

PDF hosted at the Radboud Repository of the Radboud University Nijmegen

The following full text is a publisher's version.

For additional information about this publication click this link.

<http://hdl.handle.net/2066/72015>

Please be advised that this information was generated on 2021-04-19 and may be subject to change.



Esther Lucassen, Onderzoekscentrum B-Ware
Henk Castelijns, Evides
Arco Wagenvoort, AqWa ecologisch advies
Alfons Smolders, Onderzoekscentrum B-Ware

Oorzaken en oplossing interne eutrofiëring in spaarbekken De Braakman

In één van de drie spaarbekken nabij Philippe in Zeeuws-Vlaanderen treedt regelmatig algenbloei op. In het verleden is fosfaatrijk polderwater uit België ingelaten, waardoor zich een fosfaatrijke sliblaag ontwikkelde. Sinds 1993 wordt het bekken gevoed met relatief sulfaatrijk Maaswater, dat aangevoerd wordt via de Biesboschbekken. Onderzoek heeft aangetoond dat de bodem geen vrij ijzer meer bevat en het overgrote deel van het ijzer gebonden is in de vorm van ijzersulfiden. De bodem is hierdoor niet meer in staat om fosfaat te binden en doet dienst als fosfaatbron. In de zomer wordt de bodem gedeeltelijk zuurstofloos, waardoor geen ijzerval meer optreedt en fosfaat vrij kan diffunderen naar de waterlaag.

Bestrijding van de externe fosfaatbelasting blijkt in de praktijk niet altijd tot een voldoende verlaging van de fosfaatconcentraties in de waterlaag te leiden. De nalevering van fosfaat uit een onderwaterbodembodem blijft na verlaging van de externe fosfaatbelasting te hoog. Deze interne mobilisatie van fosfor wordt ook wel 'interne eutrofiëring' genoemd. Ook in anaerobe bodems wordt de mobiliteit van fosfaat sterk bepaald door de binding aan ijzer. Fosfor wordt hierbij geïmmobiliseerd in de vorm

van $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ en door adsorptie aan ijzer(II) (hydr)oxiden. Aanvoer van sulfaat, bijvoorbeeld via de inlaat van sulfaatrijk rivierwater, kan het proces versterken en aanleiding geven tot een verhoogde microbiële reductie van sulfaat in het sediment. Hierbij worden ijzersulfiden gevormd, waardoor de concentratie aan ijzer dat nog in staat is om fosfaat te binden, afneemt^(2,3,4,5).

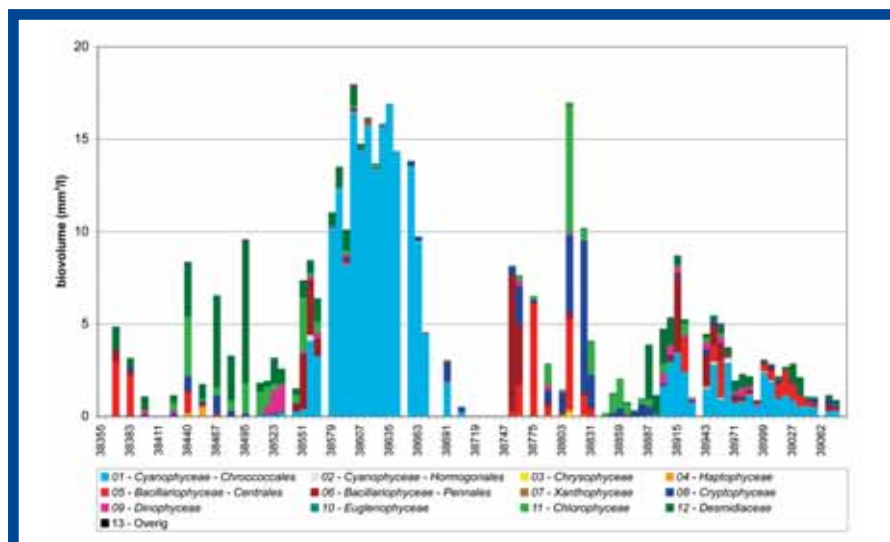
Spaarbekken 1

In de Braakmanpolder nabij Philippe in

Zeeuws-Vlaanderen bevinden zich drie spaarbekken waarvan er één (spaarbekken 1) is gevuld met voorgezuiverd water uit de Maas. Het water in dit bekken dient als buffer voor de drinkwaterzuivering 'De Braakman'.

