Management*, **157**, 1-7.
- Szögi, A. A., Vanotti, M. B. & Hunt, P. G. 2008. Phosphorus recovery from poultry litter. *Transactions of the ASABE*, **51**, 1727-1734.
- ter Heerdt, G., Geurts, J., Immers, A., Colin, M., Olijhoek, P., Yedema, E., Baars, E., & Voort, J. W. 2012. Ijzersuppletie in laagveenplassen, de resultaten. Amersfoort, Stowa.
- Timmermans, B., van Eekeren, N., Finke, E., Smeding, F., & Bos, M. 2010. Fosfaat uitmijnen op natuurpercelen met gras/klaver en kalibemesting. Handreiking voor de praktijk. Driebergen, Louis Bolk Instituut.
- Tóth, G., Guicharnaud, R.-A., Tóth, B. & Hermann, T. 2014. Phosphorus levels in croplands of the European Union with implications for P fertilizer use. *European Journal of Agronomy*, **55**, 42-52.
- Tunney, H. 2002. Phosphorus needs of grassland soils and loss to water. In: Agricultural effects on ground and surface waters: research at the edge science and society (eds J. Steenvoorden *et al.*), pp. 63-69. International Association of Hydrological Sciences, Wallingford.
- Tunney, H., Daly, K., & Kurz, I. 2002. Phosphorus loss from grassland soils to water. 17th WCSS, 14-21 August 2002, Thailand . Thailand, WCSS.
- Ulen, B., Aronsson, H., Bechmann, M., Krogstad, T., Oygarden, L. & Stenberg, M. 2010. Soil tillage methods to control phosphorus loss and potential side-effects: a Scandinavian review. *Soil Use and Management*, **26**, 94-107.
- Ulen, B., Bechmann, M., Folster, J., Jarvie, H. P. & Tunney, H. 2007. Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *Soil Use and Management*, **23**, 5-15.
- Ulen, B., Bechmann, M., & Krogstad, T. 2011a. On clay and silty soils - direct drilling (no tillage) in spring compared to spring ploughing. Fact sheet of COST-action 869. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Wageningen.
- Ulen, B., Bechmann, M., & Krogstad, T. 2011b. On medium to heavy soils - shallow cultivation in late autumn instead of autumn ploughing for spring crops. Fact sheet of COST-action 869. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Wageningen.
- Ulen, B., Bechmann, M., & Krogstad, T. 2011c. P. Fact sheet of COST-action 869. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Wageningen.

