

HET ONDERSTE BOVEN



2014
30



stowa

DE WATERBODEM IN ECOLOGISCH PERSPECTIEF

HET ONDERSTE BOVEN

Foto: Willem Kolvoort

TEN GELEIDE

De waterbodem is meer dan alleen de bodem van het water. In de waterbodem vinden processen en activiteiten plaats die van doorslaggevende betekenis kunnen zijn voor de kwaliteit van het aquatische ecosysteem, en omgekeerd. De waterbeheerders zijn zich hier meer en meer bewust van. Maar nog lang niet in alle situaties wordt de rol van de waterbodem voldoende in ogenschouw genomen bij het benoemen van maatregelenpakketten die bedoeld zijn om de (ecologische) waterkwaliteit te verbeteren. Dit doet afbreuk aan de effectiviteit van die maatregelen. De interactie tussen water en waterbodem is namelijk een van de 'ecologische sleutelfactoren' die het succes van ecologische herstelmaatregelen in belangrijke mate bepalen.

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) heeft de afgelopen jaren, samen met andere partijen, veel onderzoek laten uitvoeren naar de processen in de waterbodem, naar de uitwisseling van stoffen tussen waterbodem en water en naar methoden om deze processen te beïnvloeden. De kennis die hierbij is opgedaan, is gepresenteerd in een flink aantal afzonderlijke rapporten. Om deze kennis toegankelijker te maken voor waterbeheerders en hun adviseurs is deze kennis in dit boekje samengevoegd, herschreven, aangevuld en helder ontsloten.

Dit boekje werpt meer licht op de voor velen duistere processen in de diepte van de wateren. STOWA is er van overtuigd daarmee een bijdrage te leveren aan het maken van de juiste keuze van maatregelen, aan het vergroten van de effectiviteit van maatregelen, en daarmee aan het vergroten van de doelmatigheid van het waterbeheer.

**JOOST BUNTSMA,
DIRECTEUR STOWA**

INHOUDSOPGAVE

	Samenvatting	06
	Inleiding	18
	Leeswijzer	24
1	HET BELANG VAN WATERBODEMS VOOR AQUATISCHE ECOSYSTEMEN	26
1.1	Ecologische sleutelfactoren	27
1.2	De rol van de waterbodem binnen aquatische ecosystemen	31
1.3	Alternatieve stabiele toestanden	33
2	DE ROL VAN WATERBODEMS BINNEN AQUATISCHE ECOSYSTEMEN	36
2.1	Wat verstaan we onder de waterbodem?	37
2.1.1	<i>Slib</i>	37
2.2	Karakterisering van de waterbodem	39
2.2.1	<i>Karakterisering: Fysisch of chemisch</i>	40
2.3	De waterbodem en externe invloeden	42
2.3.1	<i>Verblijftijd van het water</i>	42
2.3.2	<i>Stratificatie</i>	43
2.3.3	<i>Temperatuur & zuurstofgehalte</i>	45
2.3.4	<i>Opwerveling van de bodem</i>	46
2.3.5	<i>Kwel en wegzijging</i>	48
2.4	De waterbodem en interne invloeden	49
2.4.1	<i>Interne productie: detritus</i>	49
2.4.2	<i>Bodem-waterinteracties</i>	51
2.4.3	<i>Nalevering</i>	52
2.4.4	<i>De zwavel-, ijzer- en fosforkringloop</i>	54
2.5	De waterbodem als habitat	59
2.5.1	<i>Het belang van de waterbodem voor planten, bacteriën, benthische macrofauna en vissen</i>	59
2.5.2	<i>Effecten van organismen op de bodem en op elkaar</i>	60

2.6	Externe belasting en toxische stoffen	64
2.6.1	<i>Externe belasting</i>	64
2.6.2	<i>Toxische stoffen</i>	66
2.7	Resumé	67

3	HOOFDSTUK 3 WATERSYSTEEMANALYSE, INSTRUMENTEN EN MODELLEN	68
3.1	Watersysteemanalyse	69
3.1.1	<i>Het verzamelen van relevante gegevens: bodembemonstering</i>	69
3.1.2	<i>Stoffen- en waterbalansen</i>	71
3.1.3	<i>Ecologische modellen en instrumenten</i>	72

4	HOOFDSTUK 4 WATERBODEMKWALITEITSBEHEER EN MAATREGELLEN	80
4.1	Waterbodempkwaliteitsbeheer in de praktijk	82
4.2	Waarom maatregelen?	83
4.3	Overzicht bodemmaatregelen	84
4.3.1	<i>Bronmaatregelen</i>	85
4.3.2	<i>Systeemmaatregelen</i>	99
4.3.3	<i>Interne maatregelen</i>	101
4.4	Resumé	105

	BIJLAGEN	106
Bijlage 1	De interacties tussen de zwavel-, ijzer- en fosforkringloop	106
Bijlage 2	Bronnen	108
Bijlage 3	Verklarende woordenlijst	114

	STOWA in het kort	118
	Colofon	120

Foto: Rollin Verlinde, Vildaphoto

SAMENVATTING

De waterbodem is een vrij onzichtbaar element binnen een aquatisch ecosysteem, maar speelt desondanks een belangrijke rol bij het ecologisch functioneren van watersystemen. De bodem is vaak medebepalend voor de kwaliteit van het oppervlaktewater, met name door de nalevering van nutriënten. Deze zijn de afgelopen decennia vanuit (voedselrijk) water opgeslagen in de bodem. Hiermee vormt niet alleen de waterkwaliteit, maar ook de waterbodem een belangrijk knelpunt bij het ecologisch herstel van watersystemen.

ECOLOGISCHE SLEUTELFACTOREN, EUTROFIËRING EN ALTERNIEVE STABIELE TOESTANDEN

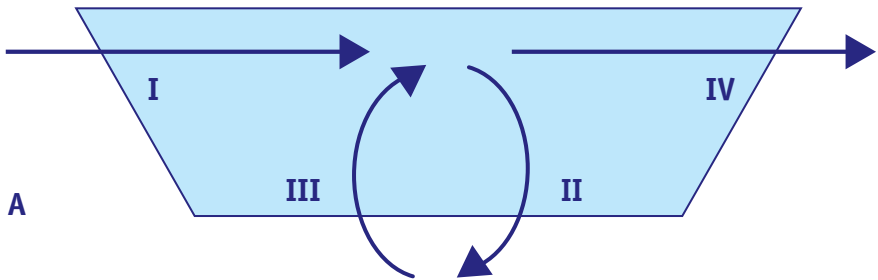
Omdat het functioneren van aquatische ecosystemen complex is en daarbinnen alles met elkaar samenhangt, is het belangrijk de bodem niet als losstaand onderdeel van een aquatisch ecosysteem te beschouwen. Daarom maakt ook de waterbodem onderdeel uit van de in opdracht van STOWA ontwikkelde systematiek van de zogenoemde ecologische sleutelfactoren. Hiermee kan op systematische wijze het functioneren van aquatische ecosystemen in kaart worden gebracht. De sleutelfactoren geven bovendien antwoord op de vraag of en zo ja: wanneer bepaalde maatregelen een bijdrage leveren aan het herstel van de ecologische- en waterkwaliteit van een systeem.

De ESF'en 1-3 (productiviteit water, lichtklimaat en productiviteit bodem) richten zich op de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. De ESF'en 4-6 (habitatgeschiktheid, verspreiding en verwijdering) richten zich op het herstel van specifieke planten, vis en macrofauna. ESF 7 en 8 (organische belasting en toxiciteit) en SF 9 (de context) gaan over de waterkwaliteit in specifieke situaties en de bredere samenhang. Binnen dit boek ligt de focus begrijpelijkerwijs vooral op ESF 3 en 4 (productiviteit bodem en habitatgeschiktheid), waarbij ook het lichtklimaat (ESF 2) meespeelt. ESF 1 en 8 (productiviteit water en toxiciteit) zijn tevens meegenomen, omdat deze grote effecten kunnen hebben op de waterbodem.

Eutrofiëring of nutriëntenbelasting kan zowel het gevolg zijn van externe bronnen (bronnen van buiten het systeem), als interne bronnen (waterbodem). Het vormt de drijvende kracht achter de overgang van een helder en plantenrijk watersysteem naar een troebel, algenrijk en plantenarm systeem. De figuur op pagina 8 en 9 geeft de verschillende nutriëntentoestanden weer waarin wateren zich kunnen bevinden, en geeft tevens aan onder welke omstandigheden bodemgerelateerde maatregelen om de nutriëntenbelasting omlaag te brengen, zinvol zijn.

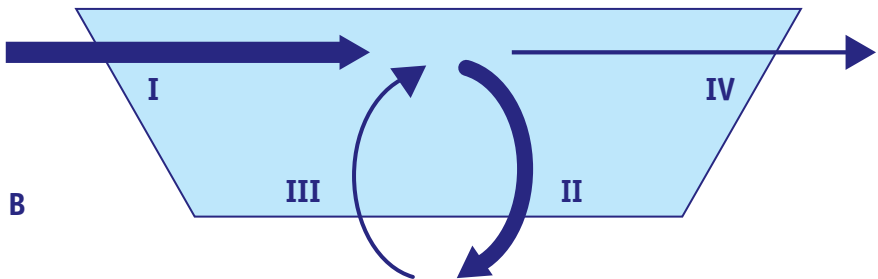
DE NUTRIËNTTOESTANDEN WAARIN WATEREN ZICH KUNNEN BEVINDEN

Met dank aan L. Osté (2014).



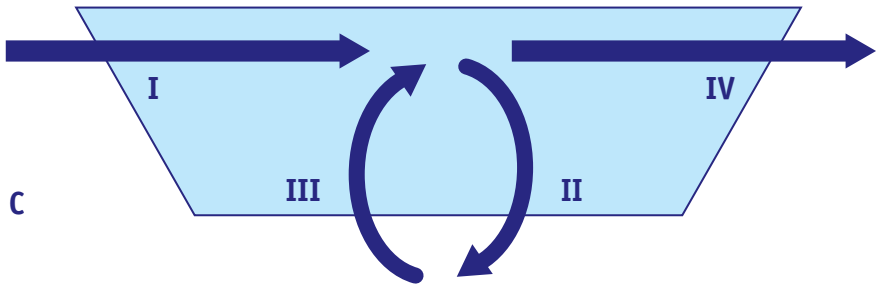
NATUURLIJK: LAGE EXTERNE & LAGE INTERNE BELASTING

De oorspronkelijke, natuurlijke situatie ($I = IV$). Zowel de externe als de interne belasting zijn laag. Maatregelen zijn in dit geval niet nodig.



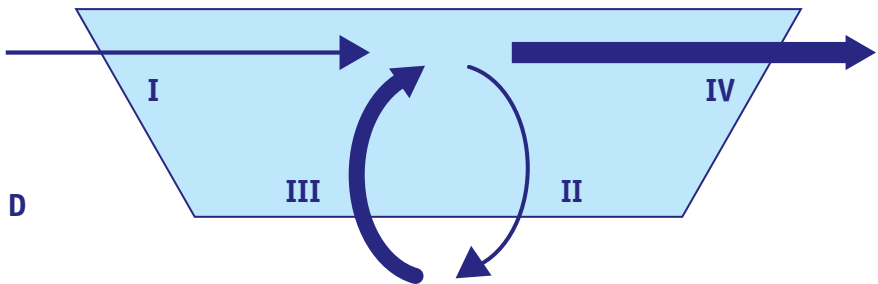
OPLADING: HOGE EXTERNE & LAGE INTERNE BELASTING

Er vindt oplading van de bodem plaats ($I > IV$). Doordat de externe belasting is verhoogd, accumuleren nutriënten in de bodem, die als opslag gaat dienen. De interne belasting neemt in eerste instantie nog niet toe. Bodemgerelateerde maatregelen hebben in dit geval geen effect. De externe belasting moet eerst aangepakt worden om ervoor te zorgen dat de bodem niet ook nutriënten na gaat leveren.



EUTROOF EVENWICHT: HOGE EXTERNE & HOGE INTERNE BELASTING

Wanneer de externe belasting hoog blijft, zal de interne belasting vanuit de bodem ook toenemen en ontstaat er een eutroof evenwicht ($I = IV$). Bodemmaatregelen hebben een korte-termijneffect, omdat de externe belasting hoog blijft. Er zullen eerst maatregelen genomen moeten worden om de externe belasting te verlagen, voordat bodemmaatregelen zinvol zijn.



GEREDUCEERDE EXTERNE BELASTING: LAGE EXTERNE & HOGE INTERNE BELASTING

Als de externe belasting is verlaagd, zal de bodem niet meer opladen, maar nog wel nutriënten naleveren ($I < IV$). Alleen in dit geval zullen bodemgerelateerde maatregelen effect hebben en is het zinvol deze te nemen.

Door de nutriëntenbelasting te verlagen kan een troebel systeem overgaan in een helder systeem. Bij een lage nutriëntenbelasting is een systeem altijd helder en bij een hoge nutriëntenbelasting altijd troebel. Afhankelijk van de historie van een water is een systeem bij intermediaire belasting helder of troebel, maar in procesgestuurde systemen komen meer toestanden voor dan alleen deze twee uitersten. De kritische belastingen zijn de grenzen waarbij een systeem overgaat van de ene naar de andere toestand. Deze is voor de beide overgangen verschillend. De weg van een helder naar een troebel systeem verloopt anders dan de weg van een troebel naar een helder systeem. Dit effect staat bekend als hysteresis. Hysteresis wordt veroorzaakt door de weerstand van een systeem tegen verandering, waarbij het voedselweb en de waterbodem een belangrijke rol spelen.

