



Vlaanderen
is landbouw & visserij

ILVO Mededeling 196

juli 2015

Wat weten we over fosfor en landbouw?

Deel 2

**Fosforverliezen en
gevolgen voor water**

ILVO

Instituut voor landbouw-
en visserijonderzoek

www.ilvo.vlaanderen.be

Wat weten we over fosfor en landbouw? Deel 2

Fosforverliezen en gevolgen voor water

ILVO MEDEDELING 196

juli 2015

ISSN 1784-3197

Wettelijk Depot: D/2015/10.970/196

Amery F.

Vandecasteele B.

ILVO-Mededeling 196

Wat weten we over fosfor en landbouw?

Deel 2: Fosforverliezen en gevolgen voor water

Fien Amery

Bart Vandecasteele

Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO)

Juli 2015

Amery, F. & Vandecasteele, B. 2015. Wat weten we over fosfor en landbouw? Deel 2: Fosforverliezen en gevolgen voor water. 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 Kaderrichtlijn Water	5
2 Verschillende vormen van fosfor	6
3 Meetnetten	8
3.1 Meetnetten voor de Kaderrichtlijn Water	8
3.2 Meetnetten voor de Nitraatrichtlijn	10
3.3 Het fysisch-chemisch meetnet in Vlaanderen	13
4 Normen voor fosforconcentraties in water	14
4.1 Opstellen van de normen	14
4.2 Normen in Vlaanderen	14
4.3 Vergelijking van de normen met andere landen	21
4.4 Evaluatie van de normen	25
5 Voldoen de waterlichamen aan de milieukwaliteitsnormen?	27
5.1 Grondwater in Vlaanderen	27
5.2 Oppervlaktewater in Vlaanderen	29
5.3 Nederland	35
5.4 Wallonië.....	36
6 Schatten van de fosforimpact op water van verschillende sectoren.....	37
6.1 Modellen.....	37
6.2 In Vlaanderen.....	37
6.3 In andere landen.....	39
6.4 Nuances bij impactschattingen.....	40
6.5 Impact van puntbronnen	40
6.6 Interne nalevering.....	42
7 Verliesroutes voor fosfor vanuit landbouwbodems	44
7.1 Mogelijke verliesroutes	44
7.2 Belang van de verschillende verliesroutes in Europa en Vlaanderen	45
8 Variaties in fosforverliezen vanuit landbouwbodems	46
8.1 Grootte van fosforverliezen uit landbouwbodems	46
8.2 Spreiding verlies in de tijd.....	46
8.3 Spreiding in de ruimte	46
8.4 Vormen fosforverlies	47

8.5	Reëel/actueel versus potentieel verlies.....	47
9	Beïnvloedende factoren voor potentiële fosforverliezen.....	48
9.1	Bodemfosforgehalte.....	48
9.2	Andere bepalende bodemeigenschappen.....	58
9.3	Bemesting.....	59
9.4	Helling.....	62
9.5	Landbouwmanagement	62
10	Werkelijke fosforverliezen voorspellen	64
10.1	Belang van hydrologie en connectiviteit.....	64
10.2	In rekening brengen van de hydrologie en connectiviteit.....	65
11	Meest bepalende factoren voor fosforverliezen.....	68
12	Referenties.....	69

Samenvatting

Fosfor in waterlichamen

Vanuit de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) wordt een goede ecologische toestand van waterlichamen beoogd. Er worden drie soorten monitoring van oppervlakte- en grondwater opgelegd. Een niet-bindend 'Guidance document' helpt lidstaten met het opstellen van deze meetnetten. Via het WISE-SoE-meetnet gebeurt de 'toestand- en trendmonitoring' (globale beoordeling van grote waterlopen, zesjaarlijks). In Vlaanderen gebeurt de 'operationele monitoring' (voor waterlichamen die slecht scoren, jaarlijks) via het Operationeel Meetnet Vlaamse Waterlichamen met vooral meetpunten op de grotere waterlopen. Ook vanuit de Nitraatrichtlijn worden drie soorten monitoring onderscheiden. Vooral voor de monitoring van het effect van actieprogramma's zijn de richtlijnen vanuit Europa onduidelijk waardoor er grote verschillen in de opzet van de meetnetten tussen de lidstaten bestaan. Het bijna 800 punten tellende MAP-meetnet voor oppervlaktewater en het 2100 putten tellende freatisch grondwatermeetnet in Vlaanderen hebben de hoogste densiteit van alle landbouwmeetnetten in Europa.

In Europa worden ruwweg twee fosformetingen gemonitord en geëvalueerd: de totale fosforconcentratie en de orthofosforconcentratie. Door verschillen in meetmethodes en filtering van waterstalen zijn echter grote verschillen tussen lidstaten mogelijk, en de relatie met biobeschikbaarheid voor algen is niet altijd duidelijk. Vanuit de KRW moeten alle Europese lidstaten milieukwaliteitsnormen opstellen, specifiek voor de waterlichaamtypologieën die aanwezig zijn in de lidstaten. Via een niet-bindend 'guidance document' en een Europese intercalibratie zijn deze normen geharmoniseerd tussen de lidstaten, maar niet dezelfde. In Vlaanderen zijn er normen voor orthofosforconcentratie (voor rivieren, 0,07- 0,14 mg o-P/l) en totale fosforconcentratie (meren en rivieren, 0,03-0,14 mg P/l) opgesteld aan de hand van literatuurgegevens. Vergelijking met de typespecifieke normen in andere Europese normen is moeilijk maar algemeen zijn de Vlaamse KRW-normen eerder gemiddeld. De Vlaamse milieukwaliteitsnormen zijn 'richtwaarden' en geen 'grenswaarden' waardoor deze normen niet alleen bij overmacht maar ook omwille van sociaal-economische en technische redenen kunnen overschreden worden.

In het Vlaamse grondwater worden weinig overschrijdingen van de fosfornorm waargenomen. In het oppervlaktewater worden de normen voor orthofosforconcentratie in alle meetnetten algemeen overschreden. Vooral meetpunten in West-Vlaanderen scoren slecht. In het winterjaar 2013-2014 voldeed 67% van de MAP-meetpunten niet aan de orthofosfornorm. Er zijn geen recent merkbare positieve of negatieve evoluties in de gemeten fosforconcentraties in het MAP-meetnet. Dit is wel het geval in het algemene fysisch-chemisch meetnet en het Operationeel Meetnet Vlaamse Waterlichamen. In deze laatste meetnetten is de evaluatie op vlak van de totale fosforconcentratie nog een pak slechter. Zo scoren in het fysisch-chemisch meetnet 18% van de meetpunten goed voor de orthofosforconcentratie, terwijl dit maar 7% is voor de totale fosforconcentratie.

Impact van verschillende sectoren op waterlichamen

Fosforverliezen vanuit de landbouw hebben een impact op waterlichamen. Er bestaan verschillende modellen om deze impact in kaart te brengen. In Vlaanderen wordt gebruik gemaakt van het SENTWA-model om nutriëntenstromen van landbouw naar oppervlaktewater te kwantificeren. Het aandeel van

landbouw in de fosforimpact op waterlichamen wordt op 35-44% geschat, afhankelijk van de meegenomen parameters en aannames. Het aandeel van huishoudens wordt gelijkaardig ingeschat.

Puntfosforbelastingen zijn relatief meer risicovol voor algenbloei dan fosfor uit landbouw doordat puntbronnen het belangrijkste zijn in kritieke periodes voor algenbloei (zomer). Bovendien is het aandeel van opgeloste fosfor, dat meest beschikbaar is voor algen, vanuit puntbronnen groter. Belangrijke puntbronnen zijn RWZI's en bedrijfslozingen.

Fosforverliezen vanuit landbouwbodems

Hoewel fosfor gekend staat als relatief immobiel, kunnen kleine fosforverliezen vanuit landbouwbodems (1-2 kg P_2O_5 /ha/jr, enkele percenten van een doorsnee bemestingsdosis) reeds verantwoordelijk zijn voor overschrijdingen van fosfornormen in grond- en oppervlaktewater. Fosforverliezen zijn zowel gespreid in de tijd (meer na bemesting en hevige regenval) als in de ruimte (meer uit de zogenaamde 'hot spots'). Fosfor kan vanuit bodems naar grond- en oppervlaktewater getransporteerd worden via oppervlakkige afspoeling (inclusief erosie), uitloging, interflow (laterale waterstroom onder het bodemoppervlak), artificiële drainage en grondwatertransport. Terwijl in veel landen afspoeling en erosie de belangrijkste verliesroutes zijn, is in vlakke gebieden zoals Vlaanderen de fosforuitloging niet te verwaarlozen. Deze laatste is vooral belangrijk in zandgronden. In kleigronden treden eerder oppervlakkige verliezen op, maar veel hangt af van de lokale situatie. In afspoelingswater domineert particulaire fosfor, terwijl in uitlogingswater opgeloste fosfor de belangrijkste fosforfractie vormt. Toch zijn ook particulaire en organische fosforvormen, zeker in kleibodems, niet te verwaarlozen in uitlogingswater.

Het risico op potentieel fosforverlies vanuit bodems wordt door talrijke factoren bepaald. Een belangrijke factor is het bodemfosforgehalte: hoe meer fosfor in de bodem aanwezig, hoe groter het verliesrisico. Het bodemfosforgehalte kan gemeten worden met landbouwkundige of milieukundige meetmethodes, waarbij de ideale staalnamediepte afhankelijk is van de dominerende verliesroute. In Vlaanderen wordt voor kalkarme zandgronden gebruik gemaakt van de fosfaatverzadigingsgraad (FVG), een bodemfosforgehalte gecorrigeerd voor het fosforbufferend vermogen bepaald door het ijzer- en aluminiumgehalte van de bodem. Uit literatuurgegevens blijkt dat het bodemfosforgehalte gemeten door verschillende methodes vaak wel maar soms ook niet het risico op fosforverliezen bepaalt. Mogelijke oorzaken van afwezigheid of variaties van correlaties zijn verschillen in hydrologie, connectiviteit, bodemkarakteristieken,... De gevonden relaties zijn vaak lineair of exponentieel met een drempelwaarde; vanaf dit punt worden sterk verhoogde fosforverliezen waargenomen. Er is geen bodemfosformetmethode die over de verschillende studies beduidend beter scoort dan de andere. Een geschikte meetmethode is afhankelijk van de belangrijkste verliesroute, en het belang van de kosten, accuraatheid, gevoeligheid en onafhankelijkheid. Zo zijn harde extractiemethodes (P_{ox} , FVG, P-AL,...) robuust maar sterk bepaald door bemestingshistoriek en weinig gevoelig aan kortetermijn-veranderingen door gewijzigd management.

Ook andere bodemeigenschappen kunnen het risico op fosforverliezen beïnvloeden. Bodems met veel ijzer, aluminium en/of calcium zijn over het algemeen minder gevoelig aan fosforuitloging. Zandbodems zijn algemeen minder vatbaar voor oppervlakkige verliezen maar meer gevoelig aan uitloging ten opzichte van kleibodems. Landbouwmanagement dat erosie beperkt in erosiegevoelige percelen (door gewas, bodembewerking, bedekkingsgraad,...), kunnen fosforverliezen reduceren. Niet-kerende bodembewerking

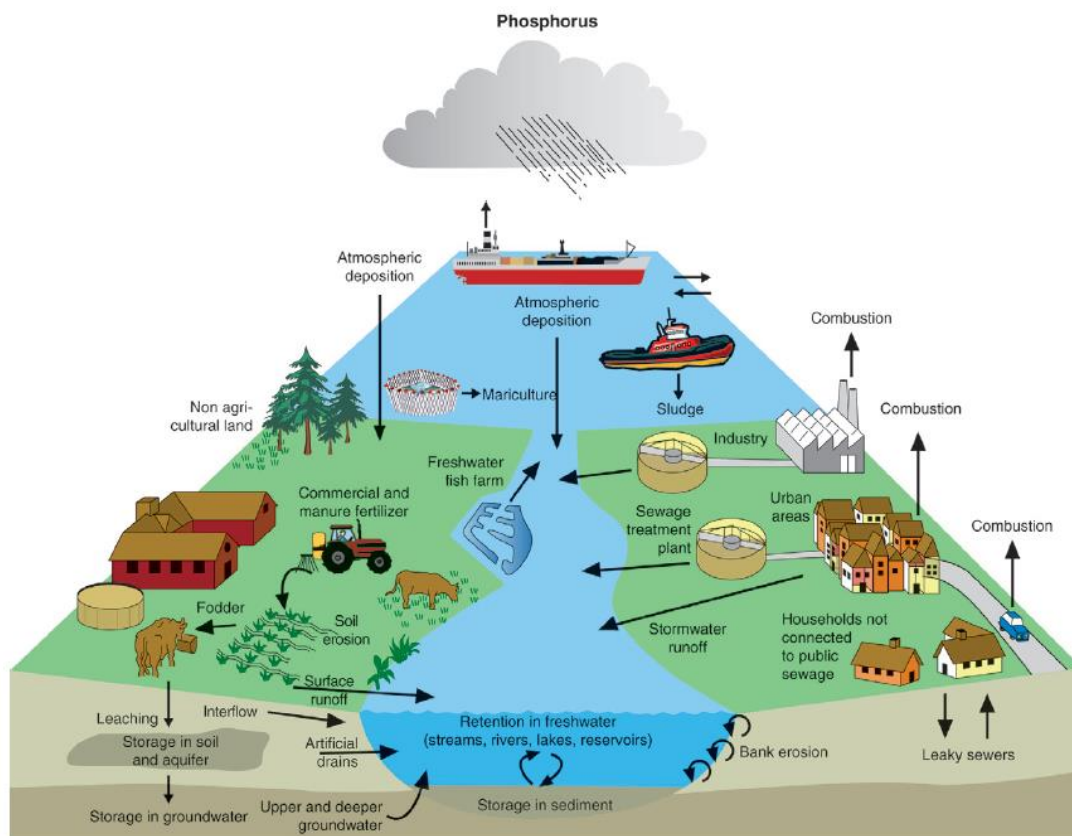
kan de fosforconcentratie in runoff doen toenemen, terwijl kalktoediening de fosforverliezen soms kan verminderen.

Bemestingsmanagement kan op langere termijn fosforverliezen beïnvloeden door het effect op het bodemfosforgehalte. Op korte termijn kan bemesting incidentele verliezen veroorzaken, vooral bij hevige regenval kort na bemesten. Er zijn geen eenduidige hogere of lagere fosforverliezen uit kunstmest of organische mest terug te vinden in de literatuur. Mogelijk heeft stalmest wel het relatief grootste risico op fosforverliezen.

Terwijl bovenstaande factoren het risico op fosforverliezen bepalen, worden de werkelijke fosforverliezen vooral beïnvloed door hydrologie en connectiviteit met ontvangende waters. Deze factoren zijn moeilijker in te schatten, maar kunnen deels in rekening gebracht worden met de berekening van een fosforindex. Daarbij worden niet alleen de bron- maar ook de transportfactoren gescoord. De accuraatheid van deze fosforindices en de bruikbaarheid in gebieden waar fosforuitloging belangrijk is, staan ter discussie. Er bestaan ook computermodellen die fosforverliezen voorspellen op basis van hydrologische, landbouwkundige en bodemkundige gegevens.

Inleiding

Fosfor is een noodzakelijk nutriënt voor plantengroei en dierproductie. Van de totale fosfaatontginning van 27,9 miljoen ton P in 2011 werd 82% voor kunstmest en 7% voor diervoeder gebruikt (Scholz et al., 2013). Een teveel aan P in dier- of plantenvoeding is niet rechtstreeks schadelijk, maar via verliezen kan het voor eutrofiëring van grond- en oppervlaktewater zorgen (zie Figuur 1). Omdat fosfor algemeen het limiterende nutriënt is voor algengroei in oppervlaktewater, kunnen de fosforverliezen vanuit puntbronnen en diffuse bronnen de ecologische waterkwaliteit verminderen. In hoofdstuk 3 tot en met 5 wordt ingegaan op monitoring, normen en toestand van oppervlakte- en grondwater. De verliezen vanuit landbouw worden in hoofdstuk 7 tot en met 11 in meer detail behandeld. In hoofdstuk 6 komen ook de verliezen vanuit huishoudens en industrie aan bod.

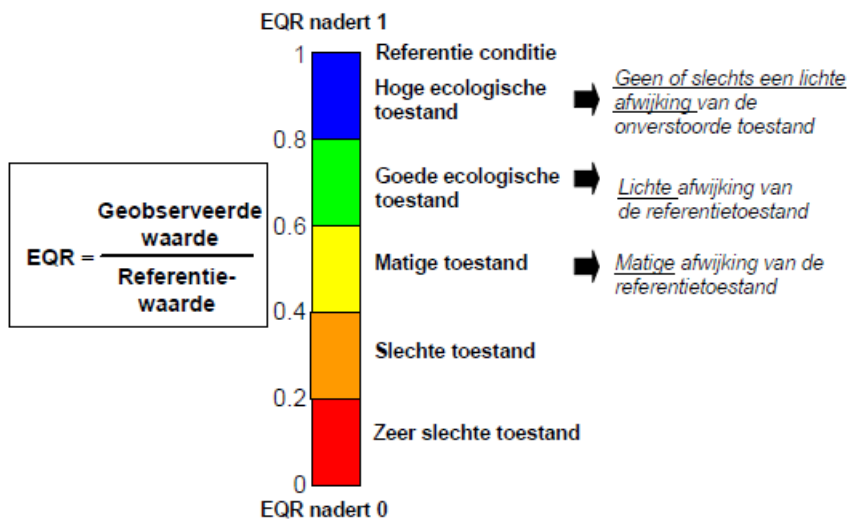


Figuur 1. Schematische weergave van verschillende puntbronnen en diffuse bronnen van P naar het watermilieu en opslag van P in het landschap (Kronvang et al., 2009b)

1 Kaderrichtlijn Water

In 2000 werd in Europa de Kaderrichtlijn Water (KRW) van kracht (Anon., 2000). De KRW heeft als doel om tegen 2015 een 'goede ecologische toestand' (voor de natuurlijke wateren) of een 'goed ecologisch potentieel' (voor de kunstmatige of sterk veranderde wateren) van de Europese waterlichamen te bereiken. Elke lidstaat moet daarvoor maatregelen nemen. In Vlaanderen werd de KRW vertaald in het decreet Integraal Waterbeleid (Anon., 2003b).

De ecologische status van oppervlaktewater wordt volgens de KRW ingedeeld in 5 kwaliteitsklassen: zeer goed, goed, middelmatig, ontoereikend en slecht. De ecologische kwaliteitsratio (EQR) varieert daarbij tussen 1 (referentietoestand) en 0 (zeer slecht) (Figuur 2).



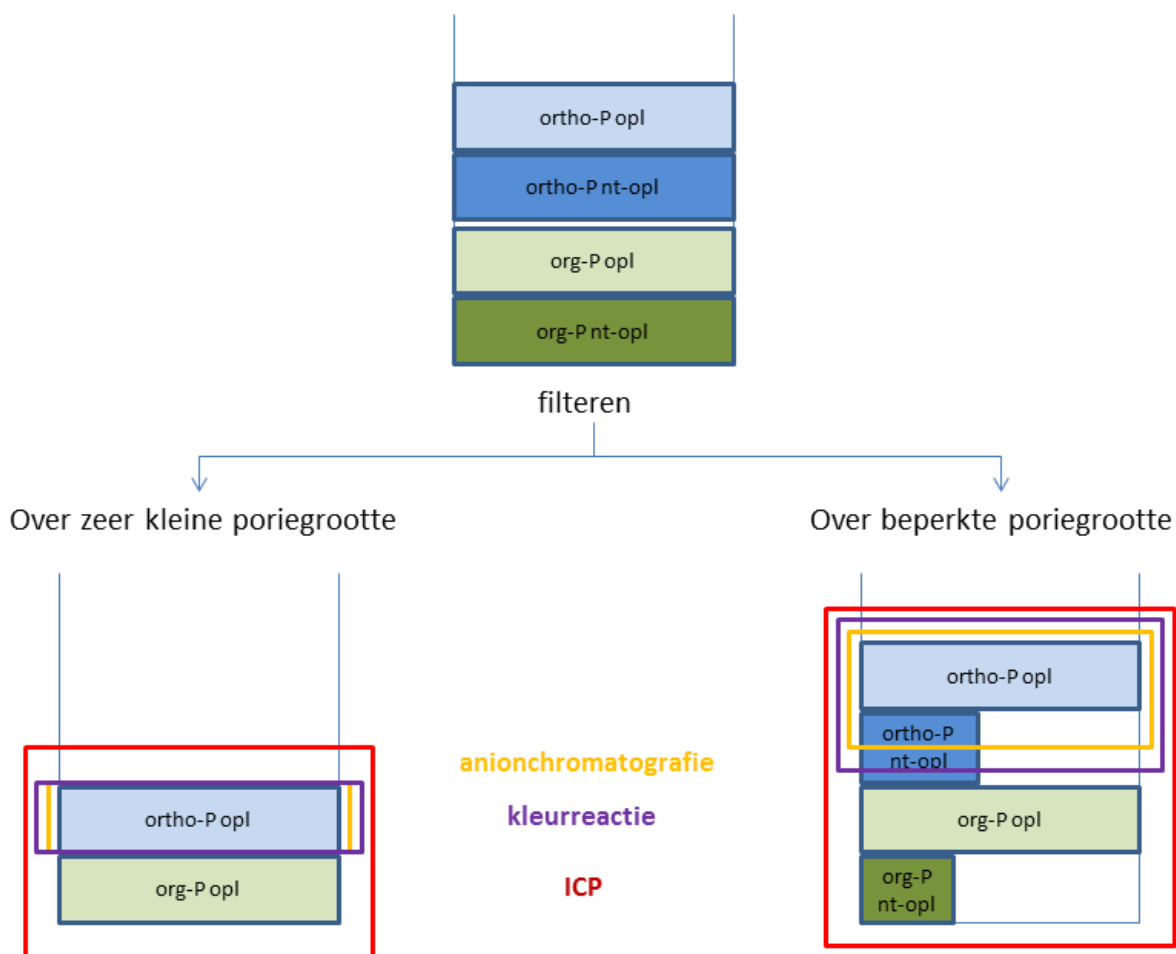
Figuur 2. Ecologische kwaliteitsklassen volgens de Kaderrichtlijn Water.

Een goede ecologische toestand wordt gehaald als zowel de biologische als fysisch-chemische kwaliteitselementen een goede toestand halen. De concentratie van nutriënten (N en P) zijn belangrijke fysisch-chemische kwaliteitselementen. Aanrijking met nutriënten (eutrofiëring) kan tot een sterke toename van algenproductie leiden wat de kwaliteit van het ecosysteem negatief kan beïnvloeden met gevolgen voor zuurstofhuishouding, biota, recreatie, industrie en drinkwater (Sharpley & Rekolainen, 1997). Aangezien de N:P-verhouding in algen (ongeveer 16, Redfield-ratio) over het algemeen kleiner is dan de N:P-verhouding in zoet oppervlaktewater, is fosfor het limiterende en dus het bepalende element voor de primaire productie in de watersystemen (Correll, 1999). Onder impuls van de KRW werden in verschillende lidstaten dan ook normen voor fosforconcentraties opgesteld.

De KRW stipuleerde in artikel 17 dat ook voor grondwater strategieën moeten opgesteld worden ter voorkoming en beheersing van grondwaterverontreiniging. Dit resulteerde in 2006 in de Grondwaterrichtlijn (Anon., 2006). Ook hier wordt eutrofiëring en algenbloei, met mogelijke impact op de grondwaterafhankelijke terrestrische en aquatische ecosystemen, als belangrijkste reden voor de inperking van fosforconcentraties gezien (Vlaamse Landmaatschappij, 2012).

2 Verschillende vormen van fosfor

Fosfor kan zowel fysisch als chemisch onder verschillende vormen voorkomen in het water (Figuur 3 bovenaan). Chemisch gezien kan P deel uitmaken van een anorganisch of een organisch molecule. Orthofosfaat is de verzamelterm voor de anorganische fosforvormen die afgeleid zijn van fosforzuur (H_3PO_4). Organische fosfor maakt deel uit van een organisch molecule (al dan niet in opgeloste vorm). Fysisch is er de opdeling tussen fosfor in oplossing (zowel anorganisch als organisch) en fosfor onder colloïdale of particulaire vorm (onderdeel van organische of anorganische niet-opgeloste zwevende deeltjes). De mate van filtering van het waterstaal bepaalt in welke mate deze laatste aanwezig is (Figuur 3). Indien de totale concentratie van alle vormen samen wordt gemeten, spreekt men logischerwijs van totale P of t-P.



Figuur 3. Metingen van fosfor in waterige stalen

Fosfor in waterstalen wordt in routine-analyses ruwweg op drie verschillende manieren gemeten (Van Moorlegheem et al., 2011). Een anionenchromatograaf meet enkel de anorganische fosfor (geen organisch), en nauwelijks colloïden (gele lijn in Figuur 3 onderaan). Metingen met de kleurreactie bepalen ook geen organische componenten, maar wél een groot deel van de anorganische colloïden (paarse lijn in Figuur 3 onderaan). De fosfor gemeten met deze kleurreactie wordt ook wel de 'reactieve fosfor' genoemd, waarbij reactief slaat op de detecteerbaarheid met de kleurreactie, en niet op een ecologische of chemische reactiviteit in het milieu. Er bestaan verschillende kleurreacties zoals deze met malachietgroen, gemeten bij

630 nm (Van Veldhoven & Mannaerts, 1987) en met molybdeenblauw, gemeten bij 880-885 nm (Murphy & Riley, 1962). Met behulp van ICP worden alle mogelijke chemische en fysische fosforvormen gemeten (rode lijn in Figuur 3 onderaan).

In Vlaanderen en Europa worden ruwweg twee soorten fosformetingen in water uitgevoerd: de totale fosforconcentratie en de orthofosforconcentratie. De metingen gebeuren in de verschillende landen niet altijd op exact dezelfde manier. In Vlaanderen (VMM) wordt de totale fosforconcentratie met een ICP-toestel gemeten op een niet-gefilterd waterstaal, na destructie met zuur waardoor ook alle fosfor die bijvoorbeeld in algen aanwezig is, meegemeten wordt (VMM, persoonlijke communicatie). Sinds kort wordt dit met ICP-MS gemeten, waardoor de vroegere bepalingsgrens van 0,28 mg P/I (Anon., 2011c) gedaald is naar 0,04 mg P/I (VMM, persoonlijke communicatie). De bepalingsgrens mag ten hoogste 30% van de milieukwaliteitsnorm zijn (Anon., 2011c) (zie 4.2.2).

De orthofosforconcentratie wordt in Vlaanderen voor *oppervlaktewater* gemeten op een gefilterd staal (plooifilter, houdt enkel grove deeltjes tegen), gevolgd door een concentratiemeting met behulp van een blauwkleuring (880 nm) (VMM, persoonlijke communicatie). Uit Figuur 3 volgt dat door deze procedure geen organische fosfor maar wel een groot deel (niet weggefilterd) colloïdale, niet opgeloste, fosfor meet (Van Moorleghem et al., 2011). Voor de orthofosforconcentratiemeting in *grondwater* wordt in Vlaanderen wel gefilterd waardoor deze colloïdale fosfor in veel beperktere mate aanwezig is (Anon., 2013). Het al of niet filteren en de gebruikte filterporiegrootte heeft dus belangrijke invloed op de gemeten concentratie. Dit is van belang gezien niet alle metingen even relevant zijn voor het risico op algenbloei. Zo zouden de colloïdale fosforvormen, voor een groot stuk meegemeten door VMM in oppervlaktewater, niet onmiddellijk beschikbaar zijn voor algen (Van Moorleghem, 2013; Baken *et al.*, 2014) (zie 4.4). In Europa zijn er grote verschillen tussen het filteren van waterstalen voorafgaand aan fosforconcentratiemetingen (Nawara et al., in voorbereiding). De aantoonbaarheidsgrens voor orthofosfor in Vlaanderen is 0,005 mg o-P/I en de bepalingsgrens is 0,01 mg o-P/I (Anon., 2011c), dus ruim onder de normen in Vlaanderen (zie 4.2.2).

3 Meetnetten

3.1 Meetnetten voor de Kaderrichtlijn Water

3.1.1 Oppervlaktewater

Voor de Kaderrichtlijn Water (KRW, zie deel 1) moet de waterkwaliteit van het oppervlaktewater in de lidstaten opgevolgd worden. Er zijn vier soorten monitoring, die hieronder besproken worden.

3.1.1.1 Toestand- en trendmonitoring

De toestand- en trendmonitoring dient voor de globale beoordeling van waterlichamen en om trends op lange termijn te onderscheiden. De metingen betreffen prioritaire stoffen, de algemene fysisch-chemische kwaliteit (waaronder de totale fosforconcentratie), ecologie (fytoplankton, fyto bentos, macrofyten, macrofauna en vissen) en hydromorfologie. De Europese vereisten voor de toestand- en trendmonitoring zijn opgenomen in Bijlage V, 1.3.1 in de KRW (Anon., 2000). Het monitoringprogramma in Vlaanderen (Anon., 2013) geeft de Vlaamse invulling aan. Enkel totaal fosfor wordt in dit Vlaamse document genoemd voor de toestand- en trendmonitoring (uitzondering: orthofosfor voor overgangswater type O1b, zie 4.2.2).

De rapportering voor de toestand- en trendmonitoring gebeurt om de zes jaar. In Europa wordt voor de fysico-chemische elementen (waaronder fosfor) gevraagd om gedurende één jaar binnen de 6-jaarlijkse plancyclus te meten (Anon., 2000), in Vlaanderen wordt dit echter gedurende minstens drie opeenvolgende meetjaren gedaan (Anon., 2013). Voor fosfor moet er vanuit Europa driemaandelijks worden gemeten, in Vlaanderen gebeurt dit echter maandelijks.

Voor de meetplaatsen wordt de nadruk gelegd op plaatsen met groot waterdebiet en watervolume, maar zowel de Europese als de Vlaamse richtlijnen zijn vaag (Anon., 2000; Anon., 2013). In Vlaanderen zijn vooral meetpunten op de grotere waterlopen geselecteerd (geen meren). In Nederland zijn de richtlijnen meer in detail uitgewerkt (Faber et al., 2011). Er bestaat ook een 'Guidance document' vanuit Europa, een niet-bindend document dat begeleiding biedt voor het opzetten en implementeren van de monitoring (Anon., 2003a). Het Europese meetnetwerk dat bestaat uit de punten van de toestand- en trendmonitoring is het WISE-SoE-netwerk (vroeger gekend als Eurowaternet en Eionet-water). De resultaten zijn consulteerbaar op <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/explore-interactive-maps/wise-soe-orthophosphate-in-rivers>. Een voorbeeld is te zien in Figuur 10, waarop ook duidelijk te merken is dat de densiteit van het meetnet voor rivieren niet overal gelijk is.

3.1.1.2 Operationele monitoring

De operationele monitoring voor de KRW is de monitoring van waterlichamen die niet (of dreigen niet te) voldoen aan de kwaliteitsdoelstellingen. Met behulp van deze monitoring wil men de impact van de voor de Europese Kaderrichtlijn Water uitgevoerde herstelmaatregelen onderzoeken.

De vereisten voor de monitoringslocaties voor de operationele monitoring zijn opgenomen in Bijlage V, 1.3.2 in de KRW (Anon., 2000). Deze vereisten zijn vrij vaag, zo spreekt men van 'voldoende meetpunten om de omvang en het effect van de belasting te beoordelen'. Ook de definitie van waterlichaam ('aanzienlijke omvang') laat veel interpretatie toe. De vereisten worden iets meer uitgewerkt voor Vlaanderen in de 'Bijlage bij het besluit van de Vlaamse Regering tot vaststelling van het geactualiseerde monitoringprogramma van

de watertoestand' (Anon., 2013). Zo zouden de meetplaatsen doorgaans in het stroomafwaartse gedeelte van een waterlichaam liggen, en zijn doorgaans beperkt tot één maar soms meerdere meetplaatsen per waterlichaam. Deze richtlijnen resulteerden in het 'Operationeel meetnet Vlaamse Waterlichamen'. Dit zijn ongeveer 200 (delen van) grotere Vlaamse waterlopen (rivier met afstroomoppervlak groter dan 50 km² of meer met volume groter dan 0,5 km³, in praktijk zijn er geen meren). De lokale waterlichamen zijn er dus niet in opgenomen.

Gezien de aard van de operationele monitoring, hangt de gemeten parameterset af van de toestand. In elk waterlichaam wordt totaal fosfor gemeten, en orthofosfor als de norm niet gehaald wordt/verwacht wordt niet gehaald te zijn in 2021 (Anon., 2013). Voor fosfor moet er vanuit Europa driemaandelijks worden gemeten, in Vlaanderen gebeurt dit echter maandelijks. Ook voor Nederland zijn er richtlijnen opgesteld (Faber et al., 2011). Er bestaat een 'Guidance document' vanuit Europa, een niet-bindend document dat begeleiding biedt voor het opzetten en implementeren van de monitoring (Anon., 2003a).

3.1.1.3 Monitoring voor nader onderzoek

Monitoring voor nader onderzoek dient om de achterliggende oorzaken van problemen te vinden. Deze is verplicht:

- Wanneer de reden voor een overschrijding niet bekend is
- Wanneer uit de toestand- en trendmonitoring blijkt dat een waterlichaam '*at risk*' is en er nog geen operationele monitoring is ingesteld
- Om de omvang en het effect van een incidentele verontreiniging vast te stellen, zodat met specifieke maatregelen ongewenste effecten op de toestand van het waterlichaam te voorkomen of te beperken zijn

Deze monitoring is zeer specifiek en zal afhangen van de lokale en specifieke omstandigheden. Voor deze monitoring gelden dezelfde spelregels als voor de operationele monitoring, behalve dat de meetinspanning vaak veel groter zal zijn. Deze monitoring zal in de komende jaren belangrijker worden (Anon., 2013).

3.1.1.4 Monitoring van beschermde gebieden

In de KRW worden 5 verschillende soorten beschermde gebieden onderscheiden. In Vlaanderen zijn er twee aanvullende monitoringsvoorschriften van beschermde gebieden (bovenop bovenstaande monitoring), namelijk voor drinkwateronttrekkingspunten en voor beschermingsgebieden voor habitats en soorten (Anon., 2013).

3.1.2 Grondwater

Richtlijnen voor de monitoring van de chemische toestand van grondwater zijn terug te vinden in bijlage V, 2.4 in de KRW (Anon., 2000). In de grondwaterrichtlijn (Anon., 2006), een dochterrichtlijn van de KRW, wordt voor de punten van monitoring ook naar de KRW verwezen. De richtlijnen zijn omgezet naar een Vlaamse invulling (Anon., 2013). Er bestaat een niet-bindend 'Guidance document' dat begeleiding biedt voor het opzetten en implementeren van de monitoring van grondwater (Anon., 2003a).

3.1.2.1 Toestand- en trendmonitoring

Ook voor grondwater is een toestand- en trendmonitoring verplicht om de langetermijntendensen op te volgen. In de te meten chemische parameters wordt fosfor echter niet vermeld. Er is echter beslist om een

amendement aan de grondwaterrichtlijn toe te voegen waarin fosfor wordt opgenomen (opstellen van normen en monitoring), dit wordt wellicht pas tussen 2015-2017 van kracht. In de 'Bijlage bij het besluit van de Vlaamse Regering tot vaststelling van het geactualiseerde monitoringprogramma van de watertoestand' (Anon., 2013) worden voor Vlaanderen uitgebreidere richtlijnen voor monitoring opgesteld, hier is de monitoring van orthofosfor (na filtering) wel in opgenomen. Verschillende criteria voor de keuze van meetpunten, de bemonsterings- en beoordelingsmethode worden weergegeven. Deze monitoring gebeurt jaarlijks, later zou overgegaan worden naar een driejaarlijkse meting (of om de 6 jaar bij watervoerende systemen met trage grondwaterstroming). In Vlaanderen worden de 500 putten van het primair grondwatermeetnet met vooral onttrekkingsfilters in de diepere watervoerende lagen voor de toestandsmonitoring gebruikt.

3.1.2.2 Operationele monitoring

Een tweede monitoring is de operationele monitoring die tussen de periodes van de toestand- en trendmonitoring wordt toegepast om de chemische toestand op te volgen van alle waterlichamen die gevaar lopen de doelstellingen niet te halen en om te beoordelen of maatregelen het gewenste effect hebben. Volgens de KRW moet er ten minste één keer per jaar bemonsterd worden. In Vlaanderen wordt er halfjaarlijks bemonsterd (Anon., 2013). De bemonsterings- en beoordelingsmethode is dezelfde als voor de toestand- en trendmonitoring. Ook hier wordt fosfor niet vermeld in de Europese wetgeving, maar wel mee geanalyseerd in Vlaanderen. Voor deze operationele monitoring wordt gebruik gemaakt van het freatisch grondwatermeetnet. Dit meetnet werd in 2003 geïnstalleerd op basis van een conceptueel model waarbij rekening gehouden werd het landgebruik en het gedrag van verontreinigende stoffen (Dejonghe et al., 2008). Dit resulteerde in ongeveer 2100 putten met 5000 filters, allemaal gelegen in landbouwgebied. Het fosfaatgehalte wordt op elke multilevel-put van het freatisch grondwatermeetnet gemeten.