De spaarbekken van productielocatie De Braakman met aan de oostzijde spaarbekken 1, waar eutrofiëeringsverschijnselen optreden. Door overmatige algengroei kleurt het water van dit spaarbekken groen. Het gedefosfateerde water in de andere twee spaarbekken is helder en kleurt daardoor meer blauw.

Afb. 1: Fytoplanktensamenstelling en -biomassa per hoofdgroep in spaarbekken 1.

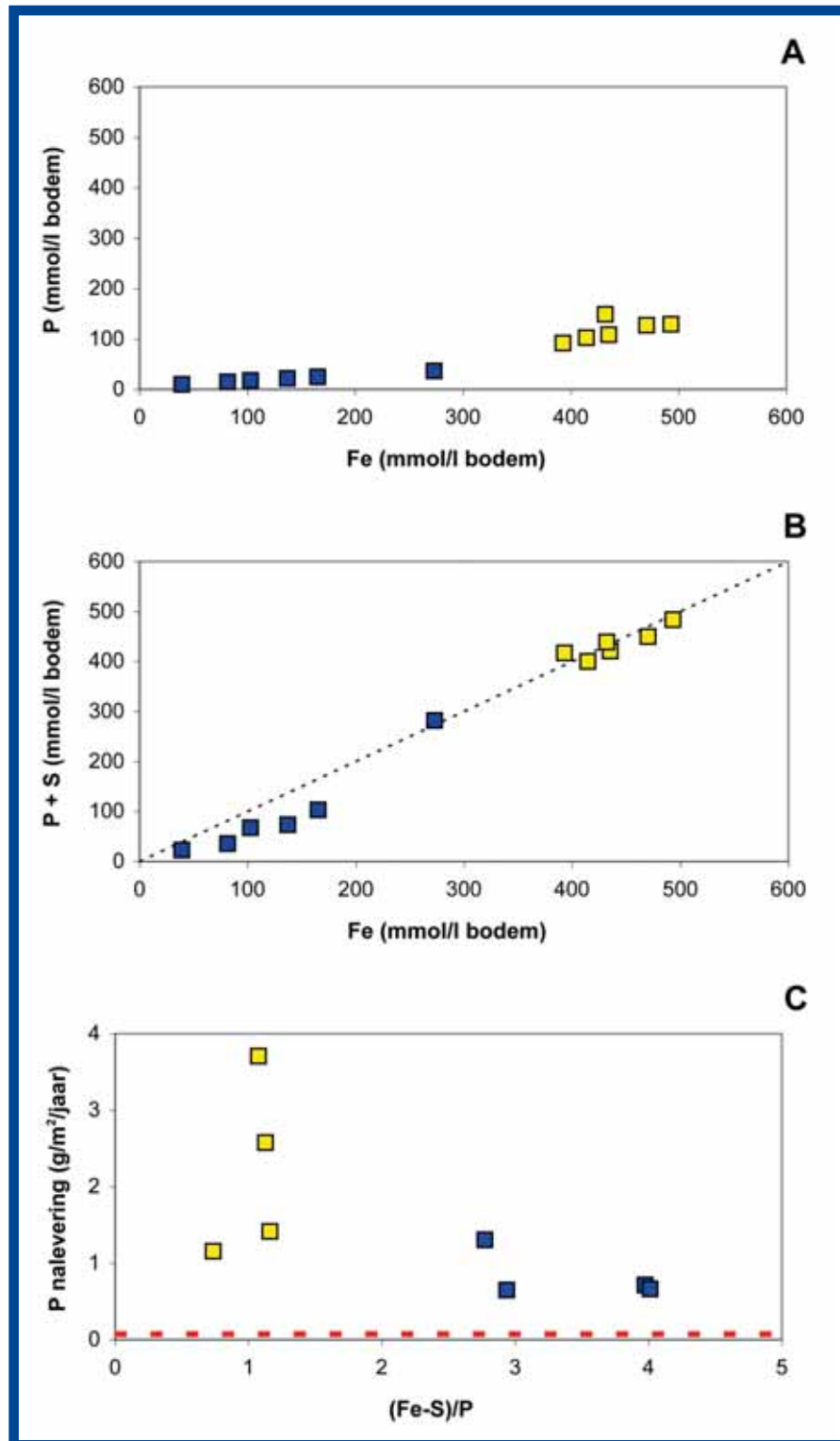




Extreme zwartkleuring van het zand en slib (dikte circa 20 cm) wijzen op de aanwezigheid van ijzersulfiden in de bodem en de rol van sulfaat in het systeem (diameter van de steekbuis bedraagt 4,5 cm).

Het voorgezuiverde Maaswater wordt via een ruim 100 kilometer lange leiding vanaf de bekkens in de Brabantse Biesbosch aangevoerd. Het bekken functioneert als een standvat: jaarlijks wordt circa 25 procent van de inhoud ververst.

De kwaliteit van dit 'semi-ruwe' water wordt wekelijks bepaald. Het bekken wordt maar beperkt ingezet voor de drinkwaterproductie. Tot op heden traden geen problemen met de zuivering tot drinkwater op: het drinkwater voldoet ruim aan de wettelijke vereisten. Spaarbekken 1 heeft een maximale diepte van elf meter en een maximale inhoud van drie miljoen kubieke meter. De oever bestaat uit