



Vermindering van de fosfaatbelasting oppervlaktewater met P-bindende drain

Rapportage monitoring veldpilot en onderzoek naar praktische inpasbaarheid van de maatregel

J.E. Groenenberg, W.J. Chardon en P.J.M. Vreeburg



WAGENINGENUR
For quality of life



Hoofdeemraadschap
Hollands
Noorderkwartier



Provincie
Noord-Holland

Productschap  Tuinbouw

Vermindering van de fosfaatbelasting oppervlaktewater met P-bindende drain

Rapportage monitoring veldpilot en onderzoek naar praktische inpasbaarheid van de maatregel

J.E. Groenenberg¹, W.J. Chardon¹ en P.J.M. Vreeburg²

1 Alterra

2 PPO-Lisse

Dit onderzoek is uitgevoerd door Alterra Wageningen UR. Het onderzoek is gefinancierd door het Productschap Tuinbouw (project PT 14750), het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier en de provincie Noord-Holland.

Alterra Wageningen UR
Wageningen, december 2015

Alterra-rapport 2678

ISSN 1566-7197

Groenenberg, J.E., W.J. Chardon, P.J.M. Vreeburg, 2015. *Vermindering van de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater met de P-bindende drain; Rapportage monitoring veldpilot en onderzoek naar praktische inpasbaarheid van de maatregel*. Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research centre), Alterra-rapport 2678. 58 blz.; 13 fig.; 28 tab.; 19 ref.

Om de uitspoeling van fosfaat uit landbouwgronden naar het oppervlaktewater te verlagen, is een fosfaat (P)-bindende drain ontwikkeld. Deze P-bindende drain bestaat uit een normale drainbuis met daaromheen een sterk P-bindend materiaal, in dit onderzoek ijzerzand. De hier in een veldproef geteste P-bindende drain verwijderd 97% van het aangevoerde fosfaat. Er is berekend dat de P-bindende drain dit hoge verwijderingspercentage 14 jaar handhaaft, daarna zal de efficiëntie dalen. De omhulling met ijzerzand heeft geen negatieve effecten op de drainerende werking van de drain. De maatregel is goed inpasbaar in de gangbare landbouwpraktijk en is kosteneffectief.

To reduce the leaching of phosphorous from agricultural land to surface waters, a phosphorous (P)-retaining drain has been developed. This P-retaining drain consists of a standard pipe drain which is enveloped with a high P-retaining material, in this case iron coated sand. It is shown with a field trial that the P-retaining drain removes 97% of the discharged phosphate. It has been calculated that the P-retaining drain will maintain this high efficiency during 14 years, after that the efficiency will go down. The iron coated sand does not influence the draining practice of the pipe drain. The measure can easily be integrated in current agronomic practice and is cost efficient.

Trefwoorden: fosfaat, eutrofiering, kaderrichtlijn water, drainage, bloembollenteelt

Dit rapport is gratis te downloaden van www.wageningenUR.nl/alterra (ga naar 'Alterra-rapporten' in de grijze balk onderaan). Alterra Wageningen UR verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

© 2015 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, E info.alterra@wur.nl, www.wageningenUR.nl/alterra. Alterra is onderdeel van Wageningen UR (University & Research centre).

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

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

Alterra-rapport 2678 | ISSN 1566-7197

Foto omslag: Shutterstock

Inhoud

	Woord vooraf	5
	Samenvatting	7
1	Introductie	9
2	Beschrijving proefopstelling P-bindende drain	11
3	Verwijdering fosfaat	13
	3.1 Monitoring samenstelling drainwater, poriewater en slootwater	13
	3.2 Resultaten monitoring poriewater, uitstromend drainwater en slootwater	14
	3.3 Effectiviteit van de maatregel	17
4	Hydrologische werking drain	19
	4.1 Methode	19
	4.2 Resultaten	19
5	Omhulling	22
	5.1 Monitoring samenstelling omhullingsmateriaal	22
6	Praktische aspecten	26
	6.1 Effectiviteit maatregel	26
	6.2 Drainerende werking en praktische inpasbaarheid	26
	6.3 Levensduur maatregel	27
	6.4 Kosten	27
	6.5 Mogelijk nadelige effecten	28
	6.6 Regelgeving	29
	6.7 Mogelijke toekomstige ontwikkelingen	30
	6.8 Perspectief van de maatregel	30
	Literatuur	32
	Bijlage 1 Resultaten monitoring	33
	Bijlage 2 Voorraad Mn en Fe in ijzerzand versus afvoer via drains	45
	Bijlage 3 Testen van ijzerhoudende materialen	46
	Bijlage 4 Alternatieve drainomhulling	49
	Bijlage 5 Verkenning juridische aspecten van de toepassing van ijzerhoudende reststoffen in de bodem of in oppervlaktewater ter fosfaatbinding	51
	Bijlage 6 Oxalaatextractie	55

Woord vooraf

Dit rapport beschrijft de resultaten van de monitoring van de veldpilot met de P-bindende drain en onderzoek naar de praktische inpasbaarheid van de maatregel. De monitoring is een voortzetting van de veldpilot die in 2010 gestart is binnen het innovatieprogramma Kader Richtlijn Water. Dit onderzoek is gefinancierd door het Productschap Tuinbouw, de provincie Noord-Holland, het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier en het Kennisbasisprogramma Duurzame ontwikkeling van de groenblauwe ruimte (KB-14-001-052).

Dit onderzoek had niet uitgevoerd kunnen worden zonder de inzet van vele anderen: André Korsuize (PPO-Lisse), Anthonie van der Toorn en Popko Bolhuis (beiden Alterra) voor bemonstering en veldwerkzaamheden. We bedanken Lodewijk Stuyt voor visuele inspectie met camera in de drains en de bemonstering van een stuk van de drainbuis, Jos Vink (Deltares) voor bemonstering en anaerobe monstervoorbewerking en in situ metingen in het ijzerzand, Andreas Voegelin (EAWAG, Zwitserland) voor XAFS- en XRF-metingen aan het ijzerzand en Gerwin Koopmans (Sectie Bodemkwaliteit Wageningen Universiteit) voor zijn rol bij het initiëren van de pilot met de P-bindende drain in een voorgaand project en voor de uitwisseling van ideeën gedurende dit project.

We bedanken de teler, de heer Pepping, in Egmond aan den Hoef voor zijn medewerking aan deze proef en voor het beschikbaar stellen van zijn perceel.

Verder bedanken we de begeleidingscommissie van dit project: Olaf van der Kolk (Reststoffenunie), Leo de Man (Horman drainagefilters), Aafke Krol (Hoogheemraadschap Rijnland), Stefan Jansen (Deltares) en Corine Anker (KAVB).

Samenvatting

De uitspoeling van fosfaat uit landbouwgronden kan een probleem zijn bij het behalen van de doelstellingen voor oppervlaktewaterkwaliteit van de Kader Richtlijn Water (KRW). Ondanks maatregelen om de aanvoer van fosfaat naar landbouwgronden te verminderen, kunnen er nog langdurig te hoge concentraties fosfaat uitspoelen, onder meer als gevolg van de opgebouwde fosfaatvoorraad in de bodem. Dit onderzoek beschrijft de ontwikkeling van een fosfaatbindende (P-bindende) drain om de uitspoeling van fosfaat uit landbouwgronden tegen te gaan.

Bij de P-bindende drain is een normale drainagebuis omhuld met een sterk fosfaatbindend materiaal, in deze proef is hiervoor ijzerzand gebruikt – een product dat vrijkomt bij de productie van drinkwater. In 2010 is in het kader van het innovatieprogramma Kader Richtlijn Water een pilotproef gestart met een P-bindende drain in een bloembollenperceel in Egmond aan den Hoef. Deze anderhalf jaar durende pilot gaf zeer hoopvolle resultaten, de P-bindende drain verwijderde 94% van het aangevoerde fosfaat. Op basis hiervan was er belangstelling vanuit de praktijk (KAVB, provincies, waterschappen) om de maatregel verder te ontwikkelen. Er lagen echter nog een aantal belangrijke vragen die beantwoord moesten worden voordat de maatregel van de P-bindende drain in de praktijk toegepast kan worden. Deze vragen zijn het onderwerp van deze studie. De belangrijkste vragen hebben betrekking op de duurzaamheid van de maatregel en de drainagerwerking van de P-bindende drain en de praktische inpasbaarheid van de maatregel. De monitoring van de pilot is voortgezet en beslaat nu een totale periode van vijf jaar.

Effectiviteit van de maatregel

Uit de monitoring van het effluent van de P-bindende drain en twee referentiedrains blijkt de fosfaatbindende drain onverminderd succesvol is in het verwijderen van fosfaat uit het drainwater. De fosfaatverwijdering bedroeg gemiddeld 97% over de totale meetperiode van vijf jaar. De concentratie ortho-P in het uitstromende water is gemiddeld 0.10 mg.L^{-1} en voldoet daarmee aan de gestelde eisen van de waterkwaliteit. Ter vergelijking: de gemiddelde concentratie ortho-P in de referentiedrains was 3.2 mg P.L^{-1} .

Door de binding van fosfaat aan het ijzerzand rondom de drain zal het ijzerzand in de loop van de tijd opgeladen worden met fosfaat en een deel van zijn bindingscapaciteit verliezen. Op basis van de gemeten fosfaatverwijdering in de monitoring en eerder onderzoek, waarbij de fosfaatbinding van het ijzerzand in kolomproeven is onderzocht, is berekend dat het ijzerzand voldoende bindingscapaciteit bezit om de concentratie fosfaat in het uitstromende water gedurende ongeveer veertien jaar beneden de 0.15 mg.L^{-1} ortho -P te houden. Na die periode heeft het ijzerzand nog steeds een grote capaciteit om fosfaat uit het drainwater te verwijderen, maar naar verwachting zal de concentratie van P in het uitstromende water na die periode in de loop van de tijd stijgen.

Uit de monitoring van het effluent van de P-bindende drain is gebleken dat na een periode van anderhalf jaar de concentratie opgelost ijzer sterk begint te stijgen. Dit is waarschijnlijk het gevolg van het reductief oplossen van het ijzeroxide als gevolg van het anaerobe water dat uit de ondergrond wordt aangevoerd naar de drains. De eerste anderhalf jaar werd dit tegengegaan door de reductie van mangaanoxide. Het oplossen van ijzeroxide leidt tot een verminderde fosfaatbindingscapaciteit. Op basis van de concentratie van ijzer in het uitstromende water en de geschatte waterafvoer via de drains is berekend dat er 0.5% van de totaal aanwezige hoeveelheid ijzer per jaar verdwijnt. Deze beperkte afname zal de berekende technische levensduur van de P-bindende drain nauwelijks beïnvloeden.

Kosteneffectiviteit van de maatregel

Met de aanleg van de P-bindende drain zijn extra kosten gemoeid ten opzichte van het aanleggen van normale buisdrainage, zoals de transportkosten van het ijzerzand en met name de extra graafwerkzaamheden die nodig zijn voor het aanleggen van deze maatregel. De meerkosten van de maatregel

ten opzichte van de aanleg van normale buisdrainage bedragen ongeveer 1100 - 3300 €.ha⁻¹, en is afhankelijk van de methode van aanleggen. De totale kosten van het aanleggen van P-bindende drains bedragen ongeveer 2600 - 4800 €.ha⁻¹. De kosten per kg verwijderd P bedragen op basis van meerkosten 3-8 €.kg⁻¹ totaal-P en 6-19 €.kg⁻¹ ortho-P. Deze kosten zijn vergelijkbaar met de kosten van andere in situ methoden om fosfaat te verwijderen, zoals de nutriëntenstuw ontwikkeld door Arcadis en de Puri-oever van Deltares. De kosten van de P-bindende drains zijn laag ten opzichte van de kosten van 34-134 €.kg⁻¹ P van een waterzuiveringsinstallatie.

Praktische inpasbaarheid van de maatregel

De P-bindende drain is overal toe te passen waar buisdrainage gebruikt wordt of gebruikt kan worden en is dus breed toepasbaar. De maatregel vergt niet meer onderhoud dan gewone buisdrainage, de maatregel kan daarom beheerd en uitgevoerd worden door de teler/eigenaar van het perceel. De omhulling met ijzerzand vormt geen enkele belemmering voor de drainerende werking van de drains en vormt dus geen belemmering voor de bedrijfsvoering. De maatregel is niet zichtbaar in het veld en neemt geen ruimte in beslag. De uitspoeling van contaminanten (zware metalen) is nihil en ver beneden de maximale concentraties voor een goede kwaliteit van oppervlaktewater. Op basis van de samenstelling en het gebruik kan ijzerzand juridisch gezien als bouwstof worden beschouwd. Tot nu toe voldoen alle gekeurde partijen ijzerzand aan de kwaliteitseisen voor bouwstoffen.

Perspectief van de maatregel

Op basis van de fosfaatverwijderende werking, de hydrologische werking en de kosten van de maatregel is er voldoende perspectief om de maatregel in de praktijk toe te gaan passen. Een beperking daarbij is echter de hoeveelheid beschikbaar ijzerzand. Wanneer men de maatregel op grote schaal zou willen toepassen, zou gebruikgemaakt kunnen worden van andere goed fosfaatbindende en goed waterdoorlatende materialen, zoals gepelleteerd ijzerslib.

1 Introductie

De uitspoeling van fosfaat uit landbouwgronden kan een probleem zijn voor de oppervlaktewaterkwaliteit. Voor veel gebieden zal de vereiste oppervlaktewaterkwaliteit volgens de Kader Richtlijn Water (KRW) niet gehaald worden, ondanks de maatregelen die genomen zijn om de aanvoer van fosfaat op landbouwgronden te verminderen. Dit kan het gevolg zijn van een of meerdere oorzaken, zoals de grote voorraad fosfaat die in bodems aanwezig is als gevolg van hoge aanvoeren in het verleden waardoor fosfaat nageleverd wordt gedurende lange tijd, de mineralisatie van veen (in de ondergrond) en/of fosfaatrijke kwel. Het (duin)zandgebied waar bloembollenteelt plaatsvindt, is met name gevoelig voor fosfaatusspoeling, doordat de bodem daar sterk doorlatend is en wordt gekenmerkt door een laag gehalte aan ijzer- en aluminiumhydroxiden waaraan fosfaat vooral wordt vastgelegd. Rond dergelijke percelen worden vaak sterk verhoogde fosfaatgehalten aangetroffen in het oppervlaktewater (Koopmans *et al.*, 2011; Bouwmeester, 2015).

Om aan de gestelde eisen van de KRW te voldoen, zijn aanvullende maatregelen noodzakelijk. In het kader van het innovatieprogramma Kader Richtlijn Water van Agentschap NL is een aantal maatregelen hiervoor onderzocht door de onderzoeksinstituten Alterra en Deltares. Dit betrof zowel maatregelen voor verwijdering van fosfaat aan het einde van de drains door Deltares, als maatregelen ter plekke van de drains (Koopmans *et al.*, 2011). Als gevolg van de grote debieten bij zuivering aan het einde van de drains en door technische problemen, is voor zuivering aan het einde van de drains nog geen bruikbare methode ontwikkeld. Omhulling van een drain met een laagje van ca. 10 cm ijzerzand, waarbij het fosfaat aan het ijzerzand gebonden wordt, bleek gedurende de veldproef van ruim een jaar zeer goed te werken. Van het aangevoerde fosfaat werd 94% verwijderd en het effluent van de drain voldeed aan de kwaliteitseisen voor oppervlaktewater. Vanwege deze goede resultaten is er belangstelling vanuit de praktijk en het beleid (KAVB, waterschappen, provincies) om deze maatregel verder te ontwikkelen. Er liggen echter nog een aantal belangrijke vragen die beantwoord moeten worden voordat de maatregel van de P-bindende drain in de praktijk toegepast kan worden. De belangrijkste vragen hebben betrekking op de duurzaamheid van de maatregel en de drainagerwerking van de P-bindende drain.

De drainagerwerking van de drain: voor de telers staat de drainerende werking van de drains voorop. Afhankelijk van de werkzaamheden en gewasontwikkeling, is een vochtiger of drogere grond gewenst. Het slootwaterpeil wordt daarom afhankelijk van de situatie lager of hoger ingesteld. Drains zijn bedoeld om het vochtgehalte van de grond (mede) te reguleren. Een teveel aan regenwater moet snel kunnen worden afgevoerd ter voorkoming van schade aan de gewassen. Daarnaast worden de drains ook gebruikt om water in te laten en daarmee het grondwaterniveau in het perceel te verhogen en het gewas van water te voorzien. Belangrijk is daarom te weten of de ijzerzandomhulling van de P-bindende drain invloed heeft op de mate van waterafvoer en wateraanvoer. Onderzocht is hoe goed de P-bindende drain functioneert in vergelijking met conventionele drains.

De duurzaamheid van de maatregel is onderzocht op de volgende aspecten:

- De binding van het fosfaat: in de loop van de tijd zal het ijzerzand steeds meer verzadigd raken met fosfaat, waardoor de fosfaatbindende werking zal afnemen. De omhulling van de drains is gedimensioneerd op een gebruiksduur van 10-15 jaar. Na afloop van de proef wordt de fosfaatverzadiging van het ijzerzand gemeten. Door middel van modelberekeningen, die met deze metingen getoetst worden, zal berekend worden hoe hoog het verwijderingsrendement over langere tijd is.
- De stabiliteit van het ijzerzand onder permanent waterverzadigde omstandigheden. Dit wordt onderzocht door tijdens het experiment de chemische samenstelling te meten van het effluent van de P-bindende drain, redox-metingen (maat voor zuurstofloosheid) in de omhulling en na afloop de chemische samenstelling van het ijzerzand te meten.
- Kosteneffectiviteit van de maatregel.

Praktische aspecten die werden onderzocht, betreffen o.m. de effectiviteit van P-verwijdering, de praktische inpasbaarheid in de bedrijfsvoering, de kosten, mogelijke negatieve effecten, zoals de uitspoeling van Mn, Fe en As, en regelgeving rond de toepassing van ijzerzand onder veld-omstandigheden.

2 Beschrijving proefopstelling P-bindende drain

De proef met de P-bindende drain is gestart in september 2010 in het KRW-innovatieproject (KRW08091) 'Het gebruik van nitraatreducerende en fosfaatbindende materialen om lekken in nutriëntenkringlopen te dichten'.

Locatie

De proefopstelling met de P-bindende drain is aangelegd op een bloembollenveld op een kalkrijke duinzandgrond in een kwelpolder bij Egmond aan den Hoef (Noord Holland, 52°36' 12.06" N, 4°40' 06.57" O). Het proefperceel heeft een lengte van 420 m en een breedte van 200 m en wordt gedraineerd door een stelsel van drainagebuizen. De drainagebuizen zijn aangelegd in de breedterichting van het perceel met een onderlinge afstand van 10 m en liggen op circa 80 cm diepte. In de jaren 2010-2015 zijn op dit perceel tulpen, narcissen en muscari geteeld. Het veld is bemest met N- en K-kunstmeststoffen. Er is geen mineraal P toegediend vanwege de hoge P-status van de grond. Vanwege het lage organische stofgehalte van de bodem (zie Tabel 2.1), is er jaarlijks 60 ton/ha GFT compost toegediend en daarmee 39 kg P/ha/jaar. De opname van P door bloembollen is geschat op 21 kg P/ha/jaar (Ehlert, Dekker *et al.* 2009); met de compost wordt dus een surplus aan P toegediend, wat leidt tot accumulatie van P in de bodem en/of tot uitspoeling van P.

De neerslag op de locatie is geschat op basis van data van de nabijgelegen meteo-stations bij Bergen en Heiloo, die respectievelijk 7 km ten noorden en 5 km ten oosten van de veldlocatie liggen (KNMI 2012). Evapotranspiratie en temperatuur zijn afkomstig van de meteo-stations bij Wijk aan Zee en Berkhout, die respectievelijk 14 km ten zuiden en 22 km ten oosten van de proeflocatie liggen. De evapotranspiratie is berekend met de Makkink-vergelijking (Makkink 1957): deze berekent de referentie-evapotranspiratie voor grasland op basis van de globale straling en temperatuur. Het precipitatieoverschot is berekend als het verschil tussen de precipitatie en de evapotranspiratie. De 10-jaar gemiddelde precipitatie en evapotranspiratie bedragen respectievelijk 894 en 611 mm/jaar, wat resulteert in een gemiddeld neerslagoverschot van 283 mm/jaar. De 10-jaar gemiddelde temperatuur is 10.4°C.

Tabel 2.1

Algemene karakterisering met pH, CaCO₃, organische stofgehalte (OS), totaal en organisch P, oxalaat extraheerbaar P, Al, en Fe, en de P-verzadigingsindex (PSI) van het bodemprofiel bij de P-bindende drain¹.