3.2 Meetnetten voor de Nitraatrichtlijn

3.2.1 Inleiding

De oorspronkelijke Europese nitraatrichtlijn (Anon., 1991) focust op nitraat, maar in het Mestdecreet (Anon., 2011a) wordt ook fosfaat uit agrarische bronnen aangepakt. De meetnetten die opgesteld zijn voor de opvolging van de nitraatrichtlijn worden bijgevolg ook gebruikt voor de monitoring van fosforconcentraties in waterlichamen. Veel Europese regio's gaan ook de meetnetten voor de nitraatrichtlijn integreren in de meetnetten voor de KRW (zie deel 3.1) (Anon., 2011b). Zowel oppervlaktewater, grondwater als de effectiviteit van de maatregelenprogramma's moeten volgens de nitraatrichtlijn gemonitord worden (Fraters et al., 2011). In 2003 werd een draftversie van de richtlijnen voor monitoring uitgebracht door de Europese Commissie. Hierin worden drie soorten monitoring onderscheiden: (i) identificatie-monitoring (indien niet de gehele regio nitraatgevoelig gebied is); (ii) monitoring indien de gehele regio nitraatgevoelig gebied is; en (iii) monitoring om het effect van de actieprogramma's vast te stellen. Deze richtlijnen zijn zeer algemeen, vrij vaag en soms onduidelijk, en richtlijnen voor de monitoring van het effect van actieprogramma's (iii) ontbreken.

Door het ontbreken van duidelijke richtlijnen bestaan vooral voor het monitoren van het effect van de actieprogramma's sterk verschillende benaderingswijzen in de verschillende lidstaten (Fraters et al., 2011). In Vlaanderen, Nederland, Oostenrijk, Duitsland en Ierland wordt gebruik gemaakt van de interpolatiemethode: er worden relatief weinig data op veel meetpunten verzameld (Fraters et al., 2011).

Deze methode is algemeen aanvaard en heeft als voordelen dat de resultaten minder gevoelig zijn aan plaatselijke veranderingen en meer representatief zijn. Zweden, Denemarken en de UK gebruiken voor hun effectmonitoring daarentegen een opschaalmethode. Daarbij worden veel data verzameld op weinig plaatsen, door uitgebreide studies op enkele percelen uit te voeren. Daarna wordt opgeschaald naar het ganse land. De voordelen van deze methode zijn dat er beter inzicht in de optredende processen verkregen wordt en dat de staalname relatief goedkoop is (Fraters et al., 2011).

3.2.2 Oppervlaktewater Vlaanderen: het MAP-meetnet

Het MAP-meetnet is een deelverzameling van het fysisch-chemisch meetnet van de VMM (zie 3.3). Het betreft meetplaatsen die specifiek door landbouw beïnvloed zijn. MAP-meetpunten zouden aan volgende criteria moeten voldoen:

- het stroomgebied is hoofdzakelijk agrarisch van karakter;
- er is geen invloed van industriële afvalwaterbronnen;
- er is geen invloed van overstorten (op riolen of collectoren) of effluentlozingen van rioolwaterzuiveringsinstallaties geëxploiteerd door de NV Aquafin;
- de hoeveelheid stikstof in het geloosde huishoudelijk afvalwater is berekenbaar, en heeft een beperkte invloed (iedere inwoner loost gemiddeld 10 g stikstof per dag)

Het MAP-meetnet bestaat sinds de zomer van 1999 en bestaat uit ongeveer 260 punten. Van het eerste MAP-jaar zijn er weinig fosfordata. De Vlaamse Regering besliste in 2002 om de MAP-meetnetten voor grond- en oppervlaktewater uit te breiden. VMM startte in november 2002 - januari 2003 het tot een kleine 800 meetplaatsen uitgebreide oppervlaktemeetnet op. Het MAP-meetnet is een dynamisch gegeven. Een punt kan bijvoorbeeld geschrapt worden als er een puntlozing bij komt. Er liggen 3 MAP-meetpunten in de grotere Vlaamse waterlichamen, de overige liggen allemaal in de kleinere lokale waterlichamen (ontwerp stroomgebiedbeheerplannen voor Schelde en Maas 2016-2021).

De punten worden minstens maandelijks bemonsterd en iets frequenter tijdens neerslagrijke periodes. Als MAP-meetpunten goed scoren, dan worden ze 'slapend': ze worden dan slechts twee maal per jaar bemonsterd. Daarbij dient opgemerkt te worden dat het 'goed scoren' enkel op vlak van stikstof geëvalueerd wordt. Een meetpunt dat op vlak van stikstof goed maar op vlak van fosfor slecht scoort, kan daardoor toch slapend worden. Aangezien slapende meetpunten de laatste jaren vooral in het voorjaar en op het einde van het jaar bemonsterd worden (eerder lage fosforconcentraties, zie 5.2.5), wordt de werkelijke jaargemiddelde fosforconcentratie mogelijkerwijs onderschat in slapende meetpunten. Voor normbeoordeling moeten er echter minstens 4 meetresultaten verspreid over het jaar beschikbaar zijn (zie 4.2.2). Het percentage slapende punten schommelt rond de 40%. Het aantal meetplaatsen dat per maand wordt gecontroleerd schommelde tussen juli 2012 en juni 2013 tussen 37% (september) en 79% (januari) van het totaal aantal MAP-meetpunten.

3.2.3 Grondwater Vlaanderen

Ook de kwaliteit van het grondwater in Vlaanderen wordt opgevolgd in het kader van de nitraatrichtlijn. Aangezien de mogelijke verontreiniging van het grondwater vooral in de bovenste watervoerende laag te verwachten is, wordt gebruik gemaakt van ondiepe meetlocaties in landbouwgebieden. Dit resulteerde in

2003 in het freatisch grondwatermeetnet. Er wordt halfjaarlijkse gemeten in ongeveer 2100 putten met 5000 filters. Deze monitoring komt dus overeen met de operationele monitoring in het kader van de Kaderrichtlijn Water (zie 3.1.2.2).

3.2.4 Nederland: Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid

Het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) in Nederland meet de waterkwaliteit in uitspoelingswater en in slootwater op bedrijfsniveau (van der Bolt & Schoumans, 2012). Zo kunnen effecten van veranderende bedrijfsvoering op de waterkwaliteit in beeld gebracht worden. Er nemen ongeveer 450 bedrijven deel. Doordat het water over 0,45 µm gefilterd wordt (Fraters et al., 2008) is normtoetsing in het kader van de KRW niet zinvol. Er wordt 3 tot 4 keer in zowel winter als zomer bemonsterd.

3.2.5 Oppervlaktewater Nederland: Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater

In Nederland werd het Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater (MNLISO) opgericht om de invloed van het mestbeleid op oppervlaktewater te kunnen vaststellen. Bij de selectie van de meetpunten wordt, in tegenstelling tot voor het LMM-meetnet, rekening gehouden met de mogelijke invloed van andere nutriëntenbronnen (Klein et al., 2012a). De totale fosforconcentratie wordt 6 keer per zomerhalfjaar gemeten. Het MNLISO heeft twee hoofdonderdelen: 167 meetpunten voor toestandsbeoordeling en 87 meetpunten met lange reeksen voor trendbepalingen (subset van de set voor toestandsbeoordeling). Criteria voor meetplaatsselectie staan opgesomd in Klein et al. (2012a).

3.2.6 Opschaalmonitoring in Zweden en Denemarken

Zowel in Zweden als in Denemarken wordt gebruik gemaakt van de opschaalmethode voor het opvolgen van het effect van de actieprogramma's (zie 3.2.1). Deze monitoring van stikstof- en fosforverliezen beperkt zich in Denemarken tot 5 kleine stroomgebieden die minutieus worden opgevolgd (grondwater, bodemwater, drainagewater, rivierwater en interviews over landbouwpraktijken), 32 bodemwaterstations die uitloging vanaf de wortelzone meten, 20 bronnen op 1,5 tot 5 meter onder het bodemoppervlak en het meten van stikstof- en fosfortransport naar oppervlaktewater via drainage in 10 stations (Kronvang *et al.*, 2009a). In Zweden worden 13 percelen met meerdere instrumenten (4-34 ha) en 27 kleine landbouwstroomgebieden verspreid over het ganse land opgevolgd (Kyllmar et al., 2006; Wall et al., 2011).

3.2.7 Andere landen

In de studie van Fraters et al. (2011) worden de landbouwmeetnetten per regio (Oostenrijk, Vlaanderen, Wallonië, Tsjechië, Denemarken, Frankrijk, Duitsland, Ierland, Luxemburg, Nederland, Slowakije, Zweden, UK, data van 2009) kort besproken. De dichtheid van de meetnetten voor grond- en oppervlaktewater voor de nitraatrichtlijn verschillen sterk tussen Europese lidstaten (Tabel 1) (van Grinsven *et al.*, 2012). De gemiddelde dichtheid van het grondwatermeetnet in de Europese Unie is 13,7 punten per 1000 km², met een grote spreiding tussen België (99) en Finland (0,2). Ook de frequentie van meten varieert, namelijk tussen 1 en 4 keer per jaar. De gemiddelde dichtheid van het oppervlaktemeetnet in de Europese Unie is wat lager, namelijk 7,4 punten per 1000 km². Ook hier scoort België het hoogst (38) en Finland het laagst (0,4). De meetfrequentie varieert tussen 7,4 en 26 metingen per jaar (Anon., 2011b). Een grotere dichtheid van

meetnetten heeft tot gevolg dat plaatselijke afwijkingen gemakkelijker zullen waargenomen worden, maar ook dat trends sneller zichtbaar zijn.

Tabel 1. Densiteit van grond- en oppervlaktemeetnetten voor de nitraatrichtlijn in verschillende NW-Europese landen (van Grinsven et al., 2012)

	Grondwater (aantal punten per 1000 km ²)	Oppervlaktewater (aantal punten per 1000 km ²)
België	99	38
Duitsland	3	1
Denemarken	34	5
Frankrijk	5	3
Ierland	1	3
Nederland	33	13
Verenigd Koninkrijk	13	33

3.3 Het fysisch-chemisch meetnet in Vlaanderen

Het fysisch-chemisch meetnet bestaat uit de verzameling van alle (niet-biologische) meetplaatsen in Vlaanderen (ongeveer 1750 meetplaatsen). De hierboven vermelde meetnetten in Vlaanderen zijn bijgevolg deelverzamelingen van dit algemene meetnet. Zo worden niet alleen de grotere Vlaamse waterlichamen, maar ook de lokale waterlichamen (van eerste en tweede orde) bemonsterd. De meetpunten in het meetnet zijn zeer divers en er zijn vaak verschillende redenen of motieven waarom ze precies opgevolgd worden. Ook het onderzochte parameterpakket is niet overal hetzelfde. Momenteel wordt op de meeste plaatsen een fosformeting uitgevoerd, in het verleden was dit minder het geval.

4 Normen voor fosforconcentraties in water

4.1 Opstellen van de normen

Alle Europese lidstaten moeten in principe milieukwaliteitsnormen opstellen voor de KRW om een ecologische toestand of goed ecologisch potentieel van de waterlichamen te bekomen. Hoe ze dit voor eutrofiëring moeten doen, wordt beschreven in een 'guidance document' (Anon., 2009a). Dit document heeft niet dezelfde wettelijke kracht als een richtlijn of beschikking, maar wordt wel gebruikt door de EU Commissie bij het beoordelen van het 'huiswerk' van de lidstaten.

Ten eerste moeten er methodes ontwikkeld worden voor het bepalen van de ecologische status van de waterlichamen. Deze ecologische status (die beïnvloed wordt door eutrofiëring) wordt gerelateerd aan het voorkomen van fytoplankton, macrofyten, fyto-benthos, macro-invertebraten en visfauna. Door de grote diversiteit in waters (geologisch, geografisch, morfologisch en fysisch) met daaraan gekoppeld een grote variatie in factoren die de eutrofiëring beïnvloeden, worden per categorie van waterlichamen (rivieren, meren, kustwaters en overgangswater) verschillende types water onderscheiden (voorbeeld voor rivieren in Vlaanderen: kleine beek, grote beek, kleine beek Kempen,... Zie 4.2.2). Daarna worden per type typespecifieke referentiecondities (ecologische kwaliteitsratio van 1, zie deel 1) en typespecifieke klassegrenscriteria (zie Figuur 2) voor de classificatie van de ecologische status opgesteld. In 2004-2007 is er een intercalibratie-oefening gebeurd tussen experts van verschillende lidstaten om per type oppervlaktewater tot een harmonisatie van de ecologische classificatie in de verschillende lidstaten te komen. Het vaststellen van een referentieconditie is evenwel zeer complex gezien de vele beïnvloedende factoren en variaties (Page et al., 2012).

Voldoende lage fosforconcentraties zijn nodig om eutrofiëring en algenbloei te beperken en zo de goede en zeer goed ecologische status van oppervlaktewaters te behouden. Daarom worden, volgend op de ecologische classificatie, normen voor fosforconcentraties opgesteld. Deze worden vastgesteld met behulp van gekende relaties tussen de biologisch-ecologische parameters en fosforconcentraties. Problematisch is dat het soort biologisch effect dat gekozen wordt (bijvoorbeeld diatomeeënscore, of algenbloei, ...) een impact heeft op de afgeleide fosfornormen (Mainstone, 2010). Het opstellen van deze fysisch-chemische grenzen is ook onderhevig aan het Guidance document (Anon., 2009a) en de intercalibratie tussen de verschillende lidstaten. Aangezien de ecologische classificatie typespecifiek opgesteld is, verschillen ook de fysisch-chemische grenzen voor de verschillende watertypen. De fosforconcentratiegrens tussen de klasse 'goed' en 'middelmattig' vormt dan de norm voor het bereiken van een 'goede ecologische toestand' zoals gestipuleerd door de KRW.

4.2 Normen in Vlaanderen

Tot 2010 golden in Vlaanderen nog de 'oude' normen voor fosforconcentraties in water. De maximaal toelaatbare concentratie in Vlaamse *grondwaters* bedroeg toen 6,7 mg orthofosfaat (o-PO_4) per liter. Dit komt overeen met 2,19 mg orthofosfor (o-P) per liter (eenheid gebruikt voor oppervlaktewater). Voor *oppervlaktewater* was er een dubbele basiskwaliteitsnorm. Voor stromende waters gold een drempelwaarde van 0,3 mg o-P/l als 90^e percentieldrempel. Voor stilstaande waters was de norm strenger: 0,05 mg o-P/l als 90^e percentieldrempel (Maeckelberghe et al., 2001). Onder impuls van de KRW werden in 2010 nieuwe normen van kracht.

4.2.1 Normen voor grondwater

Fosfor behoort volgens de Grondwaterrichtlijn (Anon., 2006) niet tot de elementen die genormeerd en gemonitord moeten worden, maar daar komt via een amendement binnenkort (2015-2017?) verandering in. In Vlaanderen bestaat reeds langer een fosfornorm voor grondwater. De norm voor grondwaterkwaliteit is verlaagd in het Besluit van de Vlaamse Regering van 21 mei 2010 en is raadpleegbaar in Bijlage 2.4.1 van Vlareml (Anon., 2010a). De nieuwe maximaal toelaatbare concentratie bedraagt 1,34 mg o-PO₄/l, oftewel 0,44 mg o-P/l. Deze is een pak hoger dan de norm voor oppervlaktewater (zie 4.2.2), maar bij de keuze van deze norm is rekening gehouden met het retentievermogen van de aquifersedimenten (ontwerp stroomgebiedbeheerplannen voor Schelde en Maas 2016-2021). Uit de reguleringsimpactanalyse van de milieukwaliteitsnormen van het DIW (Anon., 2009c) blijkt dat deze norm werd overgenomen uit het eindrapport “kwaliteitsdoelstellingen” vanuit de Commissie Evaluatie Milieu-uitvoeringsreglementering van 1998. In dit rapport (Anon., 1998) werden nieuwe richtwaarden (geen grenswaarden, zie 4.2.3) voor grondwater voorgesteld. Deze zijn bepaald als het 90^e percentiel of het gemiddelde (voor parameters van geologische oorsprong waarbij zeer grote verschillen worden vastgesteld, zoals bij fosfor) van gevonden waarden. Deze gevonden waarden zijn voor fosfor de analyseresultaten van ruw water verkregen van PIDPA (Antwerpse Drinkwatermaatschappij). De gemiddelde waarde is 1,15 mg P₂O₅/l, het 90^e percentiel is 2,69 mg P₂O₅/l. De richtwaarde werd bekomen door het gemiddelde naar beneden af te ronden: 1,0 mg P₂O₅/l oftewel 1,34 mg o-PO₄/l, oftewel 0,44 mg o-P/l (de huidige norm). Er moet volgens het rapport geen rekening gehouden worden met deze waarde indien van nature uit hogere concentraties worden aangetroffen in de betreffende geologische laag. In dat geval dient deze natuurlijk voorkomende concentratie als richtwaarde gehanteerd te worden. Dit is ook zo opgenomen in Vlareml. In artikel 2 van Bijlage 2.4.1 van Vlareml (Anon., 2010a) zijn deze achtergrondconcentraties per grondwaterlichaam opgelijst. Deze lopen op tot 18 mg o-PO₄/l (meer dan 13 keer de algemene norm). Deze achtergrondconcentraties moeten vastgesteld worden door de afdeling bevoegd voor grondwater, op basis van concentraties van het grondwaterlichaam gemeten in het primaire en freatische grondwatermeetnet. Volgens de reguleringsimpactanalyse van de milieukwaliteitsnormen van het DIW (Anon., 2009c) zijn deze achtergrondconcentraties opgesteld met behulp van de gevalideerde analyses die aan een uniek grondwaterlichaam konden gerelateerd worden en die geen meetbare antropogene invloed kenden. Op de weerhouden dataset werd er per grondwaterlichaam de waarde van het 90^e percentiel bepaald als de achtergrondconcentratie, en dus ook als norm indien deze achtergrondconcentratie hoger is dan de norm van 0,44 mg o-P/l.

Grondwater wordt per meetpunt op verschillende tijdstippen en op verschillende dieptes (filterniveaus) gecontroleerd. Om na te gaan of de gemeten concentratie van een bepaald meetpunt de norm in dat jaar overschrijdt, moet eerst voor elk filterniveau van het meetpunt het gemiddelde van de verschillende meetcampagnes van het jaar berekend worden (normaal gezien twee per jaar, zie 3.1.2.2). In het kader van risicobenadering wordt daarna voor elke meetpunt het maximum van de gemiddelde concentratie van de verschillende filterniveaus als ‘te evalueren waarde’ genomen (Vlaamse Landmaatschappij, 2012).

Volgende bedenkingen kunnen geformuleerd worden:

- De grondwaternormen zijn opgesteld op basis van observationale metingen van grondwater, en zijn niet gestoeld op risico-analyses of toxiciteitsanalyses. Er is met andere woorden niet geëvalueerd in welke mate de gemeten waarden een gevaar vormen voor de ecologie.

- De algemene grondwaternorm is gebaseerd op een gemiddelde van metingen voor de provincie Antwerpen. De waarde van een gemiddelde als norm is discutabel. Wellicht zijn er in de oorspronkelijke dataset grondwaters aanwezig met van nature uit hoge concentraties, die dit gemiddelde omhoogtrekken, terwijl deze grondwaters een eigen aparte norm hebben (achtergrondconcentratie).
- De algemene grondwaternorm is gebaseerd op cijfers van PIDPA, betreffende ruw drinkwater. Er zijn dus enkel cijfers van Antwerpse grondwaters, gebruikt voor drinkwaterwinning, opgenomen. In het rapport (Anon., 1998) werd aanbevolen om de analyse op termijn opnieuw uit te voeren met een uitgebreide dataset, aangevuld met metingen van het ganse grondwaternet.
- De afronding van het gemiddelde naar boven of onder is arbitrair. Voor fosfor werd naar beneden afgerond, voor vele andere parameters werd ruim naar boven afgerond (Anon., 1998).
- Waar van nature uit hogere fosfaatconcentraties worden gemeten, is de norm gelijk aan de achtergrondconcentratie. Elke bijkomende belasting via externe fosfaatinvoer leidt bijgevolg wel meteen tot een overschrijding van het achtergrondniveau en dus tot een kwalitatief slechte toestand. De achtergrondconcentratie is vastgesteld als het 90^e percentiel van gemeten waarden.
- Om te evalueren of een meetpunt de norm overschrijdt, wordt de hoogste fosforconcentratie, gemeten op een bepaald filterniveau van het meetpunt, geëvalueerd ten opzichte van de norm. Voor fosfor worden algemeen de hoogste concentraties gemeten in het laagste filterniveau (zie 5.1). Dit laagste niveau zou ten opzichte van minder diepe niveaus echter het minst beïnvloed worden door menselijke activiteiten.

Naast de normen zijn er ook drempelwaarden afgeleid. Dit zijn waarschuwniveaus. Indien de drempelwaarden met meer dan 10% overschreden worden, worden maatregelen ter verbetering toegepast. De drempelwaarden zijn vastgesteld per grondwaterlichaam. Als het achtergrondniveau lager is dan de algemene norm, is de drempelwaarde gelijk aan de helft van de som van het achtergrondniveau en de milieukwaliteitsnorm. Als het achtergrondniveau hoger is dan de algemene norm, is de drempelwaarde gelijk aan het achtergrondniveau (SGBP 2016-2021, in ontwerp).

4.2.2 Normen voor oppervlaktewater

De basiskwaliteitsnormen voor natuurlijk oppervlaktewater zijn gewijzigd in het Besluit van de Vlaamse Regering van 21 mei 2010 en zijn consulteerbaar in bijlage 2.3.1 van Vlarem II (Anon., 2010c). Er zijn twee soorten normen. Normen voor de totale fosforconcentratie (niet gefilterd, zie deel 2) zijn voor zomerhalfjaargemiddelden (= gemiddelde van minstens 4 bemonsteringsresultaten, gelijkmatig verspreid tussen 1 april en 30 september van hetzelfde kalenderjaar). Er wordt gekozen voor zomerhalfjaargemiddelden aangezien algenbloei voornamelijk in het zomerhalfjaar voorkomt. De totale fosfor norm is 0,14 mg P/l voor rivieren en varieert tussen 0,03 en 0,11 mg P/l voor meren (Tabel 2). Volgens de vereiste Technische specificaties verschenen in het Belgisch Staatsblad (Anon., 2011c) is de bepalingsgrens voor totale fosfor 0,28 mg P/l, maar deze is door de gewijzigde meetmethode (ICP-MS) gedaald tot 0,04 mg P/l (VMM, persoonlijke communicatie). Deze bepalingsgrens mag maximaal 30% uitmaken van de norm, wat voor oppervlaktewater klopt maar voor alle meertypes te hoog is. Normen voor de orthofosforconcentratie (zeer beperkt gefilterd, zie deel 2) zijn voor jaargemiddelden (= gemiddelde van minstens 4 bemonsteringsresultaten, gelijkmatig verspreid over het kalenderjaar). De orthofosfor norm voor rivieren varieert tussen 0,07 en 0,14 mg o-P/l (Tabel 2). Voor meren bestaat er geen orthofosfor norm. De

bepalingsgrens voor orthofosfor (0,01 mg P/l) is zoals vereist lager dan 30% van de fosfornormen (Anon., 2011c).

Tabel 2. Typespecifieke normen voor fosforconcentratie in Vlaamse oppervlaktewaters (Anon., 2010c)

Type waterlichaam	Norm voor fosforconcentratie	
	Totale fosfor (mg P/l) ^a	Orthofosfor (mg o-P/l) ^b
Rivieren		
Kleine beek (Bk)	0,14	0,10
Kleine beek Kempen (BkK)	0,14	0,07
Grote beek (Bg)	0,14	0,10
Grote beek Kempen (BgK)	0,14	0,07
Kleine rivier (Rk)	0,14	0,12
Grote rivier (Rg)	0,14	0,14
Zeer grote rivier (Rzg)	0,14	0,12
Zoete polderwaterloop (Pz)	0,14	0,10
Brakke polderwaterloop (Pb)	0,14	0,14
Zoet, mesotidaal laaglandestuarium (Mlz)	0,14	0,14
Overgangswater		
Zwak brak (oligohalien), macrotidaal laaglandestuarium (O1o)	0,14	0,14
Brak macrotidaal laaglandestuarium (O1b)	/	0,07
Zout mesotidaal laaglandestuarium (O2zout)	/	0,07
Meren		
Circumneutraal, sterk gebufferd meer (Cb)	0,04	/
Matig ionenrijk, alkalisch meer (Ami)	0,07	/
Groot, diep, eutroof, alkalisch meer (Awe)	0,055	/
Groot, diep, oligotroof tot mesotroof, alkalisch meer (Awom)	0,04	/
Ionenrijk, alkalisch meer (Ai) en overige meren	0,105	/
Alkalisch duinwater (Ad)	0,045	/
Zeer licht brak meer (Bzl)	0,11	/
Circumneutraal zwak gebufferd meer (Czb)	0,03	/
Circumneutraal ijzerrijk meer (CFe)	0,04	/
Sterk zuur meer (Zs)	0,03	/
Matig zuur meer (Zm)	0,03	/
Sterk brak meer (Bs)	0,11	/

^a Zomerhalfjaargemiddelde; ^b Jaargemiddelde

Zoals vereist door Europa (zie 4.1) zijn de normen typespecifiek opgesteld. Daarbij werd uitgegaan van de typologie uitgewerkt in een INBO-studie (Jochems et al., 2002). De KRW geeft de lidstaten de keuze tussen type-indeling volgens systeem A (vrij grof) en systeem B (met een aantal verplichte en facultatieve hydromorfologische criteria). In Vlaanderen is, zoals in de meeste omringende landen, gekozen voor typologie volgens systeem B (Anon., 2012a). Dit resulteerde in een aantal rivier-, overgangswater- en meertypen opgelijst in Tabel 2. Er zijn enkele kleine verschillen in de typologie zoals gedefinieerd door Jochems et al. (2002) en de typologieën voor de fosforconcentraties zoals vermeld in bijlage 2.3.1 van VlaremII (Anon., 2010c).

Vervolgens werd in een andere INBO-studie (Schneiders, 2007) een ecologische classificatie en grenzen voor de fosforconcentratie tussen de verschillende klassen vastgesteld, en dit voor elk type waterlichaam. De grens voor de fosforconcentratie tussen de klasse goed en matig vormt dan de milieukwaliteitsnorm voor natuurlijke waterlichamen. De grenzen zijn opgesteld volgens de richtlijnen in het Guidance document van de EU (Anon., 2009a) (zie 4.1). Doordat INBO ook lid was van verschillende werkgroepen rond de Europese intercalibratie van de ecologische en fysico-chemische classificatie, werd ook een afstemming met de andere lidstaten bekomen (Anon., 2012a).

Van de INBO-studie bestaat alleen een samenvatting. Er wordt verwezen naar het uitgebreide rapport “Eutrofiëring van aquatische ecosystemen - een literatuurstudie en een eerste zoektocht naar richtwaarden voor nutriënten conform de Europese Kaderrichtlijn Water”, maar dit rapport bestaat in feite niet (Anik Schneiders, persoonlijke communicatie). Daardoor is het ook niet mogelijk om in detail de opgestelde normen te evalueren. In Nederland bestaat wel een uitgebreid onderbouwd rapport waarin normen voor fosforconcentraties werden afgeleid (Heinis & Evers, 2007). Voor de fosfornormen in bijlage 2.3.2 van VlaremlI werd daarom niet alleen gebaseerd op de INBO-studie, maar ook op de Nederlandse normen voor gelijkaardige watertypes (Anon., 2009b).

4.2.2.1 Normen voor meren

Voor meren is algenbloei het belangrijkste ecologische knelpunt (Schneiders, 2007). De ecologische referentiewaarde werd bepaald aan de hand van een uitgebreide Europese dataset. De normen voor totale fosforconcentratie (zomerhalfjaargemiddelden) werden opgesteld op basis van geobserveerde relaties tussen chlorofyl-a (een indicator voor fytoplankton biomassa) en de totale fosforconcentratie (referenties hiervoor ontbreken in het rapport). Aangezien de relaties bepaald worden door alkaliniteit en diepte, zijn de fosfornormen bepaald voor de gemiddelde alkaliniteit en diepte van de verschillende Vlaamse meertypologieën (Tabel 2). Voor een aantal meertypologieën (Bzl, Zs, Zm en Bs) werden in het INBO-rapport geen fosfornormen opgesteld. Voor Zs en Zm werd beslist om de voorgestelde lage norm van Czb over te nemen wegens enige analogie en gebrek aan onderbouwende data (VMM, persoonlijke communicatie). Voor Bzl en Bs werd de voorgestelde norm voor gelijkaardige Nederlandse meertypes overgenomen. In het INBO-rapport worden geen relaties tussen orthofosforconcentraties en algenbloei in meren genoemd, orthofosfornormen voor meren bestaan bijgevolg niet in Vlaanderen. Belangrijk is om op te merken dat de meren in Vlaanderen geen deel uitmaken van KRW-meetnetten (zie 3.1). Ook belangrijk is het feit dat nieuwe verlaagde bepalingsgrens van VMM voor totale fosfor, 0,04 mg P/l, voor alle meertypen hoger is dan 30% van de norm, wat eigenlijk een vereiste is (Anon., 2011c).

4.2.2.2 Normen voor overgangswateren

Voor overgangswateren is enkel voor het O1-type een beoordelingstabel uitgewerkt in de INBO-studie. Het risico op algenbloei wordt vernoemd als het belangrijkste ecologische knelpunt, maar dit wordt aan siliciumconcentraties in plaats van aan fosforconcentraties gelinkt. Er worden in het INBO-rapport geen fosforconcentraties vermeld, de norm voor totale fosfor is overgenomen van gelijkaardige watertypes uit de uitgebreide Nederlandse studie (Heinis & Evers, 2007). Voor het O2-type is geen analyse uitgewerkt maar wordt de fosfornorm van Nederland (0,07 mg o-P/l, wintergemiddelde) genoemd. Deze norm is overgenomen in VlaremlI, het is evenwel niet duidelijk waarom de Vlaamse norm een jaargemiddelde en geen wintergemiddelde betreft.

4.2.2.3 Normen voor rivieren

Voor rivieren waren er ten tijde van het opstellen van het rapport (Schneiders, 2007) op Europese schaal nog geen voorstellen voor nutriëntenklassen uitgewerkt. Het rapport presenteerde daarom enkel 'voorlopige werknormen' op basis van literatuuronderzoek, vergelijking met klassegrenzen in Europese eutrofiëringsrapporten en rapporten van buurlanden. De verhoogde biomassa-productie is voor rivieren het belangrijkste ecologische knelpunt, en hiervoor is de N/P-verhouding bepalend. Uit grenswaarden voor de N/P-verhouding en normen voor fosforconcentraties in Nederland, het Verenigd Koninkrijk en Frankrijk werden dan klassegrenzen en werknormen voor orthofosforconcentraties opgesteld. Deze zijn op basis van zeer veel aannames berekend. In de literatuur (Page et al., 2012) en in de meeste Europese lidstaten (zie 4.3.5) wordt gebruik gemaakt van de correlaties tussen biologische parameters en de totale fosforconcentratie in rivieren, in Vlaanderen wordt echter de orthofosforconcentratie gebruikt. Voor de omrekening van de totale fosforconcentratie (zomerhalfjaargemiddelde) van de Nederlandse normen naar orthofosforconcentraties werd een vaste omrekeningsfactor van 0,67 aangenomen. Het aandeel van orthofosforconcentraties in totale fosforconcentraties is echter sterk variabel (Chardon *et al.*, 2007b; Page *et al.*, 2012). Bovendien zijn fosforconcentraties in de zomer hoger dan in de winter (zie 5.2.5), waardoor zomerhalfjaargemiddelden niet zomaar omgezet kunnen worden naar jaargemiddelden. De normen in Frankrijk betreffen 90^e percentielwaarden, hiervoor werd ook een vaste omrekeningsfactor van 0,36 aangenomen om over te gaan naar gemiddelden. De resulterende werknormen voor orthofosforconcentraties zijn afhankelijk van de gemiddelde alkaliniteit en grootte van het riviertype (Tabel 2). Deze voorgestelde beperkt onderbouwde 'voorlopige werknormen' zijn overgenomen als normen in Vlareml. Het enige verschil is de verhoging van de norm voor grote rivieren (0,14 in plaats van 0,12 mg o-P/l). In het INBO-rapport wordt gepleit voor het werken met medianen in plaats van gemiddeldes, maar de normen in Vlareml betreffen toch jaargemiddeldes. Er zijn ook normen voor de totale fosforconcentratie in rivieren (0,14 mg P/l), maar deze worden niet vernoemd in de INBO-studie. Deze normen zijn gewoon overgenomen van Nederland (Anon., 2009b).

4.2.2.4 Kunstmatige of sterk veranderde waterlichamen

Voor *natuurlijke* waterlichamen wordt door de KRW een 'goede ecologische toestand' vooropgesteld. De normen die hiervoor afgeleid zijn (zie hierboven) kunnen echter aangepast worden voor *kunstmatige of sterk veranderde* waterlichamen, waarvoor een 'goed ecologisch potentieel' beoogd wordt. Deze kunstmatige of sterk veranderde waterlichamen zijn in Vlaanderen veruit in de meerderheid (158 van de 195 waterlichamen) (ontwerp-SGBP 2016-2021). Bij een aanpassing van de normen zijn de hierboven vermelde normen het vertrekpunt voor nieuwe doelstellingen voor het specifieke kunstmatige of sterk veranderde waterlichaam. Hoe dit volgens de Europese richtlijnen voor elk waterlichaam apart moet gebeuren, staat beschreven in een INBO-studie (Van Looy et al., 2008). In Vlaanderen zijn er van de fysisch-chemische parameters enkel aanpassingen gebeurd voor de zuurstof- en saliniteitsnormen, vanuit de optiek dat de andere parameters zoals fosfor niet bepaald worden door hydromorfologische wijzigingen. In Vlaanderen zijn er dus geen verschillende normen voor natuurlijk, kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen, in tegenstelling tot in Nederland. Deze aanpassing in Nederland leidt vooral voor sloten en kanalen tot flink hogere fosfornormen (zie 4.3.3).

4.2.3 Statuut van de normen

De normen voor zowel grond- (zie deel 4.2.1) als oppervlaktewater (zie deel 4.2.2) zijn milieukwaliteitsnormen. Ze verschillen daarin van de nitraatnorm die opgelegd wordt in het mestdecreet. Deze laatste is geen milieunorm maar een volksgezondheidsnorm in het kader van drinkwaterproductie. De huidige milieukwaliteitsnormen zijn *richtwaarden*. Volgens het Decreet houdende algemene bepalingen inzake milieubeleid dd. 05/04/1995 (Anon., 1995) 'bepalen richtwaarden het milieukwaliteitsniveau dat zoveel mogelijk moet worden bereikt of gehandhaafd' (art 2.2.4). Richtwaarden verschillen in hun 'statuut' met *grenswaarden* die behoudens in geval van overmacht, niet mogen worden overschreden. Zowel voor richt- als grenswaarden geldt dat bij betere kwaliteit dan vereist maatregelen moeten getroffen worden om de kwaliteit minstens te behouden (art 2.2.5) en moet de Vlaamse regering onderzoek laten verrichten naar oorzaken indien ze niet worden nageleefd (art 2.2.6). Voor overschrijding van *grenswaarden* (buiten overmacht) moet dan een herstelprogramma wordt opgesteld (art 2.2.7). Indien de milieukwaliteitsnormen het statuut van grenswaarden gekregen zouden hebben, zouden de normen enkel bij overmacht overschreden mogen worden. Overschrijding omwille van sociaal-economische redenen en technische redenen vallen niet onder 'overmacht', terwijl deze redenen voor afwijkingen voor het bereiken van de milieukwaliteitsnormen wel toegestaan zijn door de KRW (artikel 4 punten 4, 5 en 7, omgezet naar artikel 53, 54 en 56 in het Decreet Integraal Waterbeleid).

De Vlaamse regering kan dus afwijkingen voor het behalen van de goede toestand aanvragen, en dit op basis van termijnverlenging, tijdelijke achteruitgang en 'nieuwe verandering'. Termijnverlengingen zijn mogelijk indien de milieukwaliteitsnormen technisch niet haalbaar zouden zijn, onevenredig hoge kosten met zich zouden meebrengen of natuurlijke omstandigheden de tijdige verbetering van de toestand beletten (Anon., 2014c). Deze uitzonderingen moeten elke planperiode vastgelegd en gemotiveerd worden in de stroomgebiedbeheerplannen. Op de vele uitzonderingen aangevraagd bij de stroomgebiedbeheerplannen van 2010-2015 waren opmerkingen van de Europese Commissie gekomen (Anon., 2014a). Ook in de ontwerpstroomgebiedbeheerplannen van 2016-2021 zijn er meerdere uitzonderingen aangevraagd, waarbij rekening gehouden werd met de vorige EC-opmerkingen. Zo bleek uit een eerste analyse dat zelfs bij het uitvoeren van alle mogelijke acties ('maximaal scenario', duur) er voor 61 van de 145 geanalyseerde oppervlaktewaterlichamen geen goede toestand kan behaald worden op het vlak van totaal fosfor (Anon., 2014c). Voor 155 van de 195 Vlaamse oppervlaktewaterlichamen zijn 'natuurlijke omstandigheden' aangehaald voor het niet behalen van de goede ecologische toestand voor de biologie. Omwille van disproportionele kosten wordt voor alle 195 Vlaamse oppervlaktewaterlichamen, behalve voor 21 speerpuntgebieden en de 46 aandachtsgebieden, een termijnverlenging tot 2027 voorop gesteld.