asfaltbeton. De bodem is afgedicht met een folielaag met daarop circa tien centimeter zand. In het bekken treedt regelmatig algenbloei op, onder andere van voor de drinkwaterbereiding ongewenste cyanobacteriën (zie afbeelding 1). Om algenbloei te beperken, zijn op de bodem van het bekken twee luchtinjectie-systemen



Afb. 2: Parameters die verklaren waarom de bodems uit spaarbekken 1 fosfaat naleveren. ■ = zand, □ = slib. De stippelijntje in grafiek B geeft de situatie weer waarin al het ijzer gebonden is en de bodem geen fosfaat meer kan binden. De rode stippelijntje in grafiek C geeft de grenswaarde aan⁷⁾.

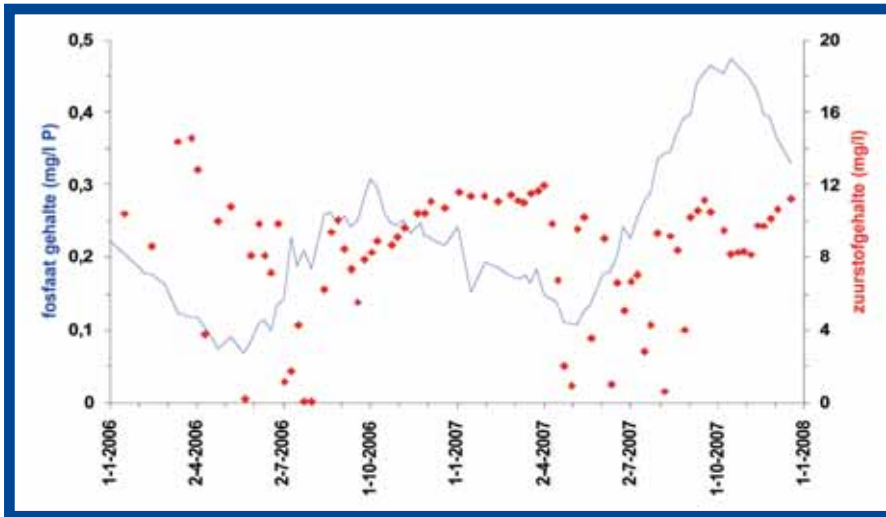
aangebracht die het bekken in het zomerhalfjaar beluchten en mengen.

Vanaf 1965 tot en met 1992 is in het bekken fosfaat- en slibrijk polderwater uit België ingelaten. Hierdoor heeft zich op de zandlaag een circa 20 centimeter dikke sliblaag afgezet die bovendien rijk is aan fosfaat. In sommige jaren werd met het polderwater maar liefst 1.500 à 2.000 kilo fosfaat aangevoerd. Begin 1993 is de toevoer van het water uit België gestopt en vervangen door voorgezuiverd water uit de Maas. Dit water is relatief rijk aan

sulfaat: in de periode 2002-2005 tussen de 447 en 739 µmol/l.