Diepte (cm - mv)	pH	CaCO ₃ (%)	OS (%)	totaal-P (mg/kg)	org. P (mg/kg)	P _{ox} (mg/kg)	Al _{ox} (mg/kg)	Fe _{ox} (mg/kg)	PSI ²
0-10	6.7	9.3	1.5	273	24.1	148	64	532	0.40
10-20	6.9	8.5	1.5	265	16.0	142	63	507	0.40
20-30	7.2	7.0	1.3	292	39.8	140	65	542	0.37
30-40	6.9	9.3	1.5	284	18.9	163	69	546	0.43
40-60	7.2	8.9	1.4	286	29.4	135	59	466	0.41
60-80	7.7	9.3	0.5	121	19.9	46	31	254	0.26
90-100	7.7	8.4	0.5	93	3.2	28	33	191	0.19
100-120	7.6	9.1	0.6	102	10.4	41	37	205	0.26

¹ Gegevens uit (Groenenberg, Chardon *et al.*, 2013)

² De PSI is berekend als $P_{ox}/(Al + Fe)_{ox}$ (mol ratio)

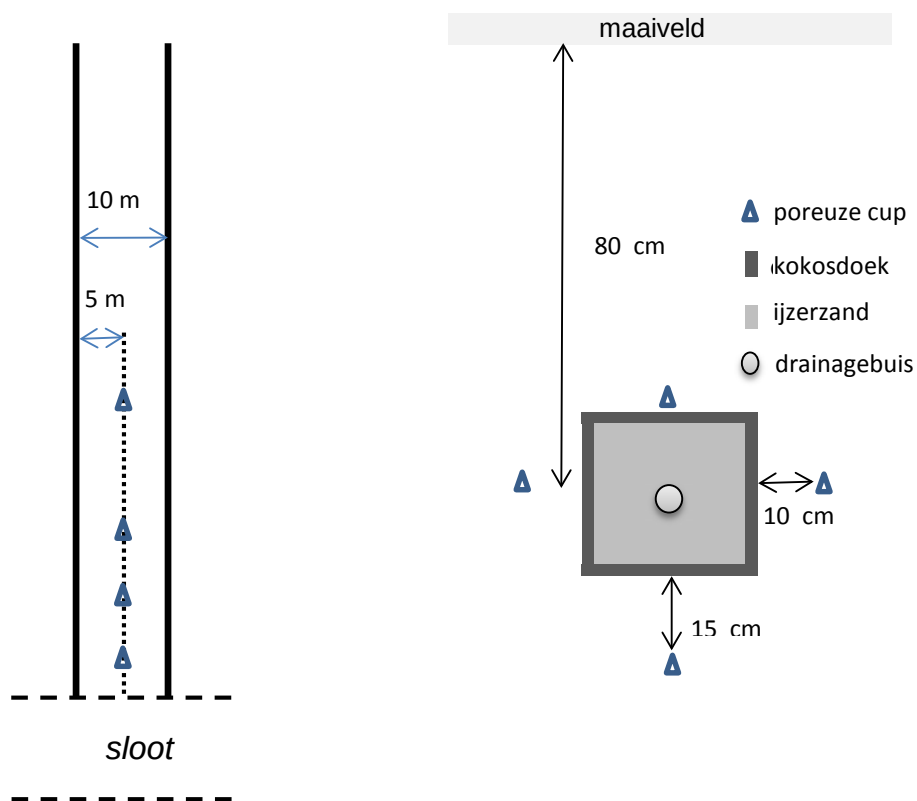
Veldproef

In september 2010 is de P-bindende drain aangelegd tussen twee bestaande drainagebuizen van elk 200 m lengte. Voor de aanleg van de P-bindende drain is een sleuf gegraven met een lengte van 55 m, een diepte van 90 cm en een breedte van 40 cm. In de sleuf is kokosdoek aangebracht waarop een laagje ijzerzand van 10 cm is gelegd en daarop de nieuwe drainagebuis. Aan de zijkanten van de

drainagebuis werd een laagje van 10 cm ijzerzand aangebracht en boven op de buis een laagje van 10 tot 20 cm. Vervolgens is het kokosdoek dichtgevouwen en is de grond teruggezet (zie Figuur 2.1) Er is in totaal 0.14 m³ ijzerzand gebruikt per meter P-bindende drain.

Het ijzerzand dat gebruikt is voor de omhulling van de drain is een bijproduct van de drinkwaterproductie uit anaeroob grondwater in een drinkwaterproductie-installatie van Brabant Water B.V. bij Someren (Chardon, Groenenberg *et al.*, 2012). De initiële karakterisering van het ijzerzand is beschreven in hoofdstuk 5, waarin de ontwikkeling van de kwaliteit van het ijzerzand is beschreven.

Voor de bemonstering van het bodemvocht zijn op vier posities langs de P-bindende drain (5, 15, 25 en 45 m van de sloot) polyesteracrylaat cups geïnstalleerd voor het bemonsteren van het bodemvocht direct boven de omhulling van de drain, 10 cm aan weerszijde van de omhulling van de drain en 15 cm onder de omhulling van de drain (zie Figuur 2.1). Voor het bepalen van de grondwaterstand zijn in 2012 (voor- en najaar) en 2013 (najaar) na het planten van de geteelde bollen vier peilbuizen geïnstalleerd: een bij de P-bindende drain en bij de twee referentiedrains welke gebruikt zijn voor effluentbemonstering en een in de buurt van een extra referentiedrain (zie Figuur 4.1 in hoofdstuk 4). Kort voor het rooien werden de peilbuizen telkens weer verwijderd. Voor het meten van de hoeveelheden water die afgevoerd worden door resp. de P-bindende drain en vier referentiedrains zijn watermeters aan het eind van de drainbuizen geïnstalleerd.



Figuur 2.1 Schematisch overzicht van de positie van de P-bindende drain (links) en poreuze cups voor bemonstering van het poriewater boven, ter hoogte van, en onder de drain (rechts).

3 Verwijdering fosfaat

3.1 Monitoring samenstelling drainwater, poriewater en slootwater

Het functioneren van de P-bindende drain is onderzocht met de voortzetting van de monitoring van de proefopstelling welke is ingericht in het KRW-innovatieproject (KRW08091) 'Het gebruik van nitraat-reducerende en fosfaatbindende materialen om lekken in nutriëntenkringlopen te dichten'. Een uitgebreide beschrijving van de wijze van bemonstering en de analysemethoden alsmede de resultaten van de eerste veertien maanden monitoring zijn beschreven in Groenenberg, Chardon *et al.* (2013). Hieronder volgt een korte beschrijving van de bemonstering en uitgevoerde analyses en de presentatie van de monitoring over de volledige monitoringperiode van vierenhalf jaar.

Bemonstering

Gedurende bijna vijf jaar is het effluent van de P-bindende drains en twee referentiedrains periodiek bemonsterd. Omdat de uitmonding van de drains in de sloot een groot deel van het jaar onder water staat, is er alleen bemonsterd wanneer er een duidelijke uitstroom van water uit de drains was waar te nemen. Dit om te voorkomen dat slootwater dat de drains inloopt, bemonsterd zou worden in plaats van drainagewater. Het drainagewater is bemonsterd met behulp van een 2 m lange buis die in de drain gestoken werd. Vanaf 2012, toen de watermeters geïnstalleerd waren, werden de monsters in de drainagebuis via een bypass om de watermeter heen bemonsterd. Direct na bemonstering werd in het veld het monster gesplitst in een gefiltreerd - (0.45 µm) en een ongefiltreerd monster.

Poriewater werd bemonsterd met behulp van de poreuze polyacrylaat cups op verschillende plaatsen langs de drain en op verschillende dieptes (zie hoofdstuk 2). Per diepte zijn de monsters uit de poreuze cups van de vier verschillende locaties langs de drain samengevoegd tot een mengmonster.

De monsters zijn gekoeld getransporteerd naar het laboratorium en eveneens gekoeld bewaard tot analyse. De monsters zijn na aankomst zo snel mogelijk geanalyseerd, in het algemeen binnen twee dagen na aankomst.

Analyses

De temperatuur, pH en redoxpotentiaal van alle watermonsters zijn in situ gemeten in ongefiltreerde monsters in het veld, onmiddellijk na de bemonstering met behulp van een HI 9828 Multiparameter Water Quality Portable Meter (Hanna Instruments). De redoxpotentiaal (mV) is gemeten met een gecombineerde Platina-elektrode met Ag-AgCl referentie, de pH is gemeten met een gecombineerde glaselektrode. De redoxpotentiaal (mV) relatief ten opzichte van de standaard waterstofelektrode (Eh) is berekend uit de gemeten potentiaal met behulp van een temperatuurafhankelijke correctie voor de potentiaal van de Ag-AgCl referentie-elektrode. In het gefiltreerde deel van het drainwater en het slootwater en in het poriewater van de poreuze cups zijn de volgende analyses uitgevoerd: de ortho-P concentratie (dissolved reactive P, DRP) is gemeten volgens de methode van Murphy & Riley (Murphy and Riley 1962) met behulp van een segmented flow analyser (SFA; Skalar, SK12). Concentraties van NH₄-N, (NO₃ + NO₂)-N en totaal opgelost N(TDN) zijn gemeten met de SFA. De concentraties DRP en de verschillende vormen van N zijn gemeten na aanzuren van de monsters met HCl naar ongeveer pH 2 om Fe(III) bevattende colloïden op te lossen, welke gevormd kunnen zijn wanneer (gedeeltelijk) anaerobe monsters in contact gekomen zijn met de lucht tijdens transport en opslag. Opgelost organische koolstof (DOC) in het drainwater en slootwater is gemeten in met HCl aangezuurde monsters met de SFA door persulfaat- en tetraboraat-oxidatie bij uv-licht met infrarooddetectie. Na aanzuren is er geen precipitatie van DOC waargenomen. In het water bemonsterd met de poriewatercups is DOC bepaald met een automatisch koolstofanalyseapparaat (Shimadzu TC5000) en berekend uit het verschil tussen totaal en anorganisch C. Concentraties van metalen Al, As, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, en Zn, totaal opgelost P (TDP) en S zijn gemeten met ICP-AES. Vanaf de

negende bemonstering en later zijn Al, As, Cd, Cu, Ni, Pb en Zn gemeten met HR-ICP-MS, omdat de concentraties van deze metalen rond de detectielimiet van de ICP-AES lagen. Vanaf de 16^e bemonstering (start van dit project) zijn de metalen met de ICP-MS niet meer gemeten vanwege de zeer lage concentraties. Voor de monsters die met ICP-AES of met HR-ICP-MS gemeten werden, zijn de monsters aangezuurd met HNO₃ tot een pH van ongeveer 1. Chloride is gemeten met een flow injection analyzer (FIA). In het ongefiltreerde deel van het drainwater en het slootwater zijn totaal-P (TP) en totaal N (TN) gemeten na peroxidedestructie (H₂SO₄, H₂O₂, Se).

3.2 Resultaten monitoring poriewater, uitstromend drainwater en slootwater

Samenstelling van het poriewater in de omgeving van de P-bindende drain

De belangrijkste resultaten van de monitoring worden hier besproken. Alle resultaten van de monitoring zijn gerapporteerd in Bijlage 1.

De samenstelling van het via cups bemonsterde poriewater rond de drains is samengevat in Tabel 3.1.

Tabel 3.1

Gemiddelde pH en concentraties van macro-elementen en anorganisch C (IC), opgelost organisch C (DOC), NH₄-N, NO₃+NO₂-N (NO₃-N), opgelost organisch N (DON), opgelost niet-reactief P (DUP) en opgelost ortho-P (DRP) in poriewater, bemonsterd via cups op drie niveaus t.o.v. de drain.

niveau	pH	Cl	Ca	Fe	S	IC	DOC	NH ₄ -N	NO ₃ -N	DON	DUP	DRP	Si
						(mg/l)							
boven	7.6 (0.3)	27.9 (10.6)	167 (41.3)	1.25 (1.80)	78.4 (40.5)	63.3 (15.8)	25.5 (11.2)	0.19 (0.24)	6.91 (9.60)	1.07 (0.37)	0.05 (0.09)	0.90 (1.18)	17.5 (1.26)
naast	7.5 (0.2)	75.4 (30.8)	154 (34.0)	7.55 (2.96)	44.3 (25.0)	96.1 (29.0)	30.5 (11.8)	1.75 (0.84)	0.46 (0.66)	1.45 (0.41)	0.19 (0.47)	2.49 (1.60)	16.8 (1.89)
onder	7.4 (0.3)	143 (37.2)	179 (22.0)	31.1 (10.5)	5.51 (6.26)	154 (45.8)	67.3 (46.3)	8.12 (1.43)	<DL	2.52 (0.59)	0.49 (1.29)	3.37 (1.38)	22.1 (1.07)

Uit de gegevens blijkt dat er voor een aantal parameters een trend zichtbaar is.

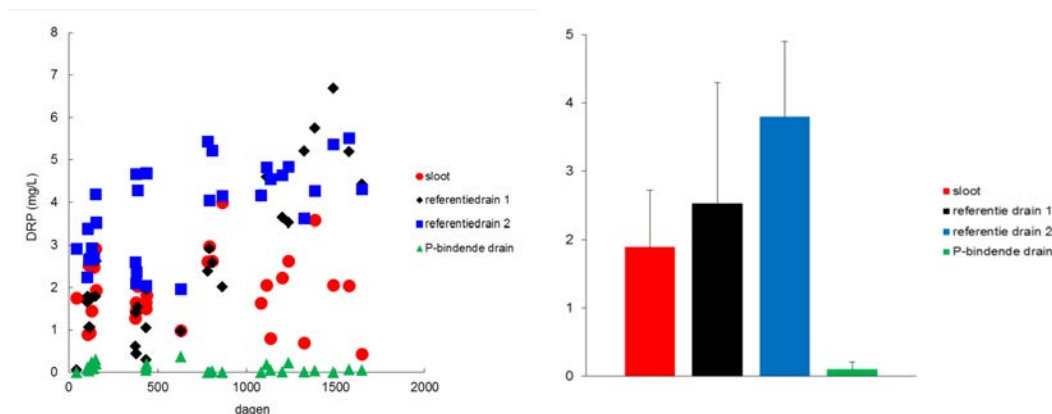
Door de aanwezigheid van CaCO₃ in het hele bodemprofiel (Tabel 3.1) was de pH licht alkalisch op alle drie dieptes, en was er geen verschil tussen boven of onder de drain. Voor veel parameters geldt echter dat er wel duidelijke verschillen werden gevonden tussen poriewater dat boven of onder de drain werd bemonsterd; het poriewater dat ter hoogte van de drain werd bemonsterd, lag er dan in alle gevallen tussenin. De gevonden trends waren:

- Concentratie boven drain >> onder drain: S en NO₃-N.
- Concentratie boven drain << onder drain: Cl, Fe, IC, DOC, NH₄-N, DON, DUP en DRP.

Geconcludeerd kan worden dat het poriewater boven de P-bindende drain aeroob was, met zwavel in de vorm van sulfaat en stikstof in de vorm van nitraat. Het poriewater onder de drain was daarentegen anaeroob, (veel) rijker aan Cl, Fe, DOC en de nutriënten N en P, maar arm aan S; dit was vermoedelijk vastgelegd als FeS. Deze samenstelling is indicatief voor kwel van brak water dat rijk is aan voedingsstoffen uit de marine ondergrond. Dit kwelwater wordt verrijkt met voedingsstoffen bij het passeren van venige lagen die aanwezig zijn in de maritieme ondergrond van het Nederlandse kustgebied (Griffioen, 1994). Vanwege de hoge Fe-concentraties in het poriewater onder de P-bindende drain is er waarschijnlijk een aanzienlijke aanvoer van Fe (II) naar de drain. Ondanks de hoge concentraties van DOC, was de P in het via cups bemonsterde poriewater op alle dieptes bijna volledig aanwezig in de vorm van DRP (97-100%). Dit is waarschijnlijk toe te schrijven aan de lage P-gehalten van DOC (Qualls en Haines, 1992; Ros *et al.*, 2010) en aan het feit dat P in de bodem grotendeels aanwezig was in anorganische vorm (Tabel 3.1). De hoge aanvoer van DOC zou echter

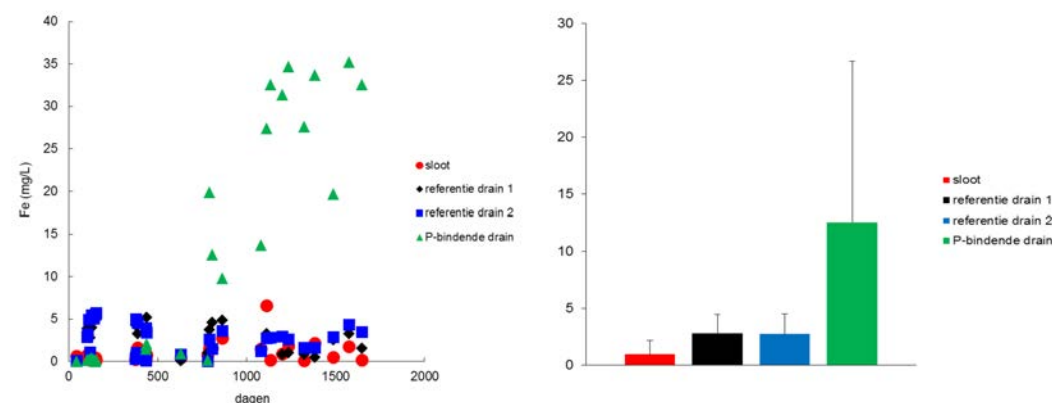
mogelijk kunnen leiden tot een vermindering van de sorptie van DRP aan het ijzerzand door concurrentie bij de binding aan ijzeroxiden, zoals gevonden door Weng *et al.* (2008).

In Figuur 3.1 is te zien dat de gehalten aan DRP in drainwater uit referentiedrain 1 vrijwel steeds hoger lagen dan in drainwater uit referentiedrain 2, en dat het gehalte in slootwater het laagst was. Mogelijk wordt dit laatste veroorzaakt door de opname van DRP door waterplanten, die uitbundig groeiden in de sloot. In het drainwater uit de met ijzerzand P-bindende drain was het gehalte aan DRP veel lager dan bij de referentiedrains: over de gehele meetperiode was het verschil 97%.



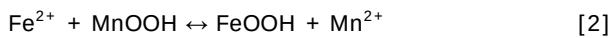
Figuur 3.1 Concentratie trends (links) en gemiddelde concentraties met standaarddeviatie van ortho-P (DRP mg/L) in het uitstromende water van de referentiedrains en de P-bindende drain en in de ontvangende sloot.

Figuur 3.2 geeft het gehalte aan Fe weer in het drainwater. Opvallend is dat gedurende twee jaar een geheel ander beeld wordt gevonden dan in de periode daarna: het gehalte aan opgelost Fe in het drainwater van de P-bindende drain was in de eerste periode veel lager dan bij de referentiedrains, maar daarna nam het Fe-gehalte geleidelijk aan toe tot waarden rond de 33 mg L⁻¹. Dit gehalte lijkt erg hoog, maar het is nauwelijks hoger dan het gemiddelde gehalte aan Fe in het porievocht onder de P-bindende drain (31,1 mg L⁻¹; Tabel 3.1). Bij de referentiedrains zal dit hoge gehalte aan Fe in het kwelwater afnemen door verdunning met water dat van bovenaf komt (in poriewater: 1,25 mg L⁻¹; Tabel 3.1) of door oxidatie en precipitatie rond of in de drains.



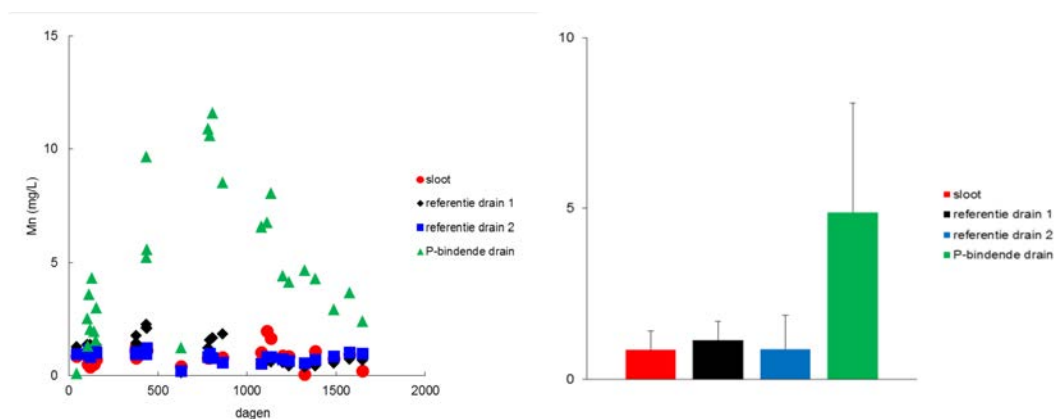
Figuur 3.2 Concentratie trends (links) en gemiddelde concentraties met standaarddeviatie van opgelost ijzer (Fe mg/L) in het uitstromende water van de referentiedrains en de P-bindende drain en in de ontvangende sloot.

Het feit dat in de eerste periode veel minder Fe aanwezig was in het drainwater van de P-bindende drain kan mogelijk worden toegeschreven aan een interactie tussen Mn dat in vaste vorm in het gebruikte ijzerzand aanwezig was en het opgeloste Fe^{2+} in het kwelwater, volgens de reacties (Groenenberg *et al.*, 2013):

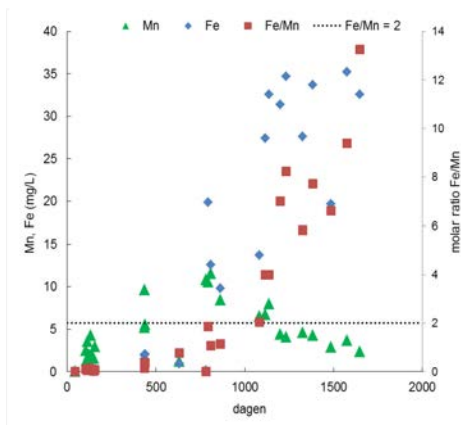


Het oplosbare Fe^{2+} gaat hierbij over in onoplosbaar Fe^{3+} en onoplosbaar Mn^{4+} gaat over in oplosbaar Mn^{2+} . Bij de eerste reactie komt er per mol neergeslagen Fe 0.5 mol Mn vrij, bij de tweede reactie is dit 1 mol Mn per mol Fe.

Uit Figuur 3.3 blijkt dat de concentratie van Mn in het effluent van de P-bindende drain gedurende de eerste twee jaar (800 dagen) toenam, maar daarna weer vrij sterk afnam. In Figuur 3.4 is zowel de Fe- als de Mn-concentratie in het drainwater van de P-bindende drain weergegeven, met daarbij de molaire verhouding Fe/Mn. Uit deze Figuur blijkt dat de toename van Fe samenvalt met een afname van Mn in het drainwater en met een verhouding Fe/Mn die hoger is dan 2. Bij die waarde kan een lage Fe-concentratie nog verklaard worden uit het in oplossing gaan van Mn. De afname van Mn in het drainwater kan echter niet verklaard worden uit het uitgeput raken van de voorraad die met het ijzerzand is aangevoerd (zie hoofdstuk 5 en Bijlage 2). Wel is mogelijk dat het voor de reactie makkelijk bereikbare Mn dat aan de oppervlak van ijzerzand aanwezig is, uitgeput raakt, en het vrijkomen van Mn dat dieper gelegen is in de coating van het ijzerzand een vertragende factor is in het proces.



Figuur 3.3 Concentratie trends (links) en gemiddelde concentraties met standaarddeviatie van opgelost mangaan (Mn mg/L) in het uitstromende water van de referentiedrains en de P-bindende drain en in de ontvangende sloot.



Figuur 3.4 De concentraties van Mn en Fe (mg/L) en de molaire ratio Fe/Mn in het uitstromende water van de P-bindende drain in het verloop van de tijd.

3.3 Effectiviteit van de maatregel

De effectiviteit van de maatregel om fosfaat te verwijderen uit het drainwater is bepaald door de concentratie fosfaat in het uitstromende water van de P-bindende drain te vergelijken met de concentratie fosfaat in de twee referentiedrains. De efficiëntie is berekend volgens:

$$E = 100 \times \frac{(CP_{ref-dr} - CP_{P-dr})}{CP_{ref-dr}}$$

Met daarin: CP_{ref-dr} = de gemiddelde concentratie P in het effluent van de referentiedrains (mg/L) en CP_{P-dr} de concentratie P in het effluent van de P-bindende drain.