Een andere uitzonderingsmogelijkheid is het bepalen en nastreven van minder strenge doelstellingen (Anon., 2014c). Deze laatste werden in de SGBP van 2016-2021 nog niet aangevraagd of onderbouwd, omdat de bestaande modellen nog niet verfijnd genoeg zijn om minder strenge doelstellingen te onderbouwen. Ook is het noodzakelijk om de tijdelijke achteruitgang van waterlichamen te verklaren (Anon., 2014c).

4.3 Vergelijking van de normen met andere landen

4.3.1 Wallonië

Sinds eind 2012 zijn in Wallonië nieuwe normen voor fosforconcentraties in oppervlaktewater van kracht (Anon., 2012b). Er zijn zowel voor de totale fosforconcentratie als voor de ortho-fosforconcentratie normen opgesteld voor de 90^e percentielwaarden. Er worden in Wallonië 25 types rivieren onderscheiden, en deze worden voor de fosformilieukwaliteitsnormen in twee groepen opgesplitst (Tabel 3). Aangezien de Waalse normen opgesteld zijn voor 90^e percentielwaarden en de Vlaamse normen voor jaar- of zomerhalfjaargemiddelden zijn, is vergelijking moeilijk.

Tabel 3. Typespecifieke normen voor fosforconcentratie in Waalse oppervlaktewaters (Anon., 2012b)

Type waterlichaam	Norm voor fosforconcentratie	
	Totale fosfor (mg P/l) ^a	Orthofosfor (mg o-P/l) ^a
RIV01-RIV16, RIV18, RIV24	0,75	0,5
RIV17, RIV19-RIV23, RIV25	0,5	0,33

^a 90^e percentielwaarde

4.3.2 Frankrijk

Voor de Franse rivieren geldt een norm voor de totale fosforconcentratie in een gefilterd (0,45 µm) waterstaal van 0,2 mg P/l voor de 90^e percentielwaarde (Claussen et al., 2012). Aangezien er in Vlaanderen voor de totale fosforconcentratie niet gefilterd wordt, en de norm geldt voor een zomerhalfjaargemiddelde in plaats van voor een 90^e percentielwaarde, zijn ook deze normen moeilijk vergelijkbaar. Voor orthofosfaat geldt een 90^e percentiële drempelwaarde van 0,5 mg o-PO₄/l = 0,16 mg o-P/l (<http://www.observatoire-eau-bretagne.fr/Tableaux-de-bord-interactifs/Eaux-de-surface/Matieres-phosphorees/methodes-et-analyse>).

4.3.3 Nederland

In Nederland zijn er normen voor rijkswateren (in het beheerplan voor de rijkswateren) en voor overige oppervlaktewaterlichamen (in het regionale waterplan). De normen zijn typespecifiek en gelden voor het zomerhalfjaargemiddelde van de totale fosforconcentratie (Van der Molen & Pot, 2007). De normen variëren tussen 0,11 en 0,14 mg P/l voor rivieren en tussen 0,03 en 0,11 mg P/l voor meren (Tabel 4) (Van der Molen & Pot, 2007; Van der Molen *et al.*, 2012). Deze normen voor natuurlijke wateren zijn iets strenger dan de huidige Vlaamse normen. In Nederland zijn er, in tegenstelling tot Vlaanderen, geen normen voor de orthofosforconcentratie.

Zoals in Vlaanderen en andere Europese lidstaten is het ook in Nederland mogelijk om af te wijken van de normen als het een kunstmatig of sterk veranderd waterlichaam betreft. In Nederland is een exacte waarde per waterlichaam vastgesteld volgens een protocol, en deze waarden zijn terug te vinden in de bijlages O van de 4 stroomgebiedbeheerplannen. Voor rivieren zijn deze normen grotendeels gelijk aan deze voor natuurlijke rivieren (0,11-0,14 mg P/l), maar voor sloten en kanalen zijn de normen voor de specifieke waterlichamen vaak flink hoger: 0,15, 0,22 en geregeld ook 0,25 mg P/l. Voor meren kunnen de normen zelfs oplopen tot 1,3 mg P/l. Deze normen zijn dus hoger dan in Vlaanderen.

Tabel 4. Typespecifieke normen voor de totale fosforconcentratie (zomerhalfjaargemiddelde) in Nederlandse natuurlijke oppervlaktewaters (Van der Molen & Pot, 2007; Van der Molen et al., 2012)

Type waterlichaam	Norm totale fosforconcentratie (mg P/l)
Rivieren	
Bovenlopen (R4, R13, R17)	0,11
Midden-/benedenloop van riviertjes (R5, R6, R12, R14, R15, R18)	0,11
Grote rivieren (R7, R8, R16)	0,14
Meren	
Ondiepe gebufferde plassen (M14, M23, M27)	0,09
Matig grote diepe gebufferde meren (M20)	0,03
Grote diepe gebufferde meren (M21)	0,07
Brakke en zoute plassen en meren (M30, M31)	0,11

4.3.4 Verenigd Koninkrijk

De normen voor fosfor in meren van het Verenigd Koninkrijk zijn voor de jaargemiddelde totale fosforconcentratie (in de meeste andere landen is dit voor het zomerhalfjaargemiddelde). De normen zijn sitespecifiek (afhankelijk van de diepte en de alkaliniteit) en variëren tussen 0,008 en 0,049 mg P/l, of hoger indien het meer zeer ondiep is en/of een hoge alkaliniteit heeft (Anon., 2009d). Deze waarden liggen lager dan de Vlaamse normen voor meren, maar zijn wel voor jaargemiddelden (zomerhalfjaargemiddelden, zoals in Vlaanderen, liggen hoger).

Tabel 5. Normen voor jaargemiddelde orthofosforconcentraties in het Verenigd Koninkrijk (UK Technical Advisory Group, 2012a; Anon., 2014d)

Type waterlichaam	Norm voor orthofosforconcentratie	
	Tot 2014 (mg o-P/l)	Vanaf 2 ^e helft 2014 (mg o-P/l) ^a
Rivieren		
Laag gelegen, lage alkaliniteit	0,05	0,040 (0,028-0,052)
Hoog gelegen, lage alkaliniteit	0,04	0,028 (0,028-0,041)
Laag gelegen, hoge alkaliniteit	0,12	0,069 (0,052-0,091)
Hoog gelegen, hoge alkaliniteit	0,12	0,048 (0,028-0,070)

^a Eerste getal is de mediaan, getallen tussen haakjes geven het 5^e en 95^e percentiel.

In het Verenigd Koninkrijk worden 4 types rivieren onderscheiden, opgedeeld volgens alkaliniteit (meer of minder dan 50 mg CaCO₃/l) en hoogte boven de zeespiegel (meer of minder dan 80 m). De normen voor fosforconcentraties zijn zoals in Vlaanderen opgesteld voor jaargemiddelde orthofosforconcentraties. In 2009 vond de werkgroep UKTAG dat de toen geldende normen (Tabel 5) niet streng genoeg waren aangezien in 75% van de rivieren met duidelijke ecologische impact de fosforconcentraties onder de norm lagen. Daarop werden nieuwe normen opgesteld en ter consultatie voorgelegd (UK Technical Advisory Group, 2012b). Deze normen werden herzien met behulp van relaties tussen de fosforconcentraties en de biologie (voorkomen van macrofyten en diatomeeën) uit grote datasets specifiek afkomstig uit het Verenigd Koninkrijk. Een grote vernieuwing is de afhankelijkheid van de norm aan de specifieke hoogte en alkaliniteit van het waterlichaam, en niet meer aan de gemiddelde hoogte en alkaliniteit van het type waterlichaam. Dit leidt tot een correctere inschatting van het risico op biologische effecten. Deze nieuwe normen liggen over het algemeen lager dan de huidige normen (Tabel 5). In de tweede helft van 2014

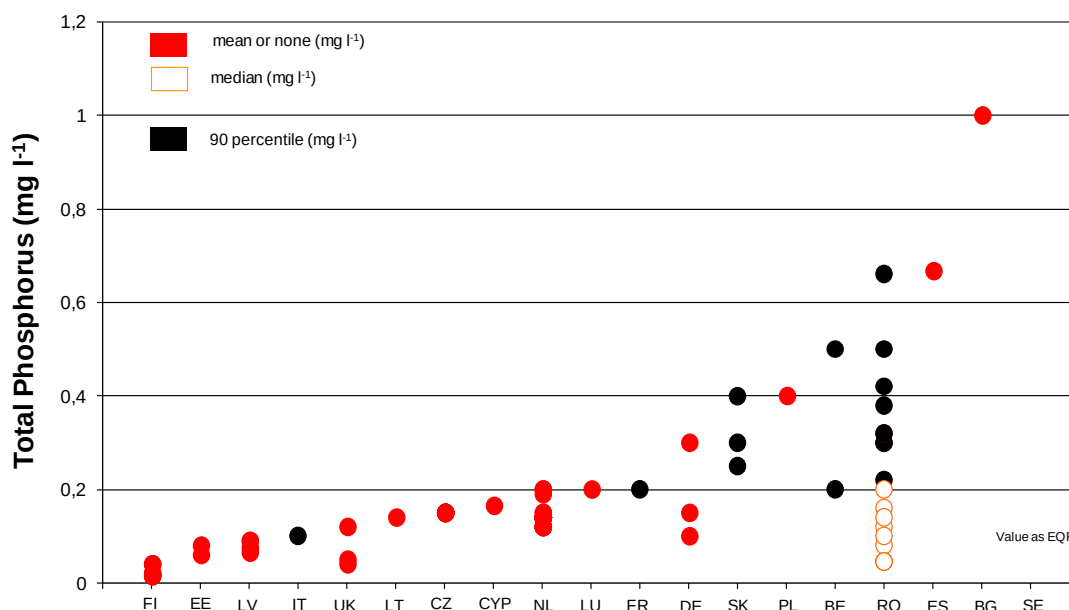
werden de normen dan officieel aangepast in Schotland (juli 2014), Wales, Engeland en Noord-Ierland (eind 2014).

4.3.5 Vergelijking tussen Europese landen

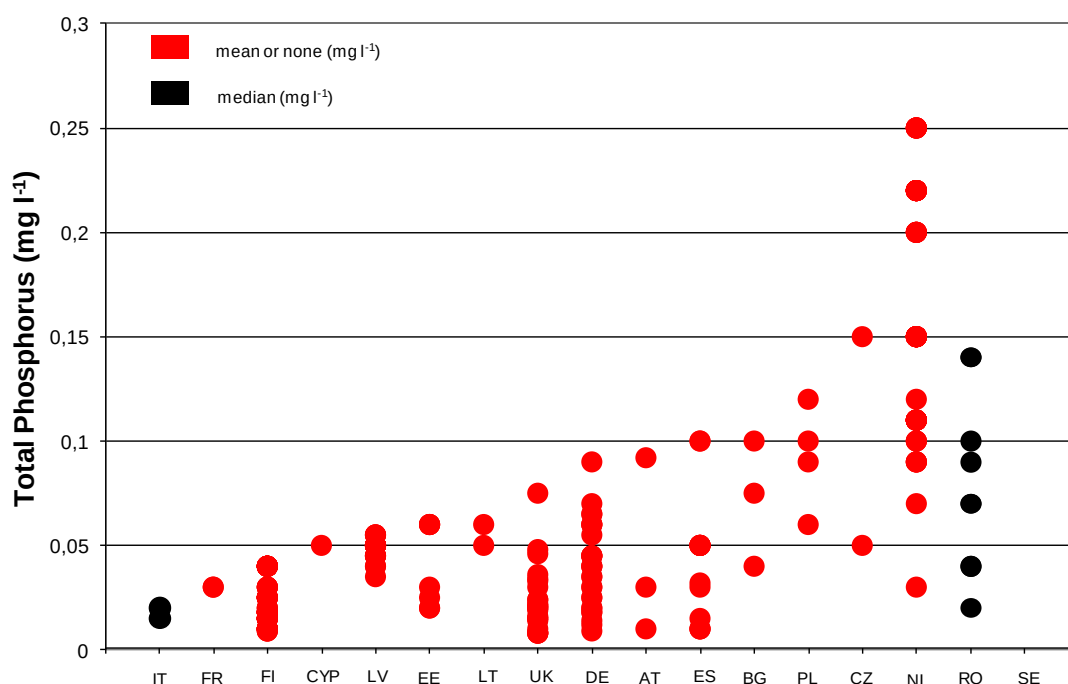
De Europese lidstaten mogen zelf de milieukwaliteitsnormen voor het behalen van een goede ecologische toestand voor de KRW opstellen. Een hulp hierbij is het Guidance Document (Anon., 2009a), dat echter niet-bindend is. Het opstellen van de normen is een complex proces: er moeten types van waterlichamen afgebakend worden, een ecologische referentietoestand en classificatie moet bepaald worden en daarna moeten nog fosforconcentraties aan die ecologische classificatie gerelateerd worden. De toolbox in het Guidance Document (Anon., 2009a) vermeldt ook meerdere mogelijke manieren om nutriëntenstandaarden af te leiden. Om meer harmonisatie tussen de verschillende lidstaten te brengen, werd een Europese intercalibratieprocedure uitgevoerd. Daaruit bleek reeds de variatie in de totale fosforconcentratiestandaard voor de hoogste kwaliteitsklasse voor meren: van <7 µg P/l in Noorwegen tot <13 µg P/l in verschillende andere landen. Bij klassen van minder hoge kwaliteit neemt dit verschil nog toe. Voor rivieren is de variatie voor de hoogste kwaliteitsklasse nog hoger: 10-70 µg P/l (Anon., 2009a).

Zoals reeds hierboven aangehaald, is de vergelijking van de normen voor fosforconcentraties (grens goed-matig) in waterlichamen van verschillende Europese lidstaten niet eenvoudig. Niet alleen verschillen de normen naargelang het type waterlichaam, ook worden de normen vaak voor verschillende soorten metingen opgesteld: voor gemiddelde versus 90^e percentiel waarden, voor totale versus orthofosforconcentraties, voor gefilterde of niet gefilterde waters, voor zomerhalfjaar- of jaargemiddelden, ... Daardoor kunnen de normen niet zomaar vergeleken worden. De meeste landen hebben normen voor totale fosforconcentraties. Vlaanderen en het Verenigd Koninkrijk hebben voor rivieren echter normen voor orthofosforconcentraties. Vlaanderen heeft ook normen voor totale fosforconcentraties.

In 2012 werd door de WFD CIS Ecostat Werkgroep A een vergelijking gemaakt van de KRW-normen (grens goed-matig) in de lidstaten (Claussen et al., 2012). In Figuur 4 zijn deze normen voor totale fosforconcentratie in rivieren voor verschillende lidstaten voorgesteld. De rangschikking van links naar rechts is geen rangschikking van goed naar slecht omdat verschillen mogelijk kunnen toegewezen worden aan verschillende waterlichaamtypologieën, klimaat, statistische interpretatie (gemiddeld versus 90^e percentielwaarde), ... Vlaanderen staat niet vermeld in Figuur 4 maar valt met zijn norm van 0,14 mg P/l eerder gemiddeld uit. In Figuur 5 staan de verschillende Europese normen voor totale fosforconcentraties in meren voorgesteld. Ook hier staat Vlaanderen niet vermeld, maar de Vlaamse norm van 0,03-0,11 mg P/l lijkt eerder gemiddeld tot vrij hoog te zijn in vergelijking met de andere lidstaten.



Figuur 4. Norm (grens goed-matig) voor de totale fosforconcentratie in Europese rivieren (Claussen et al., 2012).



Figuur 5. Norm (grens goed-matig) voor de totale fosforconcentratie in Europese meren (Claussen et al., 2012).

Voor grondwater is er momenteel nog geen verplichting tot normering van de fosforconcentratie. Volgens de “Explanatory Note accompanying the draft proposal” van het nieuw amendement dat aan de Grondwaterrichtlijn (Anon., 2006) zou toegevoegd worden om fosfor wel normerings- en monitoringsplichtig te maken, variëren de huidige normen in de lidstaten zeer sterk: tussen 0,04 en 9 mg/l, voor alle mogelijke uitdrukkingvormen (orthofosfaat, reactieve fosfaat, totale fosfor,...). Met de Vlaamse norm van 0,44 mg oP/l is Vlaanderen wellicht geen uitschieter, maar het is zeer onduidelijk of de gebruikte eenheden en uitdrukkingvormen correct zijn doorgegeven door de verschillende lidstaten.

4.4 Evaluatie van de normen

Aangezien fosfor over het algemeen het limiterende nutriënt is voor de primaire productie in waterlichamen (stikstof is in overmaat aanwezig, zie deel 1), is het belangrijk om de fosforconcentraties in waterlichamen te reguleren. In bijlage 2.3.1 van Vlareml (Anon., 2010c) zijn ook normen voor stikstof in de verschillende waterlichaamtipes gegeven, aangezien het niet uitgesloten is dat in de toekomst, bij sterk dalende stikstofconcentraties, stikstof limiterend zal worden.

In Vlaanderen en Europa wordt de ecologische toestand van oppervlaktewater op het vlak van fosfor bepaald met twee soorten fosformetingen: de totale fosforconcentratie en de orthofosforconcentratie (zie deel 2). Deze laatste concentratie zou beter de reactieve fosforconcentratie genoemd worden, aangezien de kleurreactie, gebruikt voor de meting, ook andere vormen dan orthofosfor kan meten (zie deel 2). Normen voor beide soorten metingen worden volgens de Europese richtlijnen afgeleid op basis van waargenomen correlaties tussen biologisch-ecologische parameters (bijvoorbeeld het voorkomen van diatomeeën, zie deel 4.1) en deze fosforconcentraties. Toch is het niet duidelijk of de twee gebruikte fosformetmethoden wel een goede maat zijn voor de beschikbaarheid van fosfor voor algen. Fosfor die niet beschikbaar is voor algen zal niet bijdragen aan de algenbloei, en is dus minder milieurelevant. In oppervlakte- en grondwater komen naast opgeloste anorganische fosfor ook organische fosforvormen en fosfor gesorbeerd op colloïden (geassocieerd met ijzer of aluminium) voor (Figuur 3), en deze verschillende vormen gedragen zich niet op dezelfde manier (Van Moorleghem, 2013). Organische fosforvormen zijn gedeeltelijk beschikbaar voor algen maar worden volledig of net niet meegemeten met de totale fosforconcentratie respectievelijk de orthofosforconcentratie/reactieve fosforconcentratie (zie deel 2). Colloïdale fosforvormen zijn slechts beperkt beschikbaar voor algen (Van Moorleghem, 2013; Baken *et al.*, 2014) maar worden (bijna) volledig mee gemeten door beide fosformetingen. Voor 14 Vlaamse natuurlijke waterstalen, gefilterd over 0,45 µm, werd vastgesteld dat de orthofosforconcentratie de beschikbare fosforconcentratie voor de alg *Pseudokirchneriella subcapitata* met 44% overschatte (Van Moorleghem, 2013). De totale fosforconcentratie overschatte de beschikbare fosforconcentratie met 57%. De overschatting van de beschikbare fosfor voor algen door de twee fosformetmethodes is wellicht vooral te verklaren door het (bijna) volledig mee meten van de colloïdale fosforvormen, die slechts beperkt beschikbaar zijn en dus minder milieurelevant. Deze colloïdale fosforvormen maken niet alleen in oppervlaktewater (Van Moorleghem, 2013) maar ook in de fosforstromen afkomstig van landbouw een belangrijk deel uit van de totale fosforconcentratie (Hens & Merckx, 2002; Schoumans *et al.*, 2005; Sinclair *et al.*, 2007; Siemens *et al.*, 2008; Kleinman *et al.*, 2009). Ook particulaire fosforvormen zouden belangrijk zijn in oppervlaktewater en landbouwverliesstromen (Ekholm & Krogerus, 2003; van der Zee *et al.*, 2007; Koopmans *et al.*, 2009) en zijn maar gedeeltelijk beschikbaar (Rekolainen *et al.*, 1997; Sharpley & Rekolainen, 1997; Ekholm & Krogerus, 2003). Aangezien de VMM-stalen niet (totale fosfor) of maar beperkt (orthofosfor) gefilterd worden, kunnen deze particulaire fosforvormen ook meegemeten worden in de twee fosformetmethodes, wat voor een extra overschatting van de beschikbaarheid kan zorgen (Ellison & Brett, 2006).

Niet alleen de soort fosforvorm, maar ook andere factoren beïnvloeden de algenbloei in waterlichamen. In een Zweeds meer bijvoorbeeld werden de laatste jaren lagere nutriëntenconcentraties gemeten, maar wel een hogere algenbloei vastgesteld. Deze

waarnemingen zijn wellicht te verklaren vanuit uitgeputte nitraatconcentraties en een toename van de temperatuur (Ulén & Weyhenmeyer, 2007). Een andere mogelijk bepalende factor is de ijzerconcentratie in het water. Dit kan reeds afgeleid worden uit de beperkte beschikbaarheid voor algen van colloïdale fosfor, dit is fosfor geassocieerd met ijzer- en aluminiumcolloïden (zie hierboven). In waters die veel ijzer bevatten (bijvoorbeeld in het Nete-bekken) is het risico op algenbloei bij eenzelfde gemeten fosforconcentratie bijgevolg lager dan in een ijzerarm oppervlaktewater (Baken *et al.*, 2014).

Niet alle algen reageren op dezelfde manier op nutriëntenconcentraties. Zo zullen diatomeeën toelaten om eutrofiëring sneller te detecteren dan macrofyten. Bijgevolg zullen de vastgestelde klassegrenzen voor fosforconcentraties sterk afhangen van het soort biologisch effect dat gekozen wordt (Mainstone, 2010). Er is ook een grote restvariatie bij de relatie tussen de biologische indicator en de fosforconcentratie (Page *et al.*, 2012). Oorzakelijke verbanden tussen fosforconcentraties en biologische effecten zijn bovendien moeilijk te vinden door de grote covarianties tussen verschillende stressfactoren. Andere factoren als natuurlijke karakteristieken van waterlopen, begrazingsintensiteit, organische contaminatie en verzilting kunnen algenbloei evenzeer als fosforconcentraties beïnvloeden (Mainstone, 2010), maar worden niet meegenomen bij het opstellen van de KRW-normen.

Sommige wetenschappers argumenteren dat er zelfs een ontkoppeling van de algengoei en fosforconcentratie aan de orde is (Jarvie *et al.*, 2013). Ze baseren zich daarvoor op de grote beïnvloeding van de timing van fosforladingen op ecologische effecten, de variabiliteit in beschikbaarheid van fosfor, de ongevoeligheid van algen op fosforconcentratieverandering boven een bepaalde drempelwaarde, luxefosforconsumptie door algen en andere bepalende effecten als predatie van algen, stroomsnelheden en morfologie van rivieren, temperatuur, licht, toxische bestanddelen,... In recente experimenten in het Verenigd Koninkrijk werd bij een vertienvoudiging van de fosforconcentratie in water zelfs geen reactie op de algenbiomassa vastgesteld (McCall, 2013).

Bovenstaande kanttekeningen en vaststellingen onderstrepen het belang om genuanceerd naar gemeten fosforconcentraties in het kader van de ecologische classificatie van waterlichamen te kijken. In een recente evaluatie van de KRW-normen in het Verenigd Koninkrijk met behulp van grote datasets werd vastgesteld dat biologische parameters soms niet goed voorspeld werden op basis van de geobserveerde fosforconcentraties (UK Technical Advisory Group, 2012a). Een werkgroep stelde daarop voor om de algemene fosfornormen aan te passen, afhankelijk van de specifieke alkaliniteit en hoogte van de rivieren, in plaats van uit te gaan van algemene kenmerken van het waterlichaamtype. Daarnaast werd voorgesteld om de normen in specifieke gevallen van over- of onderschatting van het biologisch effect aan te passen aan de observaties van de biologie. Dergelijke evaluatie in Vlaanderen zou de correctheid van de fosfornormen voor ecologische classificatie kunnen doen toenemen. Fosforconcentraties en biologische parameters worden in Vlaanderen echter meestal niet samen gemeten (afzonderlijke VMM-meetnetten).

5 Voldoen de waterlichamen aan de milieukwaliteitsnormen?

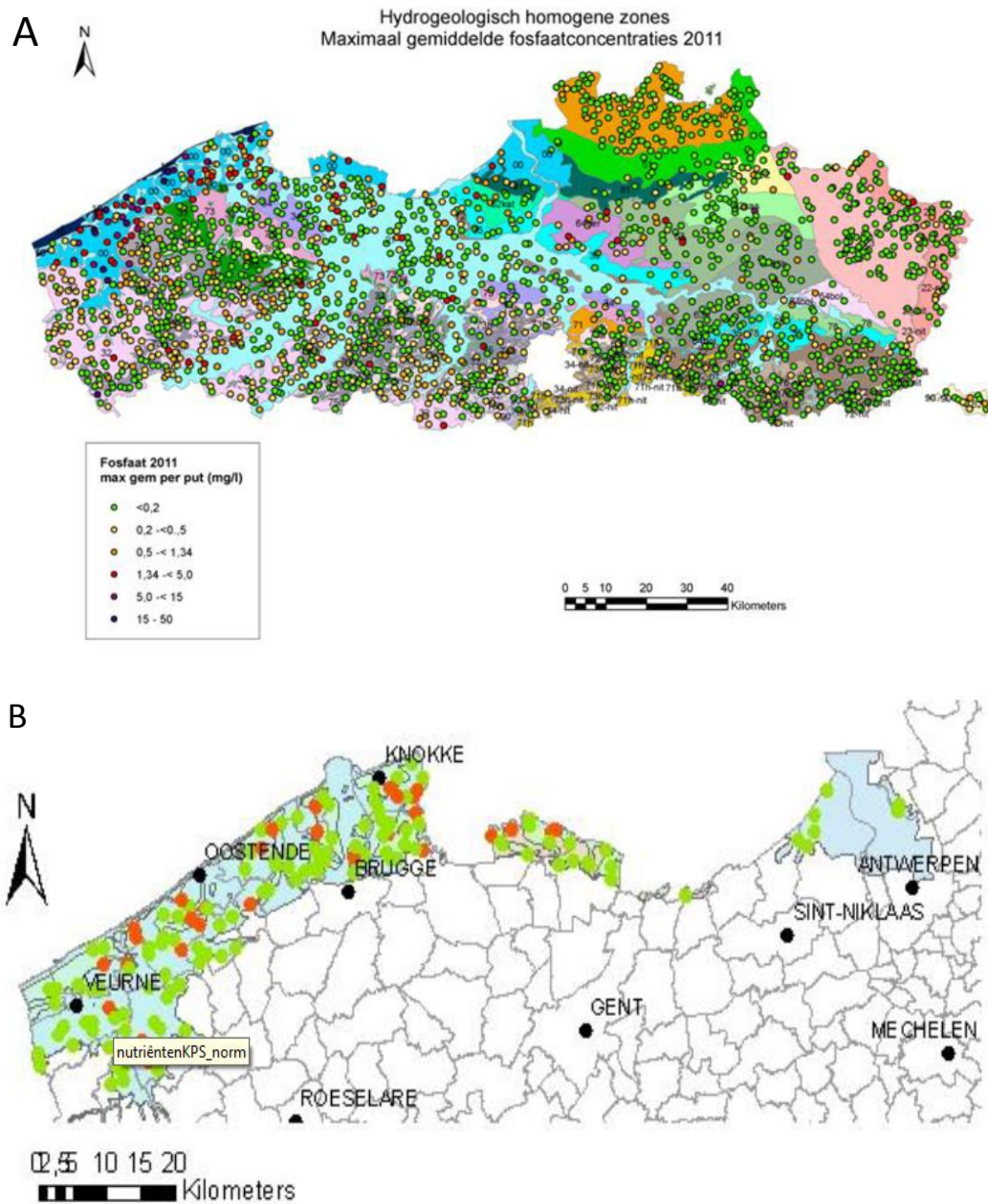
5.1 Grondwater in Vlaanderen

De maximaal gemiddelde fosforconcentraties gemeten in het freatisch grondwatermeetnet in 2011 overschreden in de meeste Vlaamse gebieden de norm van 1,34 mg o-PO₄/l niet (Vlaamse Landmaatschappij, 2012). In Figuur 6A zijn de punten met een maximaal gemiddelde fosforconcentratie hoger dan 1,34 mg o-PO₄/l aangeduid in rood, paars en zwart. Deze rode, paarse en zwarte punten vertonen echter, op een uitzondering na, ook een goede kwalitatieve toestand omdat de gemeten concentraties overeenkomen met de bepaalde achtergrondniveaus (= alternatieve norm bij hoge referentieconcentratie). Deze hoge achtergrondconcentraties zijn van natuurlijke oorsprong. In de kuststreek zijn de hoge natuurlijke fosforconcentraties veroorzaakt door lagen rijk aan organisch materiaal. De hoge concentraties in het Diestiaan zijn te verklaren door de aanwezigheid van fosfaatnODULES in de sedimenten (vivianiet) (Vlaamse Landmaatschappij, 2012).

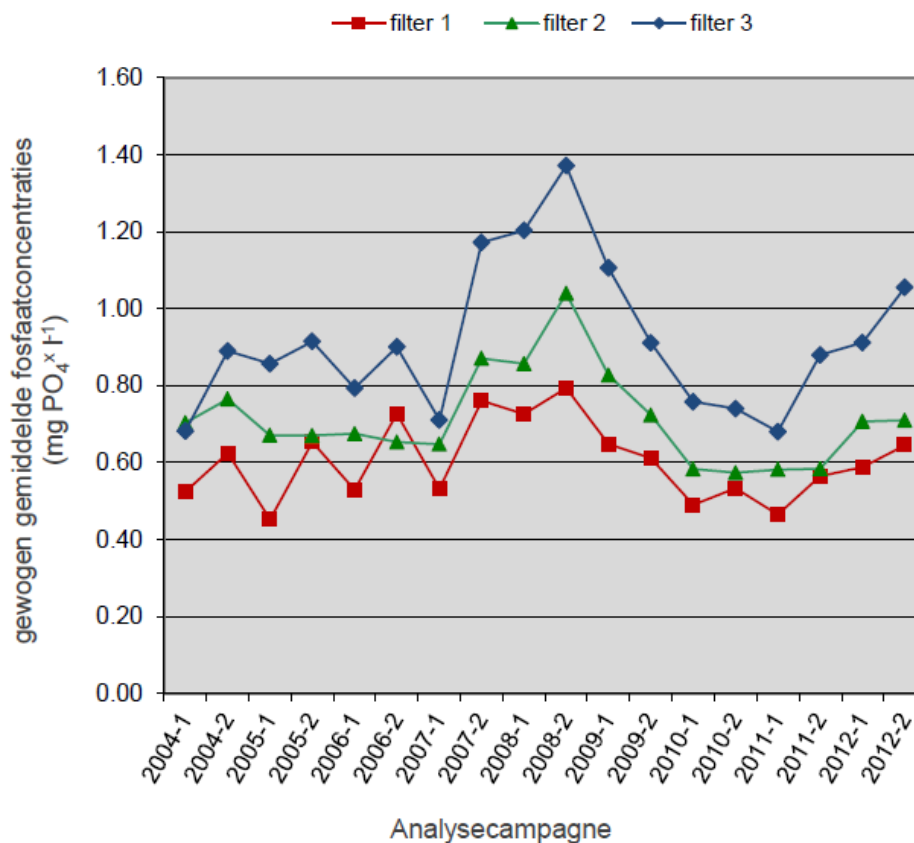
In de meest recente Mestbankrapporten (Vlaamse Landmaatschappij, 2014; Vlaamse Landmaatschappij, 2015) werd geen overzichtskaart meer gegeven van de maximale gemiddelde fosfaatconcentratie gemeten in het freatisch grondwater. Het is op deze kaarten (Figuur 6A) ook niet duidelijk welke punten eventueel de norm overschrijden en welke niet, omdat de norm verschilt per meetpunt (indien de achtergrondconcentratie hoger is dan de norm) en de kleur van het meetpunt op Figuur 6 enkel verwijst naar de gemeten waarde en niet of deze hoger of lager is dan de specifieke norm. In de ontwerp-SGBP voor 2016-2021 zijn in de grondwaterspecifieke delen wel kaarten te vinden waarin duidelijk is of een meetpunt al dan niet voldoet aan de norm. Zo is voor het Kust- en PolderSysteem duidelijk dat door de hoge achtergrondwaarden (zie hoger) er toch vaak geen normoverschrijding gebeurt ondanks de hoge gemeten fosforconcentraties (vergelijk Figuur 6A en B).

In de ontwerp-SGBP voor 2016-2021 staat weergegeven dat in 33 van de 42 grondwaterlichamen minstens 90% van de meetpunten een goede fosfaattoestand heeft. De slecht scorende grondwaterlichamen bevinden zich vooral in het kust- en poldersysteem en in het sokkelsysteem (voornamelijk West- en Oost-Vlaanderen). Indien de huidige trends van concentratieveranderingen blijven gevolgd worden, zal voor 18 grondwaterlichamen de fosforconcentratie dalen tegen 2021, voor 18 grondwaterlichamen de concentratie gelijk blijven en voor 6 grondwaterlichamen de fosfaatconcentratie toenemen (ontwerp-SGBP 2016-2021).

In Figuur 7 staan gemiddelde fosfaatconcentraties voor de verschillende filterniveaus over gans Vlaanderen weergegeven. Hierbij valt het op dat de hoogste fosfaatconcentraties gemeten worden in de diepste filter, waar de omstandigheden het meest gereduceerd zijn en fosfaat bijgevolg kan vrijkomen van ijzeroxides. Hierbij dient opgemerkt te worden dat telkens enkel de hoogste fosfaatconcentratie per meetpunt (dus vaak het hoogst in filter 3) geëvalueerd wordt naar de fosfaatsnorm voor grondwater, en dus niet het gemiddelde van de 3 filterniveaus. De laatste jaren is er een toename in de fosfaatconcentraties waargenomen (ontwerp-SGBP 2016-2021).



Figuur 6. Fosfaatconcentraties in grondwater. A) Maximaal gemiddelde fosfaatconcentraties gemeten in het freatisch grondwaternet in 2011 (Vlaamse Landmaatschappij, 2012) en B) Toetsing van de gemeten fosfaatconcentraties in het Kust- en PolderSysteem aan de fosfaatsnorm (ontwerp-SGBP 2016-2021), met groen: onder de norm, oranje: boven de norm.



Figuur 7. Evolutie van gewogen gemiddelde fosfaatconcentraties in grondwater voor heel Vlaanderen, opgesplitst per filterniveau (ontwerp-SGBP 2016-2021)

5.2 Oppervlaktewater in Vlaanderen

5.2.1 Algemeen

In Figuur 8 is de evolutie van de gemiddelde orthofosforconcentratie in verschillende Vlaamse meetnetten in de tijd weergegeven. Er dient opgemerkt te worden dat in dergelijke grafieken gewerkt wordt met gemiddelden (over gans Vlaanderen) van gemiddelden (over gans jaar). Vroeger werd de fosforconcentratie bovendien niet overal gemeten, zodat de gemiddelde waarden van voor het jaar 2001 op een beperkt aantal meetpunten gebaseerd zijn, wat een vertekend beeld kan geven. Gerapporteerde waarden worden ook soms gewijzigd omdat soms beslist wordt om andere selectiecriteria voor meetpunten te gebruiken. Daarnaast was de detectielimiet voor fosfor vroeger vrij hoog waardoor de fosforconcentratie in het oppervlaktewater geregeld niet gekwantificeerd kan of kon worden (zie hoger). In het verleden werd niet altijd op dezelfde manier omgegaan met metingen onder de detectielimiet (detectielimiet zelf meenemen als getal, punt laten wegvallen, de helft van de waarde van de detectielimiet aannemen,...). Daardoor is het mogelijk dat soms afwijkende data en figuren in verschillende referenties teruggevonden worden (VMM, persoonlijke communicatie).