- Uusi-Kämppe, J., Braskerud, B., Jansson, H., Syversen, N. & Uusitalo, R. 2000. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, **29**, 151-158.
- Uusi-Kämppe, J. & Jauhiainen, L. 2010. Long-term monitoring of buffer zone efficiency under different cultivation techniques in boreal conditions. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **137**, 75-85.
- Uusi-Kämppe, J. & Yläntä, T. 1996. Effect of buffer strips on controlling soil erosion and nutrient losses in southern Finland. In: *Wetlands: Environmental gradients, boundaries and buffers* (eds G. Mulamootil *et al.*), pp. 221-235. CRC, Lewis Publ., New York.
- Uusitalo, R., Närvänen, A., Rasa, K., Klimeski, A., & Turtola, E. 2013. Identification of appropriate mitigation measures for reduction of P losses - are chemical methods a viable option to curb P losses during the transport phase? 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- van Bakel, P. J. T., van Boekel, E. M. P. M., & Noij, G. J. 2008. Modelonderzoek naar effecten van conventionele en samengestelde, peilgestuurde drainage op de hydrologie en nutriëntenbelasting. 1647. Wageningen, Alterra.
- van Boekel, E. M. P. M., Bogaart, P., Van Gerven, L. P. A., van Hattum, T., Kselik, R. A. L., Massop, H. T. L., Mulder, H. M., van Walsum, P. E. V., & van der Bolt, F. J. E. 2012. Evaluatie landbouw en KRW. Evaluatie Meststoffenwet 2012: deelrapport ex post. Wageningen, Alterra.
- van Boekel, E. M. P. M., Van Gerven, L. P. A., van Hattum, T., Linderhof, V. G. M., Massop, H. T. L., Mulder, H. M., Polman, N. B. P., Renaud, L. V., & Walvoort, D. J. J. 2011. Ex-ante evaluatie landbouw en KRW. Bijdrage van het voorgenomen beleid en aanvullende (landbouwkundige) maatregelen op de realisatie van de KRW-nutriëntendoelstelling. 2121. Wageningen, Alterra.
- van den Broek, J. A., van Hofwegen, G., Beekman, W., & Woittiez, M. 2007. Options for increasing nutrient use efficiency in Dutch dairy and arable farming towards 2030: an exploration of cost-effective measures at farm and regional levels. 55. Wageningen, Statutory Research Tasks Unit for Nature & the Environment.
- van den Ham, A., Doornwaard, G., & Daatselaar, C. H. G. 2011. Uitvoering van de Meststoffenwet; Evaluatie Meststoffenwet 2012: deelrapport ex post. 2011-073. Den Haag, Landbouw-Economisch Instituut.
- van den Ham, A., van den Berkmortel, N., Reijns, J., Doornwaard, G., Hoogendam, K., & Daatselaar, C. H. G. 2010. Mineralenmanagement en economie op melkveebedrijven. Gegevens uit de praktijk. Brochure 09-066. Den Haag, LEI, onderdeel van Wageningen UR.
- van der Bolt, F. J. E. & Schoumans, O. F. 2012. Ontwikkeling van de bodem- en waterkwaliteit. Evaluatie Meststoffenwet 2012: eindrapport ex-post. 2318. Wageningen, Alterra.
- van der Bolt, F. J. E., van Boekel, E. M. P. M., Clevering, O. A., van Dijk, W., Hoving, I. E., Kselik, R. A. L., de Klein, J. J. M., Leenders, T. P., Linderhof, V. G. M., Massop, H. T. L., Mulder, H. M., Noij, G. J., van Os, E. A., Polman, N. B. P., Renaud, L. V., Reinhard, S., & Schoumans, O. F. 2008. Ex-ante evaluatie landbouw en KRW; Effect van voorgenomen en potentieel aanvullende maatregelen op de oppervlaktewaterkwaliteit voor nutriënten. 1687. Wageningen, Alterra.
- van der Salm, C., Chardon, W. J., Koopmans, G. F., van Middelkoop, J. C. & Ehlert, P. A. I. 2009. Phytoextraction of phosphorus-enriched grassland soils. *Journal of Environmental Quality*, **38**, 751-761.
- van der Salm, C., Dolfing, J., van Groenigen, J. W., Heinen, M., Koopmans, G., Oenema, J., Pleijter, M., & van den Toorn, A. 2006. Diffuse belasting van oppervlaktewater met nutriënten uit de veehouderij; Monitoring van nutriëntenverliezen uit grasland op zware klei in Waardenburg. 1266. Wageningen, Alterra.
- van der Salm, C. & van Middelkoop, J. 2008. Informatieblad Mineralen en Milieukwaliteit. Uitmijnen leidt tot forse daling fosfaatconcentraties in bodemvocht onder grasland. Wageningen, Wageningen UR.
- van der Welle, J. & Decler, K. 2001. Bufferzones: natuurlijke oeverzones en bufferstroken voor herstel van onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen. Brussel, INBO.
- van der Wijngaart, T., ter Heerdt, G., Bakkum, R., van den Berg, L., Brederveld, B., Geurts, J., Jaarsma, N., Lamers, L., Osté, L., Poelen, M., Smolders, F., & van de Weerd, R. 2012. Baggernut, maatregelen baggeren en nutriënten: overkoepend rapport. Amersfoort, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA).