DE ROL VAN DE WATERBODEM BINNEN AQUATISCHE ECOSYSTEMEN

De bodemsoort is medebepalend voor de rol die de waterbodem speelt in een aquatisch ecosysteem. Elk soort bodem zal andere soorten benthische macrofauna bevatten en het zal voor waterplanten makkelijker, of juist moeilijker zijn bepaalde bodems te koloniseren. Ook de mate van nalevering van nutriënten is afhankelijk van de bodemsoort. Hierbij zijn vooral de stevigheid van de bodem, de mate van opwerveling en de opslagcapaciteit van nutriënten in de bodem van belang.

Een groot deel van de Nederlandse waterbodems ligt begraven onder een laag slib, een amorfe massa waarin veel dynamiek plaatsvindt. Dit is de plek waar de bodemwaterinteracties plaatsvinden en deze laag vormt vaak het habitat voor planten als dieren. Het slibgehalte van de bodem heeft invloed op verschillende aspecten van de bodem, zoals de chemische gradiënten, de stabiliteit en de hoeveelheid organisch materiaal. Het kan, afhankelijk van de stevigheid, een positieve of negatieve uitwerking hebben op bijvoorbeeld plantengroei en de aanwezigheid van benthische macrofauna. Over de precieze invloed van de waterbodem met het erop liggende slib op de waterkwaliteit en organismen, is relatief weinig bekend. Verschillende typen zullen een andere uitwerking hebben op het systeem, maar niet per se beter of slechter zijn.

KARAKTERISERING VAN DE WATERBODEM

De karakterisering van de waterbodem kan op verschillende manieren gebeuren. Er wordt onderscheid gemaakt tussen fysische en chemische karakterisering. Onder fysische karakterisering vallen de parameters: vochtgehalte, lucht, dichtheid

en korrelgrootteverdeling van het sediment, maar ook de hoeveelheid organische stof en kalk.

Binnen de chemische karakterisering wordt onderscheid gemaakt tussen macro- en microparameters. Analyse van de macroparameters (koolstof, stikstof, fosfor, zwavel en Al/Fe-hydroxiden) vindt plaats om de voedseltoestand van een systeem en de beschikbaarheid van nutriënten te bepalen. Microparameters (o.a. barium, cadmium, koper, zink, minerale olie, PAK's en PCB's) worden gemeten om de bodemkwaliteit vast te stellen.

EXTERNE FACTOREN DIE DE WATERBODEM BEÏNVLOEDEN

Er zijn veel externe factoren die invloed uitoefenen op de waterbodem, zoals de *verblijftijd van het erboven staande water*. In stilstaande of procesgestuurde wateren, waar dit boek zich op richt, is de verblijftijd relatief lang en bepalen vooral de processen binnen het systeem de ecologische kwaliteit. De flux van stoffen vanuit de waterbodem naar de waterkolom is in deze systemen dominant. De bijdrage van de bodem aan de ecologische kwaliteit is in dit geval veel groter dan bij stromende, verblijftijdgestuurde wateren.

Stratificatie, het ontstaan van zogenoemde *spronglagen* in diepe wateren door opwarming van de bovenste laag van het water, beïnvloedt de waterbodem. Dit komt met name doordat het de zuurstofconcentratie bij de bodem verlaagt. Deze condities maken het water en de bodem voor veel soorten ongeschikt als habitat. De zuurstofloze omstandigheden dragen tevens bij aan een verhoging van de nutriëntnalevering uit de bodem, waardoor het fosfaatgehalte in het water toeneemt.

Als er geen sprake is van stratificatie (en bijbehorende spronglagen) kan de *temperatuur* bij het sediment toenemen. Dit versnelt biologische en chemische reacties in de bodem en stimuleert de nalevering van nutriënten vanuit de waterbodem.

Krachten op de bodem zoals golven en bioturbatie, kunnen, afhankelijk van de bodemstabiliteit, meer of minder opwerveling veroorzaken. Hierdoor vertroebelt het water, neemt de stabiliteit van de bodem af en kunnen planten zich moeilijker vestigen en overleven. Of de opwerveling zorgt voor een verhoging of verlaging van nalevering vanuit de bodem, is onduidelijk. Het is waarschijnlijk afhankelijk van bodemeigenschappen, zoals de aanwezige hoeveelheid ijzer.

Watersystemen kunnen ook onder invloed staan van *kwel* (het toestromen van grondwater naar het oppervlaktewater via de bodem) of *wegzijging* (de neerwaartse verplaatsing van (grond)water. Kwel vergroot de nalevering van fosfaat en toxische stoffen, terwijl wegzijging zorgt voor een vermindering van nalevering.

INTERNE FACTOREN DIE DE WATERBODEM BEÏNVLOEDEN

Het slib op de waterbodem bestaat voor een deel uit detritus, afgebroken organisch materiaal van dode vissen, planten en algen. De samenstelling van het slib en het detritus beïnvloedt de soorten organismen die er leven en die organismen beïnvloeden op hun beurt de afbraak van het detritus. Detritus is van groot belang binnen de voedselketen en draagt bij aan de fosfaatcyclus.

Er vinden onder water diverse bodem-waterinteracties plaats die zorgen voor binding of nalevering van nutriënten. Er zijn chemische (mineralisatie en diffusie), biologische (bioturbatie) en fysische (opwerveling) processen die ten grondslag kunnen liggen aan nalevering. Samen vormen deze de biogeochemische processen, waarbij het gaat om de relatie tussen biologie, bodemkunde, chemie en de geologie en de flux van stoffen tussen biotische en abiotische componenten binnen het aquatisch ecosysteem.

De zwavel-, ijzer- en fosforkringloop in de bodem spelen een grote rol bij de opslag of nalevering van nutriënten. De dominantie van de interacties verschilt per bodemsoort. Door de aanwezigheid van zuurstof onder aerobe condities en de afwezigheid van zuurstof onder anaerobe condities zijn de kringlopen verschillend. Onder anaerobe condities accumuleren stoffen als ammonium, die toxisch kunnen zijn, en vindt er meer nalevering van nutriënten plaats dan onder aerobe condities. Dit wordt met name veroorzaakt doordat onder aerobe omstandigheden ijzer aanwezig is in geoxideerde vorm. Dit is beter in staat fosfaat te binden dan de niet-geoxideerde vorm van ijzer.

DE WATERBODEM ALS HABITAT & VOEDSELBRON

Planten, bacteriën, bentische macrofauna en bodemwoelende vis gebruiken de bodem als habitat en voedselbron. De habitatgeschiktheid en productiviteit van de bodem staan nauw met elkaar in verband en bepalen de kwaliteit van het ecosysteem. De geschiktheid van de bodem voor de groei van planten is afhankelijk van de hoeveelheid nutriënten en de stevigheid die de bodem biedt. Onder voedselarme

omstandigheden zal de vegetatie anders zijn dan onder voedselrijke omstandigheden. Ook is de bodem van belang omdat het vaak een diasporevoorraad huisvest en in de winter een plek is voor bijvoorbeeld watervlooien om te overleven.

De organismen die in en rondom de bodem leven, hebben allemaal een andere invloed op de bodem en op elkaar. Plantenwortels kunnen zorgen voor een toename in porositeit van het sediment en beïnvloeden de zuurstofhuishouding. Hierdoor dragen planten bij aan het creëren van habitat voor benthische macrofauna: ongewervelde waterbodembewonende dierlijke organismen zoals muggenlarven en platwormen. Deze macrofauna beïnvloedt de bodem met name door het veroorzaken van bioturbatie, waarbij deeltjes worden herverdeeld en de bodem ventileert. Ook dergelijke bioturbators dragen dus bij aan de zuurstofhuishouding in de bodem en de bodemstabiliteit. Het effect van bioturbatie is afhankelijk van de bodemkarakteristieken en de soorten bioturbators.

Benthische macrofauna dient als voedsel voor bodemwoelende vissen zoals brasem en karper. De opwerveling die ze veroorzaken bij het zoeken naar voedsel in de waterbodem, beïnvloedt de nalevering en zorgt voor vertroebeling van het water. Hiermee kunnen vissen het licht wegnemen, dat nodig is voor waterplantengroei. Tot slot is de bodem habitat voor bacteriën, die door het bepalen van de afbraaksnelheid van organisch materiaal in staat zijn de fosfaatbeschikbaarheid te vergroten. Ze spelen met name een belangrijke rol binnen naleveringsprocessen.

EXTERNE EUTROFIËRING EN TOXISCHE STOFFEN

Externe eutrofiëring en toxische stoffen kunnen grote invloed hebben op de waterbodemkwaliteit. Aanvoer van extern fosfaat, nitraat of sulfaat beïnvloedt de mate van nalevering vanuit de bodem. Of de invloed groot of klein is, hangt af van de omstandigheden binnen het systeem, zoals de hoeveelheid zuurstof. Het handhaven van een lage externe belasting is belangrijk om de interne eutrofiëring niet te vergroten.

De waterbodem is een potentiële opslagplaats voor toxische stoffen, omdat de stoffen zich kunnen binden aan organisch materiaal in de bodem. Ze kunnen daarmee een belemmering vormen voor de ontwikkeling van bijvoorbeeld waterplanten en dat heeft effect op de soortensamenstelling van de benthische macrofauna.

WATERSYSTEEMANALYSE, INSTRUMENTEN EN MODELLEN

Een watersysteemanalyse beschrijft het feitelijke functioneren van een watersysteem inclusief de waterbodem, kwantificeert de stofstromen binnen dat systeem en vormt daarmee de basis voor een goed onderbouwde keuze van maatregelen om het ecologisch functioneren van watersystemen te verbeteren. De ecologische sleutelfactoren dienen als kader voor het uitvoeren van een dergelijke analyse.

Om het belang van de waterbodem binnen het ecosysteem vast te kunnen stellen, is een goede bodembemonstering van belang. Ook is het belangrijk stof- en waterbalansen op te stellen om bijvoorbeeld de externe en interne fosfaatbelasting van een systeem te bepalen. Deze balansen zijn gericht op het beantwoorden van de vraag waar het water en de daarin aanwezige stoffen, vandaan komen en naartoe gaan. Uiteindelijk is hier bijvoorbeeld mee na te gaan in hoeverre de interne belasting van fosfaat bijdraagt aan de fosfaatconcentratie in een systeem.

Er zijn diverse ecologische modellen en instrumenten voor het uitvoeren van een watersysteemanalyse en de uiteindelijke keuze van ecologische herstelmaatregelen. De *Veenloper* is een beslisschema om handvatten te geven bij de keuze van maatregelen. De *Quickscan* en *Bodemdiagnosetool* zijn voor beheerders te gebruiken als eerste stap in de analyse van het effect van de waterbodem op de ecologische kwaliteit van watersystemen.

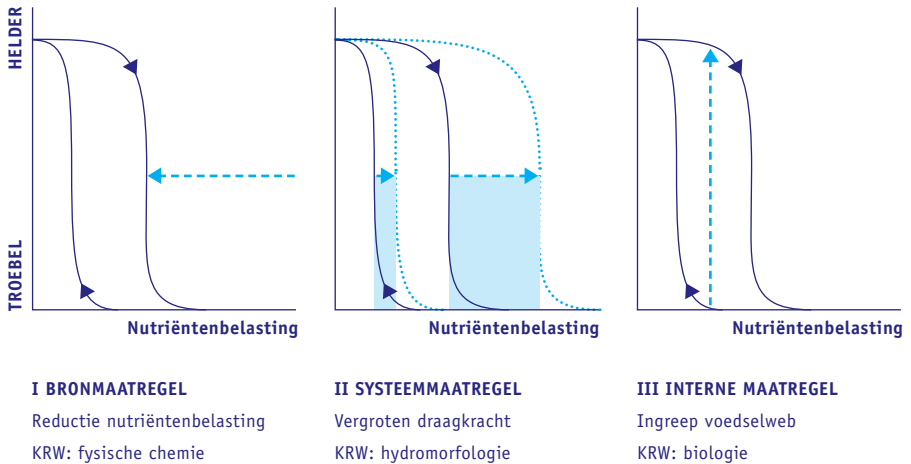
De dynamische modellen *PCLake* en *PCDitch* zijn te gebruiken om de effecten van eutrofiëring op de kwaliteit van het water en aquatische ecosystemen te beschrijven en te voorspellen, en om de kritische belasting van een watersysteem te bepalen. Ook is het mogelijk gebiedsspecifiek de effecten van een bepaalde maatregel te simuleren.

WATERBODEMKWALITEITSBEHEER EN MAATREGELEN

Er zijn verschillende type maatregelen voorhanden om de kwaliteit van de bodem, en daarmee de kwaliteit van het oppervlaktewater te verbeteren. Het is belangrijk een goed onderbouwde, strategische keuze te maken voor een bepaalde maatregel. Er zijn bronmaatregelen, systeemmaatregelen en interne maatregelen.

OVERZICHT MAATREGELEN

Een overzicht van de verschillende type maatregelen en de relatie tot de kritische grenzen en de nutriëntenbelasting. (Bron: Jaarsma et al., 2011)



Baggeren, waarmee men de nutriëntbron verwijdert, en het afdekken van de bodem met zand, waarmee men het contact tussen de nutriënten in de waterbodem en het oppervlakte afsnijdt, zijn twee mogelijke bronmaatregelen die ingrijpen op de waterbodem. Ook zijn er bronmaatregelen waarbij al dan niet natuurlijke, fosfaatbindende stoffen (ijzer, PAC of *Phoslock*) worden toegediend. Deze maatregelen zijn, indien nodig, ook met elkaar te combineren. De maatregelen zijn gericht op het verminderen van de nutriëntenbelasting, waardoor deze richting de kritische belasting verschuift, waarbij het systeem overgaat van een troebele naar een heldere toestand.

Een mogelijke systeemmaatregel die ingrijpt op de waterbodem is het wegvangen van slib in diepe putten. Hiermee worden mogelijke slibproblemen en opwerping van slib verminderd, waardoor de draagkracht van een systeem groter wordt en ecologisch herstel makkelijker plaats kan vinden.