Wanneer figuren omtrent normoverschrijdingen worden bekeken, moet goed nagegaan worden welke norm geëvalueerd wordt. Sommige oudere figuren gebruiken nog de oude, niet meer geldende, normen van 0,05 mg oP/l (stilstaande wateren) en 0,3 mg oP/l (stromend water). Sinds 2010 gelden de nieuwe normen, maar pas sinds eind 2013 wordt effectief geëvalueerd naar de

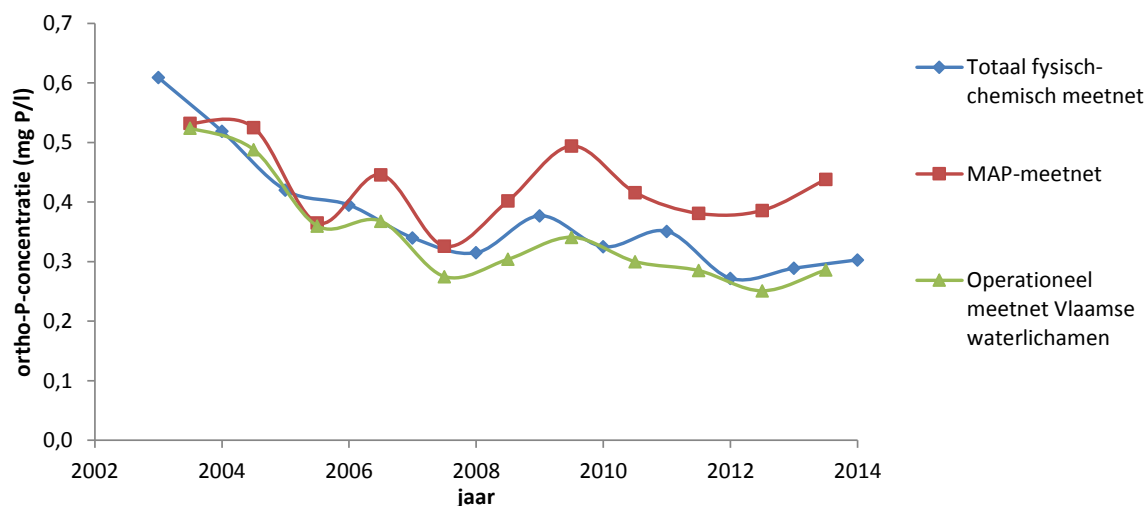
typespecifieke normen. Daarvoor werd een algemene norm van 0,1 mg o-P/l gehanteerd omdat de typologie nog niet voor alle waterlopen waarop de MAP-meetpunten gelegen zijn, was vastgesteld. Momenteel wordt meestal per winterjaar geëvalueerd, terwijl strikt juridisch gezien een evaluatie per kalenderjaar wordt voorgeschreven.

Het is ook zeer belangrijk om te controleren vanuit welke meetnetten de verzamelde data komen. Vaak is dit niet duidelijk weergegeven. Hieronder wordt per meetnet overlopen welke data over fosfor beschikbaar zijn.

5.2.2 Algemeen fysisch-chemisch meetnet (grote en kleine waterlopen)

Tot voor 2000 daalde de gemiddelde orthofosforconcentratie gemeten in het fysisch-chemisch meetnet van Vlaanderen sterk: van ongeveer 1,4 mg o-P/l in 1991 naar 0,6 mg o-P/l in 2000. Daarna daalde de gemiddelde orthofosforconcentratie lichtjes verder tot ongeveer 0,3 mg o-P/l (Figuur 8). Voor 20% van de meetpunten met een typespecifieke norm is er een gunstige trend in de gemeten orthofosforconcentratie tussen 2005 en 2014, terwijl maar voor 6% van de meetplaatsen er een ongunstige trend is (<http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/milieuthemas/kwaliteit-oppeervlaktewater/fysisch-chemische-kwaliteit-van-oppeervlaktewater/zuurstof-en-nutri-eumlnten-in-het-oppeervlaktewater/>). Deze concentraties liggen wel nog een pak hoger dan de normen voor oppervlaktewater (Tabel 2).

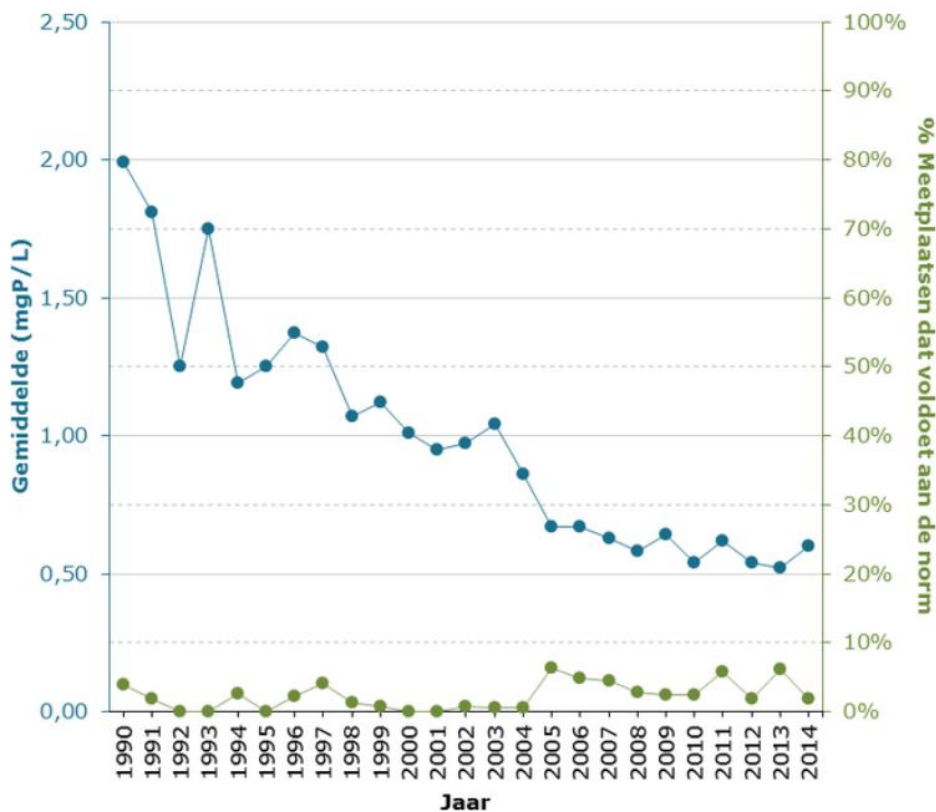
De orthofosforconcentratie in het fysisch-chemisch meetnet is de laatste jaren lager dan in het MAP-meetnet (Figuur 8, niet perfect vergelijkbaar aangezien ze respectievelijk per jaar en per winterjaar gerapporteerd worden), maar het aandeel goed scorende punten is beduidend hoger in het MAP-meetnet (33% in 2013-2014) dan in het algemeen fysisch-chemisch meetnet (18% in 2014).



Figuur 8. Evolutie van de gemiddelde orthofosforconcentratie in het fysisch-chemisch meetnet van VMM (blauw), het MAP-meetnet (rood) en het operationeel meetnet Vlaamse waterlichamen (groen) in de tijd, gerapporteerd door VMM in 2015 (www.milieurapport.be).

Sinds 2014 wordt ook de totale fosforconcentratie in het fysisch-chemisch meetnet gerapporteerd op <https://www.vmm.be/water/kwaliteit-waterlopen/chemie/nutrienten#section-0>. De totale fosfor-concentratie daalde van circa 2 mg P/l in 1990 naar ongeveer 0,6 mg P/l de laatste jaren

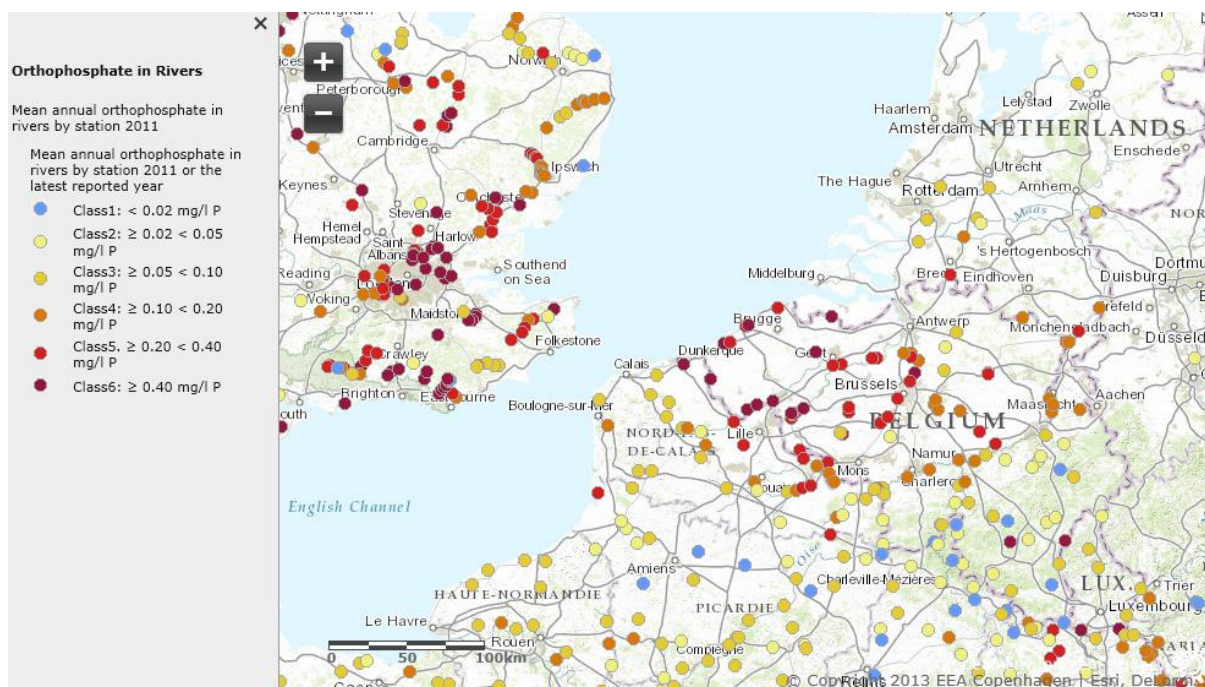
(Figuur 9). Slechts 2% van de meetpunten voldeed in 2014 aan de typespecifieke norm voor totaalfosfor, heel wat minder dan aan de typespecifieke norm voor orthofosfor (18%).



Figuur 9. Evolutie van de totale fosforconcentratie in het fysisch-chemisch meetnet, met het percentage meetpunten dat voldoet aan de typespecifieke norm (bron: <https://www.vmm.be/water/kwaliteit-waterlopen/chemie/nutrienten#section-0>).

5.2.3 WISE-SoE meetnet

De fosforconcentraties gemeten in het WISE-SoE meetnet dienen voor de trend- en toestandmonitoring van de KRW (zie 3.1.1.1). De orthofosforconcentraties gemeten in deze grote waterlopen waren in 2010 in Vlaanderen hoger dan 0,1 mg o-P/l en veelal hoger dan 0,2 mg o-P/l (Figuur 10). De orthofosfornorm voor grote (0,14 mg o-P/l) en zeer grote rivieren (0,12 mg o-P/l) wordt bijgevolg algemeen overschreden in het Vlaamse WISE-SoE-netwerk. De concentraties gemeten in de buurlanden (met uitzondering van het Verenigd Koninkrijk) lijken lager te liggen (Figuur 10). Vooral de concentraties gemeten in het stroomgebied van de Schelde liggen hoog. In de bovenstroomse gebieden (Frankrijk) zijn de concentraties lager, maar reeds voor de Frans-Belgische grens nemen deze concentraties snel toe.

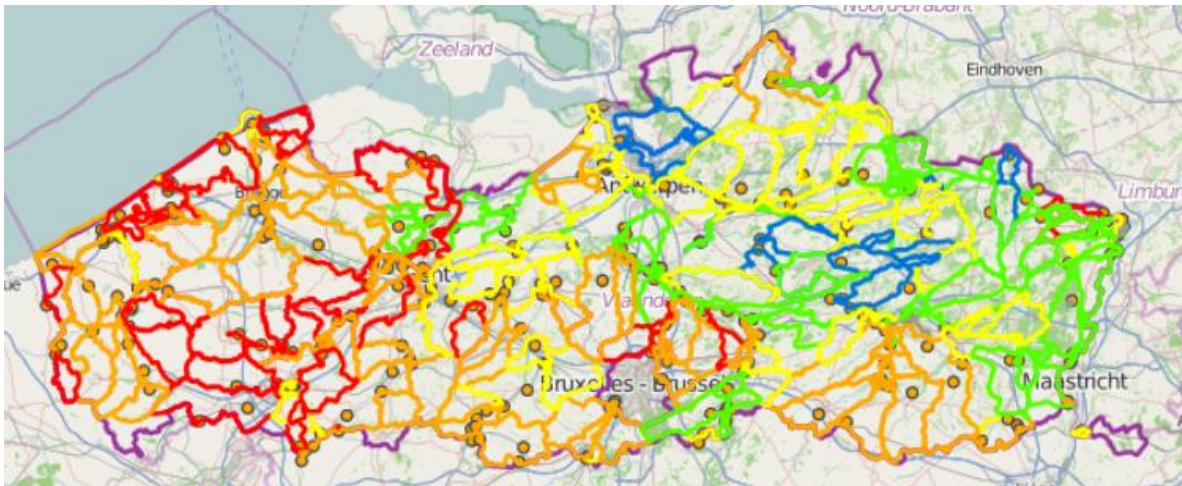


Figuur 10. Orthofosforconcentraties in Vlaanderen en omliggende regio's in het WISE-SoE meetnetwerk voor rivieren

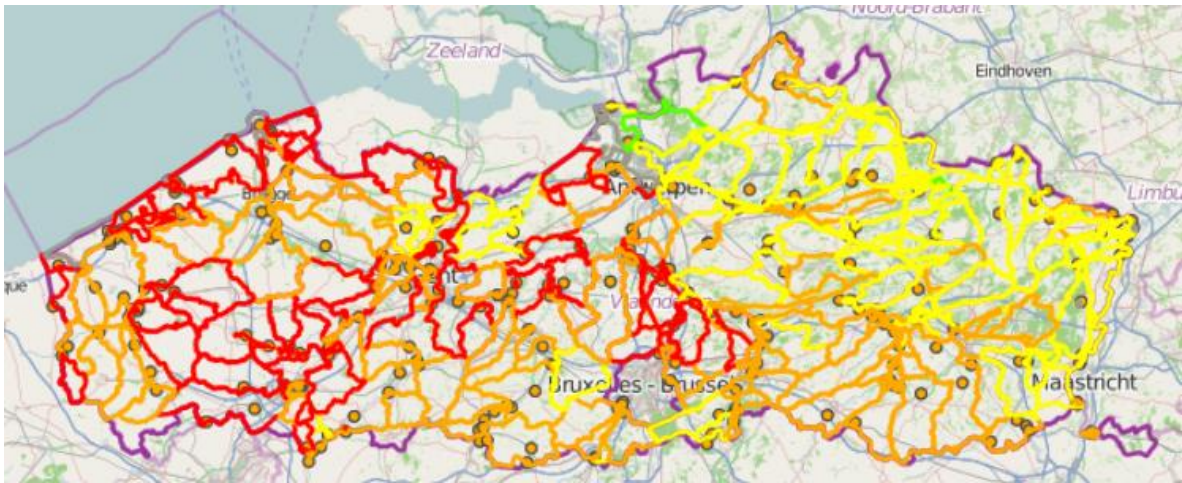
5.2.4 Operationeel meetnet Vlaamse Waterlichamen

Het operationeel meetnet Vlaamse Waterlichamen bestaat uit grote waterlopen en meren en wordt gebruikt voor de operationele monitoring van de KRW (zie 3.1.1.2). De gemiddelde orthofosforconcentratie gemeten in dit meetnet halveerde tussen 1999 en 2007 (Figuur 8). Na 2007 bleef de gemiddelde orthofosforconcentratie min of meer constant rond 0,3 mg o-P/l, een waarde die een stuk boven de normen (0,12-0,14 mg o-P/l voor grotere rivieren) ligt (Vlaamse Landmaatschappij, 2015).

Per Vlaams waterlichaam zijn er één of meerdere meetpunten beschikbaar. Indien per waterlichaam het slechtste meetpunt behouden wordt ("one out, all out"), voldeed in 2012 slechts 20% van de Vlaamse waterlichamen aan de gedifferentieerde orthofosfornorm (MIRA-website in 2013). Indien dezelfde evaluatie wordt gedaan voor de totale fosforconcentratie, bleek in 2012 slechts 3% van de Vlaamse waterlichamen te voldoen. Dit wordt gevisualiseerd in Figuur 11 en Figuur 12, afkomstig uit de Maatregelen Kosten Module (MKW) van VMM en Vito. De waterlopen met een goede ecologische toestand (groen en blauw gekleurd) zijn voornamelijk in het noorden van Vlaanderen terug te vinden, al zijn die voor de evaluatie van de totale fosforconcentratie nauwelijks te vinden. De evaluatie op het vlak van de totale fosforconcentratie is dus blijkbaar veel slechter dan op basis van de orthofosforconcentratie. Belangrijk is om te melden dat momenteel enkel de totale fosforconcentratie gerapporteerd wordt voor de Kaderrichtlijn Water naar Europa toe (ontwerp-SGBP 2016-2021) (Anon., 2014b).



Figuur 11. 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 12. 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)

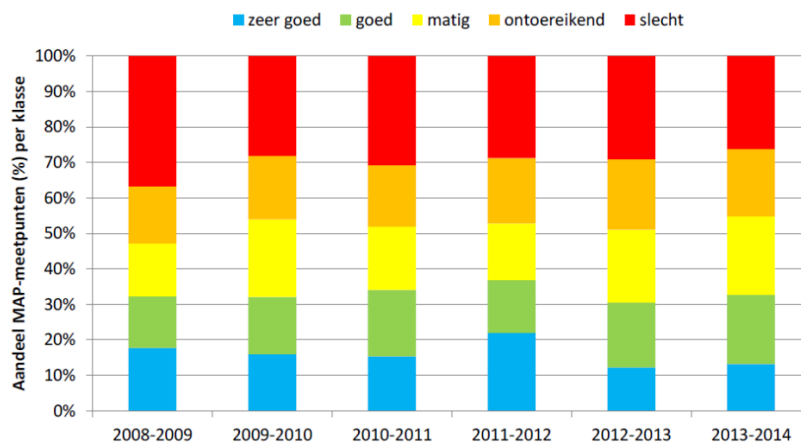
5.2.5 MAP-meetnet

In de meetpunten van het MAP-meetnet dat voornamelijk door landbouw beïnvloed wordt, wordt de orthofosforconcentratie en de totale fosforconcentratie gemeten. Er zijn veel meer metingen van de orthofosforconcentratie dan van de totale fosforconcentratie. Er worden geen totale fosforconcentraties in het MAP-meetnet gerapporteerd. De orthofosforconcentratie is over het algemeen hoger in de zomer dan in de winter. Zo is de gemiddelde orthofosforconcentratie in augustus over de periode 1999-2013 gemiddeld 4,2 keer hoger dan de gemiddelde orthofosforconcentratie in februari. Hogere zomerconcentraties zijn ook in Nederland vastgesteld bij klei- en veenbodems (niet voor zandbodems), en worden gelinkt aan een verdunningseffect door een groter watervolume in de winter (van der Bolt & Schoumans, 2012). Dit is nefast voor de ecologie aangezien de zomermaanden het meest gevoelig zijn voor algenbloei.

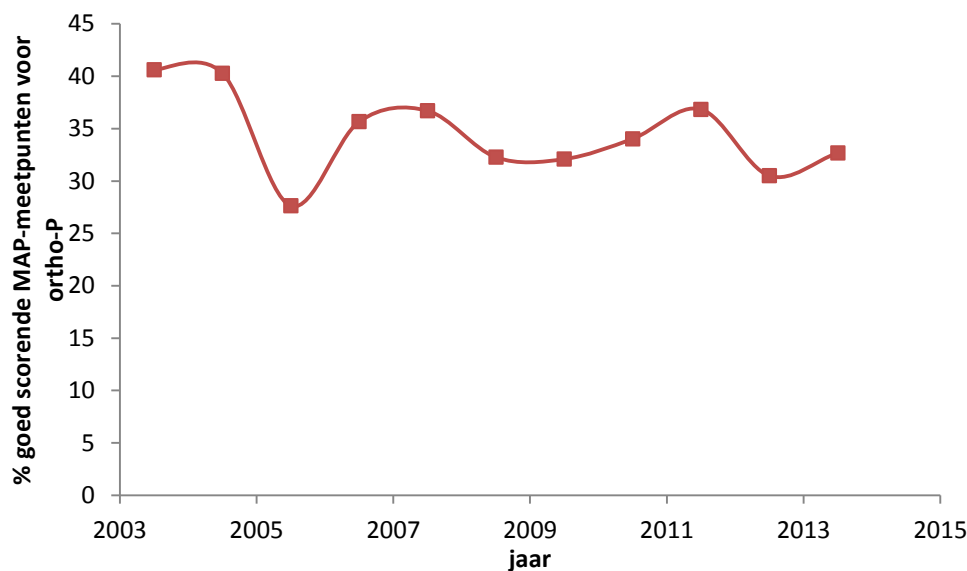
In Figuur 8 is te zien dat de gemiddelde orthofosforconcentratie in het MAP-meetnet nauwelijks verbeterde in de laatste 13 jaar. Tussen 2003-2004 en 2013-2014 kon voor 75% van de MAP-meetplaatsen geen statistische trend van de orthofosforconcentratie aangetoond worden. Voor 10% werd een daling en voor 15% een stijging vastgesteld (www.milieuraapport.be). Dit staat in

contrast met de halvering van de orthofosforconcentratie in het Operationeel meetnet Vlaamse waterlichamen (Figuur 8). Vermoedelijk daalt de fosforvracht vanuit de landbouw veel trager dan de fosforvracht afkomstig uit huishoudens (door waterzuivering) en bedrijven (zie 6.1).

De laatste zes jaar ligt het aantal MAP-meetpunten dat aan de o-P-norm voldoet, rond 33% (Figuur 13 en Figuur 14). In 2011-2012 was er een tijdelijke verbetering (37%). In Figuur 15 is te zien dat de spreiding van de MAP-punten die slecht scoren niet gelijk is over Vlaanderen. Vooral in West-Vlaanderen zijn er zeer weinig punten die goed scoren. Het aandeel goed scorende punten is in het MAP-meetnet wel hoger dan in het algemeen fysisch-chemisch meetnet (zie 5.2.2)



Figuur 13. Klasseverdeling van de orthofosforconcentraties in het MAP-meetnet tijdens de laatste 6 winterjaren. Enkel de groen en blauw geclassificeerde meetpunten voldoen aan de norm (Vlaamse Landmaatschappij, 2015).



Figuur 14. Percentage goed scorende MAP-meetpunten op vlak van ortho-P concentratie (bron: www.milieurapport.be juni 2014)



Figuur 15. 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).

5.3 Nederland

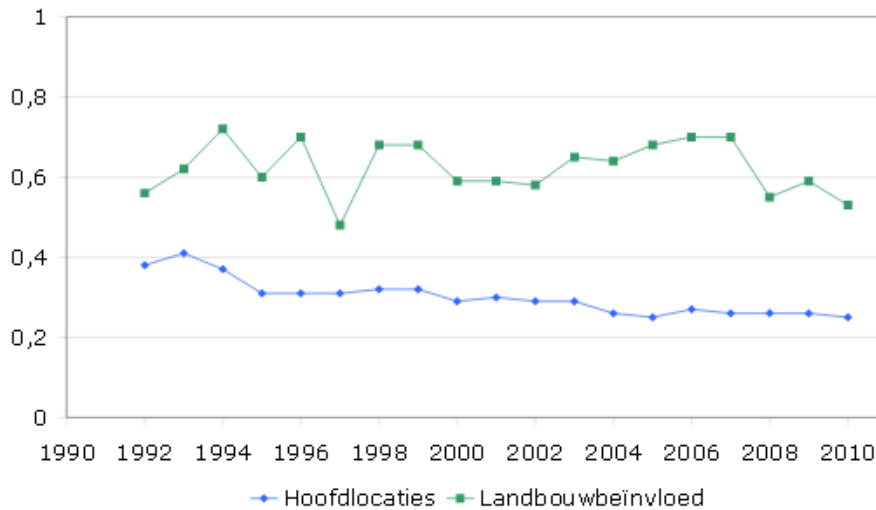
5.3.1 Landbouwmeetnetten

Het LMM meetnet in Nederland is uniek aangezien het sloot-, grond- en drainwater op landbouwbedrijven betreft. Niet alleen het type van meetlocaties, maar ook de grote variatie tussen de bodemtypes en de meetmethode (na filteren) maakt vergelijking met andere meetnetten zoals het Vlaamse MAP-meetnet moeilijk (Willems *et al.*, 2004; van der Bolt & Schoumans, 2012). Het MAP-meetnet komt meer overeen met het MNLSO-meetnet, maar door de verschillende soort meting (Vlaanderen: jaargemiddelde orthofosforconcentratie, Nederland: zomergemiddelde totale fosforconcentratie) is vergelijken nog steeds moeilijk. In dit MNLSO-meetnet was de zomergemiddelde totale fosforconcentratie in 2007-2010 0,49 mg P/l. Het percentage meetpunten in dit landbouwgedomineerde meetnet dat aan de KRW-fosfornormen voldoet, daalde van 55% in 2007 naar 43% in 2010 (vergelijk: 33% in 2013-2014 voor het MAP-meetnet) (van der Bolt & Schoumans, 2012; Klein *et al.*, 2012b). Tussen 1990 en 2010 werd voor 52% van de meetpunten een significant dalende trend teruggevonden (van der Bolt & Schoumans, 2012). De fosforconcentratie zou slechts 0,02 mg/l per 10 jaar dalen (Rozemeijer *et al.*, 2014). Andere bronnen melden geen duidelijke trend van de totale fosforconcentratie in de zomer in Nederland in wateren die sterk beïnvloed zijn door de landbouw (Figuur 16) (Baumann *et al.*, 2012).

5.3.2 KRW-meetpunten

In grote rivieren (Maas, Schelde en Rijn) voldeed in 2005 50% van de meetpunten niet aan de toenmalige totale fosfornorm van 0,15 mg P/l (Bakker *et al.*, 2007). De concentraties gemeten in Rijn en Maas waren tussen 1985 en 2005 zeer gelijkaardig aan die in het LMM-meetnet en in het landbouwmeetnet. In een meetnet met locaties die benedenstrooms van landbouwgedomineerde gebieden liggen was de zomergemiddelde totale fosforconcentratie in 2007-2010 0,37 mg P/l, lager

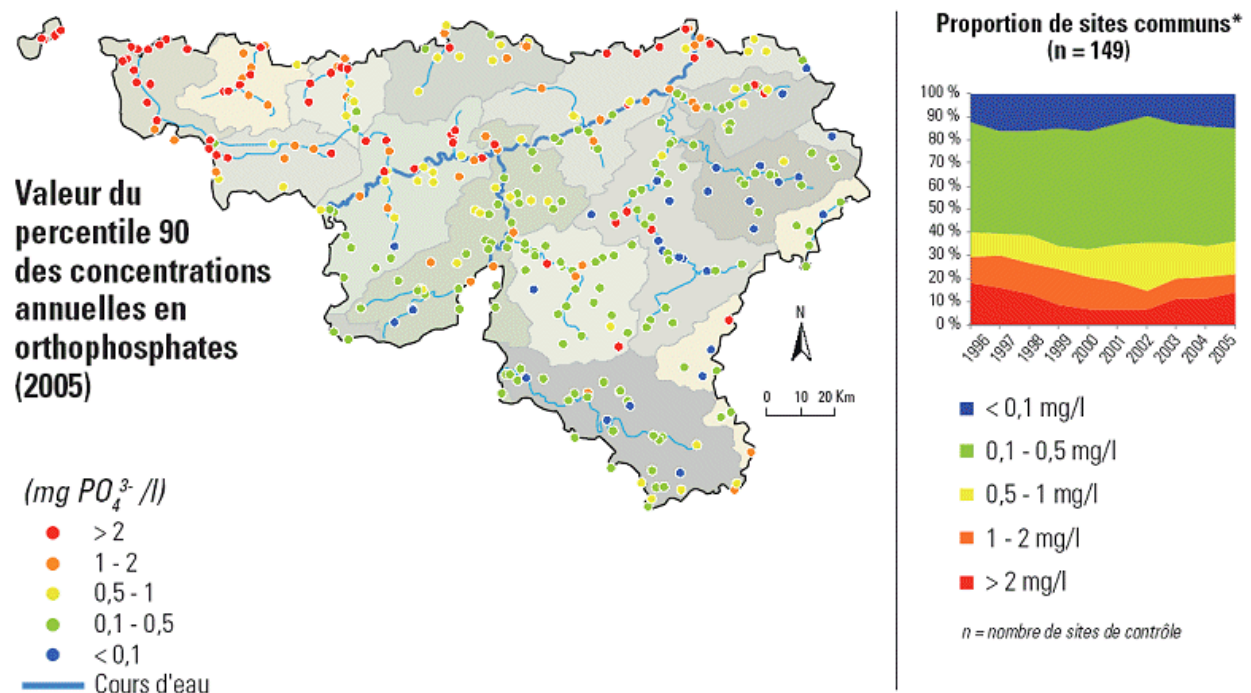
dan in het MNLSO-metnet (zie 5.3.1). Toch voldeed maar 47% van deze meetpunten aan de KRW-normen. Dit is mogelijk te verklaren doordat voor de kleinere waterlichamen er in Nederland vaker hogere normen op basis van kunstmatig of sterk veranderde waterlichamen zijn vastgelegd (zie 4.3.3), en dit in tegenstelling tot Vlaanderen.



Figuur 16. Totale fosforconcentratie (zomergemiddelde) in zoete wateren in Nederland in 1992 tot 2010 (Baumann et al., 2012).

5.4 Wallonië

Voorals in het noorden van Wallonië worden te hoge fosforconcentraties waargenomen (vooral rode en oranje punten in Figuur 17, afhankelijk van type waterlichaam (zie 4.3.1)).



Figuur 17. Orthofosfaatconcentraties (jaarlijkse 90^e percentiel) in de regio Wallonië (2005, mg PO_4^{3-} /l) (bron: MRW-DGRNE-DE, op basis van gegevens van AQUAPHYC, <http://etat.environnement.wallonie.be/index.php?page=don3&myid=37&name=L%E2%80%99eutrophisation%20et%20%E2%80%99enrichissement%20en%20nutriments%20&alias=Leutrophisation-et-lenrichissement-en-nutriments>)

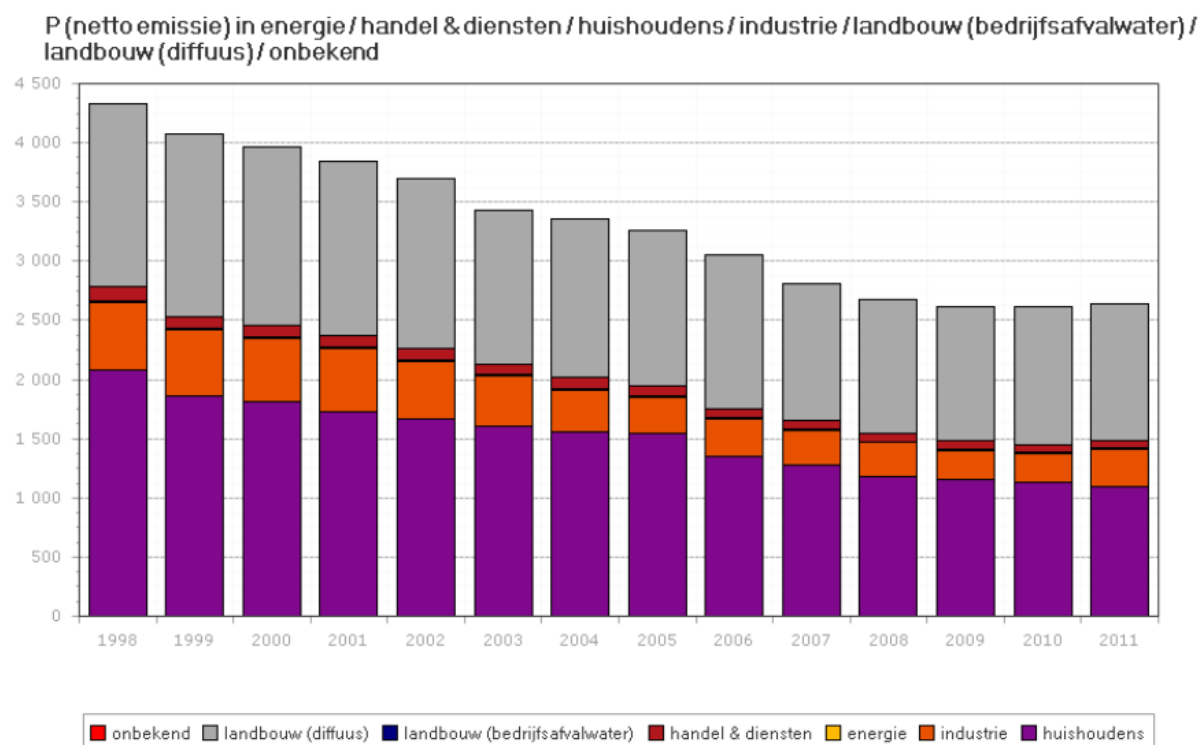
6 Schatten van de fosforimpact op water van verschillende sectoren

6.1 Modellen

Het is niet eenvoudig om de impact van verschillende sectoren in de fosfordruk op waterlichamen te berekenen. Vaak zijn er geen meetgegevens beschikbaar waardoor van modellen gebruik gemaakt moet worden. Meer informatie over modellen voor diffuse verliezen is terug te vinden in 10.2.2. In Vlaanderen wordt gebruik gemaakt van het verouderde SENTWA-model (zie ook 10.2.2).

6.2 In Vlaanderen

Er zijn verschillende berekeningswijzen en bijgevolg cijfers beschikbaar over het aandeel van verschillende sectoren in de fosforbelasting van water in Vlaanderen. De berekeningen van MIRA (<http://www.milieurapport.be/nl/mira-kernset/>) gaan uit van een sectorbenadering en vertrekken vanuit de bron (voornamelijk huishoudens, industrie, handel & diensten en landbouw). Met behulp van modellen (voor landbouw is dit het verouderde model SENTWA, voor industrie en huishoudens is dit het recente model WEISS) wordt de fosforemissie vanuit de verschillende sectoren berekend. Voor de netto-emissie wordt daarbij rekening gehouden met het zuiveringsrendement van rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's). Voor 2011 werd zo berekend dat er 2642 ton P in het water terechtkwam, waarbij het aandeel van landbouw (44%) en huishoudens (42%) het grootst was, met een kleiner aandeel van bedrijven (15%) (Figuur 18). In Figuur 18 is ook te zien dat het aandeel van landbouw trager daalt in de tijd dan het aandeel van huishoudens en industrie.



Figuur 18. Netto fosforemissie van verschillende sectoren, evolutie van 1998 tot 2011 (bron: MIRA kernset data).

Er wordt een alternatieve benadering en werkwijze voor de impactschatting gevolgd voor de opmaak van de stroomgebiedbeheerplannen (ontwerp-SGBP 2016-2021). Hierbij wordt niet uitgegaan van de sectorbenadering van MIRA, maar worden eerder de effectieve stromen in kaart gebracht (evenwel ook met SENTWA en WEISS gemodelleerd). Deze werkwijze heeft als belangrijkste gevolg dat voor industrie en huishoudens enkel de rechtstreekse ongezuiverde fosforstromen in rekening worden gebracht, en dat de RWZI een aparte bron worden (waarvan de emissie richting water effectief kan gemeten worden). Het voordeel van deze benadering is dat zo rekening gehouden wordt met de vuilvracht die op RWZI toekomt en niet verklaard kan worden vanuit gegevens van huishoudens en industrie. In de MIRA-benadering wordt deze niet-verklaarbare vracht dus genegeerd. Nadeel van de SGBP-benadering is dat er geen zuivere sectorbenadering meer is aangezien de vuilvracht van RWZI van verschillende sectoren afkomstig is en de emissies vanuit huishoudens en industrie die gezuiverd worden in RWZI, niet rechtstreeks aan huishoudens en industrie worden toegewezen. Dit heeft als logische gevolg dat het geschatte aandeel van deze sectoren in de fosforvracht beduidend kleiner is in vergelijking met de MIRA-werkwijze: 26% voor niet-aangesloten huishoudens en 6% voor industrie. In de totale emissie van 2603 ton P (gegevens van 2012 of meest recente) heeft landbouw een aandeel van 44% en de RWZI van 24%.

Ook in de recente stofstroomstudie die door VMM en UGent werd uitgevoerd (Coppens et al., 2013), is rekening gehouden met de effectieve emissie van de RWZI. In deze studie werd ook gepoogd om de emissiecijfers naar water per sector samen te stellen, maar hierbij zijn een aantal afwijkende berekeningen uitgevoerd. Ten eerste werd in deze studie een grotere totale fosforvracht richting water berekend: 3340 ton P in 2009. Dit komt grotendeels door de hoger ingeschatte emissies van niet-aangesloten huishoudens: 1150 ton P in de stofstroomstudie, ten opzichte van 684-690 ton P in de MIRA-SGBP-berekeningen. Dit is te verklaren doordat de eerste uitgaat van de Aquafin-vuilvracht (2 g P/IE) en de laatsten van 1,4 g P/IE (IE = inwonersequivalent). De eerste is wellicht een overschatting omdat hierbij ook rekening gehouden wordt met andere bronnen dan huishoudens in de RWZI-input, terwijl deze andere bronnen niet in rekening moeten gebracht worden onder de sector 'huishoudens'. De groter ingeschatte totale vracht in de stofstroomstudie resulteert in een kleiner geschat aandeel van landbouw, namelijk 35%, terwijl de absolute ingeschatte emissie vanuit landbouw wel gelijk is. Het aandeel van huishoudens wordt op 34% ingeschat. Vooral het aandeel van industrie is veel hoger ingeschat in de stofstroomstudie (31%), dit komt omdat de RWZI volledig in de sector industrie zijn opgenomen (terwijl een groot deel van de RWZI-input van huishoudens komt).