- van Dijk, W., Clevering, O., van der Schans, D., van de Zande, J., Porskamp, H., Heinen, M., Smidt, R., & Merkelbach, R. 2003. Effecten bufferstroken op de kwaliteit van oppervlaktewater in Noord-Brabant. Wageningen, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.
- van Eekeren, N., Iepema, G., & Smeding, F. 2007. Natuurherstel in grasland door klaver en kalibemesting. *De Levende Natuur* 108[1], 27-31.
- van Hattum, T., van Boekel, E. M. P. M., Massop, H. T. L., & Schuiling, R. 2011. P-reducerende maatregelen in het stroomgebied van de Hunze; Inventarisatie van de meest kosteneffectieve P-reducerende maatregelen in het stroomgebied van de Hunze. 2183. Wageningen, Alterra.
- van Krimpen, M., van Middelkoop, J., Sebek, L., Jongbloed, A., & de Hoop, W. 2010. Effect van fosforverlaging in melkveeantsoenen en varkensvoerders op fosfaatexcretie via de mest. 324. Lelystad, Wageningen UR Livestock Research.
- van Krimpen, M. M., Goselink, R. M. A., Heeres, J., & Jongbloed, A. W. 2012. Fosforbehoefte van melkvee, vleesvee, varkens en pluimvee: een literatuurstudie. 574. Lelystad, Wageningen UR Livestock Research.
- Van Meirvenne, M., Tariku, M., & Salomez, J. 2007. Afbakening van de fosfaatverzadigde gebieden in Vlaanderen op basis van een kritische fosfaatverzadigingsgraad van 35% - deel 1a: afbakening.
- van Middelkoop, J. C., van der Salm, C., Ehlert, P. A. I., André, G., Oudendag, D., & Pleijter, M. 2007. Effecten van fosfaat- en stikstofoverschotten op grasland II. 68. ASG - divisie Praktijkonderzoek.
- van Os, E. A., Noij, I. G. A. M., van Bakel, P. J. T., de Winter, W., & van der Bolt, F. J. E. 2009. Kennissysteem voor het bepalen van effecten van brongerichte en hydrologische maatregelen op de uitspoeling van N en P naar grond- en oppervlaktewater; bijdrage maatregelen WB21 aan de realisatie van de KRW. 1863. Wageningen, Alterra.
- van Twist, L., Bloemerts, M., & van de Weerd, H. 2011. Fosfaat afspoeling boerenland deelrapport: opschaling boerenmaatregelen ijzerzakken. Apeldoorn, Arcadis Nederland BV.
- van Wijk, C., de Haan, J. J., Ehlert, P. A. I., & van den Berg, W. 2013. Lange termijn effecten van fosfaatbalansen op bouwland; fosfaatrapporten proefveld Lelystad. Wageningen, Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO) onderzoeksinstituut Praktijkonderzoek Plant & Omgeving.
- van Zijl, L. 2011. *Fosforverlaging in de melkveevoeding, tot hoever kun je gaan?*, Dronten.
- Vandecasteele, B., Reubens, B., Willekens, K. & De Neve, S. 2014. Composting for increasing the fertilizer value of chicken manure: effects of feedstock on P availability. *Waste and Biomass Valorization*.
- Vanden Nest, T. 2015. *PhD dissertation 'Long term use of different organic fertilizer types and impact on phosphorus leaching'*. KU Leuven, Leuven.
- Vanden Nest, T., Vandecasteele, B., Ruysschaert, G., Cougnon, M. & Merckx, R. 2014a. Effect of organic and mineral fertilizers on soil P and C levels, crop yield and P leaching in a long term trial on a silt loam soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **197**, 309-317.
- Vanden Nest, T., Vandecasteele, B., Ruysschaert, G. & Merckx, R. 2014b. Incorporation of catch crop residues does not increase phosphorus leaching: a soil column experiment in unsaturated conditions. *Soil Use & Management*, **30**, 351-360.
- VCM .2015. Recuperatie van fosfor uit varkensmest en digestaat. Brugge, VCM.
- Verhagen, F., Broers, H. P., Krikken, A., Rozemeijer, J., Van Ek, R., Van Vliet, M., Van der Groot, B., Heerdink, R., & Knoben, R. 2007. Invloed van grondwater op oppervlaktewater. Regionale differentiatie in Noord-Brabant. Rapport Royal Haskoning/TNO Bouw en Ondergrond 9S5637/R0001/900642/DenB.
- Vlaamse Landmaatschappij .2012. Voortgangsrapport mestbank 2012 over de mestproblematiek in Vlaanderen. Brussel, Vlaamse Landmaatschappij.
- Vlaamse Landmaatschappij .2014. Voortgangsrapport mestbank 201 over de mestproblematiek in Vlaanderen. Brussel, Vlaamse Landmaatschappij.