Onderzoek

Sinds 2004 wordt door Evides - dat drinkwater levert in het zuiden van Zuid-Holland, Zeeland en op de Brabantse Wal - intensief onderzoek verricht naar sturende processen in het bewuste spaarbekken^{8),9)}. Naar aanleiding van deze onderzoeken is door Evides aan B-Ware opdracht gegeven om de fosfaatbindende capaciteit van de bodem te onderzoeken. In december 2007



Afb. 3: Gehalten totaal fosfaat en zuurstof in spaarbekken 1. Het zuurstofgehalte is gemeten op ongeveer tien centimeter boven de bodem. Na een periode met lage zuurstofgehalten neemt het fosfaatgehalte toe.

zijn het slib en het zand bemonsterd. Hiervan is een aantal indicatieve parameters bepaald die inzicht geven in de processen die bepalend zijn voor de beschikbaarheid van fosfaat. Het gaat hierbij voornamelijk om de (Fe-S)/P-ratio, de verschillende fosfaatfracties in de bodem en de fosfaatnalevering onder laboratoriumcondities. Op basis van deze gegevens is een analyse gemaakt van de processen die de bloei van cyanobacteriën veroorzaken. Een goede analyse van de oorzaak-gevolgrelaties maakt het mogelijk het probleem fundamenteel aan te pakken. Dit is nodig om bij een toenemende vraag naar ruw water voldoende water van een goede basiskwaliteit te kunnen leveren.

Biogeochemische processen

Het fosforgehalte in de slibbodem (113 $\mu\text{mol/g dw}$) ligt ongeveer viermaal hoger dan in de zandbodem (30 $\mu\text{mol/g dw}$). Het gaat in beide bodemtypen echter om zeer hoge waarden die bijvoorbeeld vergelijkbaar zijn met zwaar bemeste maisakkers. Een fosfaatfractionering heeft uitgewezen dat een groot deel van het fosfaat in de slibbodem gebonden is aan aluminium en ijzer. In de zandbodem is daarnaast ook nog een aanzienlijk deel gebonden aan calcium. De hoge fosforgehalten in het spaarbekken zijn ontstaan door de langdurige inlaat van fosfaatrijk polderwater uit België. Door algenbloei en het uitzakken van dode algen heeft zich in het verleden een fosfaatrijke sliblaag ontwikkeld. Bodemanalyses laten zien dat zowel in de zand- als in de slibbodem een sterke correlatie bestaat tussen het totale gehalte aan ijzer enerzijds en het totale gehalte aan zwavel en fosfor anderzijds. In beide bodemtypen is het grootste deel van het ijzer gebonden aan zwavel en slechts een klein deel aan fosfor (zie afbeelding 2). Sulfaat dat via de inlaat van Maaswater - en in het verleden zeker ook door aanvoer van Belgisch polderwater - in het systeem terecht komt, is in de anaerobe organische bodems gereduceerd tot sulfide. Sulfide reageert weer met ijzerverbindingen (o.a. ijzer(II)(hydr)oxiden) en $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$, waarbij het aan de zwarte kleur herkenbare ijzersulfide wordt gevormd. Dit ijzersulfide is nauwelijks

in staat om fosfaat te immobiliseren door adsorptie. Uiteindelijk neemt de fosfaatbinding door ijzer sterk af, waardoor de fosfaatbeschikbaarheid toeneemt. Zowel de slibbodem als de zandbodem uit de Braakman zijn extreem zwart gekleurd en bevestigen het optreden van deze processen. Beide bodemtypen bezitten geen vrij ijzer meer (de concentratie ijzer is nagenoeg gelijk aan de som van zwavel en fosfor) en zijn daardoor niet meer in staat om nog fosfaat te binden. De bodems werken dus als fosfaatbron.