Interne maatregelen kunnen worden toegepast als extra duw in de rug voor een systeem om te herstellen. Belangrijk is dan dat de externe belasting en de interne belasting gezamenlijk zijn afgenomen tot onder de 'kritische belasting'.

Voorbeelden zijn tijdelijke droogval en actief visstandbeheer. De eerste maatregel is vooral bedoeld om de bodem in contact te brengen met zuurstof en daarmee het fosfaatbindend vermogen van de bodem te vergroten. De tweede grijpt in op het voedselweb en vermindert opwerveling van slibdeeltjes.

De kwaliteit van de waterbodem en het oppervlaktewater kunnen sterk toenemen door het op een juiste manier toepassen van één of meerdere van deze maatregelen. Na inventarisatie van het gebied en het probleem, kan met behulp van de besproken modellen en instrumenten bepaald worden welke maatregel het meest geschikt is om uit te voeren om het gebied ecologisch te herstellen.

.....

Foto: Rollin Verlinde, Vildaphoto

INLEIDING



De waterbodem is een vrij onzichtbaar element binnen een aquatisch ecosysteem, maar speelt wel een belangrijke rol bij het functioneren van watersystemen. De bodem is vaak medebepalend voor de kwaliteit van het oppervlaktewater. De rol die de waterbodem speelt in het ecologisch functioneren van aquatische ecosystemen, wordt steeds duidelijker. Het bewustzijn dat de waterbodem een belangrijke oorzaak kan zijn voor een ontoereikende waterkwaliteit is hierdoor tevens toegenomen.

Waterbodems hebben in de loop der tijd grote veranderingen ondergaan. Tijdens de jaren met hoge externe eutrofiëring (externe aanvoer van nutriënten) fungeerde de waterbodem als opslagplaats voor nutriënten. De huidige, vaak hoge concentraties aan opgeslagen voedingsstoffen kunnen een belangrijke interne bron van nutriënten vormen, waardoor zogenoemde nalevering van deze voedingsstoffen uit de bodem plaatsvindt. Deze nalevering kan beperkend zijn voor het herstel van aquatische ecosystemen.

DE ONTWIKKELING VAN HET WATERBODEMKWALITEITSBEHEER IN NEDERLAND

Vanaf de jaren tachtig van de vorige eeuw groeide het besef dat door de sterk toegenomen milieudruk niet alleen het oppervlaktewater, maar ook waterbodems op grote schaal waren verontreinigd. Vanaf 1990 werd er actief beleid en regelgeving ontwikkeld om hier iets aan te doen, waarbij de nadruk in eerste instantie lag op toxische stoffen.

De tabel op de volgende bladzijde geeft weer welke gebeurtenissen (van kracht worden van wetten en nota's etc.) wanneer plaatsvonden en wat de gevolgen hiervan waren voor de waterbodemkwaliteit en voor de positie van waterbodems binnen het waterbeleid.

Aan het eind van de jaren tachtig van de vorige eeuw begon ook de aandacht voor de waterbodem als opslagplaats voor nutriënten voor het eerst op te komen. De focus lag hierbij in eerste instantie op de nalevering van fosfaat uit sediment als medeoorzaak voor eutrofiëringsproblemen (o.a. Brinkman *et al.*, 1987; Broers en Uunk, 1990; Van der Molen en Boers, 1994). Omdat de externe aanvoer van voedingsstoffen (met name de nutriënten stikstof en fosfaat) gedurende deze tijd echter te hoog was, bleken maatregelen om hier iets aan te doen - zoals baggeren en ijzersuppletie om de bodem-, en daarmee de waterkwaliteit te verbeteren - niet

succesvol. Het verminderen van externe eutrofiëring om de kwaliteit van de Nederlandse oppervlaktewateren te verbeteren, kreeg vanaf de tweede helft van de jaren negentig veel aandacht.

Tabel BELANGRIJKE GEBEURTENISSEN BINNEN HET WATERBODEMKWALITEITSBEHEER IN NEDERLAND EN DE GEVOLGEN HIERVAN

JAAR	GEBEURTENIS	GEVOLG
1970	Wet verontreiniging oppervlaktewateren (WVO)	Veel energie gestoken in het aanpakken van bronnen van verontreiniging. Sterke verbetering van kwaliteit nieuwgevormd sediment (hoewel aanwas op veel plaatsen nog niet schoon is).
1990	Derde nota waterhuishouding (NW3)	Ontstaan van duidelijke positie voor waterbodems binnen het waterbeleid.
1993	Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie	Ontstaan van duidelijke positie voor waterbodems binnen het waterbeleid.
1994	Wijziging van de Wet bodembescherming (Wbb)	Waterbodemsanering wordt wettelijk ingekaderd, diverse locaties zijn sinds die tijd gesaneerd.
1998	Preventief beleid in Vierde nota waterhuishouding (voortzetting NW3)	Baggerspecie moet op termijn weer bruikbaar zijn.
2005	Waterbodems gaan onderdeel uitmaken van waterkwaliteitsbeheer in plaats van de Wbb.*	Waterbodems worden opgenomen in de Waterwet.
2007	Invoering Besluit bodemkwaliteit	Nieuw kader voor de verspreiding en toepassing van baggerspecie.
2009	Waterwet treedt in werking (waarin KRW-doelen geïmplementeerd zijn).	Als de waterbodem de KRW-doelen belemmert, kan een ingreep in de waterbodem bijdragen aan het halen van deze doelen. Waterbodemsanering wordt een middel om waterkwaliteit te verbeteren en niet een doel op zich.

*<http://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/waterbodems-%28ecb%29/bibliotheek/documentenoverzicht/waterbodem%28beleid%29/@5133/kabinetsstandpunt/>

In het jaar 2000 werd de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) van kracht. Een belangrijke doelstelling binnen deze richtlijn is het bereiken van een goede ecologische toestand voor alle Nederlandse oppervlaktewateren. De inwerkingtreding van de KRW brengt wat betreft waterbodems twee beleidssporen bij elkaar die eerder gescheiden waren: toxische stoffen en nutriënten. De Wet bodembescherming (Wbb) had namelijk geen normen voor nutriënten en daardoor was het saneren van waterbodems vanwege eutrofiëringsproblemen onmogelijk.

Waterbodems worden in de KRW als integraal onderdeel van het aquatisch ecosysteem gezien. De rol van de waterbodem verschilt per systeem, maar is zowel in ondiepe systemen als in diepe plassen van belang. Daarom is het noodzakelijk ook de bodem mee te nemen in het herstel, het beheer en de inrichting van aquatische ecosystemen.

Sinds de Waterwet (2009), waarin de KRW-doelen zijn geïntegreerd, worden 'klassieke saneringen' eigenlijk alleen nog uitgevoerd als 'uitloop' van Wbb-gevallen. Veel KRW-maatregelen zijn gericht op fysieke verandering (oevers, stroomsnelheid, etc.) en nutriënten en toxische stoffen hebben een lagere prioriteit gekregen. Voor de waterbodems is de nadruk komen te liggen op het reduceren van fosfaataflevering.

Niet alleen de inwerkingtreding van de KRW, maar ook nieuwe onderzoeksresultaten (Lamers *et al.*, 2006, 2010) hebben ervoor gezorgd dat er steeds meer aandacht is ontstaan voor de waterbodem. Het onderzoek naar laagveenwateren, uitgevoerd in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN), was één van de eerste omvangrijke projecten waarbinnen de waterbodem een belangrijke rol speelde. Dit onderzoek liep van 2003 tot 2009, met het STOWA-rapport 'Van helder naar troebel... en weer terug' (2008-04) als resultaat.

In deze periode startte tevens het KRW-innovatieprogramma. Dit heeft een grote impuls gegeven aan het onderzoek naar waterbodems in relatie tot eutrofiëring. Het in het kader van dit innovatieprogramma uitgevoerde project 'BaggerNut' (STOWA-rapport 2012-40) richtte zich vooral op de diagnose van het systeem. Ook werden in dit kader verschillende projecten en pilots uitgevoerd met maatregelen om interne eutrofiëring te beperken. Voorbeelden hiervan zijn 'Ijzersuppletie in laagveenplassen', 'Tijdelijke droogval als waterkwaliteitsmaatregel', 'De bodem bedekt' en 'Flexibel peilbeheer, van denken naar doen'.

WAAROM DIT BOEK, EN VOOR WIE?

Op dit moment is de informatie over waterbodems en over de maatregelen om de kwaliteit ervan te verbeteren, zeer verspreid. Dit boek beoogt een samenvattend overzicht te geven van alle bestaande kennis en nieuw verkregen inzichten over de invloed van waterbodems op het functioneren van aquatische ecosystemen met een lange waterverblijftijd ('stilstaande wateren'). Hiermee biedt het een handvat voor beleidsmedewerkers van bijvoorbeeld de waterschappen of Rijkswaterstaat die werken aan ecologisch herstel. Het is zowel bruikbaar voor medewerkers die met aquatische ecosystemen werken en inzicht willen krijgen in de rol van de waterbodem, als voor medewerkers die al bekend zijn met deze rol en informatie terug willen lezen.

.....

LEESWIJZER



HOOFDSTUK 1

Hoofdstuk 1 gaat kort in op het belang van waterbodems voor het functioneren van aquatische ecosystemen. De ecologische sleutelfactoren (ESF'en), die het kader vormen voor de uitvoering van een watersysteemanalyse en waarvan ook de productiviteit van de waterbodem deel uitmaakt (ESF 3), worden geïntroduceerd. Vervolgens bespreekt dit hoofdstuk globaal de rol van de waterbodem en belichten we de ontwikkeling van externe en interne eutrofiëring van Nederlandse oppervlaktewateren zien. Ook wordt het concept van de alternatieve stabiele toestanden toegelicht.



HOOFDSTUK 2

Hoofdstuk 2 gaat uitgebreider in op de specifieke rol die waterbodems spelen binnen aquatische ecosystemen.

[Paragraaf 2.1](#) beantwoordt de vraag wat een waterbodem precies is. Slib krijgt hierin specifieke aandacht, omdat sliblagen op de bodem veel voorkomen in Nederlandse oppervlaktewateren.

[Paragraaf 2.2](#) bespreekt de manieren waarop karakterisering van de waterbodem plaats kan vinden.

In [paragraaf 2.3](#) gaat de aandacht uit naar externe factoren die invloed uitoefenen op de waterbodem.

[Paragraaf 2.4](#) richt zich op de interne factoren, de biogeochemische processen en bodem-waterinteracties. De interne productie van detritus komt kort aan bod, maar deze paragraaf focust vooral op bodem-waterinteracties en specifiek de nalevering van nutriënten.

[Paragraaf 2.5](#) bespreekt de waterbodem als habitat, waarbij het belang van de bodem voor verschillende organismen wordt toegelicht. Ook de invloed van de organismen op de bodem en op elkaar komen aan bod.

De laatste [paragraaf, 2.6](#), richt zich op externe belasting en toxische stoffen, omdat ook dit van belang is voor waterbodems.



HOOFDSTUK 3

Hoofdstuk 3 geeft informatie over het uitvoeren van een watersysteemanalyse. De hiervoor benodigde bodembemonstering en stoffen- en waterbalansen worden toegelicht. Ook worden enkele ecologische modellen en instrumenten besproken die bruikbaar zijn bij het uitvoeren van watersysteemanalyses en het bepalen van de juiste waterkwaliteitsmaatregelen. Het betreft onder meer de Veenloper, de Quickscan en PCLake/PCDitch.



HOOFDSTUK 4

Slothoofdstuk 4 gaat in op maatregelen die waterbeheerders kunnen nemen om de kwaliteit van de bodem en daarmee van het bovenliggende water te verbeteren.

[Paragraaf 4.1](#) bespreekt het waterbodemkwaliteitsbeheer in de praktijk, van waaruit maatregelen tot stand komen.

Vervolgens komen in [paragraaf 4.2](#) verschillende type maatregelen (bron-, interne en systeemmaatregelen) aan bod, en wordt een aantal maatregelen uitgelicht.



WOORDENLIJST

Achterin het boekje is een verklarende woordenlijst opgenomen.


A photograph of a pond with large green water lilies and submerged branches. The water is clear, showing the roots and stems of the plants. The lilies have large, rounded leaves with prominent veins. The background is filled with a dense network of thin, brown branches and stems, some of which are partially submerged. The overall scene is a natural, aquatic environment.

Foto: Nico Jaarsma

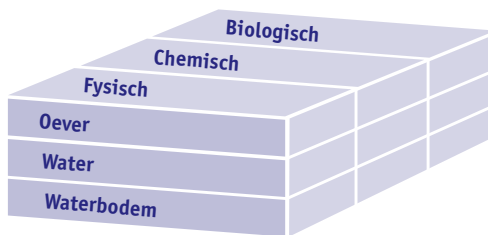
H1 HET BELANG VAN WATERBODEMS VOOR AQUATISCHE ECOSYSTEMEN

Het ecologisch functioneren van aquatische ecosystemen is complex. Alles hangt met elkaar samen en is van elkaar afhankelijk. Dit boek richt zich op de waterbodem, maar het is van belang die niet als losstaand onderdeel van het aquatisch ecosysteem te beschouwen. De waterbodem is tenslotte één van de componenten binnen dit systeem. De bodem beïnvloedt onder andere de waterkwaliteit, het lichtklimaat, de vegetatie en de bodemfauna. Al deze onderdelen beïnvloeden op hun beurt, direct of indirect, de waterbodem.

In de Derde nota waterhuishouding (NW3) zijn deze relaties weergegeven in de vorm van een kubus (zie [figuur 1.1](#)). Hierin werd de waterbodem geïntroduceerd in het waterkwaliteitsbeheer, omdat een watersysteem meer is dan alleen water. In de praktijk gaat het zowel om het water, de bodem als de oever. De fysische componenten omvatten de (verschillen in) diepte en stroming van het water en de vorm van de oevers. De chemische componenten omvatten de al dan niet van nature voorkomende stoffen in het water en de waterbodem. De dieren en planten die bij het watersysteem horen, vormen samen de biologische component.