De effectiviteit voor de verwijdering van het opgeloste reactieve P (DRP) is zeer hoog. In de opgeloste fractie is bijna alles aanwezig als DRP, de fractie opgelost niet-reactief P (MUP) bedraagt slechts 4% van het totale opgeloste P. De verwijdering hiervan is vergelijkbaar met die van het DRP. Uit het verschil tussen de concentratie totaal-P in het niet gefiltreerde monster en de concentratie totaal-P in het ongefilterde monster is de concentratie particulier P te berekenen. Deze fractie maakt ongeveer 15% uit van het totaal-P. Van deze fractie wordt 71% van het P verwijderd. De efficiëntie van de fosfaatverwijdering blijkt na vijf jaar nog even hoog te zijn als vastgesteld was na de eerste monitoringperiode van anderhalf jaar (Groenenberg *et al.*, 2012).

Tabel 3.2

Effectiviteit P-verwijdering voor verschillende fracties P

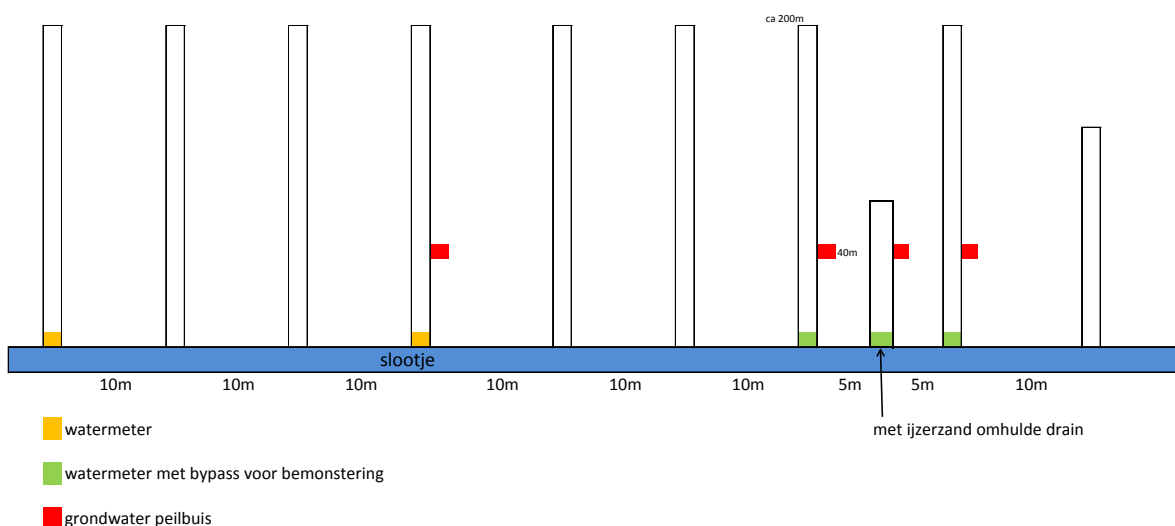
	Effectiviteit P-verwijdering
	%
totaal opgelost P	97
opgelost reactief P (DRP)	97
opgelost niet-reactief P	97
Totaal-P (opgelost en particulier)	77
particulair P	71

Een deel van het perceel zal echter direct afwateren op de sloot, omdat dit de kortste route is. Het oppervlak dat direct afwatert, is gelijk aan het oppervlak van een gelijkbenige driehoek met als basis de afstand tussen de drains. Bij een drainafstand van 10 m is het oppervlak 50 m² voor een perceel van 100 m breed. Bij een perceel van 100 m lengte is dit slechts 5% van het totale perceel. Met het hoge verwijderingspercentage en het hoge effectieve oppervlaktepercentage dat draineert via de drain blijkt de P-bindende drain een zeer effectief middel om de uitspoeling van fosfaat naar het oppervlakte te verminderen.

4 Hydrologische werking drain

4.1 Methode

Voor het bepalen van de hydrologische werking van de drain zijn in 2012 grondwaterpeilbuizen geïnstalleerd nabij de P-bindende drain en bij drie referentiedrains (zie Figuur 4.1). Aan het eind van de drains, vlak voor de uitmonding in de sloot, zijn watermeters geplaatst bij de P-bindende drain, bij de twee referentiedrains waarin ook het effluent bemonsterd is en bij twee extra referentiedrains. De drains zijn ingemeten ten opzichte van NAP.



Figuur 4.1 Schematisch overzicht van de positie van drains, peilbuizen en watermeters

Eind november 2014 zijn de drains over zo'n 40 m inwendig geïnspecteerd met behulp van visueel inspectiesysteem 'Wöhler VIS 2000 PRO' (zie <http://www.woehler.de/shop/us/vis-400-camera-system.html>).

4.2 Resultaten

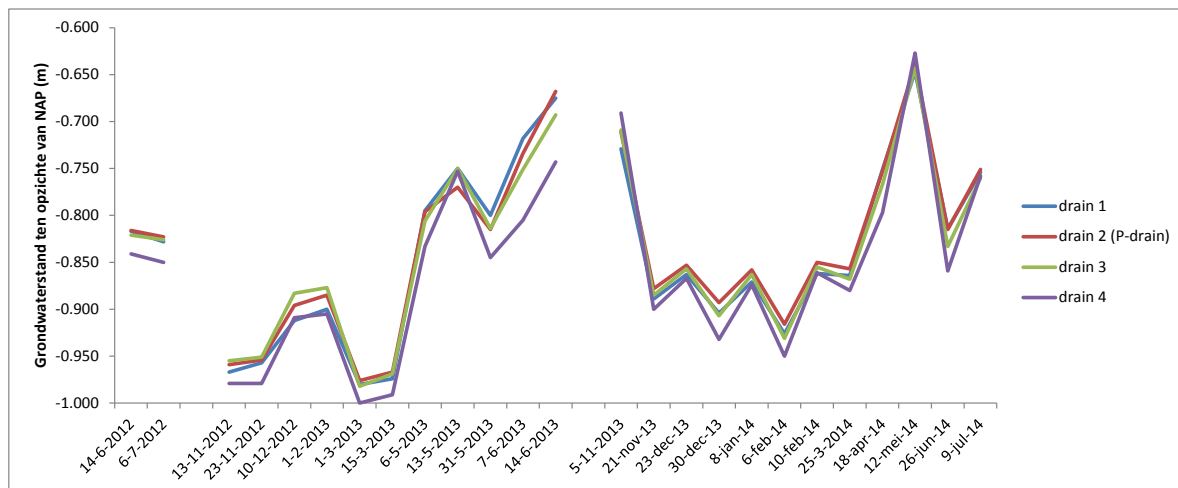
De netto-uitstroom zoals gemeten met de watermeters is samengevat in Tabel 4.1. Uit deze cijfers blijkt dat er een groot verschil is in de uitstroom van water bij de verschillende drains. De netto-uitstroom van de P-bindende drains is een van de hoogste. Zowel de instroom- als de uitstroomfluxen waren het hoogst voor de P-bindende drain. Op basis van deze cijfers kunnen we vaststellen dat de omhulling met ijzerzand geen negatief effect heeft op de drainerende werking van de drain. Vanwege problemen met het verstopt raken van de watermeters door roestvorming in zowel de watermeters aan het eind van de P-bindende drain als aan het eind van de referentiedrains, en vanwege problemen bij het meten van lage debieten, is na één seizoen gestopt met het meten van de debieten met de watermonsters.

Tabel 4.1

Cumulatief netto debiet van de drains gedurende het eerste meetseizoen (mei 2012 – mei 2013)

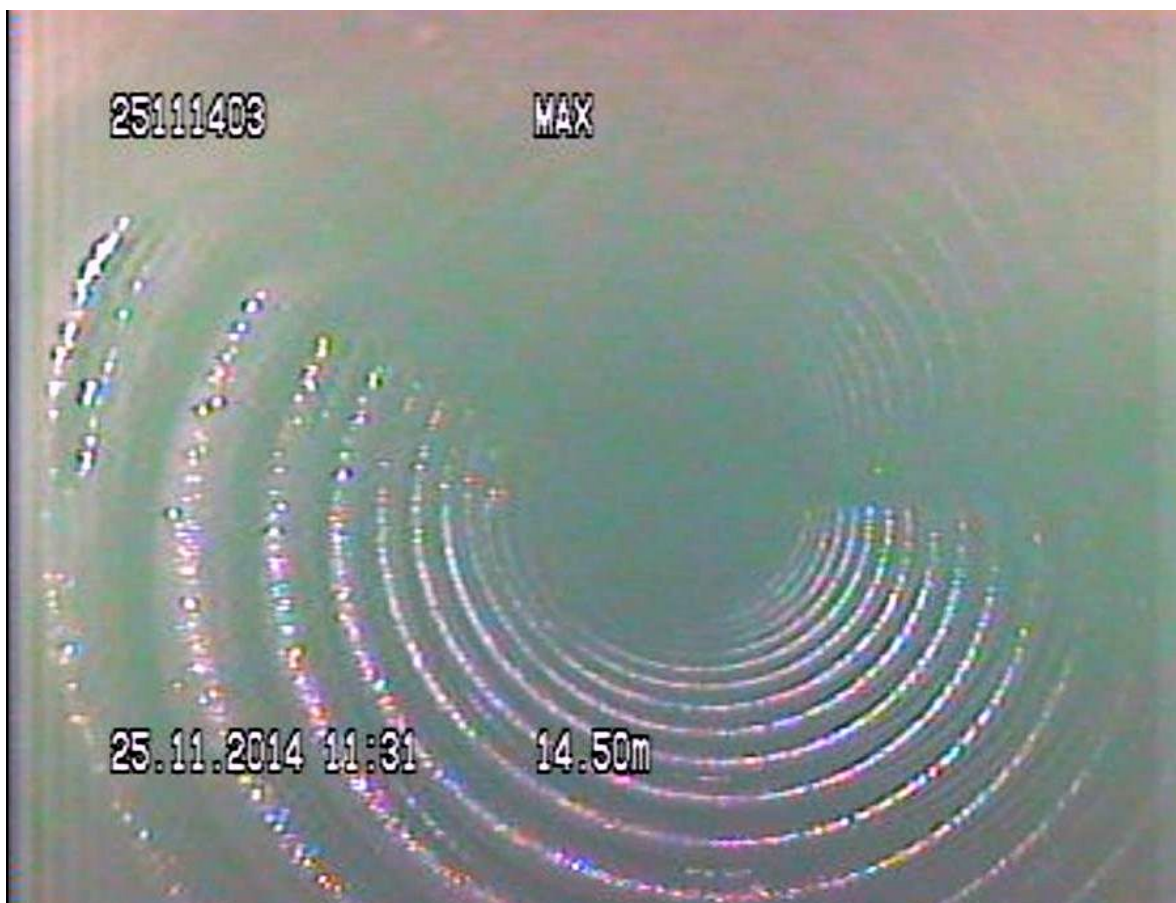
	drain 1	drain 2 (P-bindende drain)	drain 3	drain 4	drain 5
cumulatief debiet (m ³)	30.9	90.8	56.1	30.9	92.3

Uit de monitoring van het verloop van de grondwaterstanden van de verschillende drains (zie Figuur 4.2) blijkt dat de grondwaterstand bij de P-bindende drains die van de vier referentiedrains keurig volgt. Ook dit wijst op een goede hydrologische werking van de P-bindende drains.



Figuur 4.2 Verloop van de grondwaterstand t.o.v. NAP (m) nabij de drains gedurende de periode mei 2012 – juli 2014. Voor de locatie van de peilbuizen: zie Figuur 4.1.

Met de interne visuele inspectie van de drains werden geen afwijkingen in de P-bindende drain geconstateerd. De wand van de P-bindende drain zag er schoon uit en er werden geen noemenswaardige hoeveelheden slib in de drainagebuis waargenomen (zie Figuur 4.2). In het water in de buis waren wel vlokken te zien, maar deze worden makkelijk afgevoerd met het drainagewater. Wel leek de wand van de P-bindende drain veel donkerder dan gebruikelijk. Bij het opgraven van de drainbuis in september 2015 bleek dit het gevolg te zijn van het gebruik van een zwarte drainagebuis. Ook bij het opgraven van een stuk van de drainagebuis werden geen bijzonderheden opgemerkt aan de drainagebuis en aan de omhulling van kokosvezel om de drainbuis.



Figuur 4.3 Still van de video-opname met Wöhler VIS 2000 PRO in de drainagebuis op 14,5 m vanaf de uitlaat van de drain in de sloot. De camera bevindt zich onder water; aan de bovenkant is de spiegeling te zien van het wateroppervlak.

5 Omhulling

5.1 Monitoring samenstelling omhullingsmateriaal

Methodologie

Naast de monitoring van het uitstromende water zijn ook de veranderingen in het omhullingsmateriaal, het ijzerzand, gevolgd. De samenstelling van het ijzerzand is geanalyseerd bij aanvang van de proef (t0) en na 1,5 (t1.5), 3 (t3) en bijna 5 jaar (t5). Voor de analyse van het ijzerzand bij aanvang van de proef zijn monsters gestoken op verschillende plekken uit de berg met ijzerzand dat is gebruikt om de drain te omhullen. Deze zijn samengevoegd tot een mengmonster voor analyse. Om “lekken” of preferente stromen in het omhullingsmateriaal te voorkomen, en daarmee mogelijk de fosfaatbindende werking van de P-bindende drain te verstoren, is het omhullingsmateriaal gedurende de monitoringsperiode maar op enkele plaatsen bemonsterd. Op de tijdstippen na aanvang van de proef is het ijzerzand op verschillende diepten bemonsterd, omdat het omhullingsmateriaal op verschillende diepten aan verschillende omstandigheden wordt blootgesteld, zoals blijkt uit de metingen in het poriewater in de bodem op verschillende diepten bij de drain. De monsters die bij aanvang van de proef en op t1,5 zijn bemonsterd, zijn gedroogd aan de lucht en niet bij hoge temperatuur, om veranderingen in het ijzerzand te beperken. De monsters op t3 en t5 zijn gevriesdroogd, eveneens om veranderingen in het ijzerzand te voorkomen. Bij de laatste bemonstering (t5) stonden de drain en de omhulling geheel onder water; hierdoor was het moeilijk om netjes op verschillende diepten monsters van de ijzerzandomhulling te nemen.

Het ijzerzand dat op deze tijdstippen is bemonsterd, is geëxtraheerd met zowel een Aqua Regia-extractie als een ammonium-oxalaatextractie. De Aqua Regia-extractie geeft de totaalgehalten van ijzer, aluminium, fosfaat en de overige geanalyseerde elementen. De oxalaatextractie extraheert amorf ijzeroxide, de voor de fosfaatbinding belangrijkste fractie ijzer en het daaraan gebonden fosfaat. Verder is het fosfaat in de monsters van t1, t3 en t5 ook bepaald met een 0.01 M CaCl_2 -extractie, een maat voor beschikbaar fosfaat.

Het materiaal dat na drie jaar is bemonsterd, is ook geanalyseerd door EAWAG (Andreas Voegelin) met behulp van röntgenfluorescentie (XRF) en met behulp van XAFS (röntgen absorption fine structure) analyse. Met XRF worden kunnen de absolute totaalgehalten worden gemeten in het materiaal zonder het te hoeven destrueren. Met XAFS (uitgevoerd m.b.v. synchrotron Grenoble) is gekeken naar eventuele veranderingen in de mineralogie in de ijzeroxide coating van het ijzerzand. Omdat het voor dit experiment van belang was dat de mineralogie van de ijzerzandmonsters niet zou veranderen, is met behulp van Deltares (Jos Vink) het ijzerzand in situ anaeroob bemonsterd, in het veld ingevroren in vloeibaar stikstof en daarna meteen gevriesdroogd op het lab.

Het ijzerzand van de P-bindende drain is door Deltares op t3 ook in situ bemonsterd met behulp van een Sofie-cel (zie Figuur 5.1). Hierin zijn later in het lab de pH, de redoxpotentiaal en de poriewaterconcentraties in het ijzerzand bepaald.

Omdat de standaard oxalaatextractie, die ontwikkeld is voor het bepalen van het gehalte amorf ijzeroxide, en het daaraan gebonden fosfaat in bodems, niet leek te voldoen voor materialen met een hoog ijzergehalte zoals ijzerzand en ijzerslib, is hiernaar aanvullend onderzoek verricht. Dit is gerapporteerd in Bijlage 6. Uit dit onderzoek blijkt dat de standaard oxalaatextractie inderdaad niet voldoet voor materialen met een hoog ijzergehalte. De hoeveelheid oxalaat in de standaardwerkwijze is te klein om de totale hoeveelheid amorf ijzeroxide te extraheren. Een oxalaatextractie met een grotere verhouding extractievloeistof ten opzichte van de hoeveelheid monster (in dit geval ijzerzand) dan in de standaardwerkwijze blijkt wel te voldoen. Voor ijzerzand is de extractie nu uitgevoerd met een 0.2 M ammonium oxalaatoplossing (pH 3) bij een schudverhouding van 1:200 (vast/vloeistof), met een schudtijd van vier uur. Ter vergelijking: in de standaardmethode wordt een schudverhouding van 1:20 en een schudtijd van twee uur aangehouden. De hieronder gerapporteerde gegevens zijn alle met de

aangepaste extractie uitgevoerd. Omdat van het monster op t0 en t1,5 geen materiaal meer aanwezig was, kon de oxalaatextractie hiervoor niet opnieuw uitgevoerd worden. Voor dit monstertijdstip zijn daarom geen cijfers voor de oxalaatextractie in deze rapportage opgenomen.



Figuur 5.1 Bemonstering van de omhulling van de P-bindende drain op t3 en in situ bemonstering van het omhullingsmateriaal met de Sofie-cel.

Resultaten

In Tabel Y tot en met Z zijn de metingen aan het omhullingsmateriaal samengevat. Op basis van de hoeveelheden ijzer op t0 en t1,5 zoals die gemeten zijn in het omhullingsmateriaal, lijkt het of er een grote hoeveelheid ijzer uit het ijzerzand rondom de drains verloren is gegaan. Dit strookt niet met de uitspoeling van ijzer die gemeten is in het effluent van de drains. In de eerste anderhalf jaar was de uitspoeling van ijzer uit de P-bindende drains juist lager dan die uit de referentiedrains. De schijnbare afname is dus zeer waarschijnlijk een gevolg van een sterke inhomogeniteit in de samenstelling van het ijzerzand. De gemeten gehalten ijzer in het ijzerzand rondom de drains zijn dus te onbetrouwbaar om een massabalans op te kunnen stellen van de hoeveelheid ijzer in de omhulling rond de drains. We kunnen echter wel kijken naar de veranderingen/verschillen in de ratio's van elementen (Fe, Mn, P) op de verschillende tijdstippen en dieptes.

De gehalten ijzer en mangaan zoals die gemeten zijn met Aqua Regia, XRF en oxalaat komen goed met elkaar overeen. Met Aqua Regia wordt gemiddeld 88% van het ijzer geëxtraheerd dat gemeten is met XRF. Dit betekent dat met Aqua Regia bijna al het aanwezig ijzer geëxtraheerd wordt. Met de oxalaatextractie wordt het overgrote deel van het totale ijzer, mangaan en fosfaat, bepaald met Aqua Regia geëxtraheerd: gemiddeld 85% in het materiaal dat is bemonsterd na drie jaar en 100% in een monster van ijzerzand van de zelfde drinkwaterproductie locatie als het ijzerzand dat gebruikt is voor deze proef, maar niet uit dezelfde batch (zie Bijlage 6 oxalaatextractie). De sterke afname van het percentage oxalaat extraheerbaar ijzer, mangaan en fosfaat naar 65% op t5, kunnen wij niet verklaren. De gehalten in de oxalaatextractie geven aan dat het overgrote deel van het ijzer aanwezig is als amorf ijzer(hydr)oxide. Dit heeft een hoog specifiek oppervlak en daardoor een hoge fosfaat-

bindingscapaciteit. Uit de metingen met behulp van XAFS konden geen significante veranderingen in de mineralogie van het ijzerzand, bemonsterd na anderhalf jaar uit de omhulling rond de drains, met het oorspronkelijke materiaal vastgesteld worden (persoonlijke mededelingen Andreas Voegelin, januari en maart 2014). De metingen geven aan dat ijzer voornamelijk aanwezig is als een "hydrous ferric oxide" (HFO) precipitaat (amorf ijzer(III)hydroxide). De metingen sluiten niet uit dat een deel van het ijzer (<10%) dat geassocieerd is met de vaste fase gereduceerd is en aanwezig is als tweewaardig ijzer (Fe(II)). Op basis van deze resultaten kan ervan uitgegaan worden dat het reducerende milieu rond de drains de fosfaatbindingscapaciteit van het ijzerzand zeer waarschijnlijk niet aangetast heeft.

De verhouding mangaan/ijzer is gedurende de eerste anderhalf jaar sterk gedaald van 0.019 naar 0.012; in de daaropvolgende jaren blijft deze verhouding min of meer gelijk (0.099, 0.010). Dit komt goed overeen met de waarnemingen in de concentraties van Fe en Mn in het effluent van de fosfaat-bindende drain die een verhoogde uitspoeling laten zien van Mn gedurende de eerste anderhalf jaar. Deze verhoging van de mangaanconcentratie is het gevolg van mangaanreductie welke de reductie van ijzer en daarmee de uitspoeling van ijzer uit de drain tegengaat (zie hoofdstuk 3). Na de periode van anderhalf jaar neemt de uitspoeling van ijzer sterk toe, terwijl de uitspoeling van mangaan juist afneemt. Voor de afname van de hoeveelheid ijzer gaan we daarom uit van de metingen in het effluent; dit geeft een betrouwbaardere schatting, omdat de samenstelling van het effluent op een groot aantal tijdstippen gemeten is en de resultante is van het in oplossing gaan van ijzer over de totale lengte van de drains.

Als gevolg van de binding van fosfaat is het de verwachting dat de fosfaat-ijzerratio in de tijd zal toenemen. Wanneer gerekend wordt met een toename fosfaat van 1.6 mmol P/mol Fe per jaar op basis van de hoeveelheid fosfaat die uit het drainagewater verwijderd wordt (zie hoofdstuk 3), zou de P/Fe-ratio in 5 jaar met 0.008 zijn toegenomen tot ongeveer 0.04 mol P/mol Fe. Op basis van de metingen met P/Fe-ratio's (Aqua Regia) van gemiddeld 0.032 0.028, 0.033 0.033 op t0, t1.5 t3 en t5 respectievelijk kan er echter (nog) geen verandering in de P/Fe-ratio in de tijd vastgesteld worden.