- Vlaamse Landmaatschappij .2015. Voortgangsrapport mestbank 2014 over de mestproblematiek in Vlaanderen. Brussel, Vlaamse Landmaatschappij.
- Vlaamse regering .2011a. Besluit van de Vlaamse Regering van 3 april 2009 betreffende de nadere regels inzake het nutriëntenbalansstelsel als vermeld in artikel 25 van het Mestdecreet.
- Vlaamse regering .2011b. Convenant betreffende laag-fosforvoeders en laag-eiwitvoeders en de vermindering van fosfaat en stikstof in dierlijke mest.
- Vlaamse regering .2014. Convenant betreffende laag-fosforvoeders en laag-eiwitvoeders en de vermindering van fosfaat en stikstof in dierlijke mest.
- Wall, D. P., Jordan, P., Melland, A. R., Mellander, P. E., Mehan, S. & Shortle, G. 2013. Forecasting the decline of excess soil phosphorus in agricultural catchments. *Soil Use and Management*, **29**, 147-154.
- Wall, D. P., Murphy, P. N. C., Melland, A. R., Mehan, S., Shine, O., Buckley, C., Mellander, P. E., Shortle, G. & Jordan, P. 2012. Evaluating nutrient source regulations at different scales in five agricultural catchments. *Environmental Science & Policy*, **24**, 34-43.
- Wang, J. J. 2013. Minimizing phosphorus mobility in animal manure and animal manure-impacted soils using bauxite residues. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Warmoes, T., Vandaele, K., Lammens, J., Priemen, P., & Mertens, B. 2013. Evaluatie waterzuiverend vermogen van een gecontroleerd overstromingsgebied te Bernissem (Sint-Truiden). 10e Waterforum: Ecologisch herstel: van doelstellingen naar resultaat.
- Warren, J. G., Phillips, S. B., Mullins, G. L. & Zelazny, L. W. 2006. Impact of alum-treated poultry litter applications on fescue production and soil phosphorus fractions. *Soil Science Society of America Journal*, **70**, 1957-1966.
- Whitefield, E. M., Harrison, J. H., Knowlton, K. K., Jarrett, J. P., Ray, P. P., Hanigan, M. D., Stewart, B., & James, R. E. 2013. Understanding the reasons for inclusion of phosphorus in US dairy rations. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Willems, W. J., Kamps, J., Schoumans, O. F., & Velthof, G. L. 2004. Milieukwaliteit en verliesnormen. Achtergrondrapport deelproject Milieu van de Evaluatie Meststoffenwet 2004. 500031002/2005. Bilthoven, Milieu- en Natuurplanbureau.
- Withers, P. J. A., Jarvie, H. P., Hodgkinson, R. A., Palmer-Felgate, E. J., Bates, A., Neal, M., Howells, R., Withers, C. M. & Wickham, H. D. 2009. Characterization of phosphorus sources in rural watersheds. *Journal of Environmental Quality*, **38**, 1998-2011.
- Withers, P. J. A., Neal, C., Jarvie, H. P. & Doody, D. G. 2014. Agriculture and eutrophication: Where do we go from here? *Sustainability*, **6**, 5853-5875.
- Yusiharni, B. E., Ziadi, H. & Gilkes, R. J. 2007. A laboratory and glasshouse evaluation of chicken litter ash, wood ash, and iron smelting slag as liming agents and P fertilisers. *Australian Journal of Soil Research*, **45**, 374-389.