Fig 1.1 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN EEN WATERSYSTEEM

Schematische weergave van een watersysteem volgens de Derde nota waterhuishouding.



1.1 ECOLOGISCHE SLEUTELFACTOREN

Voor het op een logische wijze ontrafelen van het functioneren van aquatische ecosystemen kunnen de ecologische sleutelfactoren (ESF'en) gebruikt worden. De ESF'en worden hieronder kort toegelicht. Meer informatie over de ESF'en zelf en de toepasbaarheid ervan is te vinden in het STOWA-rapport 2014-19 *Ecologische sleutelfactoren. Begrip van het watersysteem als basis voor beslissingen* (Von Meijenfeldt et al., 2014).

Fig 1.2 DE ECOLOGISCHE SLEUTELFACTOREN (ESF 1-8) EN DE SLEUTELFACTOR (SF 9)

(Bron: STOWA).

-  **Productiviteit water**
-  **Lichtklimaat**
-  **Productiviteit bodem**
-  **Habitatgeschiktheid**
-  **Verspreiding**
-  **Verwijdering**
-  **Organische belasting**
-  **Toxiciteit**
-  **Context**

De ESF'en vormen het kader voor het uitvoeren van watersysteemanalyses, als opmaat voor het bepalen van maatregelen die bijdragen aan het herstel van de ecologische kwaliteit van een watersysteem. De ESF'en zijn op dit moment toepasbaar voor stilstaande oppervlaktewateren. De term 'stilstaand water' staat in dit boek voor een procesgestuurd watersysteem. Hiermee bedoelen we systemen waarin het water een lange verblijftijd heeft (90 procent van het jaar langer dan een maand) en waarin ecologische processen (zoals algengroei) de ecologische kwaliteit van het watersysteem bepalen.

Hiertegenover staan de verblijftijdgestuurde watersystemen met een korte verblijftijd van water. De dynamiek in stroming en de kwaliteit van het (inlaat)water van buiten het watersysteem bepalen in dit geval de ecologische kwaliteit. De doorspoeling is hier zo hoog, dat bijvoorbeeld algen uit het systeem spoelen voor deze dominant zijn (Van Geest *et al.*, 2011).

Er zijn acht ecologische sleutelfactoren en één niet-ecologische sleutelfactor (SF) gedefinieerd. De sleutelfactoren zijn hiërarchisch onderverdeeld in drie groepen (zie [figuur 1.2](#)):

- ESF 1-3** **Ontwikkeling van ondergedoken waterplanten**
- ESF 4-6** **Herstel van specifieke planten, vis en macrofauna**
- ESF 7, 8 en SF 9** **Waterkwaliteit in specifieke situaties en bredere samenhang**

De sleutelfactoren kunnen voldoen, in dat geval is voor een bepaalde sleutelfactor een goede status bereikt, of ze kunnen niet voldoen, de conditie is dan slecht. De ecologische doelen voor een bepaald systeem kunnen pas gehaald worden als alle sleutelfactoren voldoen.

De eerste drie ESF'en (*productiviteit water, lichtklimaat en productiviteit bodem*) richten zich op de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. Hiermee wordt een belangrijke eerste stap gezet naar herstel van de ecologie en de waterkwaliteit. Een hoge externe belasting met nutriënten (ESF 1) kan een knelpunt vormen voor een goed lichtklimaat door de overmatige ontwikkeling van algen en kroos (de ESF voldoet niet). Als deze belasting voldoende laag is (de ESF voldoet), zijn kroos en algen niet meer belemmerend voor de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. Zwevende deeltjes, die bijvoorbeeld door opwerveling vanuit de bodem in het water terechtkomen, kunnen dan nog wel voor een verstoring van het lichtklimaat zorgen (ESF 2).

Als de productiviteit van het water in orde is en er komt voldoende licht op de bodem, kan de nutriëntenbelasting vanuit de waterbodem (ESF 3) nog een knelpunt vormen voor ecologisch herstel. Als deze hoog is, zal er sprake zijn van woekerende waterplanten en bestaat de kans op het ontstaan van natuurlijke toxische stoffen (zoals ammonium en sulfide). Nalevering van nutriënten draagt tevens bij aan het ontstaan van algenbloei. Een goede bodemkwaliteit is dus van belang om deze ESF te laten voldoen.

De ESF'en 4 tot en met 6 (*habitatgeschiktheid, verspreiding en verwijdering*) richten zich op het herstel van specifieke soorten, waarbij ook oeverplanten, vissen en macrofauna zijn meegenomen. Standplaatscondities zijn bepalend voor het herstel van specifieke soorten (ESF 4); het is belangrijk dat er geschikte habitats aanwezig zijn voor planten, vissen en macrofauna. Deze zijn te vinden in de waterkolom, maar ook in de bodem, die hier tevens een belangrijke rol speelt. De aanwezigheid van gewenste, specifieke soorten is niet alleen afhankelijk van de aanwezigheid van geschikt substraat (waaronder waterplanten) en geschikte stromingscondities (ESF 4), ook migratiemogelijkheden en de aanwezigheid van restpopulaties zijn daarbij van belang (ESF 5). Daarnaast spelen beheer, onderhoud en vraat (ESF 6) een belangrijke rol wat betreft het voorkomen van specifieke soorten.

De ESF'en 7 en 8 (*organische belasting en toxiciteit*) zijn vooral van belang voor de waterkwaliteit en ecologie in specifieke situaties. Indien ESF 7 en/of 8 binnen een ecosysteem een rol spelen en een probleem vormen, staan ze vaak bovenaan in de hiërarchie van te verbeteren sleutelfactoren. Het is dan zaak deze problemen als eerste op te lossen. ESF 7 speelt met name een rol in stedelijk gebied, ESF 8 in gebieden met intensieve teelt en in het geval er sprake is van calamiteiten. De toxische stoffen onder ESF 8 zijn niet-natuurlijke toxische stoffen en ook deze kunnen in de bodem terecht komen, waar ze ophopen en een probleem vormen voor ecologisch herstel.

SF 9 (*context*) is gedefinieerd omdat het vaststellen van doelen en het definiëren van maatregelen plaatsvinden in een bredere context. Welke doelen worden vastgesteld en welke maatregelen er uiteindelijk worden genomen, hangt af van het watersysteem en de functies die dit systeem vervult.

In dit boek ligt, gezien het onderwerp ervan, de focus vooral op ESF 3 en 4 (*productiviteit bodem en habitatgeschiktheid*). Ook wordt kort ingegaan op ESF 1 en 8 (*productiviteit water en toxische stoffen*).

1.2 DE ROL VAN DE WATERBODEM BINNEN AQUATISCHE ECOSYSTEMEN

Zoals in het volgende hoofdstuk uitgebreid naar voren zal komen, vervult de waterbodem een belangrijke rol binnen een aquatisch ecosysteem. Het biedt onder andere stabiliteit, is belangrijk in de stoffenbalans met water, heeft invloed op de troebelheid van het water en dient als substraat en voedingsbron voor planten, vissen en benthische macrofauna. De kwaliteit van de bodem is daarmee medebepalend voor de kwaliteit van het oppervlaktewater en kan tegelijkertijd een knelpunt vormen voor herstel van de waterkwaliteit.

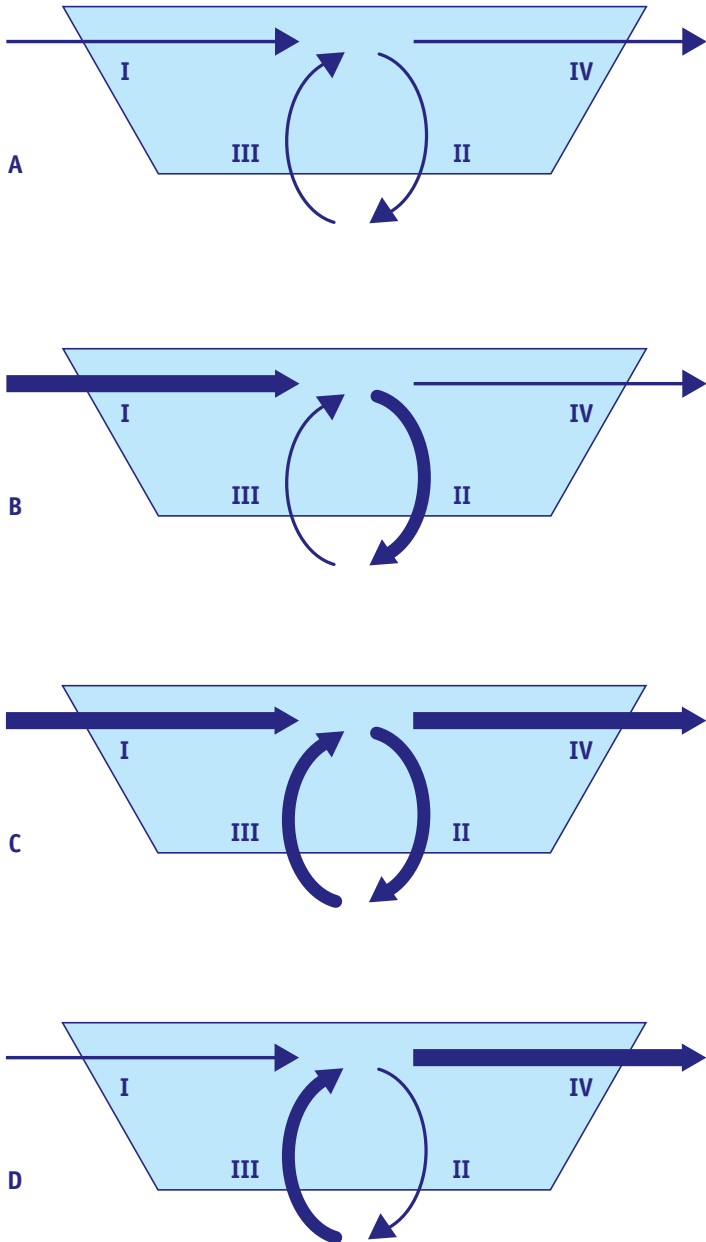
Veel Nederlandse wateren hebben langere tijd te maken gehad met externe eutrofiëring. De waterbodem is in deze periode opslagplaats voor nutriënten geweest. Diezelfde bodem, opgeladen met hoge concentraties aan voedingsstoffen, kan vervolgens een belangrijke bron van nalevering vormen, waardoor interne eutrofiëring ontstaat (zie [kader](#)). De bodem is in elk watersysteem belangrijk, maar het precieze belang van de waterbodem verschilt per systeem. Het belang neemt toe naarmate de verblijftijd van het water toeneemt. Daarom is het noodzakelijk om niet alleen de externe nutriëntenbelasting te verlagen, maar ook de bodem mee te nemen bij het herstel van aquatische ecosystemen. In de inleiding werd de ontwikkeling rondom de externe en interne eutrofiëring van wateren al kort toegelicht. [Figuur 1.3](#) laat zien in welke toestanden de Nederlandse oppervlaktewateren zich hebben bevonden of nu bevinden en geeft aan wanneer bodemgerelateerde maatregelen zinvol zijn.

Kader EUTROFIËRING

Eutrofiëring van water, waarbij verrijking met nutriënten (met name stikstof en fosfaat) de groei van algen en waterplanten bevordert, is een veelvoorkomend probleem. De voedingsstoffen kunnen van buiten het watersysteem aangevoerd worden (externe eutrofiëring), maar ook uit de waterbodem vrijkomen (interne eutrofiëring). Eutrofiëring heeft invloed op verschillende aspecten van het aquatisch ecosysteem. Zo kan het in korte tijd zorgen voor een toename aan waterplanten, kroos of algen. Dit heeft een negatief effect op het lichtklimaat en de zuurstofhuishouding van het water, waardoor de leefomstandigheden voor flora en fauna verslechteren. Een systeem met hoge eutrofiëring is veelal soortenarm en vaak overheersen slechts enkele, vaak ongewenste soorten. De overmaat aan algen en kroos belemmert de terugkeer van ondergedoken waterplanten en bepaalde vissoorten, waardoor een systeem met een hoge eutrofiëring zichzelf troebel, plantenarm en algenrijk houdt.

Fig 1.3 DE NUTRIËNTTOESTANDEN WAARIN WATEREN ZICH KUNNEN BEVINDEN

Met dank aan L. Osté (2014).



A **NATUURLIJK: LAGE EXTERNE & LAGE INTERNE BELASTING**

De oorspronkelijke, natuurlijke situatie ($I = IV$). Zowel de externe als de interne belasting zijn laag. Maatregelen zijn in dit geval niet nodig.

B **OPLADING: HOGE EXTERNE & LAGE INTERNE BELASTING**

Er vindt oplading van de bodem plaats ($I > IV$). Doordat de externe belasting is verhoogd, accumuleren nutriënten in de bodem, die als opslag gaat dienen. De interne belasting neemt in eerste instantie nog niet toe. Bodemgerelateerde maatregelen hebben in dit geval geen effect. De externe belasting moet eerst aangepakt worden om ervoor te zorgen dat de bodem niet ook nutriënten na gaat leveren.

C **EUTROOF EVENWICHT: HOGE EXTERNE & HOGE INTERNE BELASTING**

Wanneer de externe belasting hoog blijft, zal de interne belasting vanuit de bodem ook toenemen en ontstaat er een eutroof evenwicht ($I = IV$). Bodemmaatregelen hebben een korte-termijneffect, omdat de externe belasting hoog blijft. Er zullen eerst maatregelen genomen moeten worden om de externe belasting te verlagen, voordat bodemmaatregelen zinvol zijn.