Tabel 5.1

Gehalten Al, Fe, Mn en P (g/kg) geëxtraheerd met Aqua Regia en de P/Fe-ratio (mol/mol) in het ijzerzand om de drains.

	Al			Fe			Mn			P			P/Fe		
	b	m	o	b	m	o	b	m	o	b	m	o	b	m	o
t0	0.76			249			3.33			4.09			0.032		
t1.5	-	-	-	200	200	195	2.59	2.55	1.96	3.55	3.48	3.01	0.028	0.028	0.029
t3	0.49	0.65	0.95	195	189	168	2.10	1.86	1.49	3.55	3.48	3.01	0.033	0.033	0.032
t5				148	187	181	1.76	1.83	1.82	2.75	3.26	3.43	0.033	0.031	0.034

Tabel 5.2

Gehalten Al, Fe, Mn en P (g/kg) geëxtraheerd met oxalaat en de P/Fe-ratio (mol/mol) in het ijzerzand om de drains.

	Al			Fe			Mn			P			P/Fe		
	b	m	o	b	m	o	b	m	o	b	m	o	b	m	o
t3	0.18	0.08	0.04	173	166	132	1.83	1.69	1.05	3.22	3.16	2.36	0.034	0.034	0.032
t5	0.12		0.08	82.6	113	134	1.23	1.34	1.19	1.68	2.18	2.54	0.037	0.035	0.034

Tabel 5.3

Gehalten Al, Fe, Mn en P (g/kg) bepaald met XRF en de P/Fe-ratio (mol/mol) in het ijzerzand om de drains.

	Al			Fe			Mn			P			P/Fe		
	b	m	o	b	m	o	b	m	o	b	m	o	b	m	o
t3	8.4	9.0	9.4	213	214	200	2.23	1.99	1.94	6.27	6.30	5.86	0.053	0.053	0.053

Om een indruk te krijgen van de concentraties van het poriewater in de omhulling van de drain, zijn op de tijdstippen t3 en t5 0.01 M CaCl₂-extracties uitgevoerd. Om te voorkomen dat door het schudden van het ijzerzand bij de extractie het ijzeroxidelagje zou loslaten van het ijzerzand, is zeer voorzichtig geschud (30 rotaties/minuut); in verband daarmee is de schudtijd verhoogd van 2 naar 24 uur. Op t3 is het ijzerzand ook in situ bemonsterd met een Sofie-cel en zijn op verschillende dieptes poriewaterconcentraties, pH en redoxpotentiaal gemeten. De resultaten van de 0.01 M CaCl₂-extractie op t3 en t5 (Tabel 5.4) laten zien dat de concentratie P in het poriewater van de P-bindende drain erg laag is (beneden de detectielimiet). Ook de gehalten van zware metalen en arseen zijn erg laag.

Tabel 5.4

Gemeten concentraties in 0.01 CaCl₂-extract op t3 en t5.

Tijdstip	Niveau	pH	Al	Fe	Mg	Mn	totaal-P	PO ₄	S	Si	DOC
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
t3	boven	7.26	<0.01	<0.09	7.06	2.78	<0.1	<0.03	3.08	1.85	4.4
t3	midden	7.30	<0.01	<0.09	6.49	2.74	<0.1	<0.03	3.00	2.00	5.1
t3	onder	7.19	<0.01	<0.09	6.55	2.07	<0.1	<0.03	1.51	2.25	5.7
t5	boven	6.71	0.01	0.02	14.1	3.72	<0.1	<0.03	2.18	5.51	8.0
t5	midden	6.73	<0.01	0.02	13.9	3.79	<0.1	<0.03	2.21	5.25	8.2
t5	onder	6.88	0.01	0.02	17.5	2.72	<0.1	<0.03	1.90	4.61	9.4

Tijdstip	Niveau	As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
t3	boven	0.174	<0.005	<0.01	0.36	0.07	0.02
t3	midden	0.144	<0.005	<0.01	0.38	<0.04	<0.02
t3	onder	0.109	<0.005	<0.01	0.65	<0.04	<0.02
t5	boven	0.207	0.010	0.001	1.02	<0.04	<0.02
t5	midden	0.208	0.008	0.001	0.87	<0.04	<0.02
t5	onder	0.305	0.007	0.002	1.19	<0.04	<0.02

De resultaten van de Sofie-cel laten zien dat met toenemende diepte het milieu meer gereduceerd is, zoals blijkt uit de gemeten redoxpotentiaal (Eh). Dit komt overeen met de metingen in het poriewater van de bodem op verschillende dieptes nabij de drain (zie hoofdstuk 3). De gradiënt van boven naar beneden van een meer geoxideerd milieu naar een gereduceerd milieu blijkt ook uit de gemeten concentraties van de verschillende verbindingen. Nitraat, de geoxideerde vorm van stikstof, wordt alleen in de bovenste laag gemeten, terwijl de concentratie ammonium (NH₄), de meer gereduceerde stikstofvorm, juist toeneemt met de diepte. Ook is er een duidelijke stijging in de concentraties van ijzer en mangaan met de diepte als gevolg van een verhoogde inspoeling van ijzer aan de onderkant van de omhulling en ijzer- en mangaanreductie van het ijzer en mangaan in het ijzerzand. De concentratie van ortho-P (PO₄) is door de sterk adsorberende werking van het ijzerzand beneden de detectielimiet in het poriewater in de ijzerzandomhulling.

Tabel 5.5

Redoxpotentiaal, pH en samenstelling van het poriewatervocht in het omhullingsmateriaal van de drain zoals gemeten in de Sofie-cel.

Niveau	Eh	pH	Cl	NO ₃	SO ₄	PO ₄	totaal-P	NH ₄	Fe	Mn	Na	Ca
	mV		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	mg/l	mg/l
boven	-107.0	7.92	71.5	1.02	135.8	<0,01	0.61	0.68	5579	1931	12.7	351
midden	-219.0	nd	72.1	<0,1	107.6	<0,01	<0,01	5.76	9417	3408	12.2	106
onder	-232.7	7.90	75.1	<0,1	62.5	<0,01	<0,01	9.48	15767	6134	18.9	112

6 Praktische aspecten

In dit hoofdstuk wordt specifiek ingegaan op de toepasbaarheid van de maatregel in de praktijk. Hiervoor is gebruikgemaakt van de gegevens die uit dit onderzoek voortkomen en uit die van een praktijkproef naar fosfaat-verwijderende maatregelen op een bloembollenbedrijf in Voorhout (Zuid-Holland), dat uitgevoerd is in de jaren 2012-2014 door het Hoogheemraadschap Rijnland met Arcadis, Alterra en Deltares. In dit praktijkonderzoek is een drietal maatregelen getest, namelijk een “Nutriëntenstuw” (Arcadis), “Puri-oever” (Deltares) en “Fosfaatbindende drains” (Alterra). Voor de beschrijving van de maatregelen en de onderlinge vergelijking van de maatregelen verwijzen we naar het eindrapport *Pilot effectgerichte verwijdering fosfaat bollenstreek: Resultaten veldpilot Voorhout en synthese diverse maatregelen* (Buijert *et al.*, 2015). Het onderzoek naar de fosfaatbindende drains in Voorhout geeft nuttige informatie in aanvulling op de praktijkproef in Egmond. De praktijkproef met de P-bindende drains in Voorhout staat dicht bij de praktijk dan die van de pilot in Egmond. In Voorhout zijn namelijk drie bestaande drains, die elk uitmonden op dezelfde verzamel drain, afgekoppeld en vervangen door drie nieuw aangelegde fosfaatbindende drains, terwijl bij de pilot in Egmond een fosfaatbindende drain is aangelegd tussen twee reeds bestaande drains die in functie bleven. De afvoer van water en de samenstelling daarvan is in Voorhout continu gemonitord. Dit geeft nuttige extra informatie over de hydrologische werking van de P-bindende drains en de effectiviteit van de fosfaatverwijdering in de verschillende seizoenen.

6.1 Effectiviteit maatregel

Uit het onderzoek in Egmond blijkt dat de fosfaatbindende drain effectief ortho-P verwijdert (> 95%) (zie paragraaf 3.3). Uit de studie die in Voorhout is uitgevoerd (Buijert *et al.*, 2015), blijkt dat het verwijderingsrendement voor ortho-P over de gehele meetperiode 81% bedroeg. Gedurende die proef verbeterde het rendement echter: in het tweede meetjaar was het rendement voor ortho-P 92%, dus was het vrijwel vergelijkbaar met het rendement dat in Egmond werd behaald. In Voorhout werd naast ortho-P (in een over 0.45 µm gefiltreerd monster) ook totaal-P gemeten in een ongefiltreerd drainwatermonster. Het verschil tussen totaal-P en ortho-P wordt ook wel niet-reactief P genoemd, en kan bijvoorbeeld bestaan uit organische P-verbindingen of aan deeltjes gebonden P. Van de fractie niet-reactief P werd, over de gehele meetperiode gerekend, 50% verwijderd; dit is dus minder dan voor ortho-P, maar het is nog steeds een aanzienlijke hoeveelheid. Het mechanisme van deze verwijdering is niet bekend, maar bezinken is waarschijnlijk een belangrijke factor (zie paragraaf 6.5).

Een voordeel van een fosfaatbindende drain is dat deze gedurende het hele jaar functioneert. De weersbestendigheid is hoog; in Voorhout bleek dat gedurende de winter het rendement wat lager is dan gedurende de zomer, waarschijnlijk door een snellere waterafvoer. Droogte zal rond drains minder relevant zijn, vorst en geregeld onderhoud zijn beide niet van toepassing; na verloop van tijd wordt doorspuiten van de P-bindende drains een optie, zoals ook bij reguliere drains gebeurt.

6.2 Drainerende werking en praktische inpasbaarheid

In Voorhout bleek dat de fosfaatbindende drains een goede drainerende werking hebben; deze was in dat experiment vergelijkbaar met die van de referentiedrains. Ook uit dit experiment blijkt er geen effect van het ijzerzand op de drainerende werking van de P-bindende drain (zie hoofdstuk 4).

Voor een goede werking van de fosfaatbindende drain moet ijzerzand geselecteerd worden met een voldoende hoge doorlatendheid, die vergelijkbaar is met de grondsoort ter plaatse. Uit ervaringen met ijzerzand dat door Deltares zou worden gebruikt voor filterbakken (“Puri-oever”), bleek dat de doorlatendheid voor dat doel niet hoog genoeg was. Hetzelfde ijzerzand, geleverd door GMB in

Zutphen, kon echter probleemloos worden gebruikt voor P-bindende drains; dit bleek uit een vergelijking van de cumulatieve waterafvoer vanuit resp. de P-bindende drains en referentiedrains (Buijert *et al.*, 2015).

Voorwaarde voor een P-bindende drain is – uiteraard – dat een perceel geschikt moet zijn voor buisdrainage. Verder zijn er geen randvoorwaarden, dus de optie is breed toepasbaar. Eventueel aanwezige oude drains moeten afgestopt worden, zodat zo veel mogelijk water via de fosfaat-bindende drains afgevoerd wordt.

De P-bindende drain als maatregel is niet zichtbaar, neemt in de sloot of op het land geen ruimte in en heeft daardoor geen impact op de bedrijfsvoering. Bij slecht functioneren is de drain echter slecht bereikbaar; het vervangen van het ijzerzand zou relatief kostbaar zijn. Omdat het een eenvoudige maatregel betreft, kan het beheer door de ondernemer/bollenteler worden uitgevoerd.

6.3 Levensduur maatregel

Door Groenenberg *et al.* (2013) werd een schatting gemaakt van de levensduur van de drain op basis van eerder verkregen resultaten van een kolomproef (Chardon *et al.*, 2012). In die proef werd in het effluent een concentratie van 0.15 mg P L^{-1} bereikt bij een cumulatieve belading van ca. $12.8 \text{ g P per kg Fe}$. De fosfaatbelasting van de fosfaatbindende drain is geschat uit de verminderde P-uitspoeling uit de drain ten opzichte van de referentiedrains. De berekende jaarlijkse belasting na vijf jaar is nog gelijk aan die zoals berekend was na anderhalf jaar. Op basis van deze gegevens wordt geschat dat de P-bindende drain gedurende veertien jaar in staat is om de concentratie van ortho-P in het effluent beneden de norm van $0.15 \text{ mg TP L}^{-1}$ te houden. Daarna is er nog steeds een grote adsorptiecapaciteit voor P in de omhulling van de drain aanwezig, maar waarschijnlijk zal de hoge efficiëntie van de P-verwijdering zoals die nu gemeten is, verminderen na deze veertien jaar.

De uitspoeling van ijzer als gevolg van reductie van ijzeroxide vermindert de hoeveelheid ijzeroxide rond de drains en daarmee ook de bindingscapaciteit voor fosfaat. Voor de drains bij Egmond is de vermindering van ijzeroxide op basis van uitspoeling van Fe geschat op minder dan 0.5% per jaar [zie Bijlage 2]. Er kan dan ook van uit worden gegaan dat deze zeer beperkte hoeveelheid dus geen invloed heeft op de uitgevoerde berekening voor de technische levensduur van de P-bindende drains.

Voor een goede werking van de fosfaatbindende drain moet ijzerzand geselecteerd worden met een voldoende hoog ijzergehalte. Voor het testen van materialen op hun fosfaatbindende eigenschappen werd een snelle kolomtest ontwikkeld (zie Bijlage 3).

6.4 Kosten

In het kader van het project in Voorhout werd een berekening gemaakt van de kosten van aanleg en exploitatie van P-bindende drains (Buijert *et al.*, 2015). Hierbij zijn de meerkosten berekend voor de aanleg van fosfaatbindende drains ten opzichte van het aanleggen van conventionele buisdrainage. Tevens zijn de totale kosten van het aanleggen van de fosfaatbindende drains berekend. De informatie over de aanlegkosten is gebaseerd op schattingen die zijn gemaakt door een draineur (Heerschap).

Bij de aanleg in Voorhout is anders te werk gegaan dan in 2010 bij Egmond aan den Hoef (NH). In Voorhout is eerst een brede gleuf gegraven, van waaruit de uiteindelijke gleuf van 0.9 m diep is gegraven waarin de drainbuis is gelegd met daaromheen het ijzerzand. Bij Egmond is een enkele gleuf gegraven van 0,4 m breed en 0,9 m diep (zie Figuur 6.1), deze laatste methode is goedkoper. Een mogelijk probleem hierbij is de stabiliteit van een diepe smalle gleuf, zoals is ondervonden bij de aanleg van een zgn. 'fosfaatkerende wand' langs een watergang in Voorhout.

Het uitgangspunt bij de berekeningen is een afstand van 10 m tussen de drains.

Een overzicht van de kosten:

- Graafwerkzaamheden enkele sleuf (0.4 m breed, 0.9 m diep) en toedienen ijzerzand 10 cm onder, naast en boven de drains: € 0.80 per m drain;
- Graafwerkzaamheden brede sleuf en vanuit hier graven sleuf van 0.4 m tot 0.9 m en toedienen ijzerzand 10 cm onder, naast en boven de drains: € 3.00 per m drain;
- Benodigde hoeveelheid ijzerzand: $65 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} = 65 \cdot 1600 \text{ kg m}^{-3}$ (dichtheid nat zand) = 104 ton ha^{-1} ;
- Transportkosten: € 70 voor 23 ton bij een transportafstand van 60 km: $(70 \times 104/23) = € 317 \text{ ha}^{-1}$;
- Materiaalkosten drainagematerialen € 1500 per ha.



Figuur 6.1 Aanleg van een met ijzerzand omhulde drain. Links: in Egmond werd een smalle sleuf gegraven vanaf maaiveld; rechts: in Voorhout werd eerst een brede sleuf gegraven, van waaruit een smallere sleuf werd gegraven.

Ten opzichte van conventionele buisdrainage zijn er, na aanleg, geen extra operationele kosten. De operationele kosten voor conventionele drainage bestaan uit het doorspuiten van de drains om verstopping te voorkomen. Tabel 6.1 geeft een overzicht van de kosten per kg verwijderd P, zowel op basis van de geschatte meerkosten ten opzichte van normale buisdrainage (meerkosten) als voor de totale kosten. Deze kosten zijn zowel berekend voor het graven van een enkele sleuf bij aanleg als voor de methode waarbij de sleuf in twee stappen gegraven wordt.

De kosten van P-verwijdering met de P-bindende drain zijn relatief laag ten opzichte van een vierde trap van een rioolwaterzuiveringsinstallatie. Daar variëren de kosten van € 34 per kg P voor een grote installatie tot € 134 per kg P voor een kleine installatie (Van Soesbergen *et al.*, 2007).

Tabel 6.1

*Meerkosten en totale kosten in euro's per kg vastgelegd ortho-P en totaal-P, bij toepassing van een enkele sleuf of een dubbele sleuf bij de aanleg van de P-bindende drain (naar Buijert *et al.*, 2015)*

Sleuf	meerkosten ortho-P	meerkosten totaal-P	totale kosten ortho-P	totale kosten totaal-P
Enkel	6	3	15	6
Dubbel	19	8	28	12

6.5 Mogelijk nadelige effecten

Uitspoeling van ijzer en mangaan

Een aandachtspunt is de verhoogde uitspoeling van ijzer en mangaan uit de fosfaatbindende drains. Kwel van ijzerhoudend water is ook een natuurlijk fenomeen en heeft geen bekende negatieve

effecten op het aquatisch milieu. Het grootste deel van het ijzer zal neerslaan op de slootbodembodem als ijzeroxide en kan dan fosfaat uit het slootwater binden. Dit blijkt ook uit Tabel 6.2, waarin van de proef in Voorhout de gemiddelde gehalten van ijzer en mangaan zijn opgenomen voor het drainwater, de bak waarin de verzameldrain uitstroomt, en voor het water in de sloot. Het blijkt dat de concentraties in de bak al ca. 70% lager liggen dan in het drainwater, dus zowel ijzer als mangaan slaan vrijwel direct neer. Ter illustratie zijn ook de gegevens opgenomen voor de fractie niet-reactief P, berekend als het verschil tussen totaal-P in een ongefiltreerd monster minus ortho-P in een gefiltreerd monster. Het blijkt dat deze P-fractie in vergelijkbare mate afneemt bij de overgang van uiteinde drain naar opvangbak, en dus vermoedelijk geassocieerd is met ijzer in het drainwater.

Hoewel er voor zowel Fe als Mn geen oppervlaktewaternormen bestaan – tenzij het wordt gebruikt voor de productie van drinkwater – moet nagegaan worden of de uitspoeling van Mn mogelijk nadelige effecten heeft op het aquatisch milieu.

Tabel 6.2

Gemiddelde gehalten aan Fe, Mn en niet-reactief P in drainwater, de opvangbak en de sloot voor het experiment in Voorhout, voor de P-bindende drains en de referentiedrains.

Element	Drain omhuld mg/L	Bak omhuld mg/L	Afname %	Drain ref. mg/L	Bak ref. mg/L	Afname %	Sloot mg/L
ijzer	11.1	3.4	69	7.5	2.5	67	2.5
mangaan	4.4	1.4	68	1.4	0.4	71	0.7
niet-reactief P	2.7	1.2	56	5.5	1.3	77	1.6

Verontreiniging van het ijzerzand

Bij de karakterisering van het ijzerzand van de locatie vanwaar het in Egmond gebruikte ijzerzand afkomstig was, bleek dat dit 3.1 mg As kg⁻¹ ijzerzand bevatte; dit gehalte ligt lager dan de mediane achtergrondgehalte voor bovengrond in Nederland: dit ligt op 7.4 mg kg⁻¹ (Lamé *et al.*, 2004). Het CaCl₂-extraheerbare gehalte ligt op 0.05 mg kg⁻¹, wat overeenkomt met 1.6% van het totaalgehalte aan As (Chardon *et al.*, 2012). In het water dat via cups ter hoogte van de P-bindende drains in Egmond werd bemonsterd, werd een gehalte aan As gemeten van 18 µg L⁻¹; in het effluent van de referentiedrain was het 21 µg L⁻¹ en voor de P-bindende drain was het 1 µg L⁻¹. Het blijkt dus dat er geen As vrijkomt van het ijzerzand, maar dat het ijzerzand daarentegen het uitspoelen van As uit de bodem lijkt te voorkomen.

6.6 Regelgeving

In Bijlage 5 is een uiteenzetting opgenomen over juridische aspecten van het toepassen van ijzerzand (en ijzerslib) in de bodem of in het oppervlaktewater. Hierin worden drie wettelijke titels behandeld volgens welke een stof in de bodem mag worden gebracht:

1. Besluit Bodemkwaliteit – als grond of baggerspecie.
2. Besluit Bodemkwaliteit – als bouwstof.
3. Besluit Meststoffen – als meststof.

Als niet een van deze titels van toepassing is, geldt de algemene zorgplicht en moet aangetoond worden dat toepassing van het ijzerzand geen overwegend schadelijke gevolgen heeft voor mens en milieu. Het bevoegd gezag voor de bodem is de gemeente.

Voor ijzerzand lijkt in eerste instantie “grond”, en daarmee het Besluit Bodemkwaliteit, van toepassing, maar volgens dit Besluit mag grond maximaal 20% niet-bodemmateriaal bevatten. Bij het analyseren van de ijzerbindende materialen die werden gebruikt voor het ontwikkelen van een snelle test (zie Bijlage 3), werd een destructie met Aqua Regia toegepast. Na afloop werd de destructierest gewogen, die zal bestaan uit het filterzand (of grind). Er werd een significant negatief verband gevonden tussen de destructierest en het ijzergehalte van het materiaal ($R^2 = 0.91$). Van de zes

onderzochte soorten ijzerzand had slechts één soort een gehalte aan zand/grind dat hoger lag dan 80%, waardoor het aan de definitie van grond zou voldoen. Vanwege het lage ijzergehalte (en hoog gehalte aan fosfaat) werd dat materiaal echter als onbruikbaar gezien voor toepassing in een filter of rond een drain.

IJzerzand past in principe wel in de definitie van bouwstof, omdat het voldoende “steenachtig” is, het bevat (in de bovengenoemde destructierest) meer dan 10% aluminium, silicium en/of magnesium. Voor toepassing in de bodem van een bouwstof geldt dat het niet met de bodem vermengd wordt en daar weer uit verwijderd kan worden. Om vermenging met de bodem te minimaliseren, is bij de aanleg van P-bindende drains in Egmond en in Voorhout kokosdoek aangebracht rond het ijzerzand. Er moet steeds een partijkeuring (AP04) plaatsvinden voordat toepassing als bouwstof mag gebeuren, maar tot nu toe voldeden alle partijen ijzerzand aan de grenswaarden voor bouwstoffen (Bijlage 5).