14 Bijlage 1: Bufferzonewetgeving in Europa

Land/regio	Afstand van water waarbinnen geen bemesting wordt toegestaan			
	Bemestingstype	meter	Type waterlichaam	Mag begrazing?
Oostenrijk	Alle types	5	Permanente waterwegen	Ja
Vlaanderen	Alle types	5	Waterwegen van alle categorieën, kleinere grachten meestal niet	Ja
		10	Waterwegen in het Vlaams Ecologisch Netwerk of naast een helling >8%	Ja
Wallonië	Mest	6	Waterwegen	Ja
Tsjechië	Alle types	3	Elk waterlichaam in NKG of onder AEP	Nee
	Vloeibare mest(stoffen) met snelle N-levering	25	Elk waterlichaam in NKG of onder AEP naast perceel met helling > 7°	Ja
Denemarken	Alle types	10	Waterlopen en meren met oppervlakte > 100 m ² . De bufferzone kan gereduceerd worden tot 5% van de totale bedrijfslandbouwoppervlakte als het 10 m bufferzoneoppervlak groter is dan 5%.	Ja
		20	Waterlopen en meren met oppervlakte > 100 m ² als de helling >6°.	
Engeland en Wales	Kunstmest	2	Elk gecontroleerd water (inclusief waterlopen, rivieren, grachten en meren) binnen een NKG of onder AEP	Ja
	Organische mest	10 (6)	Elk gecontroleerd water (inclusief waterlopen, rivieren, grachten en meren) binnen een NKG of onder AEP. 6 m voor precisiebemesting.	
Estland	Alle types	1	Waterlopen met bekken < 10 km ²	Ja
		10	Andere meren, rivieren, stromen, bronnen en kanalen	
		20	Baltische Zee en de twee grootste meren (Peipsi and Võrtsjärv)	
Finland	N kunstmest	5 (10)	Waterlopen (10 m als helling > 2%)	Ja
	Alle types ^b	1 ^b	Belangrijke grachten ^b	
		3 ^b	Beken, waterlopen, rivieren, meren, zee en bronnen voor huishoudelijk gebruik ^b	

Bretagne ^a	Kunstmest	5	Alle waterwegen en condities	Ja, tenzij geregistreerd als braakliggend
	Vaste en gecomposteerde mest	35 (10)	Waterwegen (10 meter indien een grasbufferstrook)	
	Vloeibare mest	35 (10)	Waterwegen (10 meter indien een grasbufferstrook)	
		100	Waterwegen wanneer helling > 5% (tenzij helling <15% + houtkant: 35 m)	
		500	Viskweek	
	Alle mesttypes	50	Wateronttrekkingspunt voor menselijke consumptie	
		200	Zwemwater, strand	
		500	Schaaldierproductiegebied (kust)	
Duitsland	Alle types	3 (1) ^c	Alle waterwegen. Reductie tot 1 m bij precisietechnieken en helling <10%	Ja
Griekenland	Alle types	0,5	Irrigatiekanalen, grachten, bronnen en boringen	Ja
		5	Rivieren, stromen, meren	Ja
Hongarije	Kunstmest	2	Oppervlaktewater in NKG	Ja
	Dierlijke mest	20	Meren in NKG	
		5	Ander oppervlaktewater in NKG (3 als perceelsbreedte ≤ 50 m en perceelsoppervlak ≤ 1 ha)	
		25	Bronnen in NKG	
Ierland	P-kunstmest	2	Elk oppervlaktewater	Ja
	Organische mest of bodemwater	100-200	Onttrekkingspunt voor menselijke consumptie indien levering > 10 m ³ , resp. > 100 m ³ /bediening >50, resp. > 500 personen/dag	
		25	Elk boring of bron gebruikt voor onttrekking van water voor menselijke consumptie, anders dan hierboven	
		20	Meer	
		15	Blootgestelde spelonkachtige of gekarstifieerde kalksteen	
		5	Andere waters dan hierboven	
		10	Andere waters dan hierboven, waar helling > 10%	
		10	Andere waters dan hierboven, twee weken voor en achter periodes wanneer bemesting verboden is	