D **GEREDUCEERDE EXTERNE BELASTING: LAGE EXTERNE & HOGE INTERNE BELASTING**

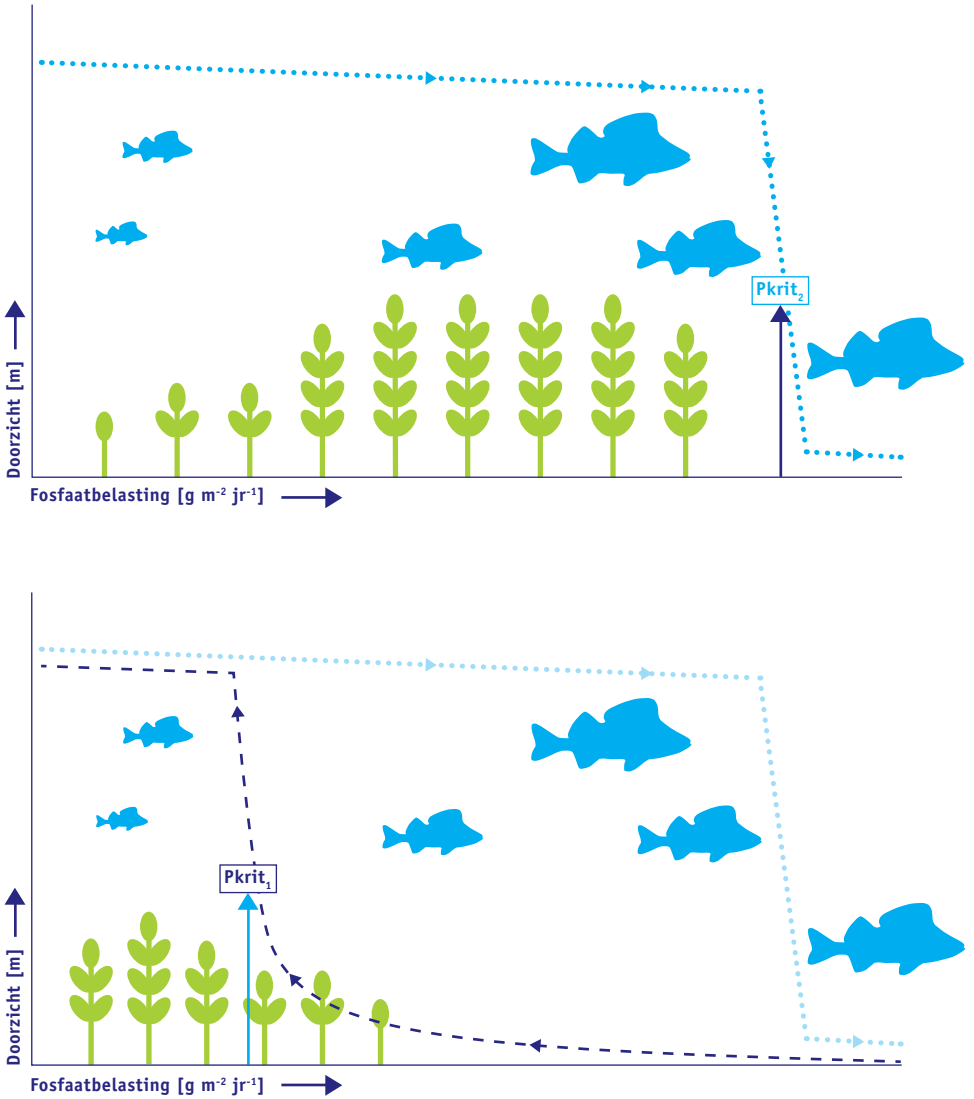
Als de externe belasting is verlaagd, zal de bodem niet meer opladen, maar nog wel nutriënten naleveren ($I < IV$). Alleen in dit geval zullen bodemgerelateerde maatregelen effect hebben en is het zinvol deze te nemen.

1.3 **ALTERNATIEVE STABIELE TOESTANDEN**

Voordat we in de volgende hoofdstukken specifiek ingaan op de waterbodem, is het belangrijk het concept van de alternatieve stabiele toestanden te beschrijven. Eutrofiëring, meestal veroorzaakt door een hoge nutriëntenbelasting, is de drijvende kracht achter de overgang van een helder en plantenrijk watersysteem naar een troebel, algenrijk en plantenarm systeem. Bij bepaalde nutriëntenbelastingen kunnen wateren zowel helder als troebel zijn. Beide toestanden zijn min of meer stabiel (de alternatieve stabiele toestanden), maar kunnen door het optreden van incidenten of door het nemen van maatregelen, in elkaar overgaan.

Fig 1.4 DE ALTERNATIEVE STABIELE TOESTANDEN

Gemodelleerd met het model PCLake waarin het hysterese-effect te zien is. De lichtblauwe lijn toont de overgang van helder naar troebel, de donkerblauwe lijn de overgang van troebel naar helder. De kritische belasting is weergegeven als P_{krit_1} en P_{krit_2} (Bron: Jaarsma et al., 2011)



Over het algemeen geldt dat bij een lage nutriëntenbelasting een systeem helder is en bij een hoge nutriëntenbelasting troebel. Maar er zijn ook toestanden die hier tussenin zitten en tevens stabiel of juist minder stabiel zijn. Zo is een systeem, afhankelijk van de historie van een water, bij intermediaire belasting helder of troebel. Het kan in deze gevallen per jaar, of per seizoen, verschillen of het systeem helder of troebel is.

De kritische belastingen zijn de grenzen waarbij een systeem overgaat van de ene in de andere toestand. Deze is voor de beide overgangen verschillend. De weg van een helder naar een troebel systeem verloopt anders dan de weg van een troebel naar een helder systeem. Dit effect staat bekend als hysteresis. Hysteresis wordt veroorzaakt door de weerstand van een systeem tegen verandering, waarbij het voedselweb en de waterbodem een belangrijke rol spelen. Een algenrijk water bijvoorbeeld, zal troebel blijven doordat algen en opwervend bodemslib de terugkeer van planten tegengaan. (Jaarsma *et al.*, 2011)

[Figuur 1.4](#), afkomstig van modelsimulaties gemaakt met het model PCLake (Janse, 2005), geeft deze hysteresis weer. Hierin is te zien dat de P-belasting van een systeem dat de overgang maakt van helder naar troebel (links) niet hetzelfde is als de belasting waarbij het systeem op de terugweg de overgang zal maken. De belasting waarbij een troebel water naar een heldere toestand gaat, ligt bij een veel lagere nutriëntenbelasting dan andersom. De troebele uitgangssituatie van het systeem is de oorzaak van dit verschil.

De kritische belastingen zijn specifiek en dus anders voor elk stilstaand water, afhankelijk van de aanwezige omstandigheden en de geschiedenis van het water. Voor procesgestuurde systemen bestaan er bovendien meer toestanden dan alleen de heldere en troebele uitersten. Er zijn ook toestanden hiertussen waarbij een helder water bijvoorbeeld woekerende waterplanten bevat. Dit is belangrijk om te controleren indien er maatregelen genomen moeten worden. Twee voorbeelden van maatregelen om een helder plantenrijk systeem te bewerkstelligen, zijn het terugbrengen van de actuele belasting (om de kritische belasting te bereiken) of het vergroten van de kritische belasting (waardoor het systeem meer nutriënten kan verdragen) (Jaarsma *et al.*, 2011). In [hoofdstuk 4](#) komen we hierop terug.

H2 DE ROL VAN WATERBODEMS BINNEN AQUATISCHE ECOSYSTEMEN

In dit hoofdstuk bespreken we de rol van waterbodems in aquatische ecosystemen. Hierbij staat ESF 3 centraal, de productiviteit van de waterbodem, waarbij de nadruk ligt op de nalevering van fosfaat (P). Ook ESF 4 (habitatgeschiktheid) en de ESF'en 1 en 8 (productiviteit water en toxiciteit) komen in dit hoofdstuk kort aan de orde. We bespreken onder meer hoe de waterbodem fysisch en chemisch kan worden gekarakteriseerd en welke externe en interne factoren van invloed zijn op de waterbodem en daarmee op het bovenliggende watersysteem. Tot slot bespreekt het hoofdstuk ook de invloed van externe eutrofiëring en toxische stoffen.

2.1 WAT VERSTAAN WE ONDER DE WATERBODEM?

De waterbodem is te omschrijven als de bodem die permanent, of met een zekere regelmaat, met oppervlaktewater is bedekt. In de Waterwet is de bodem juridisch gedefinieerd als 'de bodem en oevers van oppervlaktewaterlichamen'.

De waterbodem vormt de verbinding tussen het oppervlaktewater en de onderliggende bodem. Hij is opgebouwd uit een vast, geconsolideerd gedeelte, waarop meestal een ongeconsolideerde, bruinzwart gekleurde laag slib ligt. Het slib bestaat uit amorf organisch materiaal, bestaande uit resten van plantaardig en dierlijk materiaal, alsmede van ingewaarde of ingespoelde stoffen. Het verschil in kleur en structuur maakt de sliblaag eenvoudig te onderscheiden van de onderliggende bodem.

In Nederland is de kans groot dat de oorspronkelijke waterbodems - bestaande uit veen, zand, silt of klei - afgedekt zijn met een dikke laag slib. De bodem-waterinteracties vinden dan dus plaats in en rondom deze sliblaag. Deze laag vormt het habitat voor planten en dieren. Om deze reden besteden we in dit boek expliciet aandacht aan slib.

2.1.1 Slib

Slib kan over het algemeen beschouwd worden als een amorfe massa waarin veel dynamiek plaatsvindt. Deze dynamiek is een gevolg van verschillende processen en van de eigenschappen van het slib zelf. Slib komt onder schokken of wrikken in beweging en bevindt zich dan fijn verdeeld in een vloeistof. Het verstevigt en consolideert daarentegen als het met rust gelaten wordt, waardoor het kan bezinken en een slibdeken op de waterbodem vormt.

Een stevig geconsolideerde sliblaag is gunstig voor de vegetatieontwikkeling in een aquatisch ecosysteem (Osté, 2011), terwijl een dikke, weke sliblaag er juist voor zorgt dat waterplanten zich niet kunnen vestigen. Afhankelijk van de mate van verstoring door bijvoorbeeld golven of bioturbatie, zal slib de bodem verstevigen, of juist niet. Dit hangt samen met het gehalte water en organisch materiaal in het slib. De hoeveelheid organisch materiaal in slib varieert sterk, afhankelijk van herkomst en jaargetijde (Verwey, 1952). Het bestaat uit levend materiaal als bacteriën, maar ook uit restanten en afbraakproducten van o.a. fytoplankton en benthische algen. De organische fractie van slib is in staat veel water op te nemen. Door polaire krachten is dit meer vast gebonden en geeft het slib een slijmachtige, plastische consistentie, dus een hoge viscositeit (Groenewold & Dankers, 2002).

ZOETWATERMOSSELEN GEVESTIGD OP DE WATERBODEM

(Foto: Nico Jaarsma).



De hoeveelheid slib op de bodem heeft invloed op verschillende aspecten van de bodem, zoals de chemische gradiënten, de stabiliteit en de hoeveelheid organisch materiaal. Met name de organische fractie van slib is bepalend voor de ecologische eigenschappen van het slib. Het gaat specifiek om de habitatkarakteristieken die belangrijk zijn voor de bodemfauna. Zoetwatermosselen zijn gebaat bij een niet te dikke sliblaag, zodat ze niet door het slib wegzakken (DLG, 2007) en zich nog kunnen hechten aan de bodem (Hoogenboom, 2014). Ook zijn er bepaalde libellensoorten (o.a. de Kleine tanglibel) die plekken met slib mijden, vanwege zuurstofgebrek in deze laag (DLG, 2007). Rode muggenlarven en bepaalde wormen zijn daarentegen juist op een slibbodem aanwezig (Hoogenboom, 2014). Slib is tevens bepalend voor de bacteriebiomassa, zuurstoffluxen, voedselbeschikbaarheid en de opslagcapaciteit aan nutriënten zoals stikstof en fosfor (Groenewold en Dankers, 2002).

2.2 KARAKTERISERING VAN DE WATERBODEM¹

De karakterisering van de waterbodem kan op verschillende manieren gebeuren. In de eerste plaats is het daarbij van belang naar de ruimtelijke variatie van de bodem te kijken, zowel in diepte als in het horizontale vlak. De aanleiding voor een waterbodemonderzoek bepaalt vaak welke informatie gewenst is. Zo wil men voor baggerwerk via bodemmonsters (bijvoorbeeld boorkernen) weten waar de bodemslibgrens ligt. Een ecoloog is in veel gevallen alleen in de toplaag geïnteresseerd en de relatie tussen waterbodems en de biologie. In zo'n geval vindt vaak alleen nadere analyse van het slib plaats.

Het soort waterbodem (veen, zand, silt, klei of slib) en het karakter van de sliblaag bepalen de rol die de waterbodem speelt in een aquatisch ecosysteem. Elke soort zal andere organismen huisvesten en het zal voor planten makkelijker, of juist moeilijker zijn om bepaalde bodems te koloniseren. De bodemsoort heeft ook een relatie met de mogelijke mate van nalevering van nutriënten. Bodems die bestaan uit fijn sediment bevatten meer nutriënten dan bodems bestaande uit grof sediment (Palmer *et al.*, 2000). Er wordt een onderscheid gemaakt tussen klei/luthum (deeltjes < 2 µm), silt (deeltjes < 63 µm) en zand (deeltjes < 2 mm). Bij veenbodems wordt uitgegaan van >30 procent organisch materiaal.

¹ De tekst in deze paragraaf is tot stand gekomen met medewerking van L. Osté (2014).

Hoeveel nalevering van nutriënten er daadwerkelijk plaatsvindt vanuit de bodem, is onder meer afhankelijk van de stevigheid van de bodem en dus de mate van opwerveling, de opslag van nutriënten in de bodem en de nutriëntconcentratie in het oppervlaktewater. Een voorbeeld van een waterbodem die als potentiële bron van nutriënten dient, is veen. Dit komt doordat het een organisch (biogeen) sponsachtig sediment is, dat rijk is aan nutriënten (N en P) en vaak een laag zuurstofgehalte heeft (van Gerven *et al.*, 2011). Hoe de interne biogeochemische processen bijdragen aan de nalevering, komt verderop in dit hoofdstuk aan de orde.