Tabel 6. Inschatten van het aandeel (%) van verschillende sectoren op de fosfordruk naar waterlichamen.

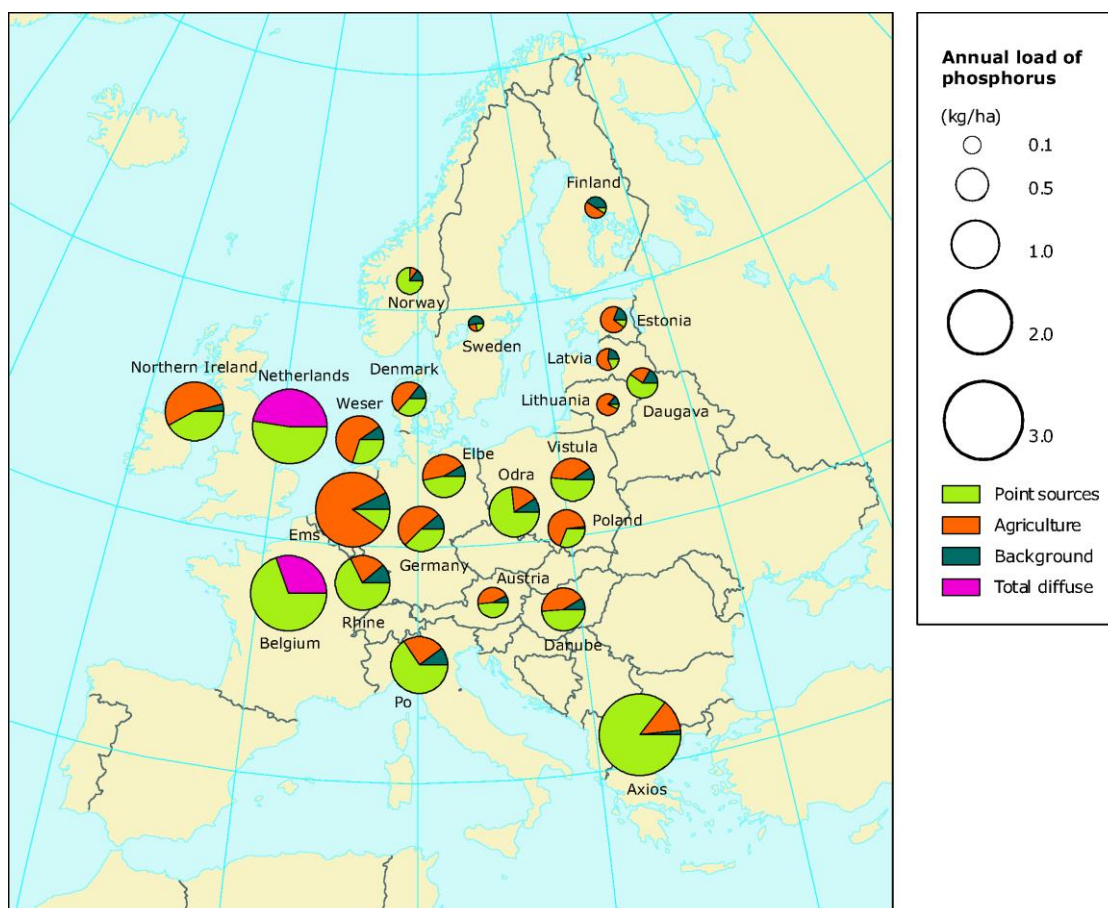
	MIRA-kernset	SGBP	Fosforstroomanalyse (Coppens et al., 2013)
Landbouw	44	44	35
Bedrijven/Industrie	15	6	31
Huishoudens	42	26	34
RWZI	/	24	/
Handel & Diensten	/	/	6

Samenvattend kan dus gesteld worden dat er veel verschillende cijfers van impactschattingen beschikbaar zijn (Tabel 6), die omzichtig behandeld moeten worden indien de bron en de

berekeningswijze niet duidelijk is. Er moet ook de kanttekening gemaakt worden dat alle getallen gemodelleerd zijn en niet effectief gemeten.

6.3 In andere landen

In Nederland wordt geschat dat 54% van de fosforbelasting van oppervlaktewater afkomstig is van 'uit- en afspoeling'. Aangezien deze 'uit- en afspoeling' niet alleen van historische en recente bemesting maar ook van bodemeigen fosfor, natuur, kwel en infiltratiewater afkomstig is, wordt de fosforbelasting van louter landbouw maar op 34% geschat (van der Bolt & Schoumans, 2012). In Vlaanderen wordt deze correctie niet gemaakt. Ook in het Verenigd Koninkrijk wordt de impact van landbouw op de totale fosforbelasting beperkter ingeschat (20-30%) dan in Vlaanderen, met een veel grotere rol van de huishoudens via rioolwaterzuiveringsinstallaties (60-80%) (White & Hammond, 2009; Anon., 2012d). Zo is meer dan de helft van de fosforverliezen richting water afkomstig uit waterzuivering (Cooper & Carliell-Marquet, 2013). In Ierland is landbouw de belangrijkste fosforbron voor rivieren, en in Zweden neemt landbouw 40% van de fosforbelasting naar de Baltische Zee voor zijn rekening (Ulén et al., 2007). Een overzicht van de geschatte aandelen van diffuse bronnen en puntbronnen in de fosforemissie in verschillende Europese landen in 2005 is terug te vinden in Figuur 19. Het aandeel van landbouw is soms groter en soms kleiner dan 50% ingeschat.



Figuur 19. Geschat aandeel van diffuse bronnen en puntbronnen in de fosforemissie in verschillende Europese landen in 2005 (bron: European Environment Agency, <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/national-or-regional-source-apportionments-and-fertiliser-use-faostat-fertiliser-consumption-for-phosphorus-b#tab-european-data>)

6.4 Nuances bij impactschattingen

In een recente review wordt gesteld dat het aandeel van landbouw in fosforbelasting vaak overschat wordt (Withers *et al.*, 2014). Meestal zijn er geen gegevens beschikbaar om de bewering dat landbouw het grootste aandeel heeft in eutrofiëring, te staven. Ook in Vlaanderen zijn er nauwelijks reële gegevens van fosforverliezen uit landbouwbodems beschikbaar, en wordt gewerkt met modellen. Verschillende concentraties en evoluties in verschillende types meetnetten kunnen wel indicaties geven van grootte en evoluties van aandelen van verschillende sectoren. Zo is de halvering van de gemeten orthofosforconcentratie in het Operationeel Meetnet Vlaamse waterlichamen in de laatste 12-14 jaar (Figuur 8), in vergelijking met een constante orthofosforconcentratie in het MAP-meetnet, een indicatie voor een snellere daling van de fosforvracht vanuit huishoudens en industrie dan voor landbouw in de tijd voor Vlaanderen (Figuur 18).

6.5 Impact van puntbronnen

6.5.1 Eigenschappen van fosforlading vanuit puntbronnen

Puntbronnen zijn in tegenstelling tot diffuse bronnen (waaraan landbouw wordt gekoppeld) meer beschikbaar en geconcentreerder (Edwards & Withers, 2007). In Ierland werd vastgesteld dat zelfs in rivieren gedomineerd door diffuse fosfor de puntbronnen de belasting sterk bepalen (Greene *et al.*, 2011). Ook in het Verenigd Koninkrijk is het aandeel van puntbronnen in de fosforvracht momenteel onder de aandacht. Er werd vastgesteld dat de invloed van puntbronnen op de fosforbelasting in Britse rivieren groot is.

Niet alleen de omvang van de fosforlading vanuit puntbronnen is belangrijk. Het tijdstip en de beschikbaarheid van de fosforbelasting vanuit puntbronnen is zodanig dat de impact op de waterecologie groter is dan bij fosforverliezen vanuit landbouw. In periodes dat er veel afspoeling/runoff plaatsvindt, zou landbouw de belangrijkste fosforbron zijn, maar bij kleine stroomsnelheden zoals in de lente en zomer zijn puntbronnen het belangrijkste (Crossman *et al.*, 2013). In deze laatste periodes is er het meest risico op algenbloei, waardoor de relevantie van de puntbronnen groter wordt. Ten tweede is het aandeel opgeloste fosfor in de totale fosforconcentratie groter bij puntbronnen dan bij landbouw, en deze opgeloste fosfor is het best beschikbaar voor algen (Ekholm & Krogerus, 2003).

Het is niet eenvoudig om de verliezen vanuit landbouw en puntbronnen te scheiden en te kwantificeren. Binnen de landbouw zijn er ook puntbronnen te vinden, die soms grote fosforverliezen tot gevolg hebben. Zo wijzen studies in het Verenigd Koninkrijk op de grotere fosforconcentraties in afspoeling van wegen en het woonerf dan van landbouwbodems zelf (Withers *et al.*, 2009). De invloed van puntbronnen wordt gemakkelijk onderschat omdat bij lage stroomsnelheden (wanneer puntbronnen gedetecteerd kunnen worden) fosforretentie door de rivier zelf optreedt. Bij hoge stroomsnelheden treedt er mobilisatie van fosfor in de rivier op, wat soms foutief toegewezen wordt aan diffuse fosforbronnen als landbouw (Jarvie *et al.*, 2012). Detailmetingen van fosforconcentraties in een stroom in Noord-Ierland toonden geregeld zeer korte maar sterk verhoogde fosforconcentraties die niet gelinkt waren aan grote stroomsnelheden die op storm-afspoeling kunnen wijzen. Wellicht zijn deze verhoogde fosforconcentraties te wijten aan septische systemen en/of afvalwater (Sharpley *et al.*, 2009).

6.5.2 Lozingen van (gezuiverd) afvalwater

De impact van afvalwater(zuivering) op de fosforconcentratie in rivieren is groot. Voor Oostenrijk, Denemarken, Finland, Duitsland, Nederland, Zweden, België, Frankrijk, Ierland en het Verenigd Koninkrijk werd vastgesteld dat noch de populatiedensiteit in landbouwgebieden noch het aandeel landbouwoppervlakte noch het gebruik van mest(stoffen) gerelateerd was aan de opgeloste fosforconcentratie in rivieren (Foy, 2007). Deze concentratie was wél sterk gerelateerd aan de populatiedensiteit gecorrigeerd voor de fosforverwijdering bij afvalwaterzuivering. Deze observaties wijzen op een grotere invloed van afvalwaterzuivering dan van landbouw op de fosforconcentraties in rivieren. In België bijvoorbeeld, waar ten tijde van de studie maar 30% van de fosfor bij afvalwaterzuivering verwijderd werd, zijn hogere fosforconcentraties in rivieren opgemeten dan in Nederland (80% verwijdering), ondanks de grote landbouwdruk in Nederland. In het eerste rapport over de bekkenbeheersplannen van de EU werd vastgesteld dat de 5 lidstaten met het grootste aandeel aan rivierwaterlichamen die door puntbronnen worden beïnvloed (meer dan 45%, i.e. Polen, Ierland, België (Vlaanderen), Tsjechië en het Verenigd Koninkrijk) algemeen een lagere graad van afvalwaterzuivering hebben dan veel andere lidstaten (Kristensen, 2012). In het Verenigd Koninkrijk is meer dan de helft van de fosforverliezen richting water afkomstig van afvalwaterzuivering (Cooper & Carliell-Marquet, 2013). In een Europese studie wordt specifiek naar België verwezen als een uitzondering in Europa waar het aandeel van puntbronnen groter is dan van landbouw door de grote bevolkingsdichtheid en de beperkte verwijdering van nutriënten bij afvalwaterzuivering (Bogestrand et al., 2005).

Het aandeel van rioolwaterzuiveringstations (RWZI's) in de totale fosfordruk op waterlichamen wordt in de ontwerp-SGBP 2016-2021 op 24% geschat. Voor het lozen van gezuiverd afvalwater gelden voor rioolwaterzuiveringsinstallaties vergunningseisen en daarnaast nog strengere VLAREM-doelstellingen. Terwijl de eerste nauwelijks een probleem vormen, zijn de VLAREM-doelstellingen voor fosforconcentratie in gezuiverd afvalwater een pak strenger en moeilijker te halen: 1 mg P/l (>100.000 IE) of 2 mg P/l (2000-100.000 IE) en 80% verwijderingspercentage (Anon., 2010b). Omdat vooral bij influentverdunding deze normen moeilijk haalbaar zijn, voorziet de wetgeving mogelijke tijdelijke afwijkingen, bijvoorbeeld 1 mg P/l OF 80% verwijderingspercentage (2000-100.000 IE) (Aquafin, persoonlijke communicatie). Uit cijfers van Aquafin blijkt dat de totale fosforconcentratie in het effluent bijna altijd onder de lozingsnorm ligt, maar het verwijderingspercentage wordt moeilijker gehaald (46 RWZI's voldeden niet in 2011, www.vmm.be). De RWZI's met IE < 2000 hebben vaak hoge fosforconcentraties in het effluent: in 2012 was dit gemiddeld 2,84 mg P/l, met een maximum van 13,9 mg P/l (bron: Aquafin). Ter vergelijking: de Vlaamse norm voor totale fosforconcentratie in rivieren is 0,14 mg P/l (zie Tabel 2).

6.5.3 Lozingen van huishoudens en bedrijven

Lozingen van huishoudens en bedrijven in oppervlaktewater kunnen eveneens oorzaak zijn van hoge fosforconcentraties in oppervlaktewater. Voor lozingen van gevaarlijke stoffen in oppervlaktewater mag volgens Vlarem II de concentratie niet boven de vermelde concentratie van het indelingscriterium zitten (Anon., 2010c). Dit indelingscriterium is normaal gezien identiek aan de milieukwaliteitsnorm (voor totaal fosfor in rivieren is dit 0,14 mg P/l, zie Tabel 2). Dit is echter voor fosfor niet het geval omdat de milieukwaliteitsnorm een zomerhalfjaargemiddelde betreft, wat niet eenduidig te vertalen is naar één indelingscriterium. Bovendien is de norm van 0,14 mg P/l praktisch niet haalbaar voor zeer veel bedrijven. Het indelingscriterium voor de totale

fosforconcentratie is daarom vastgesteld op 1 mg P/l. Echter veel bedrijven kunnen hogere fosforconcentraties lozen indien dit opgenomen is in de lozingsvergunning. In bijlage 5.3.2 van VlaremII (Anon., 2012c) staan sectorale lozingsvoorwaarden opgelijst, die gebaseerd zijn op de best beschikbare techniek die mogelijk is binnen een bepaalde sector en op de ecologische draagkracht van het ontvangende water. Deze sectorale lozingsnorm is in veel gevallen 2 mg P/l maar kan oplopen tot zelfs 100 mg P/l (Anon., 2012c) (Tabel 7). Bij dergelijke hoge concentraties kunnen deze puntbronnen bijgevolg een grote impact hebben op de fosforbelasting van oppervlaktewater. Huishoudelijk afvalwater in te optimaliseren buitengebied mag 10 mg P/l bevatten.

Aangezien er geen sectorale normen zijn voor land- en tuinbouwbedrijven, geldt de algemene lozingsnorm van 1 mg P/l. Indien hogere fosforconcentraties in het afvalwater voorkomen moet een milieuvergunning aangevraagd worden. In geen geval mag mest of gier in het oppervlaktewater geloosd worden.

Tabel 7. Fosforlozingsnormen voor huishoudens en bedrijven in oppervlaktewater (Vlarem) (Anon., 2012c)

Soort afvalwater	Lozingsnorm (mg P/l)
<i>Oppervlaktewater</i>	<i>0,14</i>
Huishoudelijk afvalwater in te optimaliseren buitengebied	10
Bedrijven algemeen (ook landbouw)	1
Bedrijven: sectoraal	2-100
- productie fosfaatmeststoffen	70 (brak)/100 (zoet)
- productie samengestelde meststoffen	35

6.6 Interne nalevering

Op de bodem van waterlichamen bevindt er zich slib dat ook fosfor kan opnemen van of afgeven aan het waterlichaam. De waterbodem kan zich bij fosforverontreiniging 'opladen', bijvoorbeeld bij landbouwuitspoeling in de winter, waarna de opgenomen fosfor in een later seizoen terug kan vrijkomen in het oppervlaktewater (van der Wijngaart et al., 2012). Ook de stroomsnelheid speelt een rol: bij trage snelheden kan fosforretentie optreden, bij hoge stroomsnelheden kan er fosfor gemobiliseerd worden (Jarvie et al., 2012).

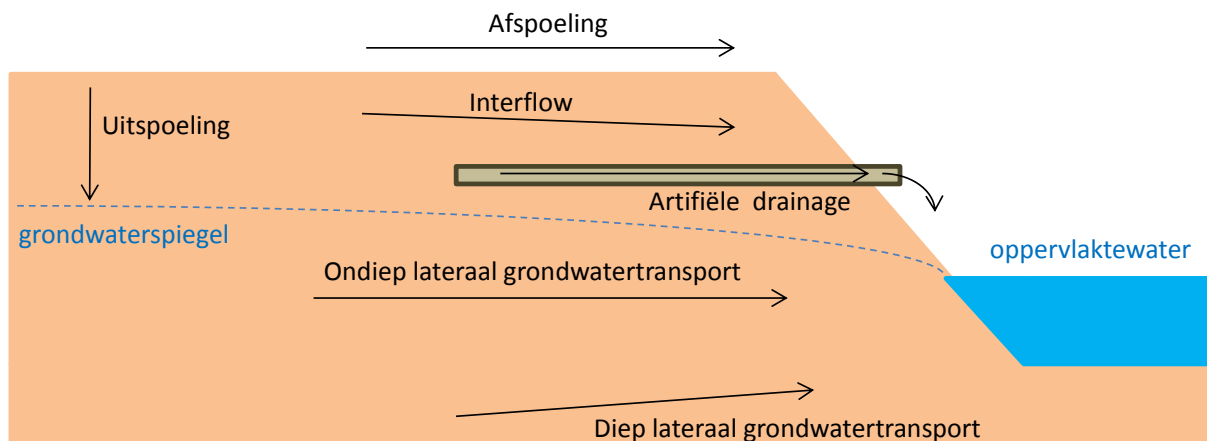
Fosforuitwisseling tussen de waterbodem en het bovenstaande oppervlaktewater gebeurt door tal van fysisch-chemische en biologische processen als diffusie, (de)sorptie, sedimentatie/resuspensie, opname plantenwortels, mobilisatie, ... (van der Wijngaart et al., 2012). Fosformobilisatie gebeurt door een fosforflux vanuit een grotere fosforconcentratie in het bodemvocht van de rivierbodem naar een lagere fosforconcentratie in het oppervlaktewater. Algen kunnen deze flux vergroten door fosforopname (de zogenaamde 'algenpomp'). Vanuit planten kan eveneens een grote flux van fosfor naar de waterlaag ontstaan. Baggeren kan ook tot gevolg hebben dat fosfor nageleverd wordt aan het oppervlaktewater. Verlaagde zuurstofconcentraties resulteren in reductie van ijzer en daardoor komt fosfor vrij dat gebonden was door ijzeroxides. Zelfs bij geringe daling van zuurstofconcentraties (20%) verhoogt de fosformobilisatie, vooral in ijzerrijke bodems. Deze zuurstofdaling kan het gevolg zijn van een gesloten kroosdek, afbraak van organisch materiaal en wordt ook beïnvloed door stroomsnelheid en watervolume (van der Wijngaart et al., 2012).

Uit de stoffenbalansen van STOWA (van der Wijngaart et al., 2012) blijkt dat fosfor uit de waterbodem soms een substantieel aandeel levert van de totale fosforbelasting. Deze route is niet opgenomen in de modellen van VMM en SENTWA (zie 10.2.2). Om deze processen in kaart te brengen voor een specifieke waterloop zijn twee instrumenten ontwikkeld in Nederland (van der Wijngaart et al., 2012). Er zijn verschillende maatregelen mogelijk om deze interne nalevering tegen te gaan (Osté & van de Weerd, 2012), deze worden in deel 3 van deze rapportenreeks (Amery & Vandecasteele, 2015b) uitgediept.

7 Verliesroutes voor fosfor vanuit landbouwbodems

7.1 Mogelijke verliesroutes

Bodemhydrologie is een belangrijke factor in het fosforverlies, omdat water fosfor mee transporteert (Haygarth & Jarvis, 1999). Er zijn verschillende routes waarlangs fosfor uit een bodem kan getransporteerd worden (Figuur 20).



Figuur 20. Verliesroutes voor fosfor vanuit bodems

7.1.1 Afspoeling (runoff)

Afspoeling van water over het bodemoppervlak is mogelijk bij het overschrijden van de infiltratiecapaciteit van de bodem (hevig regenvval, kan altijd) en wanneer de grondwaterstand aan het bodemoppervlak staat (vooral in de winter) (van Slobbe et al., 2010). Via afspoeling kan fosfor in opgeloste vorm getransporteerd worden. Het is ook mogelijk dat bodemdeeltjes, waarop fosfor gesorbeerd zit, met de oppervlakkige afspoeling meegevoerd worden (erosie). Fosforverliezen via oppervlakkige afspoeling zijn het grootst bij intensieve regenvval, indien de bodem niet bedekt is (vooral erosie) en bij grondbewerkingen (Johnston, 2000).

7.1.2 Uitloging en interflow

Boven de grondwaterspiegel kan water fosfor mee transporteren doorheen de bodem via uitspoeling/uitloging (eerder verticaal) en interflow (eerder lateraal watertransport). Via uitloging kan het water infiltreren naar ondiep grondwater, bij hoge grondwaterstand of ondiepe ondoordringbare laag, of naar diep grondwater, bij goed doorlatende bodems (Debien et al., 2012). Uitloging kan via gesatureerde (piston) of preferentiële stroming plaatsvinden (Haygarth & Jarvis, 1999). Fosfor dat uit de bovenste bodemlaag uitgelooft wordt, kan in onderliggende bodemlagen terug vastgelegd worden, zoals bijvoorbeeld geobserveerd werd in bodemkolommen van de Noorderkempen (Lookman, 1995).

7.1.3 Artificiële drainage

Fosfor kan rechtstreeks richting oppervlaktewater afgevoerd worden via artificiële drainage. Daardoor krijgt de bodem geen mogelijkheid om fosfor vast te leggen, waardoor de drainagebuis

een snelweg voor fosforverliezen vormt. Ook andere preferentiële stroompaden zoals macroporiën in de bodem kunnen versneld fosfortransport veroorzaken (Heathwaite, 1997).

7.1.4 Grondwatertransport

Eens fosfor in het grondwater voorkomt, kan het via ondiepe en diepe laterale grondwaterbewegingen naar het oppervlaktewater getransporteerd worden.

7.2 Belang van de verschillende verliesroutes in Europa en Vlaanderen

Op Europees vlak is afspoeling, en dan vooral erosie, de belangrijkste verliesroute voor fosfor richting oppervlaktewater (Smith *et al.*, 1998; Kleinman *et al.*, 2009). Bodems kunnen via sorptie en precipitatie fosfor immers uit het infiltrerende water filteren, waardoor uit een beperkte review bleek dat verliezen via uitloging gemiddeld minder dan 1% uitmaken van de toegediende fosfordosis. Verliezen via runoff daarentegen kunnen oplopen tot 9% van de fosforbestedingsdosis (Vanderdeelen, 2002). Ook in de Verenigde Staten is runoff de belangrijkste fosforverliespost (Hansen *et al.*, 2002).

In Nederland, Vlaanderen en NW-Duitsland is runoff daarentegen in veel vlakke percelen minder belangrijk in vergelijking met transport doorheen het bodemprofiel (Chardon & Schoumans, 2007). Toch is oppervlakkige afvoer niet te verwaarlozen in de lage landen. Sommige studies concluderen dat oppervlakkige afstroming toch de belangrijkste fosforverliespost is in Nederland (Postma & de Haas, 2009). Aangezien fosforconcentraties in runoff-water groter kunnen zijn dan in uitlogingswater door groot contact met de fosforrijke bovengrond en/of mest, kan het aandeel van runoff in de fosforverliezen nog groter zijn. Dit geldt zeker bij erosie gezien de getransporteerde bodemdeeltjes een grote fosforsorptiecapaciteit hebben (Hansen *et al.*, 2002).

Oppervlakkige afvoer is vooral relevant voor slecht drainerende landbouwpercelen zoals gebieden met een hoog kleigehalte (Chardon & Schoumans, 2007; van de Weerd & Torenbeek, 2007). Maar ook bij vlakke zandbodems is oppervlakkige afvoer mogelijk, vooral bij bodemverzadiging bij aanhoudende neerslag (winter) (van de Weerd & Torenbeek, 2007; Massop *et al.*, 2012). Oppervlakkige fosforafvoer treedt vooral op als incidentele verliezen, namelijk als kortstondige gebeurtenissen bij hevige regenval, zeker indien kort daarvoor bemest werd (Noij *et al.*, 2006; van der Salm *et al.*, 2006; van Bakel *et al.*, 2008).

Uitloging is vooral van belang in zandbodems (Chardon & Schoumans, 2007). Bodems die artificieel gedraineerd worden, kunnen grote fosforverliezen via de drainagebuizen optekenen. Dit is meer uitgesproken na een lange droge zomer door de vorming van preferentiële macroporiën en de lage bodemconductiviteit (van der Salm *et al.*, 2012).

Welke verliesroute domineert, zal vooral afhangen van de lokale situatie. Daarin zijn het bodemvochtgehalte, de diepte van het grondwater, dikte van de watervoerende laag en de bodemtextuur belangrijke parameters. In Nederland werden in twee studies telkens drie verschillende grasbodems bestudeerd. In de ene studie (van de Weerd & Torenbeek, 2007) bleek gemiddeld 75-80% van de fosforemissie via oppervlakkige afstroming te gebeuren, terwijl in de andere studie (van der Salm *et al.*, 2013) vooral uitloging domineerde.

8 Variaties in fosforverliezen vanuit landbouwbodems

8.1 Grootte van fosforverliezen uit landbouwbodems

Fosforverliezen uit landbouwbodems zijn typisch rond 2 kg P_2O_5 /ha/jr, maar kunnen sterk verschillen tussen 0,02 en 1400 kg P_2O_5 /ha/jr (Haygarth & Jarvis, 1999). Zo werd op een zware Nederlandse kleibodem een fosforverlies van 9 kg P_2O_5 /ha/jr waargenomen, 6% van de bemestingsdosis (van der Salm et al., 2006). In een bekken bij het meer van Genève (<2% helling) varieerde het fosforverlies tussen 1,1 en 1,8 kg P_2O_5 /ha/jr, minder dan 2% van de bemestingsgift (Pommel & Dorioz, 1997). In verschillende Nederlandse grasbodems varieerde het fosforverlies tussen 2 en 8 kg P_2O_5 /ha/jr (van der Salm & Schoumans, 2000; van Beek *et al.*, 2009). Fosforverliezen worden over het algemeen weergegeven op jaarbasis, maar vaak zijn deze verliezen niet homogeen verdeeld over het jaar (Sharpley & Rekolainen, 1997), zie 8.2.

Bij een fosforconcentratie van 0,1 mg o-P/l (gemiddelde norm voor oppervlaktewater, zie 4.2.2) en een jaarlijks neerslagoverschot van 300 mm/jr, is het jaarlijks toelaatbare fosforverlies via uitloging 1 kg P_2O_5 /ha/jr. Dit toont aan dat zelfs relatief kleine verliezen (een verlies van 1 kg P_2O_5 /ha/jr is zo'n 1-3% van een doorsnee bemestingsdosis) overschrijdingen van de waternormen kunnen veroorzaken. Berekeningen voor Vlaanderen met het verouderde SENTWA-model (zie 10.2.2) geven diffuse fosforverliezen van 1,15 kton P vanuit de landbouw naar het water in 2011, voor een landbouwareaal van 670000 ha komt dit neer op een gemiddeld verlies van 3,9 kg P_2O_5 /ha/jr.

8.2 Spreiding verlies in de tijd

Fosforverliezen zijn niet constant in de tijd. Vaak worden de grootste verliezen in het voorjaar waargenomen door incidentele verliezen via oppervlakkige afvoer kort na bemesting (zie 9.3.2). Grotere fosforverliezen in het voorjaar kunnen ook gerelateerd zijn aan interacties tussen hydrologische droog-nat-cycli met bodembioologische processen (Brookes et al., 1997). Andere grote fosforverliezen worden waargenomen in de winter door het grotere neerslagoverschot en hoge grondwaterstanden (Jordan et al., 2012) en tijdens herfststormen (Heathwaite & Dils, 2000). Hoge grondwaterstanden en bijgevolg anaerobe omstandigheden in de bodem kunnen ook resulteren in reductie van fosforsorberende ijzeroxiden en daardoor hogere fosforconcentraties (Shahandeh et al., 2003). Door een beperkt watertransport zijn fosforverliezen in de zomer veel kleiner (van der Salm et al., 2006). Fosforconcentraties in waterlopen kunnen in de zomer wel hoge waarden aannemen, door een kleinere verdunning (zie 5.2.5).

8.3 Spreiding in de ruimte

Fosforverliezen op kleine schaal (bodem, perceel) zijn soms niet duidelijk gerelateerd aan fosfortransfers uit bekkens (grotere schaal) (Haygarth et al., 2012). Exportcijfers op bekkenschaal zijn vaak lager dan ingeschat op basis van bodem- of perceelschaal (Haygarth & Jarvis, 1999). Voor veel stroombekkens geldt dat een groot deel (meer dan 75%) van de jaarlijkse fosforafvoer plaatsvindt vanuit een klein deel (tot 5%) van het totale bodemoppervlak. Deze percelen met relatief grote fosforverliezen worden ook wel 'kritische brongebieden' genoemd.

8.4 Vormen fosforverlies

Fosfor kan onder verschillende vormen getransporteerd worden (zie ook hoofdstuk 2). Orthofosfor is anorganisch fosfor, dat zowel opgelost als particulaire/colloïdaal (=op kleine (bodem)deeltjes) in water kan voorkomen. Fosfor kan ook onder organische vorm voorkomen, opgelost of niet.

Algemeen gezien komen alle mogelijke fosforvormen in niet-verwaarloosbare fracties voor in het transporterende water (Turner, 2002). In runoffwater zit zowel opgeloste maar vooral particulaire fosfor (Heathwaite, 1997). Fosforverliezen in drains, greppels en sloten vanuit een zware Nederlandse klei waren voor 50-90% particulaire (van der Salm *et al.*, 2006; Koopmans *et al.*, 2009; van der Salm *et al.*, 2012; Koopmans & van den Toorn, 2012).

In uitloogwater komt veel opgeloste fosfor voor, maar ook particulaire en organische fosfor mogen niet onderschat worden (Heathwaite, 1997; Hens, 1999; Haygarth & Jarvis, 1999). In zandige bodems is (opgeloste) anorganische fosfor de belangrijkste fosforvorm in uitlogingswater, zelfs indien organische bemesting werd toegepast (Ulén, 1999; Turner & Haygarth, 2000; Koopmans *et al.*, 2007; Siemens *et al.*, 2008; Andersson *et al.*, 2013). Terwijl de anorganische fosforvorm domineert in de bovenste bodemlagen, kan in diepere bodemlagen organische fosfor domineren (Chardon *et al.*, 1997). In Scandinavië werd waargenomen dat het aandeel opgeloste fosfor in de totale fosforconcentratie in uitlogingswater toenam bij hogere bodemfosforgehaltes (Rubaek *et al.*, 2010; Svanbäck *et al.*, 2013b). In kleibodems kunnen particulaire en organische fosforvormen domineren (Ulén, 1999; Sinclair *et al.*, 2007; Andersson *et al.*, 2013). Hun aandeel neemt toe bij lager organisch stofgehalte, hoger kleigehalte, hoger ijzergehalte, lagere ionische sterkte en grotere aanwezigheid van continue macroporiën (de Jonge *et al.*, 2004; Heckrath *et al.*, 2007). Ook organische fosforvormen zijn belangrijk voor fosforverliezen want zij zijn minder gevoelig voor bodemsorptie dan orthofosfor (Haygarth & Jarvis, 1999).

8.5 Reëel/actueel versus potentieel verlies

Het gehalte potentieel mobiele fosfor in een bodem wordt bepaald door bodemkarakteristieken, landbouwkundige en topologische factoren (Haygarth & Jarvis, 1999), deze worden uitgewerkt in hoofdstuk 9. Of deze fosfor dan ook echt mobiel wordt (reëel), hangt af van de hydrologie en connectiviteit met ontvangende waters (regenval, bodemvochtigheid, hoogte grondwaterspiegel,...) (Haygarth *et al.*, 2000). De bodemfosfortoestand, een belangrijke factor voor het risico op fosforverlies, is dan vooral bepalend in die bodemlagen waaruit water wordt afgevoerd naar het oppervlaktewater (Ehlert *et al.*, 2014). Waar het potentiële risico, hoewel beïnvloed door vele factoren (zie hoofdstuk 9), nog relatief eenvoudig in te schatten is, is het een complexe oefening om de werkelijke verliezen te voorspellen (zie hoofdstuk 10).

Zoals reeds gesteld in deel 8.3, zijn de verliezen op bodem- en perceelschaal niet altijd gerelateerd aan de verliezen op bekkenschaal. Zo kan een beïnvloedende parameter voor het fosforverlies op bodemschaal, niet bepalend zijn voor fosforverlies op grotere schaal (Haygarth *et al.*, 2012). Zo was in twee Engelse bekkens het fosforverlies op bodemschaal beïnvloed door de bemestingsgeschiedenis, dieraantallen en hydrologische processen. Op grotere schaal was er echter geen temporele invloed van fosforbemesting op fosfortransport.

9 Beïnvloedende factoren voor potentiële fosforverliezen

9.1 Bodemfosforgehalte

9.1.1 Algemeen

Het lijkt logisch dat het bodemfosforgehalte de fosforverliezen vanuit landbouwbodems beïnvloedt. Fosfor aanwezig in de bodem kan vrijkomen en getransporteerd worden door desorptie (bijvoorbeeld van ijzeroxiden), oplossen (van bijvoorbeeld calciumfosfaatneerslagen) en mineralisatie van organische fosforcomponenten. Ook organische fosforcomponenten zelf kunnen getransporteerd worden (Haygarth & Jarvis, 1999). Om bodemfosforverliezen in te schatten, wordt daarom vaak gebruik gemaakt van landbouwkundige fosforbeschikbaarheidstesten, al zijn de processen voor het beschikbaar worden van fosfor voor de plant of voor transport wellicht verschillend (Tunney et al., 1997). Voorbeelden van dergelijke testen zijn P-AL, P-Olsen, P-Mehlich,... Voor details over deze verschillende bodemfosformetingen wordt verwezen naar deel 1 van deze rapportenreeks (Amery & Vandecasteele, 2015a). Er zijn ook meer milieukundige bodemfosfortesten voorhanden, zoals waterextracties (waaronder Pw), P-CaCl₂, de fosfaatverzadigingsgraad,... Deze laatste wordt hieronder (9.1.3) in detail besproken.

9.1.2 Staalnamediepte

De geschikte bemonsteringsdiepte voor het meten van het bodemfosforgehalte is afhankelijk van de verliesroute en de hydrologische omstandigheden. Voor runoff zijn enkel de bovenste centimeters van de bouwvoor bepalend (Haygarth & Jarvis, 1999). De geschikte bemonsteringsdiepte voor voorspellen van uitlogingsverliezen is afhankelijk van verschillende factoren. Bij hoge grondwaterstand of bij preferentieel transport (bijvoorbeeld kleibodems met macroporiën) moet de bouwvoor bemonsterd worden omdat er minder interactie is met de diepere bodemlagen (Andersson et al., 2013), in de andere gevallen wordt best de bodemlaag bemonsterd tot op een diepte nabij de gemiddeld hoogste grondwaterstand of de drainagediepte (Chardon & van Faasen, 1999). Vooral bij zandbodems is het bodemfosforgehalte in de diepere bodemlagen belangrijk. Ook het ijzergehalte in de diepere ondergrond kan fosforuitloging bepalen (Liu et al., 2010). Dit wordt meegenomen bij de berekening van de fosfaatverzadigingsgraad (9.1.3).

9.1.3 Fosfaatverzadigingsgraad

9.1.3.1 Algemeen

Behalve met het bodemfosforgehalte houdt de fosfaatverzadigingsgraad ook rekening met de sorptiecapaciteit voor fosfaat in de bodem. Bodems met een relatief grote sorptiecapaciteit zullen bij eenzelfde bodemfosforgehalte relatief meer fosfor in de bodem kunnen vasthouden en dus minder gevoelig zijn aan fosforuitspoeling. De fosfaatverzadigingsgraad schat het risico in op fosfaatuitspoeling (dus geen andere verliesroutes zoals bijvoorbeeld erosie) die op termijn ontstaat naar het bovenste grondwater (potentieel verlies, zie deel 8.5). De daadwerkelijke fosforverliezen hangen sterk af van de ligging van het perceel, de hydrologische situatie en de ontwateringskarakteristieken (Schoumans, 2004).