Letland	Meststoffen en PPP	10 en meer	Alle rivieren met lengte > 10 km, meren met oppervlakte > 10 ha. Exacte breedte van de buffezone hangt af van het belang van het oppervlaktewater (vb Daugava rivier: 500 m). Breedte van bufferzones voor grondwateronttrekking kunnen vastgesteld worden volgens lokale condities.	Ja
Luxemburg	Organische meststof	10	Alle waterwegen	Ja
		50	Boringen en bronnen	
Noord-Ierland	P-kunstmest	1,5	Elke waterloop waardoor water stroomt	Ja
	Mest	20	Meren	Ja
		50	Boring of bron	
		250	Onttrekkingspunt voor menselijke waterconsumptie	
		15	Blootgestelde spelonkachtige of gekarstifieerde kalksteen	
		10	Elke waterloop waardoor water stroomt, anders dan meren, inclusief open watergebieden, open drainagesystemen	
		3	Waterwegen naast percelen met helling < 10%, organische mest is toegepast met precisietechniek of het perceelsoppervlak is < 1 ha en breedte < 50 m	
Noorwegen	Alle types	2	Elke waterloop. Twee meter is verplicht, subsidies voor 8-10 meter (afhankelijk van regio en jaar).	Ja
Polen	Alle types behalve drijfmest	5	Meren en reservoirs < 50 ha, waterlopen, grachten (< 5 m breedte), kanalen. Gerelateerd aan directe betaling voor landbouwers.	Ja
	Drijfmest	10		
	Alle types	20	Meren en reservoirs > 50 ha, waterbeschermingsgebieden, kust (Baltische Zee). Gerelateerd aan directe betaling voor landbouwers.	
	Alle types	2-5	Subsidies voor bufferzones langs waterlopen	Ja

Schotland	Kunstmest	2	Elke rivier, beek, gracht, wetland, overgangswater of kustwater	Significante erosie of verdichting voorkomen (5 m)
	Organische meststof	10	Elke rivier, beek, gracht, wetland, overgangswater of kustwater	Ja, significante erosie of verdichting voorkomen (5 m)
		50	Bron die water voorziet voor menselijke consumptie of elke bron/boring niet overkapt om waterinloop te voorkomen	
	Toegang voor vee	5	Bron die water voorziet voor menselijke consumptie of elke bron/boring niet overkapt om waterinloop te voorkomen	Nee
Zweden	Alle types	2	Beek, stromen, rivieren, kanalen of stuwen binnen NKG en daarbuiten voor cross compliance	Ja
Nederland	Alle types	5	Aangewezen beken in hogere delen van Nederland	Ja

^a Gelijkaardige afstanden in andere Franse regio's

^b AEP: Finland: geen normen maar advies, wordt door 95% van de landbouwers gevolgd

^c Duitse deelstaten kunnen strengere regionale regels hebben, vb 5 m bufferzone in Baden-Württemberg

Contact

Fien Amery, Wetenschappelijk onderzoeker
Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek ILVO
Plant
Burg. Van Gansberghelaan 109
9820 Merelbeke
T +32 9 272 27 09
fien.amery@ilvo.vlaanderen.be

Bart Vandecasteele, Wetenschappelijk onderzoeker
Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek ILVO
Plant
Burg. Van Gansberghelaan 109
9820 Merelbeke
T +32 9 272 26 99
bart.vandecasteele@ilvo.vlaanderen.be

Deze publicatie kan ook geraadpleegd worden op:
[www.ilvo.vlaanderen.be/pers en media/ILVO mededelingen](http://www.ilvo.vlaanderen.be/pers%20en%20media/ILVO%20mededelingen)

Vermenigvuldiging of overname van gegevens toegestaan mits duidelijke bronvermelding.



Aansprakelijkheidsbeperking

Deze publicatie werd door ILVO met de meeste zorg en nauwkeurigheid opgesteld. Er wordt evenwel geen enkele garantie gegeven omtrent de juistheid of de volledigheid van de informatie in deze publicatie. De gebruiker van deze publicatie ziet af van elke klacht tegen ILVO of zijn ambtenaren, van welke aard ook, met betrekking tot het gebruik van de via deze publicatie beschikbaar gestelde informatie.

In geen geval zal ILVO of zijn ambtenaren aansprakelijk gesteld kunnen worden voor eventuele nadelige gevolgen die voortvloeien uit het gebruik van de via deze publicatie beschikbaar gestelde informatie.



195

deel 1



196

deel 2



197

deel 3

ILVO

Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek
Burg. Van Gansberghelaan 92
9820 Merelbeke - België

T +32 9 272 25 00
ilvo@ilvo.vlaanderen.be
www.ilvo.vlaanderen.be