Dit beeld wordt bevestigd door de relatief hoge fosfaatconcentraties in het poriewater. Fosfaat en ijzer diffunderen uit de bodem naar de waterlaag. Op de overgang van de anaerobe bodem naar de aerobe waterlaag oxideert het ijzer, waardoor het samen met het fosfaat neerslaat (de ijzerval). Omdat de ijzerconcentratie van het poriewater van het bemonsterde slib vele malen lager was dan de fosfaatconcentratie, zal veel meer fosfaat richting waterlaag diffunderen dan ijzer, waardoor de ijzerval niet meer functioneert. Hierdoor zal dus netto fosfaat naar de waterlaag diffunderen. Onder laboratoriumcondities is voor de slibbodem een gemiddelde fosfaatnalevering bepaald van 2.215 $\text{mg P/m}^2/\text{jaar}$. Voor de zandbodem is dit 833 mg (zie afbeelding 2c). Dit verschil wordt veroorzaakt door het lagere fosfaatgehalte in de zandbodem en de betere fosfaatbinding (hogere Fe-S/P-ratio) in de bodem. Daarnaast is een deel van het fosfaat in de zandbodem gebonden aan calcium dat niet gevoelig is voor veranderingen in de redoxpotentiaal. Voor een plas met een diepte van tien meter wordt 200 $\text{mg P/m}^2/\text{jaar}$ gezien als maximaal acceptabele nalevering waarboven een grote kans bestaat op eutrofiëring⁷⁾. De aan de hand van de laboratoriumproef berekende fosfaatnaleveringen in het slib zijn lager dan de geschatte actuele fosfaatnalevering in de veldsituatie. De waarden liggen wel in dezelfde orde van grootte. In de veldsituatie nam in de periode begin mei tot half oktober de concentratie fosfaat toe met 0,37 mg/l . Uitgaande van een waterdiepte van elf meter (= 11.000 liter per m^2) komt

dit overeen met 4.070 mg fosfaat per 5,5 maand en dus met 8.880 $\text{mg P/m}^2/\text{jaar}$. Een verklaring voor de lagere fosfaatnalevering onder laboratoriumcondities is dat hier gebruik gemaakt wordt van een waterlaag van 18 centimeter, terwijl deze in de veldsituatie elf meter bedraagt. In de laboratoriumproef zal daarom zuurstof in de toplaag van de bodem diffunderen. Het gevolg is dat een deel van de ijzersulfiden oxideert, waarbij sulfaat verdwijnt naar de waterlaag en ijzer(hydr)oxiden neerslaan in de toplaag van de bodem (roest). Deze krijgt hierdoor weer iets meer capaciteit om fosfaat vast te leggen. In de veldsituatie treedt dit proces niet op vanwege de waterdiepte. Ondanks het inbrengen van lucht laten de zuurstofmetingen in spaarbekken 1 zien dat, in het late voorjaar en in de zomer, de waterlaag nabij het bodemoppervlak sterk verminderde zuurstofgehalten bevat of zelfs anaeroob is (zie afbeelding 3). In de bodem wordt dus in sterke mate zuurstof geconsumeerd en heerst zuurstofgebrek. Hierdoor is er geen ijzerval, waardoor fosfaat uit ijzerfosfaten vrij naar de waterlaag kan diffunderen. Dit komt dan ook tot uiting in de toename van het fosfaatgehalte in het spaarbekken tijdens en na een periode dat de onderste waterlaag zuurstofloos was. Algen profiteren hiervan en mede door de nutriëntensamenstelling met relatief weinig stikstof bereiken cyanobacteriën een hoge algenbiomassa^{8),9)}.

Oplossingen

Het beluchten van het spaarbekken heeft onvoldoende effect op de nalevering van fosfaat naar de waterlaag. Ten gevolge van beluchting zouden ijzersulfiden kunnen oxideren, waarbij het gevormde sulfaat naar de waterlaag verdwijnt en het ijzer neerslaat in de vorm van ijzer(hydr)oxide, wat weer in staat is om fosfaat te binden. De reden dat beluchten niet leidt tot een lage fosfaatconcentratie in de waterlaag, is dat bovengenoemd proces alleen functioneert indien relatief veel meer gereduceerd ijzer in de bodem aanwezig is dan fosfor. Dit is echter niet het geval. Uit correlatief onderzoek weten we dat de Fe/P-ratio in een bodem minimaal vijf moet bedragen en idealiter boven de tien moet liggen¹⁾.