IJzerzand bevat het micronutriënt ijzer, maar omdat dit niet voorkomt in de vorm van ijzerchelaat of als ijzerzout, zoals wettelijk vereist, kan het niet worden geclassificeerd als anorganische meststof.

6.7 Mogelijke toekomstige ontwikkelingen

De aanleg van een met ijzerzand omhulde drain is arbeidsintensief vergeleken met het aanleggen van conventionele drains. Bij toepassing op grotere schaal zou een goedkopere manier van aanleggen, zonder sleuf, onderzocht kunnen worden. In dat geval zou de aan te leggen drain tevoren moeten worden voorzien van een omhulling met fosfaatbindend materiaal, zoals ijzerhydroxide. Een oriënterend laboratoriumonderzoek naar deze optie leverde vooralsnog echter geen materiaal op dat, bij een nog realistische dikte van een omhulling, voldoende ijzer kon opnemen om ijzerzand te kunnen vervangen als omhulling (zie Bijlage 4).

Het terugwinnen van fosfaat dat gebonden is aan ijzerzand in een P-bindende drain zal gecompliceerd zijn, omdat de drainbuis dan zal moeten worden opgegraven. Aangenomen mag worden dat de kosten van opgraven van de P-bindende drain vergelijkbaar zullen zijn met die van de aanleg (15-30 € per kg P; Tabel 6.1). Voor consumenten bedraagt de prijs van P, als superfosfaat, ca. € 5 kg⁻¹ P, dus de kosten van alleen al het opgraven van ijzerzand liggen een stuk hoger dan de consumentenprijs van P.

Het gebruik van het ijzerzand als meststof biedt weinig perspectief, omdat het fosfaat sterk gebonden is aan het ijzerzand en daardoor slecht beschikbaar zal zijn voor het gewas. Losmaken van het fosfaat van het ijzerzand m.b.v. loog is een optie, maar de kosten van het verkregen fosfaat zullen hoog zijn, en waarschijnlijk hoger dan voor andere manieren om fosfaat te recyclen (Pratt *et al.*, 2012). Ook is de totale hoeveelheid fosfaat die per jaar afgevangen wordt (7-9 kg P.ha⁻¹.jaar⁻¹) niet hoog in termen van meststoffenproductie. Met een totaal areaal van 400 ha met ijzerzand omhulde P-bindende drains (zie schatting in par. 6.8) is de jaarlijkse productie 3000 tot 4000 kg P; dit is slechts 0.005% van de totale hoeveelheid P die jaarlijks in Nederland gebruikt wordt (totaal 85 Mkg.jaar⁻¹) volgens Smit *et al.* (2010).

6.8 Perspectief van de maatregel

De resultaten van de maatregel bieden perspectief om in de praktijk toegepast te gaan worden. Zowel bij het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier als bij het Hoogheemraadschap Rijnland zijn er plannen om deze maatregel in de praktijk te gaan toepassen. Dat de praktijk perspectief ziet in de maatregel blijkt uit het feit dat de Stichting Milieukeur in zijn vernieuwde bloembollenkeurmerk heeft opgenomen dat er punten zijn te krijgen voor het toepassen van ijzerzand om drains (Bouwmeester, 2015) (zie ook pagina 19 in :

http://www.milieukeur.nl/Public/Milieukeur_Agro_Food_Plantaardig_open_teelt_Schema/PPO14BB010915.pdf). Wij achten de maatregel met name geschikt voor toepassing op locaties met een zeer hoge fosfaatbelasting. Er moet rekening gehouden worden met een beperkte beschikbaarheid van de hoeveelheid ijzerzand die per jaar vrijkomt. Volgens Buijert *et al.* (2015) komt er per jaar ongeveer

8000 ton (drooggewicht) ijzerzand vrij dat geschikt is voor toepassing in fosfaatbindende filters zoals de P-bindende drain. De benodigde hoeveelheid ijzerzand bedraagt 20 ton.ha⁻¹.jaar⁻¹. Dat betekent dat er voldoende ijzerzand vrijkomt om op 400 ha P-bindende drains aan te leggen, dat is ongeveer 2% van het totale areaal met bloembollenteelt. In de toekomst kunnen mogelijk ook andere materialen worden gebruikt voor de omhulling van de drains. In opdracht van de reststoffenunie wordt er bijvoorbeeld onderzoek uitgevoerd naar het pelletteren van ijzerslib. Ijzerslib heeft een zeer hoge fosfaatbindingscapaciteit (Chardon *et al.*, 2012), maar de doorlatendheid van het materiaal is te laag om als zodanig toegepast te worden. Gepelleteerd ijzerslib heeft een veel betere waterdoorlatendheid en een zeer goede fosfaatbindingscapaciteit (zie Bijlage 3). Ook niet-ijzerhoudende materialen met een sterke fosfaatbinding kunnen mogelijk gebruikt worden voor toepassing als omhulling van een P-bindende drain, zoals aluminiumhoudende materialen (Buda *et al.*, 2012), die als restproduct van de drinkwaterbereiding vrijkomen.

Literatuur

- Bouwmeester, R. (2015) Fosfaatverwijdering kansrijk, maar met verbeterpunten. Bloembollenvisie 2 okt. 2015, p. 20-21
- Buda, A.R., Koopmans, G.F., Bryant, R.B., Chardon, W.J. (2012). Emerging technologies for removing nonpoint phosphorus from surface water and groundwater: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, 41 (3): 621-62
- Buijert, A., R. Talens, W.J. Chardon, J.E. Groenenberg, S. Jansen and J. Gerritse (2015). Pilot effectgerichte verwijdering fosfaat bollenstreek: Resultaten veldpilot Voorhout en synthese diverse maatregelen . Hoogheemraadschap Rijnland, Leiden, Nederland. (<https://www.rijnland.net/werk-in-uitvoering/overige-werkzaamheden/downloads-overige-werkzaamheden/onderzoeksproject-bollensector.pdf>)
- Chardon, W.J., R.G. Menon and S.H. Chien (1996). Iron oxide impregnated filter paper (Pi test): a review of its development and methodological research. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 46:41-51
- Chardon, W.J., J. E. Groenenberg, E. Temminghoff and G. F. Koopmans (2012). "Use of reactive materials to bind phosphorus." *Journal of Environmental Quality* 41: 636-646.
- Ehlert, P.A.I., P.M.H. Dekker, J. R. van der Schoot, R. Visschers, J. C. van Middelkoop, M. P. van der Maas, A.A. Pronk and A. M. van Dam (2009). Fosfaatgehalte en opname door landbouwgewassen. Alterra rapport 1773. Wageningen, Nederland.
- Griffioen, J. 1994. Uptake of phosphate by iron hydroxides during seepage in relation to development of groundwater composition in coastal areas. *Environ. Sci. Technol.* 28:675-681.
- Groenenberg, J.E., W.J. Chardon and G.F. Koopmans (2013). "Reducing phosphorus loading of surface water using iron-coated sand." *Journal of Environmental Quality* 42(1): 250-259.
- KNMI. (2012). from <http://www.knmi.nl/klimatologie/daggegevens/download.html>.
- Koopmans, G.F., W.J. Chardon, P. Belder, and J.E. Groenenberg. 2011. Verwijdering van fosfaat uit bodemwater met ijzerzand: de omhulde drain. *H2O* 2011(20):35-38
- Lamé, F.P.J., D.J. Brus, R.H. Nieuwenhuis, G.B. Derksen, and M.E. van Vliet (2004) Achtergrondswaarden 2000. Rapport NITG 04-242-A. TNO, Utrecht
- Makkink, G. F. (1957). "Testing the Penman formula by means of lysimeters." *Journal of the Institute of Water Engineers* 11: 277-288.
- Buijert, A., R. Talens, W.J. Chardon, J.E. Groenenberg, S. Jansen, and J. Gerritse (2015). Pilot effectgerichte verwijdering fosfaat bollenstreek: Resultaten veldpilot Voorhout en synthese diverse maatregelen . Hoogheemraadschap Rijnland, Leiden, Nederland. (<https://www.rijnland.net/werk-in-uitvoering/overige-werkzaamheden/downloads-overige-werkzaamheden/onderzoeksproject-bollensector.pdf>)
- Murphy, J. and J.P. Riley (1962). "A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters." *Analytica Chimica Acta* 27(C): 31-36.
- Pratt, C., S.A. Parsons, A. Soares, and B.D. Martin (2012) Biologically and chemically mediated adsorption and precipitation of phosphorus from wastewater. *Current Opinion in Biotechnology* 23:890–896.
- Qualls, R.G. and B.L. Haines. 1992. Biodegradability of dissolved organic matter in forest throughfall, soil solution, and stream water. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:578-586.
- Ros, G.H., C. Tschudy, W.J. Chardon, E.J.M. Temminghoff, C. Van Der Salm, and G.F. Koopmans. 2010. Speciation of dissolved organic nutrients in grassland soils. *Soil Sci.* 175:15-26.
- Soesbergen, A. van, R. Brouwer, P. Baan, P.J.G.J. Hellegers en N.B.P. Polman. 2007. Assessing the costeffectiveness of pollution abatement measures in agriculture, industry and the wastewater treatment sec. WEMPA Report 07, Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam, LEI, Den Haag.
- Smit, A.L., J.C. van Middelkoop, W. van Dijk, H. van Reuler, A.J. de Buck, P.A.C.M. van de Sanden (2010). A quantification of phosphorous flows in the Netherlands through agricultural production, industrial processing and households. Plant Research International report 364. Wageningen, The Netherlands.
- Weng, L., W.H. Van Riemsdijk and T. Hiemstra, 2008. Humic nanoparticles at the oxide-water interface: Interactions with phosphate ion adsorption. *Environ. Sci. Technol.* 42:8747-8752.

Bijlage 1 Resultaten monitoring

Tabel S1.1

Resultaten monitoring poriewater boven de drains (concentraties in mg/L).

datum	dagnr	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	S	Si	IC ^a	TC ^b	DOC ^c	N-NH ₄	NO ₃ -N ^d	TDN ^e	DON ^f	DRP ^g	TDP ^h	MUP ⁱ
10-1-2011	105	32.4	<dl ^j	240	0.0	21.9	<dl ^j	176		51.1	83.1	32.0	0.0	8.0	8.7	0.7	0.2	0.2	0.0
13-1-2011	108	31.6	<dl	202	0.0	17.9	<dl	130		54.4	115	60.3	0.0	5.8	6.9	1.0	0.3	0.3	0.0
17-1-2011	112	32.4	<dl	166	0.0	14.5	<dl	88.6		56.3	76.8	20.5	0.0	5.7	6.6	0.9	0.3	0.3	0.0
26-1-2011	121	26.4	<dl	162	0.0	14.1	<dl	82.9		61.9	82.6	20.7	0.0	4.2	5.3	1.0	0.4	0.4	0.0
4-2-2011	130	25.7	<dl	157	0.0	14.0	<dl	79.2		64.5	84.9	20.4	0.0	4.4	5.3	0.9	0.3	0.3	0.0
15-2-2011	141	23.4	<dl	158	0.0	13.8	<dl ^j	78.8		64.9	83.9	19.0	0.0	3.9	4.7	0.8	0.3	0.3	0.0
24-2-2011	150	24.9	<dl	178	0.0	16.1	<dl	98.0		66.3	86.6	20.3	0.0	3.7	4.5	0.8	0.3	0.4	0.0
1-3-2011	155	26.3	<dl	189	0.0	15.7	<dl	124		50.7	63.1	12.4	0.0	10.7	11.2	0.5	0.3	0.3	0.0
7-10-2011	375	43.3	<dl	256	2.7	23.5	0.39	162		64.2	93.9	29.7	0.6	1.5	3.6	1.5	2.5	2.6	0.1
10-10-2011	378	49.6	<dl	193	2.2	18.8	0.29	106		65.8	90.3	24.5	0.4	2.6	4.2	1.2	1.7	1.8	0.1
11-10-2011	379	41.8	<dl	175	4.2	17.2	0.46	87.3		76.2	99.1	22.9	0.6	1.6	3.7	1.5	2.9	3.0	0.1
12-10-2011	380	33.4	<dl	158	6.3	15.5	0.75	64.0		78.6	107	28.4	0.8	0.7	3.0	1.5	4.5	4.4	
18-10-2011	386	38.0	<dl	167	4.2	16.6	0.53	74.9		74.9	104	29.1	0.6	0.4	2.4	1.5	2.9	2.9	0.0
19-6-2012	631		<dl	157	3.9	16.4	0.48	24.3		102	123	21.0	0.4	1.3	3.0		1.3	1.4	0.1
15-11-2012	780	16.2	<dl		1.5		0.63	69.5		59.9	86.7	26.8	0.2	6.2	7.2	0.8	0.3	0.4	0.1
27-11-2012	792	18.3	<dl		1.0		0.52	63.6		65.7	83.9	18.2	0.2	2.6	3.4	0.6	0.2	0.3	0.1
13-12-2012	808	32.4	<dl		1.1		0.51	57.4		65.3	74.6	9.3	0.2	6.6	7.5	0.7	0.2	0.2	0.1
5-2-2013	862	12.9	<dl	108	0.1	7.3	0.06	42.5		46.5	73.0	26.5	0.0	2.9	3.8	0.9	0.4	0.8	0.4
6-11-2013	1136	31.5	<dl		0.1	12.6	0.01	35.0	17.5	76.6	110	33.4	0.1	20.0	21.5	1.4	0.1	0.2	0.0
9-1-2014	1200	25.5	<dl	95	0.5		0.13	23.9	16.2	25.1	73.6	48.5	0.0	9.2	10.4	1.2	0.2	0.3	0.0
12-2-2014	1234	12.0	<dl	92	0.3	7.7	0.05	36.4	16.3	41.3	56.1	14.8	0.0	7.5	8.3	0.8	0.3	0.4	0.1
14-5-2014	1325	8.9	<dl	153	0.5	12.6	0.07	47.9	19.2			16.7	0.1	46.4	48.1	1.7	0.4	0.4	0.0
11-7-2014	1383		<dl	163	0.1	11.9	0.03	51.7	18.1	81.2	113	31.8	0.1	3.2	4.9	1.7	0.3	0.4	0.1

Tabel S1.2

Resultaten monitoring poriewater ter hoogte van de drains (concentraties in mg/L).

datum	dagnr	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	S	Si	IC ^a	TC ^b	DOC ^c	N-NH ₄	NO ₃ -N ^d	TDN ^e	DON ^f	DRP ^g	TDP ^h	MUP ⁱ
15-2-2011	141	73.3		116	10.2	9.09	0.38	38.1		92.7	125	32.3	1.61	0.09	3.2	1.5	1.56	1.74	0.18
24-2-2011	150	80.8		147	9.29	13.8	0.49	36.7		105	137	32	1.9	0	3.5	1.6	1.6	1.81	0.21
1-3-2011	155	68.1	<dl	167	6.71	17.6	0.69	71.6		114	139	25	2.86	0.12	4.6	1.62	2.1	2.25	0.15
7-10-2011	375	127	<dl	181	7.66	20.2	0.96	59.7		107	144	37	1.77	0.51	4.1	1.82	2.44	2.61	0.17
10-10-2011	378	113	<dl	201	8.92	20.2	0.87	72.8		95	121	26	1.41	1.97	4.9	1.52	1.63	1.79	0.16
11-10-2011	379	97.1	<dl	172	7.97	16.5	0.82	53.9		111	145	34	1.56	0.96	4.3	1.78	2.45	2.34	
12-10-2011	380	102	<dl	201	8.16	19.3	1.08	60.7		110	145	35	1.41	0	3.1	1.69	2.29	1.63	
18-10-2011	386	81.1	<dl	176	5.44	15.6	0.78	68.2		102	135	33	1.19	1.01	3.9	1.7	1.99	1.56	
19-6-2012	631		<dl	100	6.2	14	0.73	11.9		81.6	103	21.4	0.57	0.03	1.9	1.3	1.15	1.37	0.22
15-11-2012	780	31.1	<dl		4.65		0.3	34.5		45.5	63.2	17.7	0.19	0.02	0.9	0.69	1.1	1.23	0.13
5-2-2013	862	19.9	<dl	119	4.81	8.58	0.85	29.2		60.6	88.8	28.2	1.21	0.22	2.3	0.87	4.66	4.76	0.1
6-11-2013	1136	65.7			6.25	16	1.11	39	18.3	139	193	54	1.7	0.01	4.2	2.49	5.33	5.71	0.38
9-1-2014	1200	23.8	0.06	134	5.22		0.59	22.7	15.8	81.7	99.9	18.2	1.53	0	2.6	1.07	2.35	4.15	1.8
12-2-2014	1234	23.7	<dl	117	3.39	8.15	0.51	21.9	13.9	69.5	81.7	12.2	1.68	0	2.6	0.92	3.34	3.57	0.23
14-5-2014	1325	74.7	<dl	151	2.75	12	0.88	1.91	17.8			27.6	3.42	0	5.1	1.68	4.97	5.42	0.45
11-7-2014	1383		0.03	162	3.97	11.7	0.66	1.84	18.1	181	230	49	3.94	0	5.8	1.86	6.71	7.54	0.83

Tabel S1.3

Resultaten monitoring poriewater beneden de drains (concentraties in mg/L).

datum	dagnr	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	S	Si	IC ^a	TC ^b	DOC ^c	N-NH ₄	NO ₃ -N ^d	TDN ^e	DON ^f	DRP ^g	TDP ^h	MUP ⁱ
10-1-2011	105	120	<dl	188	39.7	31.7	3.3	14		14.1	283.4	269.3	8.87	0.04	11.4	2.49	1.26	3.13	1.87
13-1-2011	108	117	<dl	212	35.6	33.9	3.31	27.4		121.8	180.6	58.8	8.49	0.02	11	2.49	3.04	3.18	0.14
17-1-2011	112	121	<dl	203	34.8	32.8	3.2	14.6		159.9	213	53.1	8.67	0.01	11.4	2.72	3.19	3.24	0.05
26-1-2011	121	130	<dl	197	38.5	32.5	3.31	5.72		180	250	70	8.94	<dl	11.7	2.78	3.54	3.66	0.12
4-2-2011	130	121	<dl	195	37.6	32.9	3.3	5.53		191	245	54	8.67	<dl	11.7	3.04	3.54	3.42	
15-2-2011	141	133	<dl	199	52.8	33	3.53	3.96		194	261	67	9.34	<dl	12.8	3.46	5.08	5.01	
24-2-2011	150	130	<dl	196	44.1	34.5	3.25	3.46		190	250	60	8.39	<dl	11.2	2.82	3.43	4.19	0.76
1-3-2011	155	138	<dl	188	34.1	32.6	3.09	2.34		191	238	47	8.17	0.02	10.5	2.31	3.54	4.21	0.67
7-10-2011	375	211	<dl	161	23.8	33.4	3.4	5.05		137	216	79	5.63	0.07	7.4	1.7	2.32	2.64	0.32
10-10-2011	378	203	<dl	168	36.7	29.3	3.85	2.6		117	186	69	9.18	<dl	12	2.83	3.13	3.59	0.46
11-10-2011	379	209	<dl	167	28.9	32.1	3.7	1.55		141	192	51	7.25	<dl	9.5	2.27	2.85	3.23	0.38
12-10-2011	380	206	<dl	164	11.6	33.4	3.58	1.35		146	211	65	5.98	<dl	9.1	3.13	2.37	0.73	
18-10-2011	386	198	0.037	174	10	34.2	3.71	1.49		153	221	68	6.22	<dl	9.5	3.29	2.55	0.65	
19-6-2012	631			123	15.9	18.9	2.19	6.47		110	147	37	5.02	0.01	7	1.97	2.04	2.21	0.17
15-11-2012	780	136			24		3.2	1.22		110	160	50	8.31	<dl	10.1	1.79	3.37	3.68	0.31
27-11-2012	792	138			25.3		3.28	1.14		116	180	64	8.29	<dl	9.9	1.61	3.24	3.74	0.5
13-12-2012	808	138			26.1		3.46	1.04		150	168	18	8.5	<dl	9.9	1.4	3.29	3.5	0.21
5-2-2013	862	118	0.03	161	21.9	28.5	2.89	11.1		160	246	86	10.6	<dl	12.7	2.1	4.2	4.44	0.24
6-11-2013	1136	110			32.1	32.6	3.46	9.16	21.1	188	261	73	6.82	0.15	9.4	2.43	5.44	6.43	0.99
9-1-2014	1200	104		173	41.4		3.97	1.89	23.4	204	255	51	8.33	<dl	10.9	2.57	7.51	8.16	0.65
12-2-2014	1234	118	<dl	197	40.7	41.7	4.44	1.99	22.5	218	270	52	7.79	0.02	11.3	3.49	4.51	6.09	1.58
14-5-2014	1325	105	<dl	147	28.3	29.5	3.1	2.19	22.6			44.6	8.61	0.15	11.6		0.924	6.07	5.15
11-7-2014	1383		0.07	188	30.3	37.6	3.79	1.57	20.9	200	261	61	10.8		13.6	2.8	3.2	3.74	0.54

^a anorganisch koolstof, ^b totaal koolstof, ^c opgelost organisch koolstof (=TC-IC), ^d NO₃ + NO₂ N, ^e totaal opgelost stikstof, ^f organisch stikstof, ^g opgelost reactief P (ortho-P), ^h totaal opgelost P, ⁱ niet reactief P, ^j concentratie lager dan detectielimiet

Tabel S1.4

Resultaten monitoring slootwater (concentraties in mg.L⁻¹).