Het concept werd uitgewerkt voor kalkarme zandgronden, waarin fosfaat kan vastgelegd worden op ijzer- en aluminiumcomponenten (van der Zee et al., 1990a; van der Zee et al., 1990b). De

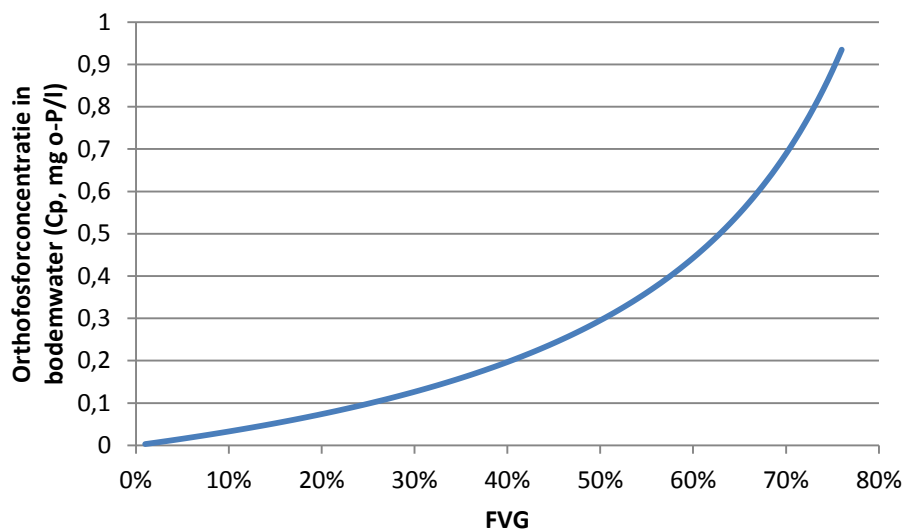
fosfaatverzadigingsgraad (FVG, %) wordt gemeten door een bodemstaal te nemen tot aan de bovenste grondwaterstand. In dit bodemstaal wordt het oxalaatextraheerbaar fosfor- (P_{ox}), aluminium- (Al_{ox}) en ijzergehalte (Fe_{ox}) gemeten (in mmol/kg), waaruit de FVG bepaald kan worden:

$$FVG = \frac{P_{ox}}{0,5 * (Al_{ox} + Fe_{ox})}$$

Een FVG hoger dan 100% is mogelijk gezien fosfor ook met calcium kan neerslaan. Na verschillende aannames kan de orthofosforconcentratie in het bodemwater (C_p , mg o-P/l) gelinkt worden aan de fosfaatverzadigingsgraad via volgende vergelijking (Schoumans, 2004):

$$C_p = \frac{31 * FVG}{((1 - FVG) * 35 * 0,5 * 6)}$$

Hieruit kan Figuur 21 afgeleid worden. Indien het grondwater op termijn maximaal een orthofosforconcentratie van 0,1 mg o-P/l (gemiddelde norm in oppervlaktewater) mag hebben, mag de FVG maximaal 25% bedragen.



Figuur 21. Relatie tussen de orthofosforconcentratie in het bodemwater (C_p , mg o-P/l) en de fosfaatverzadigingsgraad voor kalkarme zandbodems.

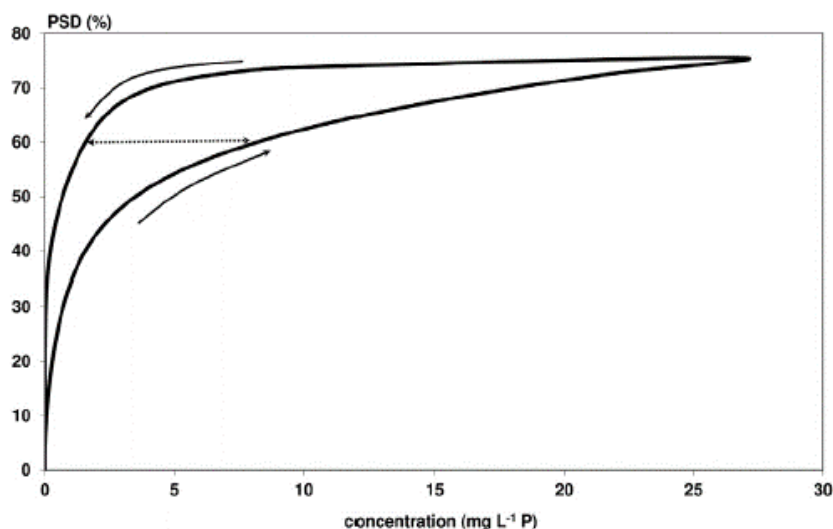
In principe kan dezelfde methodiek gevolgd worden voor bodems die geen kalkarme zandgronden zijn. Op basis van geschatte parameters bekomen uit een aantal beperkte referenties wordt een kritieke FVG van 25% bekomen voor klei en 5% voor kalkrijk zand (Schoumans, 2004). Deze analyse werd recent overgedaan (Schoumans & Chardon, 2015). De kritieke FVG voor verschillende bodemtypes werd afgeleid op basis van de achtergrondconcentratie van fosfor in diep grondwater (P-concentratie die niet overschreden mag worden, 0,1 mg o-P/l voor kalkarme zandgronden, mediaan van 0,13 mg P/l over gans Nederland), grondwaterstand en sorptie- en desorptieparameters van de bodem. Dezelfde formule voor FVG werd gebruikt voor kleibodems omdat er geen invloed van kalkgehalte in bodems op fosforsorptiecapaciteit werd gevonden. Voor kalkrijke zandbodems werden specifieke sorptie-eigenschappen bepaald. Zo wordt een kritieke FVG berekend van 25% (kalkarme zandgronden), 31% (23-54%, kalkarme kleibodems), 78% (51-86%, kalkrijke kleibodems, hoog door hoge fosforconcentraties in grondwater), 5% (1-36%, veenbodems)

en 23% (18-37%, kalkrijke zandbodems). In Nederland daalt de FVG zelf gemiddeld volgens kalkrijke zandbodems > kalkarme zandbodems > kalkrijke kleibodems > kalkarme kleibodems > veenbodems.

Het principe van fosforverzadiging kan ook met behulp van andere extractiemiddelen dan oxalaat gedefinieerd worden, bijvoorbeeld met een Mehlich-extractie (Beauchemin & Simard, 1999; Nair, 2014), ammoniumlactaat (Ulén, 2006) en andere (Schoumans & Chardon, 2015). Deze extractiemiddelen zijn minder sterk dan oxalaat. De FVG op basis van een ammoniumlactaatextractie was in 22 Noorse bodems sterk gecorreleerd met de opgeloste ortho-fosforconcentratie in het drainagewater (Ulén, 2006).

Voor kalkrijke bodems kunnen andere parameters dan aluminium en ijzer bepalend zijn voor het fosfaatbufferend vermogen of de sorptiecapaciteit (noemer voor de fosfaatverzadigingsgraad). Zo kan de fosforsorptiecapaciteit voor 57 Waalse bodems beter met behulp van het oxalaatextraheerbare aluminiumgehalte en de pH voorspeld worden, dan met behulp van het oxalaatextraheerbare ijzer- en aluminiumgehalte (Renneson *et al.*, 2015).

Een belangrijke nuance is dat de fosfaatverzadigingsgraad een maat is voor het risico op fosforverliezen op termijn, en niet voor de actuele verliezen (Schoumans & Chardon, 2015). Daarom kan de fosfaatverzadigingsgraad niet gerelateerd worden aan de fosforconcentraties gemeten in de bodemoplossing. Een gevolg daarvan is het voorkomen van hysteresis. Zo kan bij netto fosforonttrekking de relatie tussen de fosfaatverzadigingsgraad en de concentratie in de bodemoplossing verschillend zijn van deze bij opbouw van het bodemfosforgehalte (Figuur 22). Bijgevolg is het mogelijk dat de FVG hoog blijft bij gereduceerde fosforbemesting, terwijl de fosforverliezen wel dalen. Bijkomend onderzoek moet dit nog verder bevestigen en uitklaren.



Figuur 22. Relatie tussen de fosfaatverzadigingsgraad (PSD) en de fosforconcentratie in de bodemoplossing tijdens opbouw (opgaande pijl) en afbouw (neergaande pijl) van het bodemfosforgehalte (Schoumans & Chardon, 2015)

9.1.3.2 Fosfaatverzadigingsgraad in Vlaanderen

In Vlaanderen werd het principe van de fosfaatverzadigingsgraad voor kalkarme zandgronden lichtjes aangepast. Gezien het gebrek aan informatie over de grondwaterstand wordt een bodemstaal tot 90 cm genomen in plaats van tot de hoogste grondwaterstand (of ten diepste 1 meter). Gezien het belang van de grondwaterstand in fosforuitloging wordt zo reeds een bepalende factor genegeerd. Vroeger werd een grens van 40% FVG aangenomen, overeenkomend

met de vroegere norm voor stromend oppervlaktewater van 0,3 mg P/l $\approx$ 0,2 mg o-P/l (Figuur 21). Deze grens is tegenwoordig teruggebracht op 35% FVG. Onder deze grens werden in het drainagewater van 19 Vlaamse percelen geen overschrijdingen van de 0,1 mg o-P/l norm geobserveerd (Brookes et al., 1997). Er wordt in deze redenering echter geen rekening gehouden met de toekomstige potentiële verliezen, waar het FVG-concept wel rekening mee houdt. Bij een FVG van 35% zouden volgens Figuur 21 potentiële verliezen van 0,16 mg o-P/l mogelijk zijn. Indien rekening gehouden wordt met de huidige fosfornorm voor grondwater (0,44 mg o-P/l), wordt de grens voor FVG op 60% gesteld. Voor bodems die geen kalkarme zandgronden zijn, bestaat in Vlaanderen geen protocol noch uitwerking van de fosfaatverzadigingsgraad. Het protocol kan enkel uitgevoerd worden indien de pH-KCl lager is dan 6 in de drie bodemlagen én als de textuur zand, lemig zand, kleilig zand of licht zandleem is (Baert et al., 1997). In het noorden van Vlaanderen neemt het fosfaatbufferend vermogen toe, en dus de FVG af, bij toenemend klei- en leemgehalte (Lookman et al., 1995). Bijgevolg hebben grof zandige bodems een zeer lage sorptiecapaciteit voor fosfor.

9.1.3.3 Relatie met andere parameters voor bodemfosforgehalte

De relatie tussen de fosfaatverzadigingsgraad en het bodemfosforgehalte gemeten met ammoniumlactaatextractie (P-AL, methode Vlaanderen) is zwak, vooral bij bodemfosfortoestanden beneden de streefzone (Schoumans et al., 2005). In Vlaanderen worden vooral discrepanties (hoge P-AL en beperkte FVG) in Antwerpen en Limburg gevonden (zie deel 3 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). Dit wijst op het belang van de noemer van de FVG, namelijk de variatie in het fosfaatbufferend vermogen van de bodem.

9.1.4 Gevonden relaties tussen bodemfosfortesten en fosforverliezen

Vele studies hebben de invloed van verschillende bodemfosfortesten op fosforverliezen nagegaan (Tabel 8). Daarbij werd vaak maar één fosforverliesroute geanalyseerd, bijvoorbeeld enkel fosforuitloging of enkel erosieverliezen. Vaak worden correlaties gevonden, bijvoorbeeld met P-AL, P-Olsen, P-CaCl₂, FVG, ... (groene kleur in Tabel 8). Dit wijst op de verklarende factor van bodemfosforgehaltes in de fosforverliezen. Zo werd in het stroomgebied van de Poekebeek (West- en Oost-Vlaanderen) geobserveerd dat de orthofosforconcentratie in drainagebuizen gecorreleerd was aan de profielgemiddelde fosfaatverzadigingsgraad (Baert et al., 1997). De orthofosforconcentratie nam toe als de drainagebuizen minder diep lagen of bij veel regenval, zodat het grondwater in contact kwam met minder diepe bodemlagen. Andere studies echter, tonen aan dat variaties in de fosforverliezen niet terug te brengen zijn naar verschillen in het bodemfosforgehalte (rode kleur in Tabel 8), omdat andere parameters bepalender zijn. Dit kunnen watertransportmechanismen als preferentiële stroming zijn, hydrologie, drainagevolumes, bodemkarakteristieken,... (Sharpley & Tunney, 2000; Djodjic *et al.*, 2004). Door de invloed van bodemkarakteristieken zijn sterk verschillende correlaties tussen bodemfosforgehaltes en fosforverliezen in verschillende bodemtypes mogelijk (Sibbesen & Sharpley, 1997; Lindvall *et al.*, 2010; Svanbäck *et al.*, 2013b). Indien dus een grote heterogene groep bodems getest wordt, worden mogelijk geen relaties tussen bodemfosfortesten en fosforverliezen gevonden. Dit is het geval voor fosforuitloging uit 46 Duitse zandlemige akkerbouwbodems (Godlinski *et al.*, 2004). Bodemeigenschappen als bijvoorbeeld pH en het gehalte aan organische stof kunnen daarom in rekening gebracht worden voor betere voorspellingen (Beauchemin & Simard, 1999; Koopmans *et al.*, 2001). Een andere mogelijkheid om de invloed van bodemkarakteristieken gedeeltelijk mee te

nemen, is aangepaste bodemfosfortesten gebruiken, zoals fosforextracties met *sinks* (zoals P-DGT, zie deel 1 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015a)) (Dougherty et al., 2011) of het bodemfosforgehalte gecorrigeerd voor de fosforvastleggingscapaciteit (bijvoorbeeld de fosfaatverzadigingsgraad) (Sharpley & Rekolainen, 1997; Sibbesen & Sharpley, 1997). Ook voor de fosfaatverzadigingsgraad echter zijn relaties met de fosforconcentraties in het poriewater gevonden op één locaties niet geldig voor andere locaties (Koopmans et al., 2001). Zeker indien het totale fosforverlies in plaats van één enkele verliesroute geanalyseerd wordt, zijn de relaties vaak niet duidelijk.

De relaties gevonden tussen bodemfosforgehaltes en fosforverliezen zijn vaak lineair of exponentieel. Bij exponentiële toenames van de fosforverliezen worden vaak drempelwaarden waargenomen: vanaf het bodemfosforgehalte van deze drempelwaarde nemen fosforverliezen sterk toe bij toenemend bodemfosforgehalte (Smith *et al.*, 1998; McDowell & Sharpley, 2001a; Hartz & Johnstone, 2006), zie ook de laatste kolom in Tabel 8. Deze schijnbare contradictie tussen lineariteit enerzijds en exponentiële relaties met drempelwaarden anderzijds, komt wellicht doordat er soms lineariteit lijkt te zijn indien er een beperkte variatie aan bodemfosforgehaltes is en/of wanneer grote bodem/water-verhoudingen in de extracties gebruikt worden (Koopmans et al., 2002). Net zoals bij de gevonden correlaties kunnen er sterke gelijkenissen in drempelwaarden tussen verschillende studies gevonden worden (Brookes et al., 1997), maar ook grote verschillen indien andere factoren meer bepalend voor fosforverliezen zijn (Sharpley & Tunney, 2000). Uit Figuur 21 is het reeds duidelijk dat er vanaf een bepaalde fosfaatverzadigingsgraad een sterke toename van de fosforconcentratie in oplossing en bijgevolg wellicht een sterke toename in fosforuitloging waar te nemen is. Voor 3 leembodems uit de VS nam bij een overschrijding van 36%-54% FVG de CaCl_2 -extraheerbare fosforconcentratie snel toe en werd duidelijk fosfortransport naar diepere bodemlagen geobserveerd (McDowell & Sharpley, 2001b). In Vlaamse zandbodems (Noord-Vlaanderen) nam de fosforconcentratie in oplossing vooral vanaf 60-70% FVG snel toe (Lookman, 1995). In de zandleemstreek in West-Vlaanderen nam de uitspoelende ortho-fosforconcentratie exponentieel toe bij een overschrijding van 50% FVG (De Smet et al., 1995). In een beperkte review van studies met zeer verschillende bodems werden eerder drempelwaarden van 10%-15% FVG geobserveerd (Nair, 2014).

Tabel 8. Voorspellende waarde van verschillende bodemfosfortesten voor fosforverliezen uit bodems, zoals gevonden in de literatuur (niet-limitatieve lijst). Groen: verklarende parameter. Rood: geen verklarende parameter. Verschillende parameters gescheiden met '>': de eerste parameter heeft een betere voorspellende waarde dan de tweede. Voor de afkortingen van de verschillende bodemfosforgehaltes: zie tekst en deel 1 van de rapportenreeks (Amery & Vandecasteele, 2015a).

Referentie	Land	Aantal bodems	Test	Textuur	Bodemgebruik	Voorspelde parameter (fosforverlies)	Voorspellende parameter (bodemfosfor)	Extra
(Ulén, 1999)	Zweden	4	Lysimeter	Zand/klei	Wisselend	o-P-concentratie in uitloging	P-AL	
(Lindvall et al., 2010)	Zweden	?	Bodemkolom	?	?	o-P-concentratie in uitloging	P-AL	
(Svanbäck et al., 2013b)	Zweden	5	Bodemkolom	Verschillende	Verschillende	o-P-concentratie in uitloging	P-AL	
(Djodjic et al., 2004)	Zweden	5	Bodemkolom	Verschillende	Verschillende	P _t -concentratie in uitloging	P-AL, P-Olsen	
(Godlinski et al., 2004)	Duitsland	46	Lysimeters	Zandleem	Akkerbouw	P _t -verliezen in uitloging	P _t , P-AL, P-DL, P-Olsen, P _{ox} , FVG	
		24		?	Grasland		P _t , P-AL, P-DL, P-Olsen, P _{ox} , FVG	
		6		Zand	Akkerbouw		P _t , P-AL, P-DL, P-Olsen, P _{ox} , FVG	
(Rubaek et al., 2010)	Dene-marken	?	Bodemkolom	Verschillende	Verschillende	P _t -verliezen in uitloging	P-Olsen	
(Hartz & Johnstone, 2006)	VS (Californië)	25	Bodemkolom	Verschillende	Groenten	Opgeloste P-concentratie in runoff en uitloging	P-CaCl ₂ > P _{resin} > P-Olsen > FVG > P _{FeO}	Sterke correlaties, met drempelwaarde

(McDowell & Sharpley, 2001a)	VK en VS	70	Lysimeter	Verschillende	Verschillende	o-P-concentratie in runoff en uitloging	P _w , P-CaCl ₂ , P-Olsen, P-Mehlich	Met drempelwaarde
(Smith et al., 1998)	Engeland	7	Suction cups in bodem	?	?	o-P-concentratie in uitloging	Olsen-P	Exponentieel vanaf drempelwaarde
(Kleinman et al., 2003)	VS	3	Bodemkolom	Leem-klei	?	P _t -concentratie in uitloging	P _{ox} , FVG, P _w , P-Mehlich	
(Ulén, 2006)	Noorwegen	22	Veldexperiment	Verschillende	Verschillende	Opgeloste P-concentratie in drainagewater	FVG-AL	
(De Smet <i>et al.</i> , 1995; Brookes <i>et al.</i> , 1997)	Vlaanderen (West-Vlaanderen)	19	Waarnemingen drainagewater	Zandleem	?	o-P-concentratie in drainagewater	FVG	Exponentiële toename boven 50% FVG
(McDowell & Sharpley, 2001b)	VS	3	Lysimeters	Leem	Soja	o-P-concentratie in uitloging	P-Mehlich, P-CaCl ₂ , FVG	Met drempelwaarden
(Lookman, 1995)	Vlaanderen (Noorden)	40	Labo-schudtest	Zand	Akkerbouw	o-P-concentratie in waterextract	FVG	Drempelwaarde 60-70% FVG
(Baert et al., 1997)	Vlaanderen (Poekebeek)	?	Waarnemingen drainagewater	Zand-zandleem	Verschillende	o-P-concentratie in drainage	FVG	Bij FVG >50%: o-P-conc > 1 mg P/L
(Kumaragamage et al., 2011)	Canada	2	Runoff regen-simulatie	Zand/klei	?	Opgeloste o-P-concentratie in runoff	P-Olsen, P-Mehlich > P _w	P _w : soms wel en soms niet significant
(Pote et al., 1996)	VS	54	Runoff regen-simulatie	Leem	Gras	Opgeloste o-P-concentratie in runoff	P _w , P _{ox} , P _{eFeO} > P-Olsen, P-Mehlich	Geen correlaties met fosforlading

(Maguire & Sims, 2002)	VS	5	Bodemkolommen	Verschillende	?	Opgeloste o-P-concentratie in uitloging	Pw, P-CaCl ₂ , P _{FeO} > P-Mehlich, FVG-Mehlich	Met drempelwaarden
(Chrysostome et al., 2007)	VS	4	Kleine bodemkolommen	Zand	?	P-concentratie in uitloging	Pw	
(Ashjaei et al., 2010)	Canada	1	Bodemkolommen	Leem	Wisselend	o-P-lading	P-resin, P-Olsen	Met drempelwaarden
(Leinweber et al., 1999)	Duitsland	20	Lysimeters	Zand-zandleem	Verschillende	P-concentratie in uitloging	FBV (-), FVG > P-Olsen, P _{ox} , Pw, P-DL	Negatieve correlatie met FBV
(Tunney, 2002)	Ierland	4	Veldstudie (watercollectie)	Verschillende	Gras	Opgeloste o-P-ladingen	P-Morgan	Exponentieel
(Dougherty et al., 2011)	Australië	6	Runoff regen-simulatie	Verschillende	Gras	P-concentratie in runoff	P-DGT > P-Colwell	P-Colwell afhankelijk van bodemtype
(Hahn et al., 2012)	Zwitserland	2	Runoff regen-simulatie	Leem	Gras	P-concentratie in runoff	Pw	Afhankelijk van regen-intensiteit
(Turner et al., 2004)	VS	4	Runoff regen-simulatie	Kalk leem/zandleem	Akkerbouw	Opgeloste o-P-concentratie in runoff	Pw, P-Olsen, P-CaCl ₂ , P _{FeO}	Enkel P-Olsen onafhankelijk van bodemeigenschappen
Haygarth & Jarvis (1995) in (Brookes et al., 1997)	VK	4	Lysimeters	?	Gras	P-uitloging	P-Olsen	
(Brookes et al., 1997)	VK	1	Waarnemingen drainagewater	Leem-klei	Tarwe	Opgeloste o-P en totale P-concentratie in drainagewater	P-Olsen	Drempelwaarde

(Schroeder et al., 2004)	VS	6	Runoff regen-simulatie	Zandleem	Gras	Opgeloste o-P-concentratie in runoff	FVG > P-Mehlich, Pw, P _{FeO}	Betere correlatie wanneer Fe _{ox} en Al _{ox} worden meegenomen
						Totale P-concentratie in runoff	FVG > P-Mehlich, Pw, P _{FeO}	
(Frossard et al., 2014)	Zwitserland	5	Doorstroomreactor met radio-isotopen	Wisselend	Gras	Totale P-hoeveelheid gedesorbeerd	E-waarde, P _{ox} , FVG	

9.1.5 Beste bodemfosforparameter om fosforverliezen te voorspellen?

Voor de meeste verschillende beschikbare bodemfosformethodes (P-AL, FVG, P_{ox} , P-Olsen, P- $CaCl_2$, P_w ,...) zijn er zowel studies die een relatie als studies die geen relatie met de bodemfosforverliezen waargenomen hebben (Tabel 8), wat wijst op een grote relativiteit van de geschiktheid van bodemfosfortesten om fosforverliezen te gaan voorspellen. In sommige studies worden de correlaties tussen de verschillende bodemfosfortesten en de fosforverliezen vergeleken (studies met ">" in voorlaatste kolom in Tabel 8). Er zijn geen testen die steeds beter scoren dan andere testen. Zo is de fosfaatverzadigingsgraad soms beter of net minder met het fosforverlies gecorreleerd dan andere testen als P- $CaCl_2$, P_w , ... Het zal van de andere beïnvloedende factoren en de gekozen fosforverliesroute afhangen welke bodemfosformethode het meest geschikt is om de fosforverliezen uit een bodem te gaan voorspellen. Zo is de fosfaatverzadigingsgraad enkel geschikt om de verliezen van opgeloste fosfor via uitloging in te schatten. Verliezen van organische en colloïdale fosfor en verliezen via andere routes zoals bijvoorbeeld erosie, worden niet in rekening gebracht (Schoumans & Chardon, 2003). Het voordeel van de fosfaatverzadigingsgraad is wel dat deze parameter rekening houdt met de fosfaatvastleggingscapaciteit (bodemeigenschappen), wat de meeste andere testen niet doen.

Ook kunnen specifieke vereisten de geschiktheid van een bodemfosfortest bepalen. Indien een bodemfosfortest nodig is die snel veranderingen in managementswijzigingen en de gevolgen op fosforverliezen kan detecteren, zijn harde bodemextracties (bijvoorbeeld P-AL, P_{ox} , FVG, ...) niet geschikt. Zo kunnen de fosforverliezen bij niet of beperkt bemesten verminderen, terwijl de fosforconcentraties in de harde bodemextracties nauwelijks dalen (robuuste maar logge parameters) (Koopmans et al., 2004; Schoumans et al., 2005). Zo daalde op 4 Nederlandse locaties de fosforconcentratie in de bodemoplossing tussen de 30 en 90% na vijf jaar uitmijnen, terwijl er nog geen effecten te zien waren op de fosfaatverzadigingsgraad. De P-AL daalde wel met 10-60% (van der Salm et al., 2009). Ook andere effecten als kostprijs van de meting en doelgerichtheid kunnen de keuze voor een bepaalde fosfortest bepalen. In een overzichtstudie voor indicatoren van fosforuitloging kwam naar voren dat de fosforconcentratie in het bodemvocht een directe en goede indicator is, maar te moeilijk om te bemonsteren (Chardon & van Faasen, 1999). Het wateroplosbare bodemfosforgehalte (P_w) kwam als beste indicator naar voren omdat deze gecorreleerd is met het fosforgehalte van het bodemvocht, met het fosforgehalte van runoffwater en de fosforconcentratie in drainagewater in geval van preferentieel transport. In een vervolgstudie naar goede indicatoren voor fosforverliezen uit natte (vooral kalkarme zand-)bodems met hoge grondwatertafels, werden verschillende indicatoren gescoord volgens hun doelgerichtheid, meetbaarheid (kosten en accuraatheid) en reactiviteit (responsiviteit: gevoeligheid en onafhankelijkheid) (Koopmans et al., 2003). De gewogen totaalscore was het hoogst voor de fosforconcentratie in het bodemvocht omdat deze de fosforconcentratie die kan uitspoelen het beste reflecteert (Tabel 9). Nadelen zijn de hoge variabiliteit en de kosten. P_w (fosforconcentratie in waterextract van bodem) komt als tweede beste indicator voor de potentiële fosforverliezen uit de bus. De fosfaatverzadigingsgraad, fosforconcentraties geëxtraheerd met FeO-papier, ammoniumlactaat (P-AL) en oxalaat (P_{ox}) scoren minder goed omdat ze weinig sensitief zijn.

Voor elk van de hogergenoemde bodemfosfortesten geldt dat enkel het potentieel risico op fosforverliezen voorspeld kan worden. Door het bepalend effect van de hydrologie en de connectiviteit op de fosforverliezen (zie 10.1), kunnen de bodemfosforgehaltes soms niet van doorslaggevend belang zijn. Er kan met deze factoren wel (deels) rekening gehouden worden met behulp van de P-index en modellen (zie 10.2).

Tabel 9. Score van indicatoren voor fosforverliezen (Koopmans *et al.*, 2003)

Indicator	Doelgericht- heid	Meetbaarheid		Reactiviteit		Totale score
		Kosten	Accuraatheid	Gevoeligheid	Onafhankelijkheid	
Fosforbalans (bedrijf)	+	++++	++	++++	++++	20
P _{ox}	++	+++	++++	+	++++	17
FVG	++	+++	++++	+	++++	17
P-AL	++	++++	++++	+	++++	18
FeO-strip	+++	++	+++	++	+++	18
Pw	+++	++++	++++	+++	+++	23
P in bodem- vocht	++++	+++	++++	++++	+	24
P in draine- rende water	++++	+++	++++	++	+	20

9.2 Andere bepalende bodemeigenschappen

9.2.1 Vastleggingscapaciteit van de bodem voor fosfor

Vooral voor fosforuitloging is de mate waarin de bodem fosfor kan vastleggen (= minder beschikbaar voor uitloging) van belang. Fosfor wordt vooral vastgelegd door ijzer- en aluminium(hydr)oxiden en neerslagen met calcium. Bodems met veel ijzer, aluminium en/of calcium zullen daarom over het algemeen minder gevoelig zijn voor fosforuitspoeling. Daar wordt reeds rekening mee gehouden bij de fosfaatverzadigingsgraad (zie 9.1.3). Ook de pH kan de fosfaatvastleggingscapaciteit beïnvloeden. Aangezien fosfor bij lage pH vooral wordt vastgelegd door ijzer- en aluminium(hydr)oxiden en bij hoge pH calciumfosfaatneerslagen voorkomen, is de beschikbaarheid en het risico voor fosforuitloging het grootst bij intermediaire pH (5,5-6,5).

9.2.2 Bodembiologie

De bodembiologie beïnvloedt fosforverlies via de mineralisatie van organische fosfor (minerale fosfor komt vrij), het oplossen van calciumfosfaatneerslagen en het transport van fosfor door bijvoorbeeld regenwormen naar het bodemoppervlak (Haygarth & Jarvis, 1999). Wormgangen kunnen ook macroporiën vormen waardoor versneld fosfortransport mogelijk is.

9.2.3 Bodemtype en voorkomen van preferentiële stroming

In een Zweedse veldstudie werd waargenomen dat de verliezen van particuliere fosfor minder hoog waren voor grove bodemtexturen (Djodjic & Bergstrom, 2005). In onze vlakke streken vinden op kleibodems vooral incidentele verliezen via runoff en preferentiële stroming plaats (Chardon & Schoumans, 2007). In Nederland worden hogere fosforconcentraties in oppervlaktewater gemeten in veen- en kleigebieden dan in zandgronden (van der Bolt & Schoumans, 2012). Zandbodems zijn ten opzichte van leem en klei minder vatbaar voor verliezen via erosie en oppervlakkige afstroming door een betere infiltratie, maar kunnen meer gevoelig zijn aan uitloging door een relatief lage fosfaatbindingscapaciteit (Schelde *et al.*, 2006; Debien *et al.*, 2012). Deze bindingscapaciteit neemt over het algemeen toe met het kaoliniet- en calcietgehalte en is

laagst bij pH 5,5-6,5 (Morgan, 1997). Zeker bij hogere bemestingsdosissen zijn zandbodems meer gevoelig voor toename in uitspoeling dan kleibodems (van Beek et al., 2009). Ook in grote lysimeterstudies werd vastgesteld dat zandbodems meer uitloging vertoonden dan andere texturen (Leinweber *et al.*, 1999; Godlinski *et al.*, 2004), maar dit kan ook verklaard worden door een algemeen hogere fosfortoestand van zandbodems door historische bemesting (Chardon & Schoumans, 2007). Kleibodems kunnen echter ook veel fosfor verliezen via uitloging, zeker bij bodems met een goed ontwikkelde structuur met preferentiële stroompaden (Djodjic et al., 2005) of via colloïdtransport (Schelde et al., 2006).

Een toenemend gehalte aan bodem organische stof is vaak geassocieerd met toenemende fosforverliezen doordat de organische stof fosforsorptie verhindert, waardoor de bindingscapaciteit beperkt is (Brookes et al., 1997; Tunney et al., 2002). In veenbodems is er veel risico op fosformineralisatie, en dus fosforvrijzetting (Chardon & Schoumans, 2007).

9.3 Bemesting

9.3.1 Algemeen

Fosforbemesting kan de fosforverliezen uit een bodem beïnvloeden. Aangezien langdurige bemestingsverschillen resulteren in variaties in bodemfosforgehaltes en deze bodemfosforgehaltes vaak een bepalende factor zijn voor fosforverliezen (zie 9.1), kunnen verschillen in bemestingsmanagement effecten hebben op fosforverliezen over een langere tijdsperiode. Echter, er worden ook onmiddellijke effecten van bemesting op fosforverliezen waargenomen. Deze zogenaamde 'incidentele verliezen' uiten zich in tijdelijke verhogingen van fosforconcentratie in oppervlakkige afspoeling, uitloging en/of drainagewater kort na bemesting (9.3.2). De mate waarin bemesting fosforverliezen bepaalt, hangt af van verschillende factoren zoals de bemestingsdosis (9.3.3), het bemestingstype en de bemestingsmethode (9.3.4). Ook zijn verschillende bodem- en veldkarakteristieken van belang. Zo zullen mogelijk geen verhoogde fosforverliezen via uitloging waargenomen worden na bemesting indien er nog een hoge fosfaatsorptiecapaciteit in diepere bodemlagen voorhanden is waardoor de uit de toplaag uitgespoelde P in diepere lagen terug vastgelegd wordt (Liu et al., 2012).

9.3.2 Incidentele verliezen

Kort na bemesten kunnen incidentele fosforverliezen uit bodems optreden. Zo werd in een veldstudie in de VS waargenomen dat fosforconcentraties in een bron gemiddeld vier keer hoger werden wanneer er bemest werd op hoger gelegen percelen (Kleinman et al., 2009). In een Deense bodem met macroporiënstroming nam de fosforconcentratie in drainagebuizen telkens toe na bemesten (Schelde et al., 2006). In een zware Nederlandse klei waren fosforverliezen via greppels, sloten en drains duidelijk bepaald door deze incidentele verliezen (van der Salm *et al.*, 2006; Koopmans *et al.*, 2009).

Verhoogde fosforverliezen na bemesting zijn vooral duidelijk via oppervlakkige afspoeling (runoff) (Heathwaite, 1997; Haygarth & Jarvis, 1999; Djodjic *et al.*, 2000; Withers *et al.*, 2003; van der Salm *et al.*, 2006). Voornamelijk natte en gecompacteerd bodems zijn hieraan gevoelig. Deze verliezen zijn over het algemeen kleiner dan 10% van de toegediende dosis (Sharpley et al., 2001). Het effect van bemesting op fosforverliezen via runoff kan kleiner zijn dan het effect van het bodemfosforgehalte (zie 9.1) (Hahn et al., 2012), maar soms kan het effect van toenemende bemestingsdosissen domineren (Withers et al., 2003).

Ook via uitloging zijn verhoogde verliezen kort na bemesting eventueel mogelijk. In kolomstudies worden soms wel (McDowell & Sharpley, 2001b; Chardon *et al.*, 2007a; Kleinman *et al.*, 2009; Lindvall *et al.*, 2010; Barnea *et al.*, 2012; Svanbäck *et al.*, 2013b) en soms geen (Sorensen & Rubaek, 2012; Svanbäck *et al.*, 2013b) hogere fosforconcentraties in het uitlogingswater na bemesting waargenomen. De toename van de fosforconcentratie in het uitlogingswater kan afhangen van het bodemfosforgehalte (Lindvall *et al.*, 2010; Svanbäck *et al.*, 2013b). Dit kan verklaard worden doordat een hoger bodemfosforgehalte vaak een hogere fosfaatverzadigingsgraad impliceert, en er bijgevolg minder sterke bindingsplaatsen zijn voor de toegevoegde fosfor (bemesting). In het geval van bemesting met dierlijke mest is er ook een alternatieve verklaring. Via dierlijke mest worden organische zuren aan de bodem toegevoegd, die via competitie voor sorptieplaatsen de gesorbeerde fosfaat vrijmaken. Veel hangt af van de grootte van de kolommen, aangezien er in diepere bodemlagen vaak nog een grote fosfaatsorptiecapaciteit aanwezig is waardoor fosforuitspoeling uit de bouwvoor kan opgevangen worden. Op deze manier kunnen werkelijke fosforverliezen via uitloging overschat worden (Liu *et al.*, 2012).

De fosforconcentratie in runoff neemt af bij toenemende tijd tussen de fosforbemesting en het runofftijdstip (Sharpley *et al.*, 2001). Hoe meer tijd er bijgevolg tussen de bemesting en de eerste hevige regenbui zit, hoe kleiner de fosforverliezen zijn (Withers *et al.*, 2003; Kleinman *et al.*, 2011; Hahn *et al.*, 2012). Dit wordt verklaard door het vastleggen van de toegediende fosfor in de bodem (zie deel 1 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015a)). Hoe snel dit risico daalt in de tijd, is variabel, zelfs binnen één perceel (Withers *et al.*, 2003) en is afhankelijk van de grootte van de regenval (Vadas *et al.*, 2011), het mesttype en de fosforvorm (Allen & Mallarino, 2008). Er kunnen meerdere weken tot maanden tussen bemesting en hevige regenval nodig zijn om dezelfde fosforverliezen als bij een niet-bemeste bodem te bekomen (Withers *et al.*, 2003; Allen & Mallarino, 2008). Door dit tijdseffect kunnen grote incidentele verliezen voorspeld en bijgevolg vermeden worden door gebruik te maken van de 'Bemestingstool', een programma dat de verwachte oppervlakkige afvoer (som over 7 dagen) berekent op basis van de huidige hydrologische toestand en de neerslagverwachting (Assinck & van der Salm, 2011). Oordeelkundiger bemesten (beter tijdstip, rekening houden met weersvoorspellingen) kan de incidentele verliezen beperken, maar vaak blijft er een relatie bestaan tussen het bemestings- en uitlogingstijdstip (Koopmans *et al.*, 2009). Inwerken kan fosforverliezen door bemesting wel beperken (zie 9.3.4).