2.2.1 Karakterisering: Fysisch of chemisch

Het doel van een waterbodemonderzoek bepaalt zoals gezegd in hoge mate wat voor onderzoek er wordt gedaan en welke parameters worden gemeten, maar op hoofdlijnen is er een onderscheid tussen het meten van fysische en chemische kenmerken. Ook kunnen biologische metingen (zoals de microbiële activiteit of inventarisatie van macrofauna) in de toplaagmonsters worden uitgevoerd, maar daar gaan wij hier niet verder op in.

Het vochtgehalte, de hoeveelheid lucht (hoewel een verzadigde waterbodem vaak geen lucht bevat), de dichtheid en korrelgrootteverdeling van het sediment zijn parameters die onder de fysische karakterisering vallen. Ook is het gebruikelijk om organische stof en kalk mee te nemen binnen deze karakterisering. In het geval van bijvoorbeeld een korrelgrootte-analyse, kan deze gericht zijn op een bepaalde fractie, bijvoorbeeld de fractie < 2 mm (zand), < 63 μm (silt) of < 2 μm (klei/luthum). Voor de bepaling van bovenstaande parameters zijn methoden voorgeschreven, die zijn opgenomen in bemonsterings- en analysevoorschriften.

Chemische stoffen zijn op verschillende manieren in het sediment te meten. Sediment bestaat uit vaste deeltjes (minerale delen en organische stof) en uit water, wat het mogelijk maakt verschillende fracties te meten. Met behulp van destructievloeistoffen of röntgentechnieken (XRF) kan het totaalgehalte aan stoffen gemeten worden. Omdat in veel gevallen niet alle stof in het sediment beschikbaar is voor organismen, wordt echter vaak alleen de beschikbare fractie gemeten. Om dit te doen maakt men gebruik van een extractievloeistof die een deel van de stof van de bodemdeeltjes wegvangt.

Er zijn ook technieken die de concentratie van stoffen in het poriewater meten:

directe poriewatermeting of zogenoemde passieve sampling. Routinematig worden (semi)totaalgehalten gemeten. De methoden hiervoor zijn vastgelegd in NEN/SIKB/ISO-protocollen.

Voor de chemische karakterisering van het sediment wordt onderscheid gemaakt tussen macro- en microparameters. Analyse van de macroparameters (koolstof, stikstof, fosfor, zwavel en Al/Fe-hydroxiden) vindt plaats om de voedseltoestand van een systeem en de beschikbaarheid van de aanwezige nutriënten te bepalen. In het kader 'Macroparameters' leest u meer over de ranges waarin macroparameters voorkomen.

Microparameters (o.a. barium, cadmium, koper, zink, minerale olie, PAK's en PCB's), die via lozingen in het oppervlaktewater terecht komen, kunnen gemeten worden om de bodemkwaliteit vast te stellen. In het Besluit Bodemkwaliteit zijn normen opgenomen voor de kwaliteit van waterbodems.

Kader

MACROPARAMETERS, AANWEZIG IN GROTE OF KLEINE HOEVEELHEID?

Bij het meten van macroparameters is het van belang om te weten hoe de uitkomst geïndiceerd moet worden; is de parameter aanwezig in een grote of kleine hoeveelheid? Om hier een idee van te krijgen, geeft de onderstaande tabel de ranges weer van door regionale beheerders gemeten macroparameters in het sediment (Osté *et al.*, 2013). De macroparameters zijn weergegeven in de eenheid waarin is gemeten. Bij iedere parameter staan de hoeveelheid meetdata die zijn gebruikt. Voorbeeld: op het moment dat er 2,9 g/kg fosfaat wordt gemeten in een bodem, valt te concluderen dat deze hoeveelheid relatief hoog is.

STOFOMSCHRIJVING	EENHEID	AANTAL MEETDATA	RANGE*
Organische stof	%	13916	2 - 42
Luthum	%	13454	1 - 34
Stikstof (Kjeldahl)	g/kg	1622	0,16 - 14
Fosfaat	g/kg	2360	0,0112 - 3,3
Zwavel	Mg/kg	66	0,0001 - 49
IJzer	g/kg	3644	2,6 - 57

*de gepresenteerde range heeft als ondergrens de 5 percentiel en als bovengrens de 95 percentiel

De totale gehalten aan macro- en microparameters zijn niet de beste indicatoren voor het bepalen van ecologische effecten van stoffen. Het is belangrijk ook de potentieel en actueel beschikbare fractie van stoffen te bepalen. In het geval van fosfaat is de potentieel beschikbare fractie meetbaar met bijvoorbeeld de Olsenextractie. De actueel beschikbare fractie wordt doorgaans met een water of zoutextractie bepaald. Een andere mogelijkheid is bemonstering van het poriewater of een directe analyse.

Over de verschillen tussen de invloeden van de verschillende waterbodems op de waterkwaliteit en organismen is relatief weinig bekend. En er is nog geen methode beschikbaar die een goede relatie kan leggen tussen waterbodems soort en waterkwaliteit (Osté, 2011). Om deze reden wordt in de rest van dit boek gesproken over de waterbodem in algemene zin.

2.3 DE WATERBODEM EN EXTERNE INVLOEDEN

Er zijn allerlei externe factoren die invloed uitoefenen op de waterbodem en via de waterbodem op het oppervlaktewater. Deze paragraaf bespreekt een aantal van deze invloeden.

2.3.1 Verblijftijd van het water

De verblijftijd van water is de gemiddelde tijd dat het water verblijft in een aquatisch ecosysteem. Er is, zoals in [hoofdstuk 1](#) al kort werd aangegeven, een onderscheid tussen verblijftijdgestuurde en procesgestuurde watersystemen. Verblijftijdgestuurde systemen hebben een korte waterverblijftijd (minder dan een week). De ecologische kwaliteit van het systeem wordt met name bepaald door de kwaliteit van het (inlaat)water of door het afstromende drainagewater. Door de snelle aan- en afvoer van water binnen deze systemen, heeft de bodem relatief weinig invloed op de waterkwaliteit. Dit ondanks het feit dat er wel een flux van stoffen van de bodem naar het oppervlaktewater is (van Geest *et al.*, 2011).

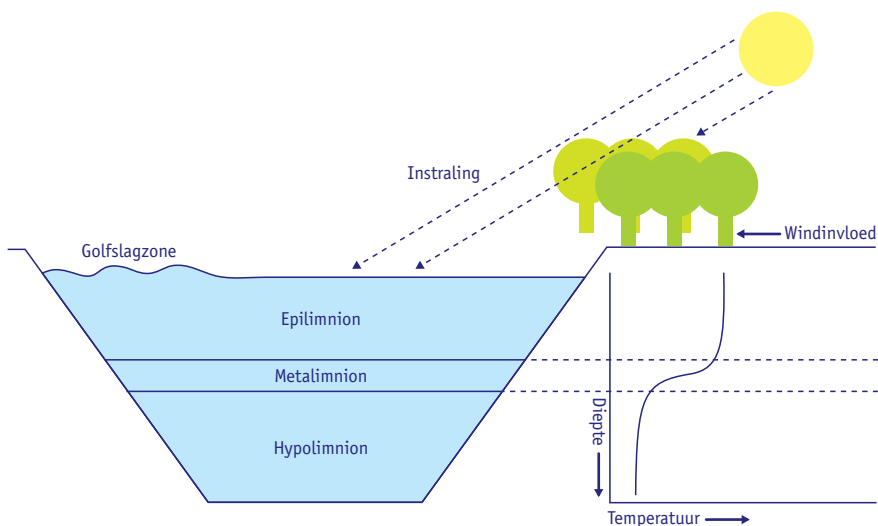
In procesgestuurde watersystemen (de ‘stilstaande wateren’), waar dit boek zich op richt, is de verblijftijd van water relatief lang (90% van het jaar langer dan een maand) en bepalen vooral ecologische processen binnen het systeem de ecologische kwaliteit (van Geest *et al.*, 2011). Als de verblijftijd tussen een week en een maand in zit, moet kritisch bekeken worden of een water meer proces- of meer verblijftijdgestuurd is.

2.3.2 Stratificatie

Stratificatie, waarbij er een zogenoemde spronglaag in het watersysteem ontstaat, komt in Nederland voor in diepe plassen, maar ook ondiepe stilstaande wateren zoals sloten kunnen hier mee te maken krijgen. [Figuur 2.1](#) toont de stratificatie van diepe plassen. In deze plassen warmt het oppervlaktewater in de lente-zomerperiode op en ontstaat aan de oppervlakte het zogenoemde epilimnion. Hieronder vormt zich de spronglaag, ofwel het metalimnion. Deze scheidt het warme oppervlaktewater van het hypolimnion, het koude, zwaardere, diepe water. Gedurende de winter, als ook de bovenste laag water afkoelt, mengen de lagen zich weer met elkaar waardoor de stratificatie verdwijnt, om de volgende zomer wederom te ontstaan (Osté *et al.*, 2010).

Fig 2.1 WEERGAVE VAN DE GELAAGDHEID VAN HET WATER

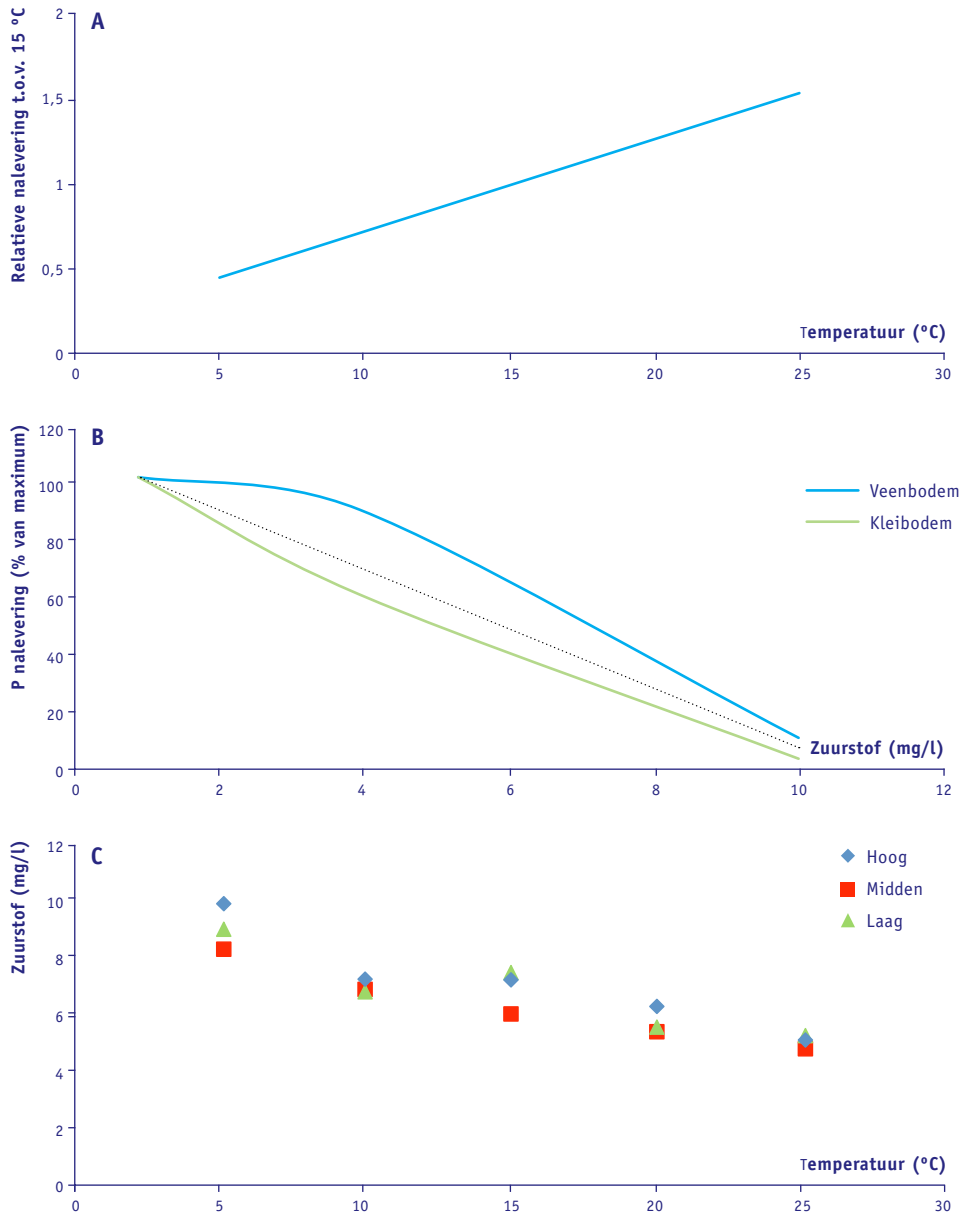
In de grafiek is de watertemperatuur uitgezet tegen de diepte. (Bron: Osté *et al.*, 2010).