datum	dagnr	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	S	Si	DOC ^c	N-NH ₄	NO ₃ -N ^d	TDN ^e	DON ^f	DRP ^g	TN	TDP ^h	MUP ⁱ	TP
11-11-2010	45	148	<DL	168	0.58	29.1	0.86	33.2	-	24.7	4.98	0.04	7.2	2.18	8.46	1.75	1.89	0.14	3.88
10-1-2011	105	79.8	<DL	171	0.75	23.4	0.89	33.6	-	23.3	4.90	0.09	7.0	2.01	7.96	1.73	1.70		3.17
13-1-2011	108	84.4	<DL	118	0.37	16.1	0.51	17.6	-	17.4	2.18	0.82	5.0	2.00	4.56	0.89	0.92	0.03	1.31
17-1-2011	112	65.6	<DL	168	0.37	21.0	0.66	33.2	-	20.4	3.59	0.05	5.3	1.66	5.50	2.52	2.56	0.04	2.90
26-1-2011	121	97.0	<DL	127	0.15	19.8	0.37	19.6	-	17.0	1.76	1.65	5.0	1.59	5.12	0.93	0.94	0.01	1.26
4-2-2011	130	90.4	<DL	167	0.19	23.6	0.90	34.5	-	22.8	4.95	0.08	6.9	1.87	7.08	1.45	1.42		2.50
15-2-2011	141	95.0	<DL	122	0.31	23.0	0.51	19.3	-	18.9	2.02	0.52	4.3	1.76	4.05	2.48	2.38		2.54
24-2-2011	150	88.2	<DL	132	0.42	22.7	0.67	20.6	-	18.9	3.57	1.75	6.9	1.58	7.32	2.91	2.83		3.26
1-3-2011	155	65.8	2.5	151	0.13	20.8	0.71	34.7	-	19.0	3.36	0.24	5.1	1.50	5.01	1.94	2.05	0.11	2.36
7-10-2011	375	153	2.9	144	0.20	25.4	1.11	24.0	-	21.2	2.60	0.02	4.9	2.28	4.98	1.28	1.41	0.13	2.08
10-10-2011	378	159	2.6	116	0.76	24.8	1.29	17.2	-	17.6	1.86	0.00	3.4	1.54	4.05	1.65	1.83	0.18	2.02
11-10-2011	379	171	2.2	115	0.30	25.6	0.78	14.6	-	17.9	1.74		3.2	1.46	3.94	1.43	1.58	0.15	1.89
12-10-2011	380	137	2.0	179	0.42	23.4	0.91	25.8	-	23.8	4.40	0.01	6.4	1.99	7.18	1.49	1.60	0.11	3.28
18-10-2011	386	147	6.7	130	1.58	23.8	0.86	18.0	-	19.4	2.99	0.01	4.5	1.50	4.82	2.03	2.16	0.13	2.24
5-12-2011	434	149	4.4	153	0.33	25.0	1.16	23.0	-	21.8	5.01	0.02	6.8	1.77	7.04	1.50	1.57	0.07	2.33
7-12-2011	436	154	6.4	135	0.15	26.5	1.20	22.9	-	29.2	5.62	0.04	7.3	1.64	7.72	1.64	1.68	0.04	2.54
9-12-2011	438	148	4.4	155	0.74	25.3	1.13	26.0	-	21.9	4.94	0.02	6.8	1.84	6.89	1.81	1.86	0.05	2.24
19-6-2012	631		0.01	87	0.40	21.1	0.40	11.7	-	20.0	0.35	0.04	2.5	-	3.12	0.98	1.03	0.05	1.55
15-11-2012	780	117	<DL	-	0.75	-	0.79	26.7	-	24.2	5.65	0.01	7.4	-	8.06	2.61	2.57		3.85
27-11-2012	792	112	<DL	-	1.55	-	0.78	23.7	-	29.6	5.45	0.03	7.4	-	7.61	2.97	3.27	0.30	3.93
13-12-2012	808	101	<DL	-	1.53	-	0.82	31.7	-	20.2	5.30	0.07	6.6	-	6.80	2.62	2.70	0.08	3.30
5-2-2013	862	119	0.01	139	2.72	25.4	0.80	27.8	-	24.4	7.32	0.08	8.9	-	10.30	3.99	4.23	0.24	4.64
13-9-2013	1082	135	<DL	-	1.46	-	1.03	16.0	-	14.4	1.01	-0.01	2.2	-	2.78	1.63	1.68	0.05	1.84
15-10-2013	1114	100	<DL	-	6.56	-	1.96	25.9	-	23.5	3.81	0.00	6.0	-	5.76	2.06	2.26	0.20	2.80
6-11-2013	1136	88.2	<DL	-	0.15	-	1.65	30.8	-	20.6	4.10	0.01	5.9	-	6.52	0.80	0.88	0.08	1.63
9-1-2014	1200	79.1	<DL	160	0.89	-	0.87	23.6	-	18.6	4.40	0.01	6.0	-	6.13	2.22	2.24	0.02	3.42
12-2-2014	1234	81.5	0.03	152	1.79	-	0.84	21.5	-	20.2	4.25	0.01	5.8	-	5.94	2.63	2.91	0.28	3.52
14-5-2014	1325	74.5	0.01	82.7	0.10	-	0.06	9.71	-	19.1	0.19	0.32	2.0	-	2.30	0.69	0.76	0.07	0.94
11-7-2014	1383		0.06	122	2.14	24.8	1.08	6.34	-	24.9	4.40	0.00	6.1	-	7.00	3.58	3.96	0.38	3.83
23-10-2014	1487	114	0.02	141	0.49	21.5	0.75	6.50	-	18.6	6.46	0.02	8.6	-	8.82	2.06	2.19	0.13	3.61
19-1-2015	1575	96.4	0.07	174	1.76	25.3	0.93	49.4	16.7		5.50	0.08	7.1	-	7.21	2.04	2.10	0.06	3.16
2-4-2015	1648	51.3	<DL	92.7	0.17	8.7	0.21	5.89	-	13.0	0.37	0.13	1.6	-	1.71	0.43	0.46	0.03	0.72
11-11-2010	45	148	<DL	168	0.58	29.1	0.86	33.2	-	24.7	4.98	0.04	7.2	2.18	8.46	1.75	1.89	0.14	3.88

Tabel S1.5

Resultaten monitoring slootwater concentraties metalen ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

datum	dagnr	As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
10-10-2011	378	3.50	0.007	0.36	1.29	<dl	1.2
11-10-2011	379	5.26	0.014	1.22	3.55	0.09	7.7
12-10-2011	380	5.47	0.011	0.40	1.64	0.12	1.4
18-10-2011	386	5.42	<dl	0.35	1.48	0.11	2.4
5-12-2011	434	6.63	0.004	0.19	1.93	0.02	1.8
7-12-2011	436	4.52	0.006	0.19	1.44	0.06	0.5
9-12-2011	438	3.84	<dl	1.20	1.40	0.24	3.1
19-6-2012	631	3.10	<dl	1.32	1.29	0.21	4.4
15-11-2012	780	3.71	<dl	0.84	1.42	0.11	3.2

Tabel S1.6

Resultaten monitoring referentiedrain 1 (concentraties in mg.L⁻¹).

datum	dagnr	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	S	Si	DOC ^c	N-NH ₄	NO ₃ -N ^d	TDN ^e	DON ^f	DRP ^g	TN	TDP ^h	MUP ⁱ	TP
11-11-2010	45	157	-	223	<dl	34.1	1.27	103	-	22.5	4.77	0.13	6.8	1.9	7.33	0.059	0.07	0.011	2.26
10-1-2011	105	92.6	-	204	3.86	26.1	1.37	69.7	-	27.7	4.24	0.06	6.2	1.9	6.88	1.66	1.98	0.32	2.19
13-1-2011	108	99	-	205	3.85	25.9	1.32	66.2	-	27.1	4.57	0.17	7.1	2.4	7.74	1.79	1.96	0.17	2.02
17-1-2011	112	68.2	-	187	3.92	20.9	1.1	73	-	19.1	3.12	0.08	4.8	1.6	4.97	1.06	1.32	0.26	1.39
26-1-2011	121	87.6	-	211	2.77	25.6	1.38	75.1	-	25.7	4.27	0.1	6.3	1.9	6.63	1.06	1.53	0.47	2.44
4-2-2011	130	84.3	-	177	3.96	21.1	1.12	52.5	-	21.9	3.64	0.08	5.7	2.0	6.26	1.75	1.7		1.98
15-2-2011	141	84	-	200	4.78	24.1	1.28	70.4	-	26.1	4.31	<dl	6.3	2.0	6.68	2.77	2.8	0.03	2.81
24-2-2011	150	104	-	159	5.27	24.5	1.03	37.3	-	22.7	2.44	<dl	4.5	2.1	4.94	1.79	2.15	0.36	2.43
1-3-2011	155	82	3.9	187	4.97	23.5	1.34	65.6	-	26.6	4.2	<dl	6	1.8	6.7	2.62	2.85	0.23	2.82
7-10-2011	375	134	3.4	196	0.55	21.2	1.23	53.7	-	22.2	3.63	<dl	5.6	2.0	5.77	0.613	0.77	0.157	2.7
10-10-2011	378	132	3.3	191	4.38	20.9	1.44	49.7	-	20.9	3.31	<dl	4.8	1.5	5.32	1.4	1.53	0.13	2.23
11-10-2011	379	143	3.3	176	4.28	21.2	1.78	41.7	-	19.9	3.18	<dl	4.7	1.5	5.12	0.436	1.18	0.744	1.99
12-10-2011	380	119	1.9	198	1.1	20.8	1.27	47.1	-	21.2	3.09	<dl	4.9	1.8	5.4	0.446	0.47	0.024	2.13
18-10-2011	386	120	4.7	187	3.24	21.1	1.26	35.2	-	24.7	3.42	<dl	5.4	2.0	5.87	1.54	1.67	0.13	2.19
5-12-2011	434	108	5.4	183	3.38	23.4	2.26	33.5	-	23.9	4.43	<dl	6.3	1.9	6.69	1.05	1.17	0.12	2.06
7-12-2011	436	115	4.4	177	0.92	23.5	2.12	34.4	-	22.5	4.34	<dl	6.2	1.9	6.79	0.292	0.34	0.048	2.14
9-12-2011	438	117	13.6	182	5.2	23.7	2.1	36.8	-	26.4	6.04	1.99	10	2.0	6.22	1.95	2.08	0.13	2.17
19-6-2012	631	-	-	82.8	0.09	20.5	0.12	12.9	-	18.4	0.06	0.03	1.8	-	2.66	0.972	1.07	0.098	1.27
15-11-2012	780	65.8	-	-	1.02	-	1.21	43.8	-	23.5	3.9	<dl	5.8	-	6.21	2.39	1.88		3.1
27-11-2012	792	65.8	-	-	3.72	-	1.56	44.8	-	29.9	4.44	<dl	6.1	-	6.43	2.92	3.18	0.26	2.94
13-12-2012	808	55.6	-	-	4.56	-	1.67	40.0	-	18.1	3.83	<dl	5.2	-	5.56	2.58	2.62	0.04	2.6
5-2-2013	862	40.8	<dl	134	4.83	14	1.83	34.7	-	14.1	3.12	<dl	4.1	-	4.32	2.01	2.13	0.12	2.15
13-9-2013	1082	96.3	-	-	1.38	-	0.497	6.95	-	26	3.06	<dl	4.9	-	5.45	4.17	4.46	0.29	4.1
15-10-2013	1114	74.3	-	-	3.29	-	0.647	25.6	-	27	3.07	<dl	5.3	-	5.6	4.6	4.75	0.15	4.81
6-11-2013	1136	61.9	-	-	2.73	-	0.609	33.3	19.7	25.2	3.05	<dl	5.1	-	5.47	4.61	4.76	0.15	4.78
9-1-2014	1200	38	-	161	0.8	-	0.575	33.1	18.7	20.2	2.83	<dl	4.4	-	5.01	3.64	3.65	0.01	3.92
12-2-2014	1234	31.6	<dl	140	0.99	-	0.422	27.3	17.4	16.6	2.03	<dl	3.4	-	3.55	3.52	3.8	0.28	3.71
14-5-2014	1325	69.2	<dl	141	0.78	10.7	0.388	14.1	18	29	2.42	<dl	4.1	-	4.69	5.21	5.58	0.37	5.59
11-7-2014	1383		<dl	141	0.5	11.2	0.421	4.52	19.2	29.1	2.97	<dl	4.9	-	5.24	5.75	6.28	0.53	6.13
23-10-2014	1487	76.8	<dl	128	2.55	11.3	0.542	8.26	19.6	24	4.15	<dl	6.2	-	6.93	6.68	6.85	0.17	6.67
19-1-2015	1575	47.4	<dl	195	3.26	16.4	0.733	63.7	19.8	-	3.42	0.04	5.4	-	5.68	5.19	5.29	0.1	5.48
2-4-2015	1648	48.1	<dl	233	1.51	17	0.666	111	-	21	3.23	0.06	4.9	-	6.04	4.42	4.54	0.12	4.51
11-11-2010	45	157	-	223	<dl	34.1	1.27	103	-	22.5	4.77	0.13	6.8	1.9	7.33	0.059	0.07	0.011	2.26

Tabel S1.7

Resultaten monitoring referentiedrain 1 concentraties metalen ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

datum	dagnr	As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
1-3-2011	155	3.50	0.007	0.36	1.29	<dl	1.2
7-10-2011	375	5.26	0.014	1.22	3.55	0.09	7.7
10-10-2011	378	5.47	0.011	0.40	1.64	0.12	1.4
11-10-2011	379	5.42	<dl	0.35	1.48	0.11	2.4
12-10-2011	380	6.63	0.004	0.19	1.93	0.02	1.8
18-10-2011	386	4.52	0.006	0.19	1.44	0.06	0.5
5-12-2011	434	3.84	<dl	1.20	1.40	0.24	3.1
7-12-2011	436	3.10	<dl	1.32	1.29	0.21	4.4
9-12-2011	438	3.71	<dl	0.84	1.42	0.11	3.2

Tabel S1.8

Resultaten monitoring referentiedrain 2 (concentraties in mg.L⁻¹).

datum	dagnr	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	S	Si	DOC ^c	N-NH ₄	NO ₃ -N ^d	TDN ^e	DON ^f	DRP ^g	TN	TDP ^h	MUP ⁱ	TP
11-11-2010	45	94.50	-	213	0.1	25.0	0.942	33.9	-	28.9	5.8	<dl	8.3	2.5	9.3	2.9	3.0	0.1	5.7
10-1-2011	105	65.70	-	200	2.9	21.8	0.94	44.3	-	23.3	4.7	<dl	6.5	1.8	7.1	2.2	2.3	0.1	3.5
13-1-2011	108	72.60	-	200	3.3	21.2	0.95	43.9	-	25.4	4.9	0.2	7.1	2.0	7.5	3.4	3.5	0.1	4.0
17-1-2011	112	98.00	-	212	4.9	25.4	1.14	47.1	-	25.8	5.7	0.1	7.7	1.9	7.9	2.7	2.8	0.1	2.7
26-1-2011	121	59.60	-	181	1.1	18.0	0.83	42.1	-	20.4	4.3	<dl	5.8	1.5	6.3	2.7	3.1	0.4	4.1
4-2-2011	130	78.40	-	202	5.4	23.3	1.07	41.1	-	24.0	5.2	<dl	7.2	2.0	7.4	2.9	2.8		3.0
15-2-2011	141	82.20	-	194	5.1	23.3	1.05	38.2	-	24.1	5.4	<dl	7.4	2.0	7.5	2.7	2.7		3.0
24-2-2011	150	75.10	-	195	5.5	22.8	1.00	35.7	-	26.1	4.9	<dl	6.8	1.9	7.1	4.2	4.2		4.2
1-3-2011	155	63.80	1.80	189	5.7	21.0	1.02	45.2	-	23.6	5.1	<dl	6.8	1.7	7.2	3.5	3.7	0.2	3.8
7-10-2011	375	89.50	8.80	249	0.3	24.7	1.00	34.7	-	32.4	6.3	<dl	8.7	2.4	9.2	2.6	2.8	0.2	5.0
10-10-2011	378	84.90	4.50	251	5.0	24.3	1.03	35.7	-	32.5	5.8	<dl	7.9	2.1	8.5	4.7	4.8	0.2	4.8
11-10-2011	379	79.50	2.80	242	0.6	23.6	0.95	37.8	-	28.3	5.3	<dl	7.3	2.0	8.5	2.1	2.3	0.2	4.2
12-10-2011	380	82.60	2.60	230	1.0	23.6	0.99	33.6	-	29.8	5.8	<dl	7.9	2.1	8.8	2.4	2.5	0.1	4.3
18-10-2011	386	77.60	5.10	235	4.5	24.0	1.06	34.5	-	30.9	5.6	<dl	8.0	2.5	9.0	4.3	4.5	0.2	4.6
5-12-2011	434	75.10	10.20	243	3.9	23.5	1.05	30.2	-	32.3	5.8	<dl	8.3	2.5	8.8	4.7	4.8	0.1	6.1
7-12-2011	436	73.70	7.30	242	0.1	23.6	0.96	34.0	-	30.4	5.7	<dl	8.1	2.3	9.6	2.0	2.1	0.1	6.9
9-12-2011	438	83.00	4.80	242	3.4	23.9	1.22	34.3	-	32.0	5.8	<dl	8.2	2.4	8.8	4.7	4.7	0.0	6.0
19-6-2012	631		<dl	106	0.81	26.5	0.21	15.5	-	20.3	0.73	<dl	2.4	1.67	2.89	1.96	2.06	0.1	2.42
15-11-2012	780	46.30	<dl	-	0.03	-	0.83	81.4	-	25.3	4.66	<dl	6.6	1.94	7	5.43	4.68		6.42
27-11-2012	792	48.00	<dl	-	2.6	-	0.98	111	-	27.9	3.99	<dl	5.8	1.81	6.84	4.04	4.51	0.47	4.95
13-12-2012	808	34.20	<dl	-	1.49	-	0.78	71.3	-	20	3.75	<dl	5.2	1.45	5.62	5.22	5.2		6
5-2-2013	862	28.60	<dl	161	3.62	10.9	0.58	69.3	-	12.4	2.32	<dl	3.4	1.08	3.99	4.14	4.27	0.13	4.46
13-9-2013	1082	66.30	<dl	-	1.2	-	0.54	29.8	-	19.2	3.45	<dl	4.8	1.35	5.26	4.16	4.26	0.1	4.23
15-10-2013	1114	49.50	<dl	-	2.75	-	0.81	44.2	-	23.9	4.47	<dl	6.3	1.83	7.2	4.82	4.94	0.12	5.17
6-11-2013	1136	51.60	<dl	-	2.78	-	0.82	41.7	19.9	23.3	4.28	<dl	6.3	2.02	6.27	4.54	4.67	0.13	4.57
9-1-2014	1200	36.80	<dl	185	2.93	-	0.74	37.3	19.4	18.9	3.41	<dl	5	1.59	5.35	4.64	4.7	0.06	4.66
12-2-2014	1234	31.90	<dl	165	2.58	-	0.66	32.9	18	17.6	3.45	<dl	4.8	1.35	5.27	4.83	5.09	0.26	4.88
14-5-2014	1325	37.70	<dl	156	1.63	-	0.56	27.4	16.4	20	3.07	<dl	4.6	1.53	4.52	3.61	3.79	0.18	3.7
11-7-2014	1383		<dl	183	1.61	-	0.69	18.6	19	24.8	4.38	<dl	5.6	1.22	6.44	4.26	4.64	0.38	4.32
23-10-2014	1487	43.40	<dl	194	2.88	16.3	0.85	17.4	21.4	21.5	5.21	<dl	7.3	2.09	7.56	5.36	5.57	0.21	5.37
19-1-2015	1575	36.00	<dl	250	4.3	18.1	1.03	98.3	19.7	-	4.1	0.1	6.2	1.93	6.8	5.5	5.6	0.1	5.6
2-4-2015	1648	33.90	<dl	290	3.5	17.7	0.98	147	-	17.1	3.7	0.2	5.2	1.26	6.3	4.3	4.4	0.1	4.6

Tabel S1.9*Resultaten monitoring referentiedrain 2 concentraties metalen (µg.L⁻¹)*

datum	dagnr	As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
1-3-2011	155	4.48	0.01	0.14	1.36	<dl	0.20
7-10-2011	375	6.53	0.02	2.24	3.94	0.14	6.80
10-10-2011	378	7.42	0.01	0.23	2.22	0.04	1.40
11-10-2011	379	7.37	0.01	0.31	2.35	0.04	1.40
12-10-2011	380	7.70	<dl	0.17	2.53	<dl	1.20
18-10-2011	386	6.72	<dl	0.18	2.53	<dl	0.70
5-12-2011	434	6.05	<dl	1.35	2.39	0.31	9.80
7-12-2011	436	5.76	<dl	1.33	2.41	0.17	6.00
9-12-2011	438	4.74	<dl	1.12	2.18	0.13	3.50

Tabel S1.10

Resultaten monitoring P-bindende drain (concentraties in mg.L^{-1}).

datum	dagnr	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	S	Si	DOC ^c	N-NH ₄	NO ₃ -N ^d	TDN ^e	DON ^f	DRP ^g	TN	TDP ^h	MUP ⁱ	TP
11-11-2010	45	85.6	-	153.0	0.0	22.1	0.1	131.0		6.5	1.7	0.5	2.8	0.6	2.8	<dl	0.00		<dl
10-1-2011	105	121	-	174.0	0.2	26.1	2.5	46.7		20.1	4.8	0.5	6.9	1.6	7.5	0.08	0.07		0.18
13-1-2011	108	111	-	217.0	0.1	25.7	1.3	73.8		17.9	4.7	0.5	6.9	1.7	7.1	0.12	0.15	0.03	0.17
17-1-2011	112	216	-	207.0	0.2	44.6	3.6	56.2		36.2	17.1	0.6	21.4	3.7	21.6	0.05	0.11	0.06	0.11
26-1-2011	121	123	-	209.0	0.3	26.2	2.1	58.1		20.7	6.8	0.1	8.4	1.5	8.6	0.14	0.18	0.04	0.16
4-2-2011	130	263	-	187.0	0.4	52.3	4.3	44.1		39.8	18.7	0.5	22.3	3.2	23.6	0.24	0.25	0.01	0.50
15-2-2011	141	121	-	189.0	0.2	25.4	2.0	54.9		17.8	6.0	0.2	7.7	1.5	8.1	0.09	0.11	0.02	0.13
24-2-2011	150	95.0	-	166.0	0.0	25.0	1.6	34.0		17.2	2.6	0.8	5.0	1.7	5.1	0.31	0.29		0.35
1-3-2011	155	104	2.2	190.0	0.2	25.2	3.0	46.0		21.4	6.5	0.1	7.9	1.2	8.3	0.20	0.28	0.08	0.22
5-12-2011	434	160	2.7	145.0	1.5	32.1	9.7	22.8	-	16.4	2.5	0.0	3.8	1.3	4.0	0.06	0.10	0.04	0.11
7-12-2011	436	217	9.9	116	1.96	32.9	5.23	27.6	-	21.4	2.1	0	3.8	1.7	4.22	0.16	0.21	0.06	0.29
9-12-2011	438	211	9.4	127	2.05	31.1	5.6	27.4	-	21	2.4	0.02	4.1	1.68	4.7	0.20	0.26	0.06	0.23
19-6-2012	631		-	100	0.97	23.2	1.24	7.04	-	18.4	1.57	0	3.2	1.63	3.8	0.38	0.42	0.04	2.04
15-11-2012	780	70.2	-	-	0.14	-	10.9	48.8	-	19.2	4.72	-0.01	6.3	1.59	6.5	<dl			0.13
27-11-2012	792	65.1	-	-	19.9	-	10.6	55.1	-	23.7	5.1	-0.01	6.3	1.21	6.34	<dl			0.18
13-12-2012	808	55.2	-	-	12.6	-	11.6	56.2	-	20.1	5.12	0.14	6.7	1.44	6.84	0.02	0.02		<dl
5-2-2013	862	34.8	-	165	9.81	16.5	8.51	59.6	-	13.5	3.14	0.04	4.5	1.32	4.47	<dl	0.00		<dl
13-9-2013	1082	126	-	-	13.7	-	6.57	7.34	-	19.5	4.63	-0.03	6.2	1.6	6.13	<dl	0.05		0.14
15-10-2013	1114	85.6	-	-	27.4	-	6.76	19.9	-	22.4	5.45	0	7.1	1.65	8.21	0.19	0.25	0.07	0.24
6-11-2013	1136	78.6	-	-	32.6	-	8.05	28.2	11.6	20.9	4.75	0	6.4	1.65	6.66	0.06	0.20	0.14	0.14
9-1-2014	1200	47.2	-	140	31.4	-	4.42	20.7	11.7	19.2	5.24	-0.03	6.7	1.49	7.33	0.02	0.00		0.18
12-2-2014	1234	54.5	-	132	34.7	13.4	4.15	20.4	12.3	18.6	4.7	0	5.8	1.1	6.66	0.23	0.40	0.17	0.27
14-5-2014	1325	82.6	-	130	27.6	14.5	4.66	11.2	11.4	26	5.07	0.06	6.4	1.27	7.28	0.02	0.13	0.11	0.27
11-7-2014	1383		-	128	33.7	15	4.29	7.13	12.2	30.8	5.77	0	7.8	2.03	8.44	0.04	0.13	0.09	0.27
23-10-2014	1487	110	-	128	19.7	21.1	2.93	5.68	9.49	20.3	7.95	0	9.4	1.45	10	<dl	0.04		0.18
19-1-2015	1575	50.8	-	179	35.2	19.3	3.69	72.7	9.1		5.24	0.12	7.2	1.84	7.68	0.07	0.04		0.18
2-4-2015	1648	57.4	-	188	32.6	18	2.42	78.6		19	5.5	0.58	6.9	0.82	7.67	0.06	0.05		0.23

Tabel S1.11

Resultaten monitoring P-bindende drain concentraties metalen ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

datum	dagnr	As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
1-3-2011	155	0.9	<dl	0.5	2.2	<dl	1.2
5-12-2011	434	1.0	<dl	1.7	2.2	0.40	11
7-12-2011	436	1.16	<dl	2.1	1.79	0.49	12
9-12-2011	438	1.04	<dl	1.21	1.48	0.15	5.2

Bijlage 2 Voorraad Mn en Fe in ijzerzand versus afvoer via drains

Bij het installeren van de P-bindende drains werd ijzerzand aangebracht dat (onder meer) Fe en Mn bevatte. Beide elementen zijn in het ijzerzand als vaste stof aanwezig en zijn in die vorm slecht oplosbaar, maar kunnen onder anaerobe omstandigheden worden gereduceerd en als tweewaardig ion uitspoelen. In deze Bijlage wordt voor zowel Fe als Mn berekend welke voorraad in het ijzerzand aanwezig is en welke hoeveelheid is uitgespoeld gedurende het experiment. De berekening is gebaseerd op een stuk drain van 1 m lengte.