9.3.3 Invloed van de bemestingsdosis

Zoals gesteld in deel 9.3.1 kan de bemestingsdosis de fosforverliezen op langere termijn beïnvloeden door veranderingen in het bodemfosforgehalte. Hierbij is vooral het fosforoverschot (bemestingsdosis – gewasexport) van belang. Indien deze positief is, zal het bodemfosforgehalte toenemen. Een fosforoverschot van 0, 20 of 40 kg P₂O₅ gedurende 8 jaar op 4 Nederlandse locaties gaf echter weinig verschillen in uitloging van orthofosfor en totaal fosfor (van Middelkoop *et al.*, 2007). In twee verschillende Zweedse veldstudies werd geen verband vastgesteld tussen het fosforoverschot en fosforverliezen in drainagewater (Ulén *et al.*, 2005; Liu *et al.*, 2012). Ook in een Duits bekken werden fosforverliezen via drainagebuizen niet beïnvloed door de bemestingspraktijken (Tiemeyer *et al.*, 2009). Op een zware Nederlandse kleibodem werden de verliezen via greppels, drains en sloten bepaald door incidentele verliezen, waardoor er geen relatie was tussen de fosforverliezen en het fosforoverschot (van der Salm *et al.*, 2006). Bovenstaande studies illustreren de veelheid aan bepalende factoren, zoals ook waargenomen in twee Duitse studies met 100 respectievelijk 20 bodemkolommen (Leinweber *et al.*, 1999; Godlinski *et al.*, 2004). Veranderingen in bodemfosforgehalte

gaan ook zeer traag, waardoor een vermindering in fosforbemesting niet meteen de fosforverliezen reduceert (Djodjic & Bergstrom, 2005). In 4 Zweedse lysimeters werd na 9-11 jaar zonder bemesting slechts voor 1 bodem een daling in de fosforconcentratie in het uitlogingswater vastgesteld (Svanbäck et al., 2013a). Twee jaar niet bemesten op Zwitserse graslandbodems resulteerde niet in vermindering van de fosforconcentratie in runoff (Schärer et al., 2007). Op 4 Nederlandse locaties daalde de fosforuitloging na 3 jaar zonder bemesting wel met 30-40% (van Middelkoop et al., 2007).

Ook incidentele verliezen kunnen bepaald worden door de bemestingsdosis. Zo was de toename in fosforuitloging (concentraties en hoeveelheden) na bemesting van bodemkolommen in de VS gerelateerd aan de bemestingsdosis (Kleinman et al., 2009). De invloed van het bodemfosforgehalte en de diepere bodemlagen dienen hierbij in rekening genomen te worden (zie 9.3.2).

9.3.4 Invloed van bemestingstype en bemestingsmethode

De gevoeligheid van verschillende mesttypes aan fosforverliezen variëren. Experimenten met bodemkolommen wijzen op gelijkaardige (Ulén, 1999), kleinere (Elliott et al., 2002; Kang et al., 2011) of grotere (McDowell & Sharpley, 2004) fosforverliezen via uitloging na toepassing van organische mesttypes (dierlijke mest, compost, biosolids) in vergelijking met kunstmestfosfor. Mogelijk wordt de hoogste fosforuitloging waargenomen na het toepassen van stalmest (Johnston, 2000; Vanden Nest *et al.*, 2014a). Grotere uitlogingsverliezen met organische mesttypes ten opzichte van kunstmest kunnen verklaard worden door een hogere mobiliteit van organische fosforcomponenten dan anorganische fosfor (Brookes et al., 1997) en doordat organische zuren uit organische mesttypes in competitie treden met fosfaat voor bodemsorptieplaatsen en calciumfosfaatneerslagen kunnen voorkomen (McDowell & Sharpley, 2004; Delgado & Scalenghe, 2008). Door deze laatste zijn ook synergetische effecten mogelijk; bodems met een hoog bodemfosforgehalte waaraan organische mest werd toegediend, kunnen een extra verhoging van de fosforuitloging vertonen door mobilisatie van fosfor die reeds in de bodem aanwezig was, ten gevolge van de organische bemesting (Fangueiro et al., 2013). Daarnaast zijn er ook organische mesttypes zoals compost en kippenmest die calcium bevatten en door calciumfosfaatneerslagen fosforuitloging kunnen beperken (Vanden Nest *et al.*, 2014a). Uit onderzoek op een lichte leembodem bleek de fosforuitloging bij verschillende mesttypes te dalen volgens stalmest > kunstmest > compost (Vanden Nest *et al.*, 2014a).

Ook voor fosforverliezen via runoff zijn er grote verschillen tussen studies: kleinere (Kumaragamage et al., 2011) of grotere (Withers *et al.*, 2001; Bertol *et al.*, 2010) verliezen voor organische mesttypes in vergelijking met kunstmestfosfor. Een mogelijke beïnvloedende factor is de tijd tussen de bemesting en de eerste regenval: bij regenval kort na de bemesting kan fosfor in kunstmest gevoeliger zijn aan runoffverliezen dan fosfor in varkensmest, terwijl deze volgorde omkeert indien er minstens een week tussen bemesting en de eerste regenbui zit (Shigaki et al., 2007). Een andere mogelijke verklaring voor tegenstrijdige tendensen is de bemestingsmethode. In een lichthellende bodem in het VK waren fosforrunoffverliezen groter voor runderdrijfmest dan voor kunstmest indien ze beiden oppervlakkig werden toegediend. De fosforverliezen werden veel kleiner en niet meer verschillend indien de bemesting werd ingewerkt (Withers et al., 2001). Mogelijk zijn grotere runoffverliezen van kunstmest ten opzichte van organische mesttypes dus te verklaren doordat kunstmest over het algemeen oppervlakkig wordt toegepast, terwijl organische bemesting vaak ondergewerkt of geïnjecteerd wordt. Verminderde (Sharpley *et al.*, 2001; Pote *et al.*, 2003; Allen & Mallarino, 2008; McConnell *et al.*, 2010) of minstens gelijke (Kleinman et al., 2009) fosforverliezen via runoff na inwerken of injecteren zijn reeds meerdere keren aangetoond. Het effect van inwerken wordt kleiner bij langere tijd

tussen bemesting en de eerste regenval (Allen & Mallarino, 2008). Inwerken of injecteren van bemesting kan ook de fosforverliezen via uitloging verminderen (Djodjic et al., 2002; Kleinman et al., 2009; Rubaek et al., 2010), al is dat niet voor elke methode het geval (Feyereisen et al., 2010).

9.4 Helling

De helling zal vooral fosforverliezen via oppervlakkige afstroming (inclusief erosie) beïnvloeden. Hoe groter de hellingsgraad, hoe meer kans op deze verliezen. Zo werd in een Zweedse veldstudie waargenomen dat het verlies van particulaire fosfor gerelateerd was aan de helling van het perceel (Djodjic & Bergstrom, 2005).

9.5 Landbouwmanagement

9.5.1 Gewas

Het gewas kan een invloed hebben op de fosforverliezen. Zo worden bij gelijke bodemfosforgehaltes minder fosforverliezen via runoff geobserveerd bij grasbodems in vergelijking met akkerland (Sibbesen & Sharpley, 1997; Godlinski *et al.*, 2004). Diepwortelende gewassen zoals granen kunnen fosfor die uitgespoeld is tot onder de bouwvoor terug opnemen. Bij een gelijke bemestingsdosis zullen gewassen met hogere fosforexport (vooral gras) netto meer fosfor uit de bodem onttrekken, waardoor het bodemfosforgehalte en bijgevolg ook de fosforverliezen sneller dalen.

9.5.2 Bedekkingsgraad en vanggewassen

De bedekkingsgraad heeft invloed op de fosforverliezen via oppervlakkige afspoeling. Gescheurd grasland waarop nog geen nieuwe grasmat is ontwikkeld, is bijgevolg zeer gevoelig aan fosforverliezen (Butler & Haygarth, 2007). Groenbedekkers verlagen over het algemeen het fosforverlies via runoff in vergelijking met een onbegroeide bodem (Stevens & Quinton, 2009), al is dat niet altijd het geval (Ulén, 1997; Aronsson *et al.*, 2011). Er is onduidelijkheid over het effect van groenbemesters op andere vormen van fosforverlies, zoals uitloging. Enkele studies wijzen op verhoogde fosforverliezen wanneer groenbemesters worden geteeld, wellicht door fosformineralisatie (Sharpley et al., 2009). In Zweden werden tijdelijk hogere fosforconcentraties in drainagewater gemeten na het inploegen van luzerne (Ulén et al., 2005). In Vlaanderen werden in kolomstudies voor vier vanggewassen geen verhoogde uitloogverliezen, en voor drie van de vier vanggewassen zelfs verminderde verliezen waargenomen ten opzichte van braakligging (Vanden Nest *et al.*, 2014b). Een Zweedse studie toonde geen gereduceerde fosforverliezen aan door het telen van vanggewassen (Liu et al., 2013). Vries-dooi-cycli deden de fosforverliezen vanuit bodems met vanggewassen zelfs toenemen.

9.5.3 Bodembewerking

Ploegen heeft zowel een positief als een negatief effect op fosforverliezen. Op percelen met een erosierisico zijn erosieverliezen en de bijkomende fosforverliezen groter indien geploegd wordt (Haygarth & Jarvis, 1999). In Scandinavië is het totale fosforverlies op kleibodems gemiddeld 10% tot 80% lager 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). 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. In een Zwitsers permanent grasland daalden de fosforverliezen via runoff na ploegen (Schärer et al., 2007). Daarnaast kan ploegen ook de fosforuitloging vooral op zwaardere gronden verlagen omdat door ploegen gevormde macroporiën verwijderd worden, waardoor ze niet meer kunnen functioneren als kanalen voor snelle preferentiële stroming en verliezen (Kleinman et al., 2011; Ulén et al., 2011b). In Zweden en Nieuw-Zeeland werd geobserveerd dat fosforverliezen via uitloging tijdelijk lager waren na ploegen versus na niet-kerend bewerken, maar op langere termijn waren er geen verschillen (Djodjic et al., 2002; Dodd et al., 2014). Ploegen kan echter ook fosforuitloging doen toenemen (Schelde *et al.*, 2006; Kjaergaard *et al.*, 2010).

9.5.4 Bodemtoevoegingen

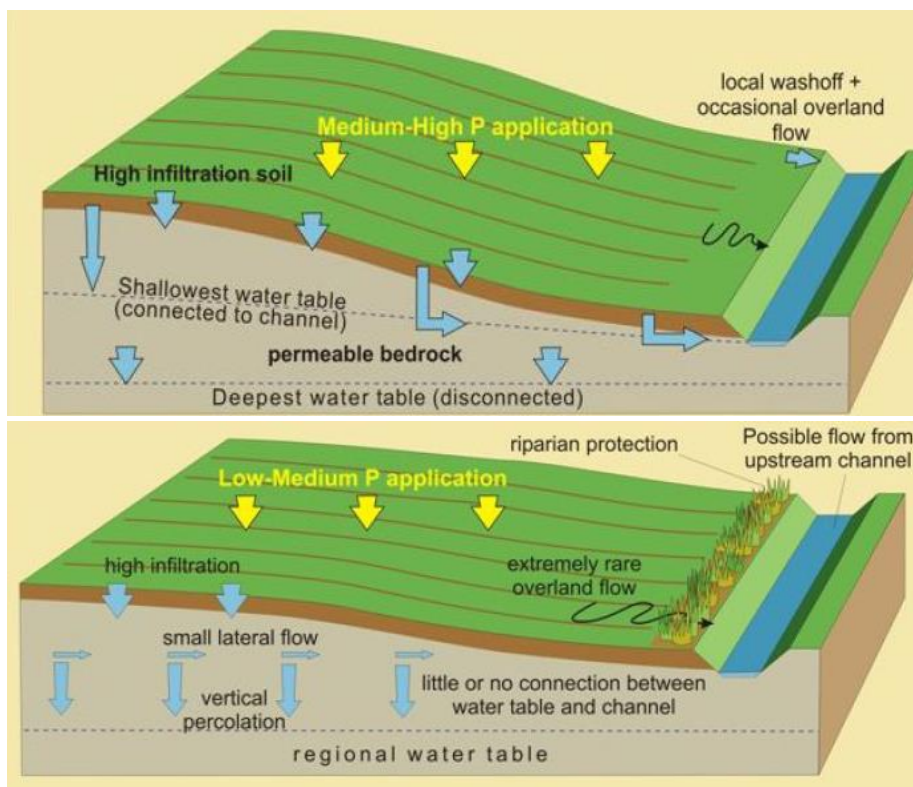
Fosforverliezen kunnen beïnvloed worden door toevoegingen als bijvoorbeeld kalk. Door bekalken wordt de pH gewijzigd en het calciumgehalte verhoogd. De fosforbeschikbaarheid en bijgevolg ook de uitloogbaarheid is het grootst bij pH 5,5-6,5. Het zal bijgevolg van de start- en eind-pH van de bodem afhangen of bekalken eventueel de fosforverliezen beïnvloedt. Fosfaat kan vastgelegd worden in calciumfosfaatneerslagen, waardoor het toedienen van kalk fosfor in principe meer zou moeten vastleggen. In praktijk worden echter zeer uiteenlopende resultaten van bekalken geobserveerd. Zo kan de verhoogde pH de uitloging van organische fosfor sterk verhogen door dispersie van organische stof (Murphy, 2007). In een Zweedse kleibodem verlaagde de fosforuitloging na bekalken significant. 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). Ook organische bemesting kan een belangrijke bron van Ca zijn, waardoor de vastleggingscapaciteit van de bodem kan wijzigen. Meer informatie over maatregelen om fosforverliezen via bodemtoevoegingen te beperken, kan gevonden worden in deel 3 van deze rapportenreeks (Amery & Vandecasteele, 2015b).

10 Werkelijke fosforverliezen voorspellen

10.1 Belang van hydrologie en connectiviteit

10.1.1 Algemeen

In hoofdstuk 9 werd ingegaan op bepalende factoren voor het risico op fosforverliezen uit landbouwbodems. Het voorspellen van de werkelijke fosforverliezen is gecompliceerder omdat hierbij informatie van veel verschillende factoren nodig is. Niet alleen de fosforconcentratie in het bodemwater en in het transporterende water, die eerder bepaald worden door bodemfosforgehaltes (Pote et al., 1996), maar ook de waterfluxen moeten voorspeld worden (Koopmans et al., 2003). Door de variaties in waterfluxen zijn er mogelijk geen correlaties meer tussen bodemfosforgehaltes en fosforhoeveelheden of -fluxen (Pote et al., 1996; Schoumans et al., 2013). De reële fosforverliezen zijn vaak sterk afhankelijk van het neerslagoverschot en andere hydrologische parameters (van Middelkoop *et al.*, 2007; Kleinman *et al.*, 2011). Grotere waterfluxen verhogen de hoeveelheden fosfor die via runoff uit een bodem getransporteerd worden (Hahn et al., 2012).



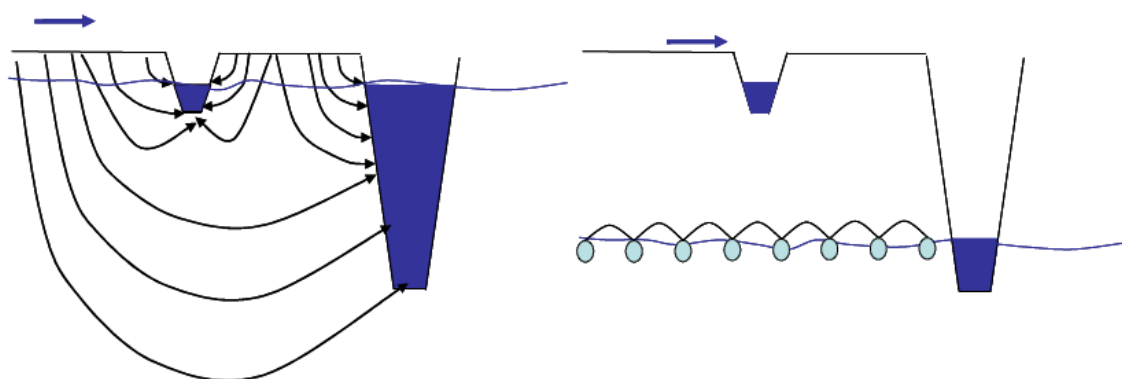
Figuur 23. Bodem met een hoog (boven) en laag (onder) risico op fosforverliezen naar het oppervlaktewater (Salomez et al., 2007)

De hydrologische connectiviteit tussen de landbouwbodem en het ontvangende water (oppervlakte- of grondwater) is van groot belang (Figuur 23). Een klein verlies dicht bij een beek kan een groter gevolg hebben dan een groot verlies waarbij er geen connectiviteit is tussen bodem en ontvangende waters. Voor uitloging is hierbij vooral de connectiviteit tussen de bodemlagen en de onderliggende watervoerende laag bepalend (Salomez et al., 2007). Indien er rechtstreeks contact is, is de kans op fosforuitspoeling groter. De connectiviteit is groter als de bodem natter is. Het bepalen van de connectiviteit is niet eenvoudig gezien

de afhankelijkheid van ondergrondse bodemeigenschappen, hydrologie, enzovoort. Bodemcompactie, een niet te onderschatten probleem in de Vlaamse landbouw, kan de connectiviteit beïnvloeden. Door bodemcompactie is er minder kans op diepere uitloging en fosforverliezen naar het dieper grondwater. Echter, indien bodemcompactie resulteert in natte bodemtoplagen kunnen verliezen via zeer ondiep lateraal transport en oppervlakkig transport verhoogd worden. Zo zijn natte gecompacteerd bodems gevoelig aan incidentele fosforverliezen na bemesten (zie 9.3.2).

10.1.2 Veranderingen in connectiviteit door artificiële drainage

De connectiviteit kan sterk gewijzigd worden door de aanwezigheid van drainagebuizen. Indien het grondwatervniveau zich tot in de bovenste fosforrijke bodemlagen bevindt, kunnen snelle fosforverliezen vanuit de bodem naar het oppervlaktewater via suboppervlaktransport plaatsvinden. Artificiële drainage kan het grondwatervniveau verlagen waardoor dit transport gereduceerd kan worden (Figuur 24). 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, 2011). Dit kan nog versterkt worden indien het grondwater nog lager gebracht wordt (bijvoorbeeld mogelijk door peilgestuurde verdiepte drainage, zie deel 3 van deze rapportenreeks, Amery & Vandecasteele (2015b)). 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 het ware een 'snelweg' voor fosfor naar het oppervlaktewater voorhanden is (Heathwaite, 1997).



Figuur 24. Schematische voorstelling van de impact van artificiële drainage (figuur rechts) op de waterstroming (Schoumans, 2011)

10.2 In rekening brengen van de hydrologie en connectiviteit

Het bepalen van de connectiviteit is niet eenvoudig omdat deze afhankelijk is van de hydrologie en de ondergrondse bodemeigenschappen. De heterogeniteit en de gewenste schaal zullen de inspanning nodig voor het opstellen van een connectiviteitskaart bepalen (Salomez et al., 2007).

10.2.1 Fosforverliesrisico inschatten met de fosforindex

Er zijn verschillende fosforindices in gebruik (Sharpley *et al.*, 2001; Heathwaite *et al.*, 2003a; Elliott & O'Connor, 2007; Bechmann *et al.*, 2007; Buczko & Kuchenbuch, 2007; Nelson & Shober, 2012; Benskin *et al.*, 2014). Algemeen worden daarvoor verschillende factoren die fosforverlies bepalen kwalitatief gescoord, waarna de fosforindex berekend wordt. De fosforindex is een totale score die een inschatting maakt van het risico op fosforverliezen. Een P-index houdt naast bronfactoren ook rekening met transportfactoren waardoor een betere inschatting kan gemaakt worden van het reële fosforverlies. Toch zal het reële fosforverlies nog afhangen van parameters die moeilijker te voorspellen vallen (zoals regenval). Onder bronfactoren vallen vaak het bodemfosforgehalte (9.1), de bemestingsdosis (9.3), de bemestingstechniek (9.3.4), ... Transportfactoren kunnen bodemerosie, oppervlakkige afspoeling, drainage, connectiviteit en eventueel uitloging zijn (Sharpley *et al.*, 2001). De fosforindex kan een vrij eenvoudig scoresysteem zijn waarin de verschillende factoren door de gebruiker gescoord worden en daarna opgeteld. Er zijn ook meer ingewikkelde systemen waarin complexere berekeningen van verliezen uitgevoerd moeten worden (Heathwaite *et al.*, 2003a). Verschillende aanpassingen aan de oorspronkelijke P-index resulteerden in veel verschillende systemen. Nu wordt gepoogd ze terug samen te brengen in de Annual Phosphorus Loss Estimator tool die kwantitatieve schattingen van opgeloste en particulaire fosforverliezen maakt, weliswaar enkel via runoff (Benskin *et al.*, 2014).

Omdat de resolutie niet zo hoog is, moet het systeem eerder gezien worden als een *screening tool* om te zien aan welke gebieden/percelen er aandacht moet besteed worden omdat ze zogezegd 'kritische brongebieden' zijn (Heathwaite *et al.*, 2003b). De fosforindex is ontwikkeld in de VS maar zou ook toepasbaar moeten zijn in Europa. Daarvoor moeten verschillende soorten informatie beschikbaar zijn: bodemfosforgehalte, eventueel fosfaatverzadigingsgraad, bodembedekkingsgraad, fosforbemesting (dosis, tijdstip, methode), runoffklasse, erosiegevoeligheid, drainage onder het oppervlak, afstand tot water en connectiviteit (bepaald door bijvoorbeeld bufferstroken). Met uitzondering van de hydrologische parameters die niet altijd gemakkelijk in te schatten zijn, is de meeste informatie voor Vlaanderen wel beschikbaar. In tegenstelling tot Noorwegen, Denemarken, Zweden, Duitsland en verschillende staten van Amerika wordt in Vlaanderen niet met een fosforindex gewerkt. Mogelijk is dit omdat de bestaande fosforindices minder geschikt zijn voor vlakke gebieden met ondiep grondwater omdat uitloging te weinig in rekening wordt gebracht in de fosforindex (Schoumans *et al.*, 2013). Modellen zoals PLEASE kunnen een alternatief vormen (zie 10.2.2).

Overeenkomsten tussen schattingen van fosforverliezen door de fosforindex en reële metingen van de verliezen zijn zeer variabel (Nelson & Shober, 2012). Kritieken zijn dat de accuraatheid weinig gecontroleerd is, de wegingsfactoren arbitrair zijn, en verschillende indices elkaar tegenspreken. Testen in een Noors bekken toonden aan dat de variatie in fosforverliezen via runoff (dus niet via uitloging of drainage) voor 66% werden verklaard door de fosforindex. Binnen de bronfactoren was het bodemfosforgehalte het meest bepalend, binnen de transportfactoren was dit het erosierisico en de afstand tot water (Bechmann *et al.*, 2007).

10.2.2 Modellen

Er bestaan veel verschillende computermodellen die fosforverliezen vanuit diffuse bronnen beschrijven en voorspellen (Radcliffe *et al.*, 2009; Schoumans *et al.*, 2009). Hun complexiteit varieert van laag (jaarlijkse

voorspellingen) tot hoog (dagelijkse simulaties van fluxen en concentraties). Hieronder wordt ingegaan op enkele dynamische modellen zoals het Engelse INCA-P, het Zweedse ICE-CREAM en het Vlaamse SENTWA en ArcNEMO, en het eenvoudiger uitlogingsmodel PLEASE.

In Vlaanderen (VMM) wordt gebruik gemaakt van het model SENTWA (System for the Evaluation of Nutrient Transport to Water) om nutriëntenstromen van N en P vanuit de landbouw naar het oppervlaktewater te kwantificeren. Het is een semi-empirisch, deductief emissiemodel dat gebruik maakt van hydrologische, geomorfologische en klimatologische gegevens en gegevens over bodemgebruik, landbouwtechniek, landbouwpraktijk en waterhuishouding. Een knelpunt van het SENTWA-model is het gebrek van ruimtelijke resolutie, zodat (foutieve) uitmiddeling van plaatsen met teveel en plaatsen met te weinig bemesting binnen een gemeente mogelijk is (Seuntjens et al., 2008). Sinds de ontwikkeling van het SENTWA-model 19 jaar geleden zijn bovendien veel nieuwe inzichten tot stand gekomen. Vooral voor fosfor hebben de schattingen van het SENTWA-model een grote foutenmarge. Om deze redenen werd door de KU Leuven en BDB in opdracht van VMM een vernieuwd model (Arc-NEMO) uitgewerkt dat wel ruimtelijk gedistribueerd is en gebruik maakt van de nieuwste kennis en data rond nutriëntenverliezen vanuit de landbouw.

In het Verenigd Koninkrijk werd het INCA-P-model ontwikkeld om de effecten van verschillende fosforbronnen op de waterkwaliteit te voorspellen (Wade et al., 2002). Fosforexport van verschillende landgebruiktypes wordt gesimuleerd, rekening houdend met verschillende managementpraktijken. De output zijn fosforconcentraties in bodem en in de waterloop.

In Zweden wordt het zeer complexe ICECREAM-model gebruikt om fosforverliezen in te schatten. Het model overschatte de uitloging in Zweedse bodems sterk (5-9x) doordat de hoge sorptiecapaciteit in de diepere bodemlagen niet goed in rekening wordt gebracht (Liu et al., 2012).

Een eenvoudiger model dan de bovenstaande is het Nederlandse PLEASE-model, ontwikkeld door Schoumans et al. (2013). Het berekent enkel fosforverliezen via uitloging en is een vereenvoudiging van het STONE-model waardoor minder inputgegevens vereist zijn (van der Salm et al., 2011). Benodigde inputgegevens voor PLEASE zijn fosforbeschikbaarheid (P_w), aluminium- en ijzergehalte in 2 bodemlagen, hydrologische informatie (regenval, grondwaterstand, insijpeling) en parameters voor fosforsorptie in de bodem (van der Salm & Schoumans, 2010). Voorspellingen door PLEASE variëren van slecht tot goed afhankelijk van de voorspelde parameter (totale flux, fosforconcentratie in grondwater,...) en het bodemtype. Er is vooral een sterke onderschatting in zware kleigronden door het voorkomen van macroporiën en het onderschatten van oppervlakkige afstroming (van der Salm et al., 2011). Toch zijn de voorspellingen door PLEASE beter dan op basis van bodemfosforgehaltes doordat hydrologische aspecten meegenomen worden (Schoumans et al., 2013). Er zijn reeds inschattingen van fosforverliezen via uitloging over gans Nederland gemaakt (van der Salm *et al.*, 2014).

Modellen zijn niet zaligmakend. Complexe modellen zijn nuttig om de huidige kennis samen te vatten, maar er moet met de nodige omzichtigheid mee omgegaan worden bij scenario-analyses. Vaak is de complexiteit te groot en de monitoring data te beperkt om de geschiktheid van de modellen goed in te schatten. Niet alle modellen zijn voldoende gevalideerd na de kalibratie. Gevoeligheden en limitaties van het model moeten goed begrepen en gecommuniceerd worden zodat daar mee rekening gehouden wordt voor beleidsbeslissingen (Jackson-Blake, 2013).

11 Meest bepalende factoren voor fosforverliezen

Welke factor nu het meest bepalend is voor de fosforverliezen, hangt af van situatie tot situatie. Dit zal reeds sterk variëren volgens de verliesroute (zie hoofdstuk 6), maar alle hoger genoemde factoren zijn mogelijk bepalend. Vaak komt naar voren dat de hydrologie en connectiviteit de bepalende factoren zijn, omdat water fosfor transporteert tussen bron en het ontvangende water (Salomez *et al.*, 2007; van Beek *et al.*, 2009; Kleinman *et al.*, 2011; Jordan *et al.*, 2012; Shore *et al.*, 2014). Door de grote invloed van hydrologie op fosforverliezen kunnen fosforverliezen bij gelijkaardige bodemfosforgehalten, bijgevolg toch sterk verschillen (Sharpley & Tunney, 2000). Onder gelijkaardige hydrologische omstandigheden wordt meestal het bodemfosforgehalte als bepalende factor genoemd (Tunney *et al.*, 2002). Welke bodemfosformetmethode het meest geschikt is, werd besproken in deel 9.1.5. Gezien de grotere hoeveelheid fosfor in de bodem in vergelijking met een eenmalige bemestingsdosis, zou het bodemfosforgehalte meer bepalend zijn dan de eenmalige bemestingshoeveelheid (Heathwaite, 1997; Ulén, 1999; Kleinman *et al.*, 2011; Hahn *et al.*, 2012). In een Deense studie werd vastgesteld dat het bodemfosforgehalte meer bepalend was voor fosforverliezen via uitloging dan landbouwpraktijken zoals de bemestingsmethode, ploegen en bekalken (Rubaek *et al.*, 2010). Toch kan de eenmalige bemestingsdosis de fosforverliezen ook sterk beïnvloeden via incidentele verliezen, zeker via runoff (zie 9.3). Bemestingstypes kunnen ook de mogelijke fosforverliezen beïnvloeden, maar op grotere schaal is vooral het bodemfosforgehalte bepalend (Vanden Nest, 2015).

Idealiter worden dus meerdere factoren tegelijk beschouwd om het risico op fosforverliezen in te schatten. Dit is bijvoorbeeld mogelijk via de P-index (zie 10.2.1). In een Noorse studie met 11 sites werd geconcludeerd dat de P-index de risico's op relatief grote verliezen via oppervlakkige afspoeling (dus niet de totale verliezen) goed kan detecteren. Binnen deze P-index waren de bronfactoren, en dan vooral het bodemfosforgehalte (P-AL), de belangrijkste verklarende factoren (Bechmann *et al.*, 2007).

Door een screening van bepalende factoren voor fosforverliezen in een bepaald gebied, kunnen eventueel locaties gedetecteerd worden waar fosforverliezen wellicht het hoogst zijn ('hot spots' of kritische brongebieden). Op deze locaties kan dan gefocust worden om fosforverliezen te beperken, zodat de beschikbare middelen het meest efficiënt ingezet worden. Als de fosforverliezen in rekening gebracht moeten worden voor bemestingsbeperkingen in de wetgeving, hangen de klassegrenzen best niet alleen af van het bodemfosforgehalte maar ook van het bodemtype én van de grondwaterstand (Ehlert *et al.*, 2014).

12 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. 1995. Decreet houdende algemene bepalingen inzake milieubeleid dd. 05/04/1995.
- Anon. 1998. Commissie Evaluatie Milieuitvoeringsreglementering: Eindverslag over de evaluatie van de milieukwaliteitsdoelstellingen. Brussel, Vlaamse Regering.
- Anon. 2000. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid.
- Anon. 2003a. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 7. Monitoring under the Water Framework Directive.
- Anon. 2003b. Decreet betreffende het integraal waterbeleid van 18 juli 2003.
- Anon. 2006. Richtlijn 2006/118/EG van het Europees Parlement en de Raad van 12 december 2006 betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand.
- Anon. 2009a. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC) Guidance document No. 23 on eutrophication assessment in the context of European water policies.
- Anon. 2009b. Nota aan de leden van de Vlaamse Regering. Betreft: Voorontwerp van besluit van de Vlaamse Regering tot wijziging van het besluit van de Vlaamse Regering van 6 februari 1991 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning en van het Besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne, houdende wijziging van de milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewateren, waterbodems en grondwater. Brussel, Vlaamse Regering.
- Anon. 2009c. Reguleringsimpactanalyse voor Milieukwaliteitsnormen in uitvoering van Decreet Integraal Waterbeleid.
- Anon. 2009d. The river basin districts typology, standards and groundwater threshold values (Water framework directive) (England and Wales) Directions 2009.
- Anon. 2010a. Bijlage 2.4.1. bij het besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne.
- Anon. 2010b. Bijlage 5.3.1 bij het besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne.
- Anon. 2010c. Vlarem II - bijlage 2.3.1 Basismilieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater.
- Anon. 2011a. Decreet van 22 december 2006 houdende de bescherming van water tegen de verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen.
- Anon. 2011b. Report from the commission to the council and the european parliament: on implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2004-2007. Brussels, European Commission.
- Anon. 2011c. Technische specificaties voor de chemische analyse van (fysisch-) chemische parameters en beoordeling van de analyseresultaten in functie van de monitoring van de watertoestand krachtens Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid, Belgisch Staatsblad 31/10/2011.
- Anon. 14-11-2012a. Accompanying document of the Report from the commission to the European Parlement and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC), River Basin Management Plans. Commission staff working document on Member State Belgium. Brussel, European Commission.
- Anon. 12-10-2012b. Besluit van de Waalse Regering betreffende de identificatie, de karakterisering en de vaststelling van de ecologische toestandsdrempels die van toepassing zijn op de oppervlaktewaterlichamen en tot wijziging van Boek II van het Milieuwetboek, dat het Waterwetboek inhoudt.
- Anon. 2012c. Bijlage 5.3.2 bij VlaremII. Sectorale lozingsvoorwaarden voor bedrijfsafvalwater.

- Anon. 2012d. Freshwater eutrophication briefing note. Environment Agency.
- Anon. 2013. Bijlage bij het besluit van de Vlaamse Regering tot vaststelling van het geactualiseerde monitoringprogramma van de watertoestand ter uitvoering van artikel 67 en 69 van het decreet van 18 juli 2003 betreffende het integraal waterbeleid.
- Anon. 2014a. Achtergronddocument SGBP 2016-2021: Onderbouwing van de afwijkingen op de milieudoelstellingen conform KRLW en DIW. VMM.
- Anon. 2014b. Beoordeling van de ecologische en chemische toestand in natuurlijke, sterk veranderde en kunstmatige oppervlaktewaterlichamen in Vlaanderen conform de Europese Kaderrichtlijn Water.
- Anon. 2014c. O. VMM.
- Anon. 2014d. Water Framework Directive implementation in England and Wales: new and updated standards to protect the water environment. VK, Department for Environment, Food & Rural Affairs - Llywodraeth Cymru Welsh Government.
- Allen, B. L. & Mallarino, A. R. 2008. Effect of liquid swine manure rate, incorporation, and timing of rainfall on phosphorus loss with surface runoff. *Journal of Environmental Quality*, **37**, 125-137.
- 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 3: Mogelijke maatregelen om fosforconcentraties in water te verlagen. Merelbeke, ILVO.
- Andersson, H., Bergstrom, L., Djodjic, F., Ulen, B. & Kirchmann, H. 2013. Topsoil and subsoil properties influence phosphorus leaching from four agricultural soils. *Journal of Environmental Quality*, **42**, 455-463.
- Aronsson, H., Stenberg, M. & Ulén, B. 2011. Leaching of N, P and glyphosate from two soils after herbicide treatment and incorporation of a ryegrass catch crop. *Soil Use and Management*, **27**, 54-68.
- Ashjaei, S., Tiessen, H. & Schoenau, J. J. 2010. Correlations between phosphorus fractions and total leachate phosphorus from cattle manure- and swine manure-amended soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **41**, 1338-1349.
- 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.
- 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.
- Baken, S., Nawara, S., Van Moorleghe, C. & Smolders, E. 2014. Iron colloids reduce the bioavailability of phosphorus to the green alga *Raphidocelis subcapitata*. *Water Research*, **59**, 198-206.
- Bakker, D. W., van den Heuvel, H., Portielje, R., van Duynhoven, A. M. M., van de Weerd, H., Prins, T. C., Baretta-Bekker, J. G., de Klein, J. J. M., Schoumans, O. F., Leenders, D., & Hendriks, R. 2007. Mest en oppervlaktewater: een terugblik 1985-2005. Deelrapportage ten behoeve van de Evaluatie Meststoffenwet 2007. Rijswijk, Rijkswaterstaat.
- Barnea, I., Litaor, M. I. & Shenker, M. 2012. Evaluation of phosphorus management practices in East Mediterranean altered wetland soils. *Soil Use and Management*, **28**, 35-44.
- Baumann, R. A., Hooijboer, A. E. J., Vrijhoef, A., Fraters, B., Kotte, M., Daatselaar, C. H. G., Olsthoorn, C. S. M., & Bosma, J. N. 2012. Landbouwpraktijk en waterkwaliteit in Nederland, periode 1992-2010. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Beauchemin, S. & Simard, R. R. 1999. Soil phosphorus saturation degree: Review of some indices and their suitability for P management in Quebec, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, **79**, 615-625.
- Bechmann, M. E., Stalnacke, P. & Kvaerno, S. H. 2007. Testing the Norwegian phosphorus index at the field and subcatchment scale. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **120**, 117-128.