Gestratificeerde wateren zijn kwetsbaar voor het optreden van zuurstofloosheid in de diepere waterlagen. Door het wegzakken van zwevende deeltjes - die bestaan uit afgestorven dierlijk en plantaardig materiaal met daarin nutriënten - raakt

Fig 2.2 RELATIES TUSSEN FOSFAATNALEVERING, TEMPERATUUR EN ZUURSTOF IN DE WATERBODEM

Boven a: de nalevering van fosfaat neemt toe bij stijgende temperaturen. Midden b: de zuurstofconcentratie neemt af bij een stijgende temperatuur. Onder c: de fosfaatnalevering neemt toe bij een dalende zuurstofconcentratie (Gebaseerd op: Van den Berg et al., 2012).



het epilimnion voedselarm. De deeltjes bezinken naar het hypolimnion, waar ze afbreken. De daarvoor benodigde zuurstof overtreft de productie van zuurstof door fytoplankton. Hierdoor, en doordat de spronglaag (het metalimnion) aanvulling met atmosferisch zuurstof belemmert, neemt de zuurstofconcentratie onder de spronglaag steeds verder af. De lage zuurstofconcentratie zorgt er tegelijkertijd voor dat de nalevering vanuit de bodem toeneemt (zie [paragraaf 2.4.3](#)) en het fosfaatgehalte stijgt.

Een dunner epilimnion of groter hypolimnion zorgt ervoor dat een groter gedeelte van het water en de waterbodem wordt blootgesteld aan zuurstofarme condities. Deze condities, en de lichtbeperking onder de spronglaag, maken het water en de diepe bodem voor veel soorten ongeschikt als habitat. De bodem van de oeverzone, die in het epilimnion ligt, staat niet onder invloed van de stratificatie. Hierdoor zal deze bodem wel geschikt blijven als habitat.

Wanneer het water in de herfst weer mengt, kunnen de vrijgekomen nutriënten, die eerder alleen in het hypolimnion opgeslagen zaten, in het hele systeem komen en zorgen voor fytoplanktongroei (Osté *et al.*, 2010).

Tot slot: in ondiepe sloten kan op warme zomerdagen micro-stratificatie plaatsvinden, waarbij overdag een spronglaag ontstaat door het temperatuurverschil tussen de bovenste laag water en die daaronder, die in de nacht wordt opgeheven (Kosten, 2011). Of deze stratificatie invloed heeft op de rol die de bodem speelt, is afhankelijk van de vraag of er tevens zuurstofstratificatie optreedt. Als dit het geval is, zal de invloed op de bodem merkbaar zijn.

2.3.3 **Temperatuur & zuurstofgehalte**

In ondiepe systemen zonder stratificatie kan de temperatuur bij het sediment gedurende de zomer toenemen. Dit heeft verschillende gevolgen. De biologische en chemische reacties versnellen, waardoor mineralisatie toeneemt en de afbraaksnelheid van organisch materiaal wordt vergroot. Hierdoor neemt de nalevering van nutriënten toe (zie [figuur 2.2](#)).

Een voorbeeld van een biologische reactie die reageert op de temperatuur, is de toename van het metabolisme van alle in het water en sediment aanwezige organismen. Dit geldt zowel voor de primaire productie gedurende de dag waarbij

productie van zuurstof plaatsvindt, als voor de respiratie overdag en 's nachts waarbij zuurstof wordt geconsumeerd. Als de respiratie meer toeneemt dan de primaire productie, daalt de zuurstofconcentratie in het water. In hoeverre dit gebeurt, is mede afhankelijk van de hoeveelheid licht en nutriënten in het water (Kosten, 2011).

Ook denitrificatie is temperatuurafhankelijk en neemt toe met toenemende temperaturen, onder voorwaarde dat er voldoende nitraat en organische stof aanwezig zijn bij anaerobe omstandigheden.

Een ander mogelijk probleem tijdens perioden met hogere temperaturen is de toename van bacteriële sulfaatreductie, met toxisch sulfide als resultaat. In ijzerarme systemen bindt sulfide niet, waardoor het in de toplaag van het sediment of de waterlaag terecht komt en invloed kan hebben op de overleving van organismen. De sulfaatgestuurde eutrofiëring kan hierdoor toenemen (Kosten, 2011).

Een temperatuurtoename van het water bij het sediment kan tevens leiden tot een daling van het zuurstofgehalte ([figuur 2.2b](#)) nabij het sediment en daarmee tot een versterkte nalevering van bijvoorbeeld fosfaat ([figuur 2.2c](#)), maar ook van toxisch ammonium. Een zuurstofdaling heeft bovendien negatieve effecten op het voorkomen van waterplanten en benthische macrofauna, doordat deze organismen afhankelijk zijn van zuurstof.

2.3.4 Opwerveling van de bodem

Stilstaande wateren kunnen door verschillende factoren te maken krijgen met krachten die de bodem beroeren. Het gevolg hiervan is opwerveling van bodemmateriaal en daardoor vertroebeling van het water. Wind en scheepvaart, maar ook vissen en bodemdieren (benthische macrofauna) dragen bij aan de opwerveling. De windwerking op de bodem is afhankelijk van de diepte van een water in combinatie met de strijklengte en windkracht. Wanneer windgedreven golven de bodem bereiken, ontstaat bodemschuifspanning: een heen- en weergaande schurende beweging van water langs de bodem. Als deze groot genoeg is brengt het sedimentdeeltjes in beweging. Hoe snel dit gebeurt, is onder andere afhankelijk van de bodemstabiliteit. Indien deze laag is, zal snel opwerveling plaatsvinden. In relatief ondiepe plassen kan de golfenergie van boten ook zorgen voor opwerveling van bodemmateriaal (Penning *et al.*, 2014).

GRAZENDE BRASEM

Bodemwoelende vissen als brasem zorgen voor opwerveling van bodemmateriaal en vertroebeling van het water (Foto: Willem Kolvoort).



Uit experimenten blijkt dat er een duidelijk verband bestaat tussen de hoeveelheid en het type aanwezige bodemwoelende vis en de troebelheid van het water. Per 100 kg/ha brasem werd 61 g/m²/dag opgewoeld. Hiervan bleef 9 mg/l in suspensie, het merendeel van de kleibodem zonk snel weer naar de bodem. Karpers dragen 50 procent minder bij aan vertroebeling van water in vergelijking tot brasem. Naast vissen leveren ook benthische macrofauna, zoals insectenlarven en wormen, een bijdrage aan opwerveling. Deze opwerveling kan actief zijn, als grotere macrofaunasoorten de bodem actief bewerken tijdens foerageergedrag. Passieve opwerveling ontstaat door het foerageren van vissen en doordat bioturbatie zorgt voor een lossere sediment dat vervolgens makkelijker opwervelt (Penning *et al.*, 2014).

Vertroebeling van het water door opwerveling zorgt ervoor dat licht moeilijk de bodem kan bereiken, waardoor ondergedoken waterplanten niet kunnen kiemen of overleven. Door het verdwijnen van waterplanten en het verstoren van het consolidatieproces van de bodem, zal de stabiliteit van de bodem verder afnemen en de bodem vatbaarder worden voor waterstromen en opwerveling (Koch, 2001).

Of opwerveling zorgt voor meer of minder nalevering van nutriënten, is onbekend. Verschillende bronnen spreken elkaar hierover tegen. Zo concluderen de Lange *et al.* (2006) dat nalevering van fosfaat wordt bevorderd door opwerveling, terwijl in het rapport 'Ijzersuppletie in laagveenplassen' wordt gesteld dat opwerveling van bodemmateriaal ervoor zorgt dat de mate van nalevering vermindert.

In het eindrapport van het project BaggerNut wordt geconcludeerd dat opwerveling van bodemmateriaal de interne belasting kan doen toe- of afnemen. De bodemsoort en de bijbehorende eigenschappen, zoals de hoeveelheid ijzer die erin opgeslagen zit, spelen waarschijnlijk een belangrijke rol bij het opslaan of naleveren van nutriënten tijdens opwerveling.

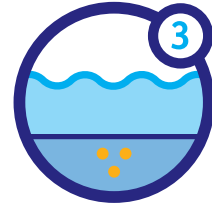
2.3.5 Kwel en wegzijging

Watersystemen kunnen onder invloed staan van kwel: het toestromen van grondwater naar het oppervlaktewater via de bodem, of wegzijging: de neerwaartse verplaatsing van (grond)water. Deze processen beïnvloeden de nalevering van fosfaat en toxische stoffen vanuit de waterbodem. Kwel vergroot de nalevering van fosfaat en toxische stoffen, terwijl wegzijging zorgt voor een vermindering van de nalevering (de Lange *et al.*, 2006 & Bakker, 2012).

Een kwelstroom kan ervoor zorgen dat opgelost fosfaat uit het poriewater van de waterbodem naar de waterkolom wordt getransporteerd. Hoe groot de invloed van dit proces precies is, hangt af van de doorlatendheid van de bodem, de kwelwaterflux, de poriewaterconcentratie en de aan- of afwezigheid van ijzer en sulfide in de bodem in combinatie met de zuurstofrijkdom of zuurstofloosheid van de bodem (Bakker, 2012). Als sprake is van wegzijging, zal er een fosfaatverlies vanuit het oppervlaktewater naar het grondwater plaatsvinden.

2.4 DE WATERBODEM EN INTERNE INVLOEDEN

In deze paragraaf gaan we in op de interne invloeden op de waterbodem: de productie van detritus, biogeochemische bodemprocessen en de daaraan gekoppelde bodem-waterinteracties. ESF 3, de productiviteit van de bodem, staat hierin centraal.

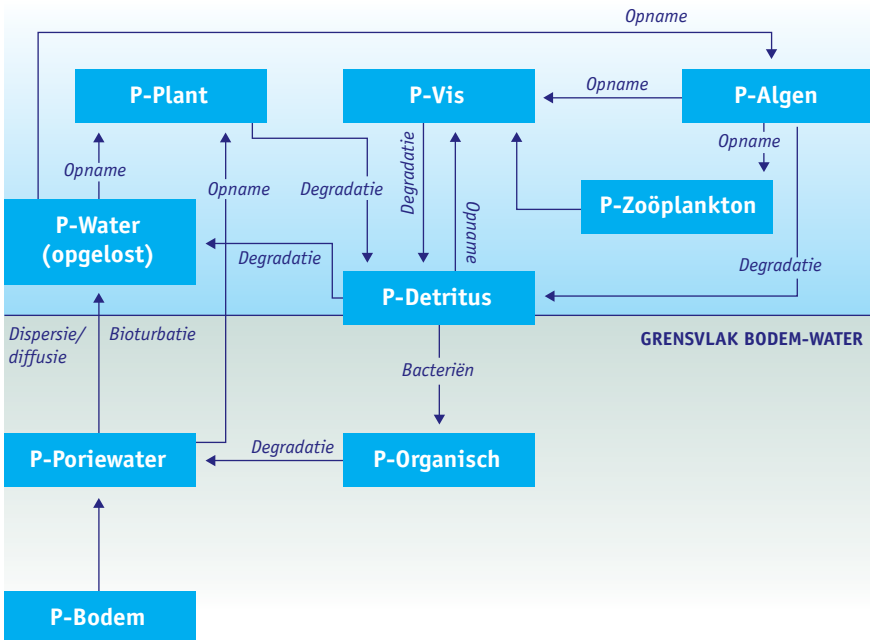


2.4.1 Interne productie: detritus

Wanneer vis, planten en algen in het water sterven, belandt dit op de bodem van een watersysteem. De degradatie van deze soorten zorgt voor een verhoging van de hoeveelheid fosfaatrijk detritus, wat bijdraagt aan de interne fosfaatcyclus (zie [figuur 2.3](#)). Dit detritus is autochtoon, dat wil zeggen: afkomstig uit het systeem zelf.

Fig 2.3 INTERACTIES TUSSEN AUTOCHTOON DETRITUS, DE BODEM EN ORGANISMEN

Allochtoon detritus is in de figuur niet meegenomen (gebaseerd op Osté, 2011a).



De kwaliteit en de kwantiteit van detritus worden niet alleen bepaald door autochtoon, maar ook door allochtoon detritus (Nijboer, 2001). Allochtoon detritus bestaat uit materiaal van buiten het watersysteem zelf. Het is afkomstig uit de omgeving (meestal de oeverzone) en bestaat uit bladeren, twijgjes, takjes e.d. (Pieters *et al.*, 2013).

EEN MOSSEL TUSSEN ALLOCHTOON DETRITUS

(Foto: Nico Jaarsma)



Het gevormde detritus is een mengsel van dood en levend materiaal. Naast het substraat zelf, bestaat het uit schimmels, bacteriën, micro-evertebraten en algen (Anderson en Cargill, 1987). Detritus wordt afgebroken door schimmels en bacteriën. Het is belangrijk voor detrivoren (Nijboer, 2001), organismen die leven van dood organisch materiaal. De samenstelling van detritus beïnvloedt de samenstelling van de organismen die er leven; de organismen die er leven, beïnvloeden op hun beurt de afbraak van detritus. Tijdens de afbraak ondergaat het detritus veranderingen die worden veroorzaakt door organismen die het detritus produceren. Ook deze veranderingen hebben weer effect op de organismen (Moore *et al.*, 2004).

Detritus is een fundamentele component binnen de meeste voedselwebben en het beïnvloedt de trofische dynamiek, de soorteninteracties en het ecosysteemfunctioneren (Moore *et al.*, 2004). Het is onder andere een belangrijke voedselbron, doordat sommige primaire producenten, zoals macrofyten, pas beschikbaar komen voor consumptie na afsterven in de vorm van detritus. Als levend materiaal zijn ze daarentegen niet beschikbaar als voedselbron (Nijboer, 2001). Hierdoor is detritus van groot belang binnen de voedselketen.

Fosfaat dat door degradatie in het detritus terechtkomt, kan dieper de bodem infiltreren of via degradatie als opgelost fosfaat wederom in de waterlaag terugkeren. Op deze manier dragen planten, algen en vissen bij aan de circulatie van nutriënten in de waterbodem en het oppervlaktewater. Waar deze organismen geen nieuwe nutriënten toevoegen aan het water en de bodem, gebeurt dit wel door allochtoon detritus.

De hoeveelheid nutriënten die vrijkomt uit detritus, is moeilijk te bepalen. Het hangt af van de afbraak van organisch materiaal door organismen (Nijboer, 2001). Deze afbraak is weer afhankelijk van de fysische structuur en chemische samenstelling van detritus, maar ook van de milieuomstandigheden in het water. Wanneer de vrijgekomen nutriënten wederom in de bodem terecht zijn gekomen, kunnen deze beschikbaar worden gemaakt via biogeochemische routes. Deze routes worden in de volgende subparagraaf nader toegelicht.