Een maatregel die vaak wordt toegepast om de fosfaatbeschikbaarheid te verminderen, is ijzeradditie. Uit onderzoek blijkt dat FeCl_3 de best werkende ijzerverbinding is die hiervoor toegediend kan worden⁶⁾. De (Fe-S)/P-ratio in het slib is ongeveer één. Een rekensom, waarbij een verdubbeling van het huidige ijzergehalte nagestreefd wordt, laat zien dat circa twaalf ton ijzer per hectare toegediend zou moeten worden aan het slib. Dit is een wellicht kostbare ingreep, waarbij het slib overigens als potentiële 'fosfaatbom' in het systeem aanwezig blijft. Het toegediende ijzer zal immers door de aanvoer van sulfaatrijk water deels weer gebonden worden aan ijzersulfiden in de sliblaag. Dit houdt in dat de beijzering op termijn (geschat op 20 jaar) weer herhaald zou moeten worden, afhankelijk van de mate van sulfaataanvoer.

Een andere optie om het fosfaatgehalte in de

waterlaag te reduceren, is het verwijderen van de sliblaag. Hierbij wordt het overgrote deel van het mobiele fosfaat uit het systeem afgevoerd en kan daarmee in de toekomst (onder invloed van sulfaatrijk rivierwater) geen potentieel gevaar meer vormen voor de waterkwaliteit. Nalevering door opwerveling van slib (bioturbatie in het bijzonder door vissen, gasproductie, wind) zal hierdoor ook niet optreden. Daarnaast neemt ook de zuurstofconsumptie van de bodem sterk af, waardoor het diepe water in de zomer veel minder snel anaeroob zal worden.

Een scenario dat op korte termijn tot positieve resultaten zal leiden en duurzaam is, bestaat uit het baggeren van de sliblaag in combinatie met beijzering of bekalking van de onderliggende zandlaag en het beluchten om zomerstratificatie tegen te gaan. Nog beter is het om bovengenoemde beijzering of bekalking te vervangen door het afdekken van de onderliggende zandlaag met een schone zandlaag (tien centimeter) bestaande uit fosfaatarm en ijzerrijk en/of kalkrijk zand. Evides werkt dit laatste scenario momenteel verder uit.

LITERATUUR

- 1) Geurts J., L. Lamers, A. Smolders, J. Verhoeven en J. Roelofs (2008). Sediment Fe:PO₄³⁻ ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. In druk.
- 2) Lamers L., S.-J. Falla, E. Samborska, I. van Dulken, G. van Hengstum en J. Roelofs (2002). Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulphate-polluted freshwater wetlands. *Limnology and Oceanography* 47, pag. 585-593.
- 3) Lucassen E., A. Smolders en J. Roelofs (2000). De effecten van verhoogde sulfaatgehalten in het grondwater op grondwater gevoede ecosystemen. *H₂O* nr. 25/26, pag. 28-31.
- 4) Michielsens B., L. Lamers en A. Smolders (2007). Interne eutrofiëring van veenplassen belangrijker dan voorheen erkend? *H₂O* nr. 8, pag. 51-54.
- 5) Smolders A. en J. Roelofs (1995). Internal eutrophication, iron limitation and sulphide accumulation due to the inlet of river Rhine water in peaty shallow waters in the Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie* 133, pag. 349-365.
- 6) Smolders A., L. Lamers, M. Moonen, K. Zwaga en J. Roelofs (2001). Controlling phosphate release from phosphate enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54, pag. 219-228.
- 7) Wetzel R. (2001). *Limnology*. W.B. Saunders Company, Philadelphia.
- 8) Wagenvoort A. (2005). *Algenbloei op herhaling?* AqWa.
- 9) Castelijns H. (2007). *Functioneren van het Braakman Spaarbekken 1*. Evides.

advertentie



GIET UW WERVING VOOR OPLEIDING & PERSONEEL IN HET JUISTE VAT

Reserveer ook uw personeelsadvertentie in H₂O,
hét tijdschrift voor watervoorziening en waterbeheer.
010 - 4274154