- Benskin, C. M. H., Roberts, W. M., Wang, Y. & Haygarth, P. M. 2014. Review of the annual phosphorus loss estimator tool - a new model for estimating phosphorus losses at the field scale. *Soil Use and Management*, **30**, 337-341.
- Bertol, O. J., Rizzi, N. E., Favaretto, N. & Lana, M. D. 2010. Phosphorus loss by surface runoff in no-till system under mineral and organic fertilization. *Scientia Agricola*, **67**, 71-77.
- Bogestrand, J., Kristensen, P., & Kronvang, B. 2005. Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment. Copenhagen, European Environment Agency.
- Brookes, P. C., Heckrath, G., De Smet, J., Hofman, G. & Vanderdeelen, J. 1997. Losses of phosphorus in drainage water. In: Phosphorus loss from soil to water (eds H. Tunney *et al.*), pp. 253-271. CAB International, Cambridge.
- Buczko, U. & Kuchenbuch, R. O. 2007. Phosphorus indices as risk-assessment tools in the USA and Europe - a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **170**, 445-460.
- Butler, P. J. & Haygarth, P. M. 2007. Effects of tillage and reseedling on phosphorus transfers from grassland. *Soil Use and Management*, **23**, 71-81.
- Chardon, W. J., Aalderink, G. H. & van der Salm, C. 2007a. Phosphorus leaching from cow manure patches on soil columns. *Journal of Environmental Quality*, **36**, 17-22.
- Chardon, W. J., Mol, G., van der Salm, C., & Sival, F. P. 2007b. De sorptie van orthofosfaat in veengronden en kalkrijke zandgronden en het belang van organisch gebonden fosfaat; Kennislacunes met betrekking tot vastlegging en uitspoeling van fosfaat. 1480. Wageningen, Alterra.
- Chardon, W. J., Oenema, O., delCastilho, P., Vriesema, R., Japenga, J. & Blaauw, D. 1997. Organic phosphorus in solutions and leachates from soils treated with animal slurries. *Journal of Environmental Quality*, **26**, 372-378.
- Chardon, W. J. & Schoumans, O. F. 2007. Soil texture effects on the transport of phosphorus from agricultural land in river deltas of Northern Belgium, The Netherlands and North-West Germany. *Soil Use and Management*, **23**, 16-24.
- Chardon, W. J. & van Faasen, H. G. 1999. Soil indicators for critical source areas of phosphorus leaching. 22. Wageningen, Programmabureau Geïntegreerd Bodemonderzoek.
- Chrysostome, M., Nair, V. D., Harris, W. G. & Rhue, R. D. 2007. Minimizing confounding factors in phosphorus leaching assessment for dairy-and poultry-manure-amended soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **38**, 975-987.
- Claussen, U., Müller, P., & Arle, J. 2012. WFD CIS Ecostat WG A Report: Comparison of environmental quality objective, threshold values or water quality targets set for the demands of the European Water Framework Directive.
- Cooper, J. & Carliell-Marquet, C. 2013. A substance flow analysis of phosphorus in the UK food production and consumption system. *Resources Conservation and Recycling*, **74**, 82-100.
- Coppens, J., Stas, S., Dolmans, E., Meers, E., Vlaeminck, S. E., Buysse, J., & Overloop, S. 2013. Begroting van stikstof- en fosforstromen in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. MIRA/2013/09. Gent, MIRA.
- Correll, D. L. 1999. Phosphorus: A rate limiting nutrient in surface waters. *Poultry Science*, **78**, 674-682.
- Crossman, J., Whitehead, P. G., Fitter, 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.
- de Jonge, L. W., Moldrup, P., Rubaek, G. H., Schelde, K. & Djurhuus, J. 2004. Particle leaching and particle-facilitated transport of phosphorus at field scale. *Vadose Zone Journal*, **3**, 462-470.
- De Smet, J., Hofman, G., Vanderdeelen, J., Van Meirvenne, M., & Baert, L. 1995. Fosfaatuitspoeling onder zandleembodems. Agricontract 276, 1-6.
- 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.
- Dejonghe, Y., Slenter, C., Van Eylen, I., D'hont, D., & Thomas, P. 2008. Grondwater in Vlaanderen: het Centraal Vlaams Systeem. Aalst, VMM.

- Delgado, A. & Scalenghe, R. 2008. Aspects of phosphorus transfer from soils in Europe. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **171**, 552-575.
- Djordjic, F. & Bergstrom, L. 2005. Phosphorus losses from arable fields in Sweden - Effects of field-specific factors and long-term trends. *Environmental Monitoring and Assessment*, **102**, 103-117.
- Djordjic, F., Bergstrom, L. & Grant, C. 2005. Phosphorus management in balanced agricultural systems. *Soil Use and Management*, **21**, 94-101.
- Djordjic, F., Bergstrom, L. & Ulen, B. 2002. Phosphorus losses from a structured clay soil in relation to tillage practices. *Soil Use and Management*, **18**, 79-83.
- Djordjic, F., Borling, K. & Bergstrom, L. 2004. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. *Journal of Environmental Quality*, **33**, 678-684.
- Djordjic, F., Ulen, B. & Bergstrom, L. 2000. Temporal and spatial variations of phosphorus losses and drainage in a structured clay soil. *Water Research*, **34**, 1687-1695.
- Dodd, R. J., McDowell, R. W. & Condon, L. M. 2014. Is tillage an effective method to decrease phosphorus loss from phosphorus enriched pastoral soils? *Soil & Tillage Research*, **135**, 1-8.
- Dougherty, W. J., Mason, S. D., Burkitt, L. L. & Milham, P. J. 2011. Relationship between phosphorus concentration in surface runoff and a novel soil phosphorus test procedure (DGT) under simulated rainfall. *Soil Research*, **49**, 523-528.
- Edwards, A. C. & Withers, P. J. A. 2007. Linking phosphorus sources to impacts in different types of water body. *Soil Use and Management*, **23**, 133-143.
- Ehlert, P., van der Salm, C., Burgers, S., van Middelkoop, J., van Dijk, W., van der Maas, R., Pronk, A., van Reuler, H., Koopmans, G., & Chardon, W. 2014. Fosfaatklassen voor fosfaatgebruiksnormen van de Meststoffenwet; Landbouwkundige en milieuhygiënische aspecten in samenhang. Alterra report 2499. Wageningen, Alterra Wageningen UR.
- Ekholm, P. & Krogerus, K. 2003. Determining algal-available phosphorus of differing origin: routine phosphorus analyses versus algal assays. *Hydrobiologia*, **492**, 29-42.
- Elliott, H. A. & O'Connor, G. A. 2007. Phosphorus management for sustainable biosolids recycling in the United States. *Soil Biology & Biochemistry*, **39**, 1318-1327.
- Elliott, H. A., O'Connor, G. A. & Brinton, S. 2002. Phosphorus leaching from biosolids-amended sandy soils. *Journal of Environmental Quality*, **31**, 681-689.
- Ellison, M. E. & Brett, M. T. 2006. Particulate phosphorus bioavailability as a function of stream flow and land cover. *Water Research*, **40**, 1258-1268.
- Faber, W., Wielakker, D., Spier, J. L., & Smulders, C. 2011. Richtlijn KRW monitoring oppervlaktewater en protocol toetsen & beoordelen 2.
- Fangueiro, D., Vasconcelos, E., Ribeiro, H., Cabral, F., Graça, J., Roboredo, M., & Coutinho, J. 2013. Soil residual phosphorous and manure type applied affect nutrient losses by leaching and ryegrass yield. ManuREsource, Final Program and Abstract Book. 1st International Conference on manure management and valorization. December 5-6 2013, Bruges, Belgium . Bruges, VCM.
- Feyereisen, G. W., Kleinman, P. J. A., Folmar, G. J., Saporito, L. S., Way, T. R., Church, C. D. & Allen, A. L. 2010. Effect of direct incorporation of poultry litter on phosphorus leaching from coastal plain soils. *Journal of Soil and Water Conservation*, **65**, 243-251.
- Foy, R. H. 2007. Variation in the reactive phosphorus concentrations in rivers of northwest Europe with respect to their potential to cause eutrophication. *Soil Use and Management*, **23**, 195-204.
- Fraters, B., Kovar, K., Grant, R., Thorling, L., & Reijls, J. W. 2011. Developments in monitoring the effectiveness of the EU Nitrates Directive Action Programmes. Results of the second MonNO³ workshop, 10-11 June 2009. 680717019/2011. Aarhus, National Environmental Research Institute.

- Fraters, B., Reijs, J. W., van Leeuwen, T. C., & Boumans, L. J. M. 2008. Landelijk meetnet effecten mestbeleid. Resultaten van de monitoring van waterkwaliteit en bemesting in meetjaar 2006 in het derogatiemetnet. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Frossard, E., Demaria, P., Sinaj, S. & Scharer, M. 2014. A flow-through reactor to assess potential phosphate release from agricultural soils. *Geoderma*, **219**, 125-135.
- Godlinski, F., Leinweber, P., Meissner, R. & Seeger, J. 2004. Phosphorus status of soil and leaching losses: results from operating and dismantled lysimeters after 15 experimental years. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **68**, 47-57.
- Greene, S., Taylor, D., McElarney, Y. R., Foy, R. H. & Jordan, P. 2011. An evaluation of catchment-scale phosphorus mitigation using load apportionment modelling. *Science of the Total Environment*, **409**, 2211-2221.
- Hahn, C., Prasuhn, V., Stamm, C. & Schulin, R. 2012. Phosphorus losses in runoff from manured grassland of different soil P status at two rainfall intensities. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **153**, 65-74.
- Hansen, N. C., Daniel, T. C., Sharpley, A. N. & Lemunyon, J. L. 2002. The fate and transport of phosphorus in agricultural systems. *Journal of Soil and Water Conservation*, **57**, 408-417.
- Hartz, T. K. & Johnstone, P. R. 2006. Relationship between soil phosphorus availability and phosphorus loss potential in runoff and drainage. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **37**, 1525-1536.
- Haygarth, P. M., Heathwaite, A. L., Jarvis, S. C. & Harrod, T. R. 2000. Hydrological factors for phosphorus transfer from agricultural soils. *Advances in Agronomy*, Vol 69, **69**, 153-178.
- Haygarth, P. M. & Jarvis, S. C. 1999. Transfer of phosphorus from agricultural soils. *Advances in Agronomy*, Vol 66, **66**, 195-249.
- Haygarth, P. M., Page, T. J. C., Beven, K. J., Freer, J., Joynes, A., Butler, P., Wood, G. A. & Owens, P. N. 2012. Scaling up the phosphorus signal from soil hillslopes to headwater catchments. *Freshwater Biology*, **57**, 7-25.
- 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.
- Heathwaite, A. L. & Dils, R. M. 2000. Characterising phosphorus loss in surface and subsurface hydrological pathways. *Science of the Total Environment*, **251**, 523-538.
- Heathwaite, A. L., Fraser, A. I., Johnes, P. J., Hutchins, M., Lord, E. & Butterfield, D. 2003a. The Phosphorus Indicators Tool: a simple model of diffuse P loss from agricultural land to water. *Soil Use and Management*, **19**, 1-11.
- Heathwaite, L., Sharpley, A. & Bechmann, M. 2003b. The conceptual basis for a decision support framework to assess the risk of phosphorus loss at the field scale across Europe. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **166**, 447-458.
- Heckrath, G., de Jonge, L. W., Rubaek, G. H., & Kjaergaard, C. 2007. Phosphorus mobilization by water-dispersible colloids from agricultural soils. Heckrath, G., Rubaek, G. H., and Kronvang, B. The 5th International Phosphorus Workshop.
- Heinis, F. & Evers, C. H. M. 2007. Afleiding getalswaarden voor nutriënten voor de goede ecologische toestand voor natuurlijke wateren. Utrecht, STOWA.
- Hens, M. 1999. *Aqueous phase speciation of phosphorus in sandy soils*. KU Leuven, Leuven.
- Hens, M. & Merckx, R. 2002. The role of colloidal particles in the speciation and analysis of "dissolved" phosphorus. *Water Research*, **36**, 1483-1492.
- Jackson-Blake, L. A. 2013. How useful are complex process-based catchment-scale phosphorus models. 7th International Phosphorus Workshop. Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Scott, J. T., Haggard, B. E., Bowes, M. J. & Massey, L. B. 2012. Within-river phosphorus retention: accounting for a missing piece in the watershed phosphorus puzzle. *Environmental Science & Technology*, **46**, 13284-13292.
- Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Withers, P. J. A., Scott, J. T., Haggard, B. E. & Neal, C. 2013. Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths, and "postnormal" science. *Journal of Environmental Quality*, **42**, 295-304.

- Jochems, H., Schneiders, A., Denys, L., & Van den Bergh, E. 2002. Typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen. Eindrapport. Brussel, INBO.
- Johnston, A. E. 2000. Soil and plant phosphate. Paris, International Fertilizer Industry Association.
- Jordan, P., Melland, A. R., Mellander, P. E., Shortle, G. & Wall, D. 2012. The seasonality of phosphorus transfers from land to water: Implications for trophic impacts and policy evaluation. *Science of the Total Environment*, **434**, 101-109.
- Kang, J. H., Amoozegar, A., Hesterberg, D. & Osmond, D. L. 2011. Phosphorus leaching in a sandy soil as affected by organic and inorganic fertilizer sources. *Geoderma*, **161**, 194-201.
- 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.
- Kjaergaard, C., Rubaek, G. H., & Heckrath, G. 2010. Autumn tillage increases phosphorus leaching from fine textured soils. 6th International Phosphorus Workshop .
- Klein, J., Rozemeijer, J., Broers, H. P., & van der Grift, B. 2012a. Meetnet nutriënten landbouw specifiek oppervlaktewater. Deelrapport A: opzet meetnet. 1202337-000-BG5-0007. Utrecht, Deltares.
- Klein, J., Rozemeijer, J., Broers, H. P., & van der Grift, B. 2012b. Meetnet nutriënten landbouw specifiek oppervlaktewater. Deelrapport B: toestand en trends. Utrecht, Deltares.
- Kleinman, P. J. A., Needelman, B. A., Sharpley, A. N. & McDowell, R. W. 2003. Using soil phosphorus profile data to assess phosphorus leaching potential in manured soils. *Soil Science Society of America Journal*, **67**, 215-224.
- 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.
- Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N., Saporito, L. S., Buda, A. R. & Bryant, R. B. 2009. Application of manure to no-till soils: phosphorus losses by sub-surface and surface pathways. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **84**, 215-227.
- Koopmans, G. F., Chardon, W. J., Ehlert, P. A. I., Dolfing, J., Suurs, R. A. A., Oenema, O. & van Riemsdijk, W. H. 2004. Phosphorus availability for plant uptake in a phosphorus-enriched noncalcareous sandy soil. *Journal of Environmental Quality*, **33**, 965-975.
- 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., Chardon, W. J. & McDowell, R. W. 2007. Phosphorus movement and speciation in a sandy soil profile after long-term animal manure applications. *Journal of Environmental Quality*, **36**, 305-315.
- Koopmans, G. F., McDowell, R. W., Chardon, W. J., Oenema, O. & Dolfing, J. 2002. Soil phosphorus quantity-intensity relationships to predict increased soil phosphorus loss to overland and subsurface flow. *Chemosphere*, **48**, 679-687.
- Koopmans, G. F., Schoumans, O. F., & Chardon, W. J. 2003. The use of indicators for the identification of phosphorus transfer from agricultural land to surface waters. 793. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte.
- Koopmans, G. F. & van den Toorn, A. 2012. Oppervlakkig afspoeling op landbouwgronden. Incidentele nutriëntenverliezen en speciatie van fosfaat op zware kleigrond. 2269. Wageningen, Alterra.
- Koopmans, G. F., Van der Zeeuw, M. E., Römkens, P. F. A. M., Chardon, W. J. & Oenema, D. O. 2001. Identification and characterization of phosphorus-rich sandy soils. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, **49**, 369-384.
- Kristensen, P. 2012. European waters - assessment of status and pressures. Copenhagen, European Environment Agency.
- 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.

- Kronvang, B., Grant, R., Jensen, R., Andersen, P. M. & Larsen, S. E. 2009a. Environment assessment monitoring in Denmark: a review of the effects of Action Plans on the Aquatic Environment. *Tearmann*, **7**, 115-128.
- Kronvang, B., Rubaek, G. H. & Heckrath, G. 2009b. International Phosphorus Workshop: Diffuse phosphorus loss to surface water bodies - Risk assessment, mitigation options, and ecological effects in river basins. *Journal of Environmental Quality*, **38**, 1924-1929.
- Kumaragamage, D., Flaten, D., Akinremi, O. O., Sawka, C. & Zvomuya, F. 2011. Soil test phosphorus changes and phosphorus runoff losses in incubated soils treated with livestock manures and synthetic fertilizer. *Canadian Journal of Soil Science*, **91**, 375-384.
- Kyllmar, K., Carlsson, C., Gustafson, A., Ulen, B. & Johnsson, H. 2006. Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden. characterisation and trends. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **115**, 15-26.
- Leinweber, P., Meissner, R., Eckhardt, K. U. & Seeger, J. 1999. Management effects on forms of phosphorus in soil and leaching losses. *European Journal of Soil Science*, **50**, 413-424.
- Lindvall, A., Ulén, B., Etana, A., Bergström, L., Kleinman, P., & Mattsson, L. 2010. The influence of soil and manure variables on phosphorus leaching from Swedish agricultural soils. 6th International Phosphorus Workshop .
- Liu, J., Aronsson, H., Blombäck, K., Persson, K., & Bergstrom, L. 2010. Identification of processes controlling phosphorus leaching from a long term field experiment using the ICECREAM model. 6th International Phosphorus Workshop .
- Liu, J., Aronsson, H., Blomback, K., Persson, K. & Bergstrom, L. 2012. Long-term measurements and model simulations of phosphorus leaching from a manured sandy soil. *Journal of Soil and Water Conservation*, **67**, 101-110.
- 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.
- Lookman, R 1995. *Phosphate chemistry in excessively fertilised soils*. K.U.Leuven, Leuven.
- Lookman, R., Vandeweert, N., Merckx, R. & Vlassak, K. 1995. Geostatistical Assessment of the Regional Distribution of Phosphate Sorption Capacity Parameters (Fe-Ox and Al-Ox) in Northern Belgium. *Geoderma*, **66**, 285-296.
- Maeckelberghe, H., Van den Noortgazete, F., Verhaegen, G., De Corte, S., Vos, G., & Roos, D. 2001. Waterkwaliteit - Lozingen in het water 2000. Erembodegem, Vlaamse Milieumaatschappij.
- Maguire, R. O. & Sims, J. T. 2002. Soil testing to predict phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality*, **31**, 1601-1609.
- Mainstone, C. P. 2010. An evidence base for setting nutrient targets to protect river habitat. Sheffield, Natural England.
- Massop, H. T. L., Noij, I. G. A. M., Appels, W. M., & van den Toorn, A. 2012. Oppervlakkige afspoeling op landbouwgronden; Metingen op zandgrond in Limburg. Wageningen, Alterra.
- McCall, S. J. 2013. Phosphorus limitation of benthic algae in UK rivers. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- 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. & Sharpley, A. N. 2001a. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality*, **30**, 508-520.
- McDowell, R. W. & Sharpley, A. N. 2001b. 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. 2004. Variation of phosphorus leached from Pennsylvanian soils amended with manures, composts or inorganic fertilizer. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **102**, 17-27.
- Morgan, M. A. 1997. The behaviour of soil and fertilizer phosphorus. In: Phosphorus loss from soil to water (eds H.Tunney et al.), pp. 137-149. CAB International, Cambridge.
- Murphy, J. & Riley, J. P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, **27**, 31-36.

- Murphy, P. N. C. 2007. Lime and cow slurry application temporarily increases organic phosphorus mobility in an acid soil. *European Journal of Soil Science*, **58**, 794-801.
- Nair, V. D. 2014. Soil phosphorus saturation ratio for risk assessment in land use systems. *Frontiers in environmental science*.
- Nelson, N. O. & Shober, A. L. 2012. Evaluation of phosphorus indices after twenty years of science and development. *Journal of Environmental Quality*, **41**, 1703-1710.
- 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.
- Osté, L. & van de Weerd, H. 2012. Maatregelen in de Bodemdiagnose BaggerNut: Advies voor het reduceren van de bijdrage van de waterbodem. Delft, Deltares.
- Page, T., Heathwaite, A. L., Moss, B., Reynolds, C., Beven, K. J., Pope, L. & Willows, R. 2012. Managing the impacts of nutrient enrichment on river systems: dealing with complex uncertainties in risk analyses. *Freshwater Biology*, **57**, 108-123.
- Pommel, B. & Dorioz, J. M. 1997. Movement of phosphorus from agricultural soil to water. In: Phosphorus loss from soil to water (eds H.Tunney *et al.*), pp. 243-251. CAB International, Cambridge.
- Postma, R. & de Haas, M. J. G. 2009. Ontwikkeling van een bodemdienst reductie fosfaatemissie; fase 1. nutriënten management instituut nmi bv.
- Pote, D. H., Daniel, T. C., Sharpley, A. N., Moore, P. A., Edwards, D. R. & Nichols, D. J. 1996. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society of America Journal*, **60**, 855-859.
- Pote, D. H., Kingery, W. L., Aiken, G. E., Han, F. X., Moore, P. A. & Buddington, K. 2003. Water-quality effects of incorporating poultry litter into perennial grassland soils. *Journal of Environmental Quality*, **32**, 2392-2398.
- Radcliffe, D. E., Freer, J. & Schoumans, O. 2009. Diffuse phosphorus models in the United States and Europe: their usages, scales, and uncertainties. *Journal of Environmental Quality*, **38**, 1956-1967.
- Rekolainen, S., Ekholm, P., Ulén, B. & Gustafson, A. 1997. Phosphorus losses from agriculture to surface waters in the nordic countries. In: Phosphorus loss from soil to water (eds H.Tunney *et al.*), pp. 77-93. CAB International, Cambridge.
- Renneson, M., Vandenberghe, C., Dufey, J., Marcoen, J. M., Bock, L. & Colinet, G. 2015. Degree of phosphorus saturation in agricultural loamy soils with a near-neutral pH. *European Journal of Soil Science*, **66**, 33-41.
- 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.
- Rubaek, G. H., Kjaergaard, C., Glaesner, N., Heckrath, G., & Magid, J. 2010. Adapting agricultural practice to minimize P leaching. 6th International Phosphorus Workshop . Sevilla, IPW6.
- Salomez, J., De Bolle, S., Hofman, G., & De Neve, S. 2007. Afbakening van de fosfaatverzadigde gebieden in Vlaanderen op basis van een kritische fosfaatverzadigingsgraad van 35% - deel 2: Kennislacunes.
- 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.
- Schelde, K., de Jonge, L. W., Kjaergaard, C., Laegdsmand, M. & Rubaek, G. H. 2006. Effects of manure application and plowing on transport of colloids and phosphorus to tile drains. *Vadose Zone Journal*, **5**, 445-458.
- Schneiders, A. 2007. Aanzet tot het opstellen van richtwaarden voor nutriënten in oppervlaktewateren conform de Europese Kaderrichtlijn Water.
- Scholz, R. W., Ulrich, A. E., Eilitta, M. & Roy, A. 2013. Sustainable use of phosphorus: A finite resource. *Science of the Total Environment*, **461**, 799-803.
- Schoumans, O. 2004. Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van landbouwgronden in Nederland. Report 730.4. Wageningen, Alterra.

- Schoumans, O. F. 2011. Install artificial drains. Factsheet of the study of the COST action 869. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Wageningen.
- Schoumans, O. F. & Chardon, W. J. 2003. Risk assessment methodologies for predicting phosphorus losses. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **166**, 403-408.
- Schoumans, O. F. & Chardon, W. J. 2015. Phosphate saturation degree and accumulation of phosphate in various soil types in The Netherlands. *Geoderma*, **237-238**, 325-335.
- Schoumans, O. F., Ehlert, P. A. I., & Chardon, W. J. 2005. Mogelijkheden tot de beantwoording van beleidsvragen inzake aanpassing van fosfaatverliesnormen; Quick scan. 1181. Wageningen, Alterra.
- Schoumans, O. F., Silgram, M., Groenendijk, P., Bouraoui, F., Andersen, H. E., Kronvang, B., Behrendt, H., Arheimer, B., Johnsson, H., Panagopoulos, Y., Mimikou, M., Lo Porto, A., Reisser, H., Le Gall, G., Barr, A. & Anthony, S. G. 2009. Description of nine nutrient loss models: capabilities and suitability based on their characteristics. *Journal of Environmental Monitoring*, **11**, 506-514.
- Schoumans, O. F., van der Salm, C. & Groenendijk, P. 2013. PLEASE: a simple model to determine P losses by leaching. *Soil Use and Management*, **29**, 138-146.
- Schroeder, P. D., Radcliffe, D. E., Cabrera, M. L. & Belew, C. D. 2004. Relationship between soil test phosphorus and phosphorus in runoff: Effects of soil series variability. *Journal of Environmental Quality*, **33**, 1452-1463.
- Seuntjens, P., Joris, I., Provoost, J., De Neve, S., Salomez, J., Sleutel, S., & Wendland, F. 2008. Inschatten van de gevolgen van wijzigend landbouw- en mestbeleid op oppervlaktewater. Mol, VITO.
- Shahandeh, H., Hossner, L. R. & Turner, F. T. 2003. Phosphorus relationships to manganese and iron in rice soils. *Soil Science*, **168**, 489-500.
- 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., McDowell, R. W. & Kleinman, P. J. A. 2001. Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*, **237**, 287-307.
- 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.
- Shigaki, F., Sharpley, A. & Prochnow, L. I. 2007. Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. *Science of the Total Environment*, **373**, 334-343.
- Shore, M., Jordan, P., Mellander, P.-E., Kelly-Quinn, M., Wall, D. P., Murphy, P. N. C. & Melland, A. R. 2014. Evaluating the critical source area concept of phosphorus loss from soils to water-bodies in agricultural catchments. *Science of the Total Environment*, **490**, 405-415.
- Sibbesen, E. & Sharpley, A. N. 1997. Setting and justifying upper critical limits for phosphorus in soils. In: Phosphorus loss from soil to water (eds H. Tunney *et al.*), pp. 151-176. CAB International, Cambridge.
- Siemens, J., Ilg, K., Pagel, H. & Kaupenjohann, M. 2008. Is colloid-facilitated phosphorus leaching triggered by phosphorus accumulation in sandy soils? *Journal of Environmental Quality*, **37**, 2100-2107.
- Sinclair, H., Heahwaite, L., & Saul, A. 2007. Colloid-facilitated phosphorus loss from diffuse agricultural sources via sub-surface pathways. Heckrath, G., Rubaek, G. H., and Kronvang, B. The 5th International Phosphorus Workshop.
- Smith, K. A., Chalmers, A. G., Chambers, B. J. & Christie, P. 1998. Organic manure phosphorus accumulation, mobility and management. *Soil Use and Management*, **14**, 154-159.
- Sorensen, P. & Rubaek, G. H. 2012. Leaching of nitrate and phosphorus after autumn and spring application of separated solid animal manures to winter wheat. *Soil Use and Management*, **28**, 1-11.
- Stevens, C. J. & Quinton, J. N. 2009. Diffuse pollution swapping in arable agricultural systems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **39**, 478-520.

- Svanbäck, A., Ulén, B., Bergström, L., & Kleinman, P. J. A. 2013a. 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., Bergström, L., Kleinman, P. J. A. & Mattsson, L. 2013b. Influence of soil phosphorus and manure on phosphorus leaching in Swedish topsoils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **96**, 133-147.
- Tiemeyer, B., Kahle, P. & Lennartz, B. 2009. Phosphorus losses from an artificially drained rural lowland catchment in North-Eastern Germany. *Agricultural Water Management*, **96**, 677-690.
- 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., Breeuwsma, A., Withers, P. J. A. & Ehlert, P. A. I. 1997. Phosphorus fertilizer strategies: present and future. In: Phosphorus loss from soil to water (eds H.Tunney *et al.*), pp. 177-203. CAB International, Cambridge.
- Tunney, H., Daly, K., & Kurz, I. 2002. Phosphorus loss from grassland soils to water. 17th WCSS, 14-21 August 2002, Thailand . Thailand, WCSS.
- Turner, B. L. 2002. Influence of soil processes on solubilisation of P forms: A review of experimental data. In: Phosphorus losses from agricultural soils: Processes at the field scale. COST Action 832 (eds W.J.Chardon & O.F.Schoumans), pp. 66-72. Alterra, Wageningen.
- Turner, B. L. & Haygarth, P. M. 2000. Phosphorus forms and concentrations in leachate under four grassland soil types. *Soil Science Society of America Journal*, **64**, 1090-1099.
- Turner, B. L., Kay, M. A. & Westermann, D. T. 2004. Phosphorus in surface runoff from calcareous arable soils of the semiarid Western United States. *Journal of Environmental Quality*, **33**, 1814-1821.
- UK Technical Advisory Group .2012a. A revised approach to setting Water Framework Directive phosphorus standards. Edinburgh, UK TAG.
- UK Technical Advisory Group .2012b. Phosphorus standards for rivers. Consultation on draft proposals. Edinburgh, UK TAG.
- Ulen, B. 1997. Nutrient losses by surface run-off from soils with winter cover crops and spring-ploughed soils in the south of Sweden. *Soil & Tillage Research*, **44**, 165-177.
- Ulen, B. 1999. Leaching and balances of phosphorus and other nutrients in lysimeters after application of organic manures or fertilizers. *Soil Use and Management*, **15**, 56-61.
- Ulen, B. 2006. A simplified risk assessment for losses of dissolved reactive phosphorus through drainage pipes from agricultural soils. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, **56**, 307-314.
- 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., Aronsson, H., Torstensson, G. & Mattsson, L. 2005. Phosphorus and nitrogen turnover and risk of waterborne phosphorus emissions in crop rotations on a clay soil in southwest Sweden. *Soil Use and Management*, **21**, 221-230.
- 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. P. Fact sheet of COST-action 869. Schoumans, O. F. and Chardon, W. J. Wageningen.
- Ulen, B. M. & Weyhenmeyer, G. A. 2007. Adapting regional eutrophication targets for surface waters - influence of the EU water framework directive national policy and climate change. *Environmental Science & Policy*, **10**, 734-742.

- Vadas, P. A., Jokela, W. E., Franklin, D. H. & Endale, D. M. 2011. The effect of rain and runoff when assessing timing of manure application and dissolved phosphorus loss in runoff. *Journal of the American Water Resources Association*, **47**, 877-886.
- 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 Beek, C. L., van der Salm, C., Plette, A. & van de Weerd, H. 2009. Nutrient loss pathways from grazed grasslands and the effects of decreasing inputs: experimental results for three soil types. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **83**, 99-110.
- van de Weerd, H. & Torenbeek, R. 2007. Uitspoeling van meststoffen uit grasland.
- 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 Molen, D. T. & Pot, R. 2007. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. Utrecht, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (Stowa).
- Van der Molen, D. T., Pot, R., Evers, C. H. M., & van Nieuwerburgh, L. L. J. 2012. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021. Amersfoort, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (Stowa).
- 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., Dolfig, 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., Dupas, R., Grant, R., Heckrath, G., Iversen, B. V., Kronvang, B., Levi, C., Rubaek, G. H. & Schoumans, O. F. 2011. Predicting phosphorus losses with the PLEASE model on a local scale in Denmark and the Netherlands. *Journal of Environmental Quality*, **40**, 1617-1626.
- van der Salm, C., Noij, I. G. A. M., Appels, W. M., & Massop, H. T. L. 2013. Combining modelling and direct measurements to quantify nutrient surface runoff from flat fields. 7th International Phosphorus Workshop . Uppsala, SLU Dept of Soil and Environment.
- van der Salm, C. & Schoumans, O. F. 2000. Phosphate losses on four grassland plots used for dairy farming. Measured phosphate losses and calibration of the model ANIMO. 83. Wageningen, Alterra.
- van der Salm, C. & Schoumans, O. F. 2010. Model PLEASE en het nationale nutriënten-emissiemodel STONE. Een vergelijking van berekende fluxen en concentraties. Wageningen, Alterra.
- van der Salm, C., van den Toorn, A., Chardon, W. J. & Koopmans, G. F. 2012. Water and nutrient transport on a heavy clay soil in a fluvial plain in The Netherlands. *Journal of Environmental Quality*, **41**, 229-241.
- van der Salm, C., Walvoort, D., & Massop, H. 2014. Landelijk beeld van de fosfaatverliezen naar het oppervlaktewater. Een analyse met het model PLEASE. Wageningen, Alterra Wageningen UR.
- 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 der Zee, C., Roelvros, N. & Chou, L. 2007. Phosphorus speciation, transformation and retention in the Scheldt estuary (Belgium/The Netherlands) from the freshwater tidal limits to the North Sea. *Marine Chemistry*, **106**, 76-91.
- van der Zee, S. E. A. T. M., van Riemsdijk, W. H., & de Haan, F. A. M. 1990a. Het protocol fosfaatverzadigde gronden. Deel I: Toelichting. Wageningen, Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding, Landbouwuniversiteit Wageningen.
- van der Zee, S. E. A. T. M., van Riemsdijk, W. H., & de Haan, F. A. M. 1990b. Het protocol fosfaatverzadigde gronden. Deel II: Technische uitwerking. Wageningen, Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding, Landbouwuniversiteit Wageningen.

- van Grinsven, H. J. M., ten Berge, H. F. M., Dalgaard, T., Fraters, B., Durand, P., Hart, A., Hofman, G., Jacobsen, B. H., Lalor, S. T. J., Lesschen, J. P., Osterburg, B., Richards, K. G., Techen, A.-K., Vertès, F., Webb, J. & Willems, W. J. 2012. Management, regulation and environmental impacts of nitrogen fertilization in Northwestern Europe under the Nitrates Directive; a benchmark study. *Biogeosciences Discussions*, **9**, 7353-7404.
- Van Looy, K., Denys, L., & Schneiders, A. 2008. Methodiek vaststelling Maximaal en Goed Ecologisch Potentieel (MEP-GEP) voor sterk veranderde waterlopen. Brussel, INBO.
- 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 Moorlegghem, C. 2013. *Detection of bioavailable phosphorus forms to the alga Pseudokirchneriella subcapitata*. KU Leuven, Leuven.
- Van Moorlegghem, C., Six, L., Degryse, F., Smolders, E. & Merckx, R. 2011. Effect of organic P forms and P present in inorganic colloids on the determination of dissolved P in environmental samples by the diffusive gradient in thin films technique, ion chromatography, and colorimetry. *Analytical Chemistry*, **83**, 5317-5323.
- van Slobbe, E., Aalderink, H., de Vlieger, B., Torenbeek, R., & Penninkhoff, P. 2010. Bufferstroken in Nederland: praktijk, ervaringen, onderzoek en kansen. Amersfoort, Stowa.
- Van Veldhoven, P. P. & Mannaerts, G. P. 1987. Inorganic and organic phosphate measurements in the nanomolar range. *Analytical Biochemistry*, **161**, 45-48.
- 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., Ruyschaert, 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., Ruyschaert, 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.
- Vanderdeelen, J. 2002. Environmental soil P test in relation to solubilisation. In: Phosphorus losses from agricultural soils: Processes at the field scale. COST Action 832 (eds W.J.Chardon & O.F.Schoumans), pp. 73-81. Alterra, Wageningen.
- Vlaamse Landmaatschappij .2012. Voortgangsrapport mestbank 2012 over de mestproblematiek in Vlaanderen. Brussel, Vlaamse Landmaatschappij.
- Vlaamse Landmaatschappij .2014. Voortgangsrapport mestbank 2013 over de mestproblematiek in Vlaanderen. Brussel, Vlaamse Landmaatschappij.
- Vlaamse Landmaatschappij .2015. Voortgangsrapport mestbank 2014 over de mestproblematiek in Vlaanderen. Brussel, Vlaamse Landmaatschappij.
- Wade, A. J., Whitehead, P. G. & Butterfield, D. 2002. The Integrated Catchments model of Phosphorus dynamics (INCA-P), a new approach for multiple source assessment in heterogeneous river systems: model structure and equations. *Hydrology and Earth System Sciences*, **6**, 583-606.
- Wall, D., Jordan, P., Melland, A. R., Mellander, P. E., Buckley, C., Reaney, S. M. & Shortie, G. 2011. Using the nutrient transfer continuum concept to evaluate the European Union Nitrates Directive National Action Programme. *Environmental Science & Policy*, **14**, 664-674.
- White, P. J. & Hammond, J. P. 2009. The sources of phosphorus in the waters of Great Britain. *Journal of Environmental Quality*, **38**, 13-26.
- 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., Clay, S. D. & Breeze, V. G. 2001. Phosphorus transfer in runoff following application of fertilizer, manure, and sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, **30**, 180-188.

- 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.
- Withers, P. J. A., Ulen, B., Stamm, C. & Bechmann, M. 2003. Incidental phosphorus losses - are they significant and can they be predicted? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **166**, 459-468.

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