Hoeveelheid Fe en Mn in ijzerzand, (zie Groenenberg *et al.* 2013, Tabel 2)

gehalte Fe = 232 g/kg, gehalte Mn = 3.1 g/kg

hoeveelheid ijzerzand = $0.14 \text{ m}^3 (\text{m drain})^{-1} [p.10] * 2000 [\text{dichtheid, kg/m}^3] = 280 \text{ kg ijzerzand}$

--> hoeveelheid Fe in ijzerzand = $232 * 280 = 65 \text{ kg Fe}$

--> hoeveelheid Mn in ijzerzand = $3.1 * 280 = 0.87 \text{ kg Mn}$

De hoeveelheden Fe en Mn die zijn uitgespoeld kunnen worden berekend als:

Uitgespoelde hoeveelheid = hoeveelheid waterafvoer * gemiddelde concentratie

hoeveelheid waterafvoer = neerslagoverschot * intrekgebied

= $0.3 \text{ m/jr} [\text{overschot}] * 4.5 [\text{jaar}] * 5 \text{ m} [\text{breedte}] * 1 \text{ m} [\text{lengte}]$

= $0.3 * 4.5 * 5 * 1 = 6.75 \text{ m}^3 \text{ jaar}^{-1}$

In Groenenberg *et al.* (2013) wordt geschat dat de bijdrage van kwel vergelijkbaar is met die van het neerslagoverschot; dit betekent dat de jaarlijkse waterafvoer 13.5 m^3 zou bedragen.

In onderstaande Tabel staan de voorraden, de gemeten gemiddelde concentratie in het drainwater voor de meetperiode en de jaarlijkse afvoer via uitspoeling voor beide elementen, als hoeveelheid en als percentage van de voorraad.

Element	aanwezig (kg)	waterafvoer ($\text{m}^3 \text{ jaar}^{-1}$)	concentratie (gem. g/ m^3)	afvoer (kg jaar^{-1})	% voorraad
Fe	65	13.5	12.6	0.170	0.26
Mn	0.87	13.5	4.9	0.066	7.6

Benodigde hoeveelheid ijzerzand

De benodigde hoeveelheid ijzerzand voor het aanleggen van de drain bedraagt 280 kg.m^{-1} (zoals hierboven berekend is). Wanneer uitgegaan wordt van een drainafstand van 10 m is er $1000 \text{ m drain.ha}^{-1}$. Dat betekent dat er 280 ton ijzerzand per ha nodig is voor het aanleggen van P-bindende drains. Wanneer uitgegaan wordt van een levensduur van veertien jaar (zie hoofdstuk 6), bedraagt de benodigde hoeveelheid ijzerzand $20 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{jaar}^{-1}$.

Bijlage 3 Testen van ijzerhoudende materialen

In de praktijk worden veel materialen aangeboden die een zekere hoeveelheid ijzer bevatten en gebruikt zouden kunnen worden om fosfaat weg te vangen uit bijvoorbeeld drainagewater. Deze materialen kunnen echter sterk verschillen in ijzergehalte, korrelgrootte en waterdoorlatendheid. Voordat zij in het veld worden toegepast, is het van belang om een goede indruk te hebben van de capaciteit van de materialen om fosfaat te binden en van de snelheid waarmee dat gebeurt. Voor dit doel werd een experiment uitgevoerd waarin een fosfaat bevattende vloeistof werd geleid over een kleine kolom waarin het te onderzoeken materiaal was aangebracht. Er werd voor een kleine kolom gekozen, omdat het bij een grote kolom (te) lang duurt voordat het fosfaat uit het influent wordt teruggevonden in het effluent; de toepasbaarheid van de testmethode in de praktijk wordt daardoor beperkt.

1. Opzet kolomexperiment

Kleine kolommetjes met een totale lengte van 8 cm en een interne diameter van 1.4 cm werden gevuld met 10 g materiaal. Dit materiaal bestond uit X gram reactief ijzerhoudend materiaal en 10-X gram inert kwartsand; bij het vullen werd eerst de helft van het inerte zand aangebracht, daarna het reactieve materiaal en vervolgens de rest van het kwartsand. De hoeveelheid X was zo gekozen dat deze 1 gram Fe bevatte, en X varieerde van 0.86 tot 4.45 gram. De kolommen werden gedurende vier weken doorgespoeld met een vloeistof die ca. 4 mg P/L bevatte, en een gemiddelde snelheid van 117 cm/etmaal. Ter vergelijking: de langlopende kolomproef met ijzerzand die eerder werd uitgevoerd (zie Chardon *et al.*, 2012) gebeurde bij een snelheid van 1 L, of 60 cm/etmaal, en die kolom bevatte 43.5 g Fe. Dit betekent dat de dagelijkse belasting van het Fe met P nu ca. achtmaal hoger was en dus veel sneller verliep dan bij de eerdere kolomproef.

Het effluent van de kolommen werd bemonsterd na 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 10, 14, 17, 21, 24 en 28 dagen.

2. Gebruikte materialen

Er werden voor het experiment 8 verschillende materialen gebruikt: 6 soorten ijzerzand en 2 granulaten gemaakt uit ijzerslib (zie tabel). Het ijzerzand 1 was afkomstig van pompstation Vessem, en was gebruikt voor de proef met de P-bindende drains in Egmond; ijzerzand 2 van pompstation Noordbargeres was gebruikt door Deltares en Arcadis in de proef in Voorhout; ijzerzand 3 en 4 werden als mengsel gebruikt voor P-bindende drains door Alterra in Voorhout. In deze kolomproef werd het materiaal gesplitst in kleine en grote korrels.

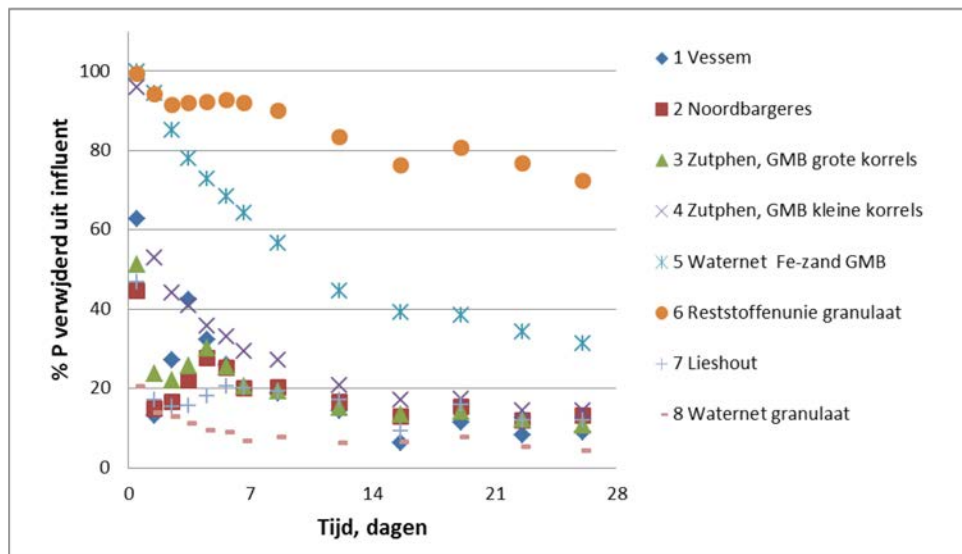
Voor alle materialen werd het gewicht van 20 korrels bepaald, wat een indruk geeft van de grootte van de korrels. In onderstaande Tabel zijn de resultaten vermeld. Hieruit blijkt dat het gewicht per korrel zeer sterk uiteenloopt: voor 6, het granulaat dat geleverd was door de Reststoffenunie was dit slechts 1.1 mg, en voor 8, de grote granulaatkorrels die waren geleverd door Waternet, liep het gewicht op tot boven 900 mg per korrel. Op basis van het korrelgewicht werd voor elk materiaal geschat hoeveel korrels in de kolom waren aangebracht: dit liep uiteen van 3 tot 1989 (!).

Gebruikte materialen	type	mg per korrel	korrels	g Fe/kg	gram / kolom
1 Vessem, 2010	ijzerzand	5.0	200	271	1.00
2 Noordbargeres, 2012	ijzerzand	24	36	314	0.86
3 Zutphen, GMB 2012 grote korrels	ijzerzand	151	13	138	1.97
4 Zutphen, GMB 2012 kleine korrels	ijzerzand	2.4	1431	78	3.47
5 Waternet, GMB 2013	ijzerzand	6.9	647	61	4.45
6 Reststoffenunie, kleine korrels 2014	granulaat	1.1	1989	292	0.92
7 Lieshout, proefmonster 2012	ijzerzand	5.3	408	125	2.16
8 Waternet, grote korrels 2013	granulaat	311-913	3	290	0.93

3. Resultaten kolomexperiment

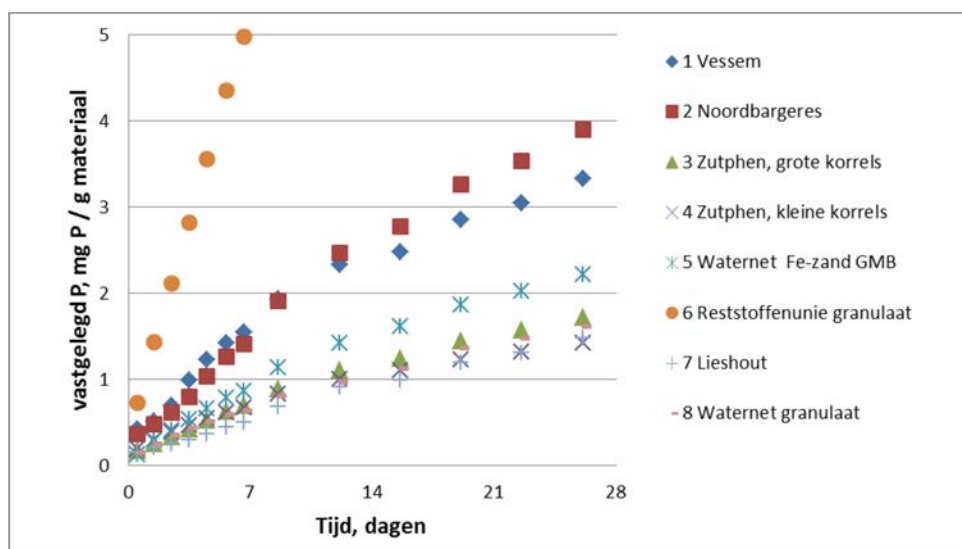
De resultaten van het experiment wordt in onderstaande figuren op verschillende manieren weergegeven:

- het verloop in de tijd van het percentage P dat wordt verwijderd uit het influent
- idem, van de hoeveelheid vastgelegd P, uitgedrukt in mg P per g materiaal
- idem, van de hoeveelheid vastgelegd P, uitgedrukt in mg P per g Fe in het materiaal



Figuur B3.1 Verloop in de tijd van het percentage P dat wordt verwijderd uit het influent door de verschillende materialen.

Uit Figuur 1 blijkt dat bij de meeste materialen het % P dat wordt verwijderd al binnen enkele dagen sterk afneemt, maar dat de afname voor het granulaat 6 van de Reststoffenunie en het ijzerzand 5 van Waternet trager verloopt.



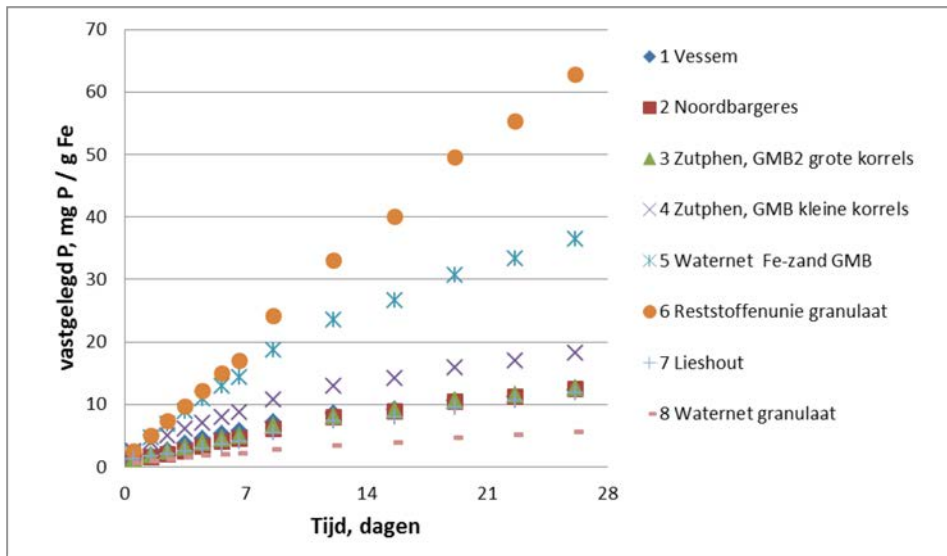
Figuur B3.2 Verloop in de tijd van de hoeveelheid vastgelegd P, uitgedrukt in mg P per g materiaal.

In Figuur 2 is te zien dat de hoeveelheid P die per g materiaal wordt vastgelegd, afneemt in de volgorde:

Reststoffenunie granulaat >> Noordbargeres, Vessem > ijzerzand Waternet > overig

Uit Figuur 3 blijkt dat de hoeveelheid P die per g Fe wordt vastgelegd, afneemt in de volgorde: Reststoffenunie granulaat > ijzerzand Waternet > Zutphen, kleine korrel > >> granulaat Waternet.

Hoewel de waterdoorlatendheid van de grote granulaten van Waternet ongetwijfeld hoog zal zijn, is de vastlegging van P per g Fe duidelijk het laagst. Hieruit blijkt dat het maken van grote granulaten niet gunstig is voor het snel vastleggen van P.



Figuur B3.3 Verloop in de tijd van de hoeveelheid vastgelegd P, uitgedrukt in mg P per g Fe in het materiaal.

4. Samenvatting en conclusies

Met de hier gepresenteerde opzet voor een kolomproef kunnen verschillen in materialen goed worden aangetoond. Het ijzer in de materialen is effectiever naarmate de korrels kleiner zijn. Het extreemst is dit in Figuur 3 te zien aan de granulaten van de Reststoffenunie (1) en van Waternet (8), waarbij een factor 10 verschil wordt gevonden tussen beide materialen, maar het aantal korrels in de kolom verschilde dan ook een factor 660 (zie tabel).

Een directe vertaling naar de praktijk is echter lastig, omdat de belasting van het materiaal in deze kolomproef relatief hoog was, namelijk $263 \text{ g P (kg Fe} \cdot \text{jaar)}^{-1}$; in de hierboven genoemde kolomproef was dit $34 \text{ g P (kg Fe} \cdot \text{jaar)}^{-1}$ (Chardon *et al.*, 2012), terwijl voor de proef met de P-bindende drain een belasting werd berekend van slechts $0.9 \text{ g P (kg Fe} \cdot \text{jaar)}^{-1}$ (Groenenberg *et al.*, 2013). Het is dan ook mogelijk dat een materiaal dat bij de hier gekozen opzet veel minder geschikt lijkt dan andere materialen, bij een lage belasting met P minder slecht functioneert.

Bijlage 4 Alternatieve drainomhulling

IJzerzand blijkt in de praktijk goed te voldoen als omhullingsmateriaal voor drains, maar het heeft een aantal nadelen: (1) de jaarlijks geproduceerde voorraad ervan is beperkt, (2) het is relatief zwaar, wat het onmogelijk maakt om in een omhulling te verwerken en tot hoge vervoerskosten leidt en (3) het moet daardoor in een aparte sleuf worden aangebracht, dus apart van de drainbuis. Bij een niet-omhulde drain is het wel mogelijk om deze in één werkgang in te brengen.

Als het mogelijk zou zijn om een lichter materiaal te voorzien van een laagje ijzerhydroxide, dan zou dat om een drainbuis kunnen worden aangebracht, waarna de P-bindende drain in de grond kan worden gebracht. Om dit uit te proberen, is een aantal lichte materialen verzameld en is getracht om deze te voorzien van een laagje ijzerhydroxide. Deze materialen zijn:

1. Kokosvezel.
2. Onbehandelde polystyreenbolletjes.
3. Polystyreenbolletjes die zijn voorzien van een grijze coating (isolatiemateriaal).
4. Touw (niet synthetisch).
5. Uit biologisch afbreekbaar materiaal gemaakte bolletjes ("biofoam").

De manier waarop is geprobeerd om de materialen te voorzien van een laagje ijzerhydroxide, is gebaseerd op het maken van ijzerpapier dat wordt gebruikt voor de "Pi-bepaling" (Chardon *et al.*, 1996). Daarbij wordt het papier eerst gedoopt in een oplossing van FeCl_3 en daarna gelegd in een "bad" van NH_4OH . Daarbij wordt het zure FeCl_3 geneutraliseerd tot $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

Voor dit experiment werd het papier vervangen door bovengenoemde materialen, en de procedure was als volgt:

- Materiaal 5 minuten onderdompelen in een zure 0.37 M FeCl_3 oplossing;
- Droog op papier in plastic bakje in stoof of aan de lucht;
- Beweeg 60 sec. Op en neer in een bak met 5% ammonia;
- Spoel met demiwater tot $\text{pH} < 7$;
- Droog op papier in plastic bakje in stoof of aan de lucht.

De hoeveelheid aan het materiaal vastgelegde ijzerhydroxide werd vastgesteld door een hoeveelheid materiaal één uur te schudden in 100 ml 0.43 M HNO_3 en vervolgens het Fe-gehalte hiervan te meten m.b.v. ICP-AES. Hieruit kan het ijzergehalte van het materiaal worden berekend.

Van de materialen werd tevens het soortelijk gewicht vastgesteld door van een afgewogen hoeveelheid materiaal het volume te meten via onderdompeling; dit geeft dus een absolute bovengrens voor het soortelijk gewicht. In de pakking van "kokos xylit" was het s.g. van kokos ca. 110 g/ml, dit lijkt een meer reële waarde.

Het bleek dat van de eerste serie materialen er twee (gecoate polystyreenbolletjes en Biofoam) niet in staat waren om FeCl_3 op te nemen, waarschijnlijk doordat het oppervlak hydrofoob was. Bij deze materialen was er dus weinig tot geen FeCl_3 aanwezig om te neutraliseren, en hierdoor ontstond er ook geen laagje ijzerhydroxide om de materialen.

In een tweede serie werd de omhulling getest van 3 omhulde drainbuizen die beschikbaar waren gesteld door de Fa. Horman Buisdrainage. De eerste buis is omhuld met 3 lagen, resp. xylite, kokos en met katoen/jute als buitenlaag. Xylite is een restproduct van de bruinkoolwinning en bestaat uit onverteerd plantenmateriaal. De gegevens van de drainbuizen en materialen staan in de volgende tabel.

Nummer	Type drainbuis	Naam	Materiaal	Laag
6	PP 450	kokos xylite	katoen	buitenlaag
7	PP 450	kokos xylite	kokos	tussenlaag
8	PP 450	kokos xylite	xylite	binnenlaag
9	PP 450	BRL 1409	polypropreen	geheel
10	PP 700	BRL 1409	polypropreen	geheel

Ook van deze tweede serie waren de twee materialen 9 en 10 niet in staat om FeCl_3 op te nemen; beide materialen bestaan uit gerecycled polypropyleen dat waarschijnlijk ook hydrofoob is.

In onderstaande Tabel zijn de resultaten samengevat voor de materialen uit beide series; ter vergelijking zijn ook de gegevens opgenomen voor ijzerzand. Vanwege het grote verschil in de resultaten voor het ijzergehalte van de monsters kokos 1 en 7 zijn beide opnieuw geanalyseerd; de resultaten van beide analyses zijn hieronder vermeld.

nummer	materiaal	g Fe / kg	g Fe / kg	g L ⁻¹	kg m ⁻³	kg m ⁻³
1	kokos	9	7	892	8	6
2	polystyreenbolletjes	26		16	0.4	
3	touw	27		---		
6	katoen - buitenlaag	64		840	54	
7	kokos - tussenlaag	22	7	858	19	6
8	xylite - binnenlaag	11		704	8	
	ijzerzand	232		2000	464	

Uit deze Tabel blijkt dat van de hier geteste materialen de katoenen buitenlaag van de kokos xylite-drainbuis het meeste ijzer opneemt. De dichtheid van dit materiaal is echter veel lager dan die van ijzerzand (en is hier mogelijk nog overschat, zie boven). Doordat ook het ijzergehalte lager ligt, komt de hoeveelheid Fe m^{-3} voor katoen een factor 8 lager uit dan voor ijzerzand.

Wordt daarnaast rekening gehouden met het feit dat de dwarsdoorsnede van de met ijzerzand omhulde drain van ($4 \times 3 \text{ dm} =$) 12 dm^2 hoger ligt dan die van een drainbuis die tevoren met een alternatief materiaal is omhuld, dan blijkt dat de hoeveelheid ijzer per lengte-eenheid drain ten minste een factor 15 lager ligt dan in het geval van ijzerzand. Verwacht mag worden dat de tijdsduur waarbinnen de drain niet verzadigd is met fosfaat evenredig afneemt, en hieruit volgt dat een alternatieve drainomhulling vooralsnog geen perspectief biedt.

Bijlage 5 Verkenning juridische aspecten van de toepassing van ijzerhoudende reststoffen in de bodem of in oppervlaktewater ter fosfaatbinding

Aalke Lida de Jong, Reststoffenunie, 11 november 2013

1. *Aanleiding*

De Reststoffenunie en een aantal onderzoeksinstituten doen onderzoek naar de mogelijkheden om ijzerhoudende reststoffen uit de drinkwatersector in te zetten om fosfaat te binden. De vermindering van de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater en natuurgebieden vanuit landbouwgronden is een belangrijk aandachtspunt voor waterbeheerders en de agrarische sector. Veel natte en droge natuurgebieden hebben te maken met eutrofiëring (er is te veel fosfaat aanwezig in bodem en water) waardoor de gewenste natuurdoelen niet tot stand komen.

Er zijn drie toepassingen in beeld om ijzerhoudende reststoffen in te zetten om bestaande eutrofiëring te verminderen en nieuwe aanvoer van fosfaat tegen te gaan:

1. Toepassing van waterijzer of ijzerzand (filterzand met een ijzerhuid) rechtstreeks in de (water)bodem of in het oppervlaktewater, niet terugneembaar;
2. Toepassing van waterijzergranulaat in afgesloten compartimenten in de bodem (nutriëntenstuw) of in het oppervlaktewater (korven);
3. Toepassing van waterijzergranulaat in afgesloten compartimenten in afvoer- of drainagebuizen.

Deze notitie verkent de juridische mogelijkheden van deze toepassingen vanuit de regelgeving voor bodem- en waterkwaliteit.

2. *Toepassing van waterijzer of ijzerzand in de (water)bodem*

Voor het in de (water)bodem brengen van een stof geldt een algemene zorgplicht (Wet Bodem-bescherming). Als er een vermoeden kan bestaan dat terechtkomen van deze stoffen in de bodem of oppervlaktewater een negatieve invloed heeft op mens of milieu, is het niet toegelaten.

Verder gelden in natuurgebieden de natuurbeschermingsregels. De natuurbeschermingswet en Natura 2000 laten activiteiten toe (vergunningplichtig, tenzij toegelaten in het beheersplan) die niet schadelijk zijn voor de in stand te houden natuurwaarden. IJzersuppletie kan op basis hiervan toegelaten worden, dit is ter beoordeling van de natuurbeheerder.

Er zijn drie wettelijke titels waaronder een stof in/op de bodem gebracht kan worden. De eerste twee gelden ook voor waterbodems:

1. Als grond of baggerspecie (op basis van het Besluit Bodemkwaliteit).
2. Als bouwstof (op basis van het Besluit Bodemkwaliteit).
3. Als meststof (op basis van het Besluit Meststoffen).

Als niet een van deze titels van toepassing is op het waterijzer, geldt de algemene zorgplicht en moet aangetoond worden dat toepassing van het waterijzer of ijzerzand geen overwegend schadelijke gevolgen heeft voor mens en milieu. Het bevoegd gezag hiervoor is de gemeente (bodem) of waterschap (waterbodem).

Toepassing als grond of baggerspecie

IJzerhoudend filterzand valt volgens de Bodemhelpdesk van Rijkswaterstaat (Bodem+) in principe onder de definitie van grond van het Besluit bodemkwaliteit (Bbk). De toepassingsregels en normen

van het Bbk zijn van toepassing. Dit geldt mits het ijzergehalte niet te hoog is. Volgens de definitie van het Bbk mag grond maximaal 20% niet-bodemmateriaal bevatten. IJzer is een natuurlijk bestanddeel van de bodem, maar afgezien van ijzeroer (30-50% ijzer) zit het niet in grote hoeveelheden in de bodem. Wanneer meer dan 20% ijzer aanwezig is of wanneer het filtermateriaal veel antraciet bevat – een bodemvreemde stof –, zal het ijzerzand niet als grond kunnen gelden. Ook bij minder dan 20% ijzer is het niet uit te sluiten dat het bevoegd gezag in afwijking van het standpunt van Bodemhulpdesk tot het oordeel komt dat filterzand geen grond is omdat ijzer van nature niet in deze hoeveelheden voorkomt. De meningen hierover zijn verdeeld. Op dit moment loopt er voor ijzerhoudend coagulatieslib binnen het Ministerie van IenM een discussie of dit gezien moet worden als baggerspecie (analoog aan grond) of als bouwstof.

Wanneer het ijzerzand wordt toegepast als grond geldt dat voor ijzer geen normwaarde is vastgesteld, omdat dit overal (in meer of minder mate) van nature in de bodem voorkomt en niet bodembedreigend is. Uiteraard blijft wel de algemene zorgplicht vanuit de Wet bodembescherming van toepassing.

Dit betekent dat de toepasser en het bevoegd gezag per situatie een zorgvuldige afweging moeten maken of zorgvuldig wordt gehandeld t.a.v. de bodem, mede afhankelijk van de aard en hoogtes van de ijzerconcentraties en de locatie waar toegepast wordt.

Waterijzer (gepelletiseerd of in onbewerkte vorm) valt niet onder de definitie van grond of baggerspecie en kan dus niet onder die noemer toegepast worden.

Toepassing als bouwstof

Een stof die wordt aangemerkt als grond, kan per definitie geen bouwstof zijn. Voor ijzerzand is de status niet volkomen duidelijk (zie hierboven), het is tot nu toe ook als bouwstof toegepast. In principe past ijzerzand in de definitie van bouwstof omdat het voldoende “steenachtig” is, het bevat meer dan 10% aluminium, silicium en/of magnesium.

Waterijzer (gepelletiseerd of in onbewerkte vorm) valt normaliter niet onder de definitie van bouwstof omdat het niet steenachtig is. Een deel van het waterijzer van de waterbedrijven bevat echter veel zand, doordat het bij de opslag vermengd raakt met vijverbodem. Dit waterijzer kan wel als bouwstof gelden en wordt in praktijk nu ook als bouwstof toegepast.

Bouwstoffen mogen volgens artikel 33 van het Besluit bodemkwaliteit niet met de bodem worden vermengd en moeten verwijderd kunnen worden. Dat betekent dat ijzerzand alleen als bouwstof toegepast kan worden wanneer het niet met de bodem vermengd wordt en weer teruggehaald kan worden, bijvoorbeeld bij toepassing in een nutriëntenbuffer.

Om als bouwstof toegepast te kunnen worden, is een partijkeuring (AP04) nodig. Met deze keuring wordt aangetoond dat de stof voldoet aan de grenswaarden voor bouwstoffen. In de praktijk is deze keuring voor filterzand en zandhoudend waterijzer uit de drinkwaterproductie nooit een probleem.

Toepassing als meststof

Toepassen als meststof op basis van de Meststoffenwet is niet mogelijk in een natuurgebied. Artikel 3, lid 2 van de meststoffenwet stelt dat hoofdstuk 3 van de wet, waarin het gebruik van meststoffen wordt geregeld, niet van toepassing is op natuurterreinen die de hoofdfunctie natuur hebben. Dit wil niet zeggen dat het verboden is meststoffen toe te passen in natuurgebieden, er is geen algeheel verbod op het toepassen van meststoffen, alleen gebruiksbeperkingen zoals opgenomen in hoofdstuk 3 van de wet. Buiten het kader van de Meststoffenwet geldt de regelgeving voor bodembescherming en natuurbescherming. Toepassing van een meststof (of welke stof dan ook) in een natuurgebied is mogelijk als dit niet aangemerkt kan worden als bodemverontreiniging en niet in strijd is met de natuurdoelstellingen. Dit is ter beoordeling van de natuurbeheerder.

- Buiten een natuurgebied is toepassing als meststof evenmin mogelijk. Waterijzer staat op de lijst van toegelaten meststoffen (Bijlage Aa bij Uitvoeringsregeling Meststoffenwet) als “eindproducten van bewerkingsprocédés die als meststof kunnen worden verhandeld” onder het kopje “hulpstof of toevoegmiddel” voor de bereiding van deze eindproducten. Het kan niet direct op het land gebracht worden als meststof.

-
- Ten aanzien van het gebruik van anorganische meststoffen geldt: “Overige anorganische meststoffen die hoofdzakelijk zijn bedoeld om micronutriënten te leveren, bevatten ten minste één van deze micronutriënten, in de in Bijlage 1, hoofdstuk E, van de meststoffenverordening voorgeschreven minimale gehalten.” Het waterijzer valt in deze categorie van overige anorganische meststoffen. In de EU-verordening staat dat het ijzer de vorm moet hebben van ijzerchelaat of een ijzerzout. Dat is niet het geval bij waterijzer, dus het classificeert niet als anorganische meststof.

Waterijzer kan dus ook buiten een natuurgebied niet als zelfstandige meststof op het land worden gebracht.

Conclusies

IJzerzand kan toegepast worden als grond, tenzij het een ijzergehalte heeft dat hoger is dan 20%. De gemeente (of provincie bij grensoverschrijdende gebieden) is bevoegd gezag. Er moet een milieuhygiënische verklaring overgelegd worden. Bij toepassing van schone grond en baggerspecie in hoeveelheden groter dan 50 m³ geldt daarnaast een meldingsplicht bij het Meldpunt bodemkwaliteit.

IJzerzand en zanderig waterijzer kunnen mogelijk ook als bouwstof toegepast worden wanneer het niet classificeert als grond. Voorwaarde is dat het terugneembaar is, zoals in een nutriëntenbuffer. De gemeente (of provincie bij grensoverschrijdende gebieden) is bevoegd gezag. Er moet een milieuhygiënische verklaring overgelegd worden.

Waterijzer (pellets of onbewerkt) kan in overleg met het bevoegd gezag toegepast worden, mits wordt aangetoond dat er geen schadelijke gevolgen zijn voor mens en milieu (zorgplicht). Bevoegd gezag is de gemeente of het waterschap.

Voor beide gevallen geldt dat ook de natuurbeheerder van het natuurgebied betrokken moet worden en eventueel vergunning verleent.

3. Toepassing van waterijzer in oppervlaktewater

Voor het brengen van verontreinigende stoffen, schadelijke stoffen of afvalstoffen in een oppervlaktewaterlichaam is een watervergunning vereist op grond van artikel 6.2 van de Waterwet. Omdat er potentieel nadelige gevolgen kunnen zijn voor de waterkwaliteit, moet waterijzer als verontreinigende stof worden aangemerkt. De watervergunningplicht geldt niet als vrijstelling is verleend in een algemene maatregel van bestuur (zoals het Besluit lozen buiten inrichtingen). Voor deze specifieke activiteit is echter geen vrijstelling opgenomen in een algemene maatregel van bestuur op grond van de Waterwet.

Als gebruik wordt gemaakt van een nutriëntenstuw zou wel gebruikgemaakt kunnen worden van een van de vrijstellingen: het lozen in een oppervlaktewaterlichaam van water uit datzelfde oppervlaktewaterlichaam, waaraan geen stoffen zijn toegevoegd, is toegestaan (artikel 3.23). Dan moet wel aangetoond worden dat er geen stoffen uitspoelen.

IJzer is niet wettelijke genormeerd. Er is alleen een indicatieve norm (MKN) met een in 2006 ad hoc vastgestelde MTT (maximaal toelaatbare toevoeging) van 96 µg/l opgelost ijzer. Helpdesk Water gaat ervan uit dat de watervergunning kan worden verleend. De positieve effecten op de waterkwaliteit zijn immers groter dan de potentiële negatieve effecten. De waterbeheerder (het waterschap of Rijks-waterstaat) is bevoegd gezag voor de watervergunning. De vergunning kan met de reguliere procedure van circa acht weken worden verleend, omdat de lozing buiten een inrichting plaatsvindt, zie art. 6.1b Waterbesluit.

Als er sprake is van toepassing in een natuurgebied, geldt dat ook de natuurbeheerder van het natuurgebied betrokken moet worden en eventueel vergunning verleent.

4. *Toepassing van waterijzer in drainagebuizen*

Lozingen ter ontwatering van kassen of open substraatteelt zijn toegestaan, mits het gehalte aan niet opgeloste stoffen kleiner is dan 50 mg/l en het ijzergehalte van het water minder is dan 5 mg/l.

5. *Conclusies*

Voor de toepassing van ijzergranulaat en ijzerzand in de bodem of in het oppervlakte water zijn er mogelijkheden binnen de regelgeving voor bodem- en waterkwaliteit. De afweging hiervoor ligt echter van geval tot geval bij het bevoegd gezag. Overleg met het bevoegd gezag, gemeente of waterbeheerder en – indien van toepassing – de beheerder van het natuurgebied, is nodig. Een vergunning is in de meeste gevallen vereist. In alle gevallen zal aangetoond moeten worden dat er geen schadelijke effecten optreden voor mens en milieu en dat de voordelen voor de natuur groter zijn dan de negatieve effecten.

Het verdient aanbeveling om in overleg te gaan met een grote natuurbeheersorganisatie (bijv. Staatsbosbeheer) en/of waterorganisatie om steun te verwerven, zodat niet in elk los project het lokale bevoegd gezag overtuigd moet worden. Aandachtspunt bij de communicatie is dat het nadrukkelijk niet om afval gaat, maar om een REACH-geregistreerd product. In Brabant is een experiment met ijzersuppletie niet doorgegaan, omdat dit de status van afval had en het bevoegd gezag het onder andere daardoor niet zag zitten.

Bijlage 6 Oxalaatextractie

Introductie

Op basis van resultaten van oxalaatextracties van materialen met een hoog ijzergehalte (20% en meer) zoals ijzerslib en ijzerzand, hebben we sterke aanwijzingen dat de oxalaatextractie zoals die ontwikkeld is voor extractie van grondmonsters maar een deel van het amorf ijzer extraheert. Op basis van chemisch-evenwichtberekeningen zou voor ijzerzand bijna voldoende oxalaat beschikbaar zijn om het ijzer te extraheren, voor ijzerslib is de hoeveelheid oxalaat zeker te laag. Eventueel aanwezig calcium (bijvoorbeeld aanwezig als $\text{Ca}(\text{CO}_3)_2$) kan neerslaan met het oxalaat; als gevolg daarvan is er een grotere hoeveelheid oxalaat nodig om de totale hoeveelheid van het amorf ijzer te extraheren. Mogelijk is de extractie ook gelimiteerd door de tijd van de extractie. Om dit te onderzoeken, hebben we een aantal experimenten uitgevoerd waarbij we zowel gekeken hebben naar het vergroten van de hoeveelheid oxalaat ten opzichte van de hoeveelheid materiaal die geëxtraheerd wordt door te extraheren bij grotere vloeistof vast verhoudingen (LS) als bij een langere schudtijd.

Werkwijze

Bij de standaardextractie met 0.2 M ammonium-oxalaat-oxaalzuur wordt per 1,5 g monster materiaal 30 ml extractievloeistof gebruikt. Dit is een vloeistof-vast-verhouding van 20:1 ofwel LS20.

Voor het onderzoeken van de oxalaatextractie hebben we een monster ijzerzand gebruikt van dezelfde drinkwaterproductielocatie als gebruikt is voor de veldproef met de fosfaatbindende drain in Egmond aan den Hoef. Dit monster is ook gebruikt in de experimenten om de fosfaatbindende capaciteit van het ijzerzand vast te stellen (Chardon *et al.*, 2012). Daarnaast is ook een monster ijzerslib gebruikt. Dit materiaal heeft een nog hoger ijzergehalte dan het ijzerzand.

In het eerste experiment zijn de monsters geëxtraheerd met een schudverhouding van LS20 (standaard), LS100 en LS200. Er is bemonsterd na 2 uur schudden (standaard), 4 uur en 24 uur. Na de bemonsteringen op $t=2$ uur en $t=4$ uur is de hoeveelheid extractievloeistof weer aangevuld tot de oorspronkelijke hoeveelheid om de schudverhouding niet te veranderen.

In een tweede experiment is het ijzerslib ook nog geëxtraheerd bij twee nog grotere schudverhoudingen om er zeker van te zijn dat de hoeveelheid oxalaat geen beperkende factor is. Het ijzerslib is daarom ook nog geëxtraheerd met een LS300- en LS400-schudverhouding. De totale schudtijd in dit experiment was 4 uur, omdat dit voldoende was gebleken in het eerste experiment.

Resultaten

Uit het experiment blijkt dat de extractie met de standaard vloeistof-vast-verhouding inderdaad niet al het amorf ijzer geëxtraheerd heeft (zie Figuur B6.1). Zowel voor het ijzerzand als voor het ijzerslib neemt de hoeveelheid geëxtraheerd ijzer sterk toe tussen de standaard LS20- en de LS100-extractie. De toename van het geëxtraheerde ijzer tussen LS100 en LS200 is gering. Bij het ijzerzand is er ook een duidelijke invloed van de extractietijd. De hoeveelheid geëxtraheerd ijzer neemt toe tussen de 2 uur die in de standaardextractie gebruikt wordt en 4 uur extractietijd. Met een nog langere extractietijd is er geen verdere toename in het geëxtraheerde ijzer. Een vergelijkbaar effect is waargenomen voor de hoeveelheid P die geëxtraheerd is, al neemt de hoeveelheid geëxtraheerd P nog wel duidelijk toe voor het ijzerslib tussen de LS100- en LS200-extractie, terwijl deze niet meer verandert bij het ijzerzand. Er is bij het ijzerslib ook een duidelijk effect van de schudverhouding op de P/Fe-ratio. De P/Fe-ratio neemt sterk toe bij toenemende LS. Dit is waarschijnlijk het gevolg van re-adsorptie van het fosfaat dat geassocieerd was met de fractie ijzer die eerder met de oxalaatextractie opgelost is. Maar doordat niet al het ijzer opgelost is, kan het opgeloste fosfaat aan het overgebleven ijzeroxide adsorberen.

Figure 1 consists of six line graphs arranged in a 3x2 grid. The rows represent different parameters: Fe (top), P (middle), and the ratio Feox/FeAR (bottom). The columns represent two sediment types: ijzerzand (left) and ijzerslib (right). Each graph plots the concentration or ratio (y-axis) against time in hours (x-axis, 0 to 30). Three data series are shown in each graph: 20 mg/kg (blue diamonds), 100 mg/kg (red squares), and 200 mg/kg (green triangles). In all cases, the concentration or ratio increases with the initial sediment concentration and remains relatively stable over time, with a slight decrease observed at 24 hours for the 20 mg/kg series in the Feox/FeAR ratio graphs.

Parameter	Sediment	Concentration (mg/kg)	Time (h)	Value
Fe (mg/kg)	ijzerzand	20	2	55000
		20	4	60000
		100	2	140000
		100	4	175000
		200	2	190000
		200	4	200000
	ijzerslib	20	2	45000
		20	4	45000
		100	2	305000
		100	4	305000
		200	2	335000
		200	4	335000
P (mg/kg)	ijzerzand	20	2	850
		20	4	850
		100	2	2600
		100	4	3200
		200	2	2500
		200	4	3550
	ijzerslib	20	2	10
		20	4	10
		100	2	2000
		100	4	2000
		200	2	2800
		200	4	2800
ratio P/Fe	ijzerzand	20	2	0.028
		20	4	0.026
		100	2	0.033
		100	4	0.034
		200	2	0.031
		200	4	0.032
	ijzerslib	20	2	0.001
		20	4	0.001
		100	2	0.012
		100	4	0.012
		200	2	0.015
		200	4	0.015
ratio Feox/FeAR	ijzerzand	20	2	0.28
		20	4	0.30
		100	2	0.72
		100	4	0.90
		200	2	1.00
		200	4	1.00
	ijzerslib	20	2	0.13
		20	4	0.14
		100	2	0.92
		100	4	0.92
		200	2	1.00
		200	4	1.00

Tabel B6.1
Oxalaat geëxtraheerd Fe en P en P/Fe ratio in ijzerslib bij verschillende LS na een extractietijd van 4 uur.

LS	Fe mg/kg	P mg/kg	P/Fe mol/mol
200	334000	2820	0.015
200	338000	2820	0.015
300	327000	2700	0.015
300	330000	2670	0.015
400	329200	2680	0.015
400	328400	2640	0.014

Alterra Wageningen UR
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
www.wageningenUR.nl/alterra

Alterra-rapport 2678
ISSN 1566-7197



Alterra Wageningen UR is hét kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

De missie van Wageningen UR (University & Research centre) is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen 9 gespecialiseerde onderzoeksinstituten van stichting DLO en Wageningen University hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 6.000 medewerkers en 9.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

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



Alterra Wageningen UR
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 317 48 07 00
www.wageningenUR.nl/alterra

Alterra-rapport 2678
ISSN 1566-7197

Alterra Wageningen UR is hét kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

De missie van Wageningen UR (University & Research centre) is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen 9 gespecialiseerde onderzoeksinstituten van stichting DLO en Wageningen University hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 6.000 medewerkers en 9.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