2.4.2 Bodem-waterinteracties

Bodem-waterinteracties ontstaan doordat de bodem nutriënten bindt, of nutriënten naar het oppervlaktewater nalevert. Nalevering kan bijvoorbeeld ontstaan wanneer door een hoge externe nutriëntenbelasting over langere tijd nutriënten in de bodem, en met name in het slib dat is ontstaan, zijn opgeslagen. Wanneer deze externe belasting lager wordt, zal de nalevering vanuit de bodem/het slib gaan domineren (zie [figuur 1.3](#)).

De locatiespecifieke flux, ofwel de hoeveelheid nutriënten die per tijdseenheid per oppervlakte-eenheid vanuit sediment naar water (of andersom) diffundeert, is belangrijk wanneer we spreken over nalevering. Deze flux wordt vaak uitgedrukt in gram nutriënten/m²/jaar. De bruto componenten van de flux - de flux van de waterbodem naar de waterkolom en vice versa - bepalen de netto nalevering.

Wanneer de netto nalevering nul is, betekent dit dus niet dat er geen uitwisseling is, maar dat deze op dat moment in balans is. Juist de bruto fluxen geven goede informatie over het systeemfunctioneren. De mate van nalevering (of binding) is onder meer afhankelijk van de hoeveelheid zuurstof, bodemsoort, seizoen en nutriëntensamenstelling van zowel de bodem als het bovenliggende water (Van der Wijngaart *et al.*, 2012).

2.4.3 Nalevering

In dit rapport ligt de focus op de nalevering van P (in de vorm van fosfaat). De nalevering van N (in de vorm van ammonium of nitraat) wordt slechts kort besproken. Aan de nalevering van nutriënten kunnen drie processen ten grondslag liggen: chemische processen, biologische processen en fysische processen. De drie processen zijn hieronder los van elkaar omschreven, maar staan nauw met elkaar in verband. De mate van nalevering wordt dan ook bepaald door de processen samen: de biogeochemische processen. Het gaat hierbij om de relatie tussen biologie, bodemkunde, chemie en geologie en de flux van stoffen tussen biotische en abiotische componenten binnen het aquatisch systeem.

Chemische processen zorgen voor nalevering van opgeloste nutriënten vanuit de bodem naar de waterkolom. [Tabel 2.1](#) geeft voorbeelden van een aantal chemische bodemprocessen die bijdragen aan de mate van nalevering. Hierin is een onderscheid gemaakt tussen twee processen: het vrijkomen van P en de hierop volgende transportprocessen (De Lange *et al.*, 2006; B-WARE, 2013, Van Gerven *et al.*, 2011).

Biologische processen, die verlopen via bioturbatie, waterplanten, vis, macrofauna en bodemalgen, zorgen voor nalevering van zowel opgeloste als geadsorbeerde nutriënten vanuit de bodem. Planten en dieren nemen nutriënten op. Door bijvoorbeeld ontlasting of het afsterven van deze organismen, zorgen zij vervolgens voor nalevering van nutriënten aan het water. Deze vorm van nalevering is sterk afhankelijk van het voedselweb binnen het watersysteem. Dit wordt in [paragraaf 2.5](#) uitgebreider behandeld.

Fysische processen als opwerveling van particulier bodemmateriaal zorgen voor nalevering, doordat nutriënten via zwevend stof in het water terechtkomen. Deze processen zijn het meest bepalend voor het doorzicht/de helderheid van het water. Sedimentatie en resuspensie van bodemmateriaal veroorzaken deze vorm van na-

Tabel**2.1****DE CHEMISCHE BODEMPROCESSEN**

De chemische bodemprocessen die bijdragen aan de mate van nalevering met definitie en de bijbehorende gevolgen. Er is een onderscheid gemaakt tussen de processen die bijdragen aan het vrijkomen van nutriënten en de daarop volgende transportprocessen (Gebaseerd op: De Lange et al., 2006; B-WARE, 2013, Van Gerven et al., 2011).

PROCES	DEFINITIE	GEVOLG VAN HET PROCES
VRIJKOMEN VAN NUTRIËNTEN		
Mineralisatie	Het vrijkomen van nutriënten als gevolg van decompositie (de door micro-organismen veroorzaakte omzetting van organisch materiaal naar biomassa, humus(zuren) en koolstofverbindingen, meestal in de vorm van CO ₂).	Toename opgeloste nutriënten in toplaag sediment.
Sortie	Adsorptie: binding op tweedimensionaal vlak (aan een deeltje).	Opname van opgeloste nutriënten in toplaag sediment in de bodem.
	Absorptie: opname in een driedimensionale matrix (in een deeltje).	Indien dit plaatsvindt: afname nalevering en eutrofiëring.
Desorptie	Het vrijkomen van een stof uit of via een oppervlak.	Toename opgeloste nutriënten in toplaag sediment.
Mobilisatie	Het mobiel maken van een stof (door bijvoorbeeld reductie van ijzer en daardoor het vrijkomen van fosfaat).	Nalevering van nutriënten, toename eutrofiëring.
TRANSPORTPROCESSEN		
Diffusie	Het bewegen van moleculen van een hoge naar een lage concentratie, als gevolg van de Brownse beweging. Concentratieverschillen zijn de drijvende kracht achter de flux.	Bij lagere concentraties van nutriënten in het oppervlaktewater t.o.v. de bodem: nalevering nutriënten, toename eutrofiëring.
Advectie	Transportproces waarbij een stof door een opwaartse stroming van het waterbodenvocht wordt meegenomen naar de waterkolom.	Nalevering nutriënten, toename eutrofiëring.

levering. Resuspensie houdt in dat eerder gesedimenteed materiaal wordt opgewerveld, waardoor het weer in de waterkolom terecht komt. De winderwerking in combinatie met planten, vissen, benthische macrofauna en waterdiepte, bepaalt de mate van opwerveling. Ook scheepvaart en bioturbatie spelen een rol (De Lange *et al.*, 2006).

2.4.4 De zwavel-, ijzer- en fosforkringloop

De omstandigheden bepalen of de waterbodembodem nutriënten nalevert aan het oppervlaktewater of dat deze nutriënten opslaat. De kwaliteit van het oppervlaktewater kan, ondanks een lage externe eutrofiëring, door nalevering (interne eutrofiëring) toch onvoldoende zijn. Het is noodzakelijk te weten welke processen aan nalevering ten grondslag liggen.

Met name de zwavel-, fosfor- en ijzerkringloop in de bodem spelen een grote rol bij de opslag en nalevering van nutriënten. De zwavelkringloop staat centraal, omdat zwavel in de vorm van sulfaat onder permanent natte condities de belangrijkste elektronenacceptor is voor anaerobe afbraak. De sulfaatbelasting (zie kader) bepaalt de afbraak van organisch materiaal in een zuurstofloze waterbodembodem en daarmee het beschikbaar komen van fosfor en stikstof.

Kader **SULFAATBRONNEN: INLAATWATER VERSUS BODEM**

De hoeveelheid sulfaat speelt een belangrijke rol binnen de bodem-waterinteracties, met name voor de mate van nalevering. Een verhoogde sulfaatbelasting kan leiden tot eutrofiëring, ijzergebrek, sulfidotoxiciteit en ammoniumtoxiciteit, die de vegetatie beïnvloeden. Vermaat *et al.* (2012) onderzochten het relatieve belang van verschillende sulfaatbronnen, omdat onduidelijkheid bestond over de vraag of sulfaat vooral van buiten met het inlaatwater aankomt, of dat het lokaal vrijkomt via de bodem. De focus lag hierbij op het Hollands-Utrechtse veenlandschap.

Polderbalansen lieten zien dat er twee belangrijke interne bronnen van sulfaat zijn: de mineralisatie van de veenbodembodem, inclusief het daarin aanwezige pyriet wanneer de bodembodem droogvalt, en de op het land gebrachte bagger uit de waterbodembodem. Geconcludeerd werd dat de veenbodembodem zelf in deze gebieden kwantitatief een veel belangrijkere rol speelt bij het vrijkomen van fosfaat dan het inlaatwater. Interne bronnen zijn in dit geval dus belangrijker dan de externe aanvoer van sulfaat.

Fosfor is in de vorm van fosfaat één van de belangrijkste nutriënten die wordt na-geleverd door de bodem. Het beïnvloedt daarmee de kwaliteit van het ecosysteem. De ijzerkringloop is voor deze beide kringlopen en de uiteindelijke mate van na-levering van belang omdat het, afhankelijk van de omstandigheden, zowel fosfaat als sulfide kan binden en hiermee kan dienen als ‘ijzerval’ voor nutriënten (Schep *et al.*, 2012).

De interacties tussen de zwavel-, ijzer- en fosforkringloop verschillen onder zuur-stofrijke en zuurstofarme omstandigheden. In [bijlage 1](#) zijn deze interacties weer-gegeven. De dominantie van de interacties verschilt per situatie en is bijvoorbeeld afhankelijk van de hoeveelheid ijzer of sulfaat in de bodem. Tijdens het werken met waterbodems is het belangrijk hier rekening mee te houden.

In het geval van (micro)stratificatie, of bij wateren met een dicht kroosdek, kan een *anaerobe, zuurstofloze waterlaag* ontstaan. Sulfaat is de belangrijkste elektro-nenacceptor voor anaerobe afbraak onder permanent natte condities en neemt dan de rol van zuurstof over (zie [kader Elektronenacceptoren](#)). De sulfaatbelasting is onder deze omstandigheden dus bepalend voor de afbraak van organisch mate-riaal uit de bodem en de interne nalevering van fosfaat. Bij de reductie van sulfaat tot sulfide neemt de alkaliniteit van het water bovendien toe. Hierdoor versnelt de afbraak van organisch materiaal, en dus wederom het vrijkomen van fosfaat.

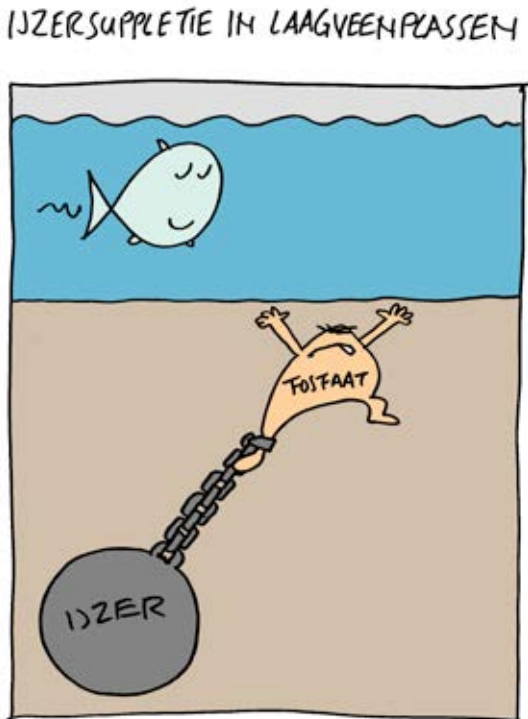
De beschikbaarheid van sulfide is cruciaal voor het wegnemen van Fe-bindings-plaatsen. Het vrijgekomen sulfide bindt aan ijzer(II) (Fe^{2+} , de gereduceerde vorm van ijzer) waarmee het immobiel wordt en neerslaat als ijzersulfide (o.a. pyriet). Het aanwezige ijzer(II) in de bodem is dan niet meer beschikbaar voor fosfaatbin-ding. Hierdoor komt nog meer fosfaat en mogelijk ook toxisch sulfide vrij. Tevens komt bij de afbraak van organisch materiaal ammonium vrij, dat door de anae-robe omstandigheden accumuleert en toxisch kan zijn voor bijvoorbeeld water-planten (Schep *et al.*, 2012; Smolders *et al.*, 2013).

In het geval van een *aerobe waterlaag* breidt het bovenstaande proces zich uit. De interacties in het anaeroob sediment blijven gelijk, maar gemobiliseerd fosfaat en geaccumuleerd ammonium komen niet meer direct in de waterlaag terecht. De toplaag van het sediment bevat namelijk zuurstof. Hierdoor hebben de proces-sen een uitgebreider (verlengd) verloop. Wanneer het vrijgekomen sulfide in de

toplaag van het sediment terecht komt, kan het binden aan zuurstof, waardoor wederom mobiel sulfaat ontstaat. Onder aerobe omstandigheden is ijzer in de geoxideerde vorm aanwezig als ijzer(III) (Fe^{3+}). Door de aanwezigheid van zuurstof breekt organisch materiaal af in de toplaag, waarbij koolstofdioxide en fosfaat ontstaan. Fosfaat heeft een grotere bindingscapaciteit met ijzer(III) dan met ijzer(II), waardoor ijzerfosfaat ontstaat. Op die manier blijft fosfaat gebonden in de bodem aanwezig. Deze binding is omkeerbaar, waardoor in geval van te weinig ijzer (of zuurstof) fosfaat alsnog vrij kan komen. Het vrijgekomen ammonium wordt geoxideerd tot nitraat. Het oppervlaktewater kan dit nitraat afvoeren, of bacteriën in de bodem denitrificeren het tot stikstofgas waarmee het uit het systeem verdwijnt (Schep *et al.*, 2012; Smolders *et al.*, 2013).

FOSFAATBINDING AAN IJZER IN DE WATERBODEM

(Bron: STOWA/Auke Herrema)



De aanwezigheid van zuurstof en de ijzerval onder zuurstofrijke omstandigheden zijn dus met name verantwoordelijk voor het verminderen van de fosfaatniveauring en het vrijkomen van toxische stoffen.

In [bijlage 1](#) zijn de boven beschreven processen schematisch verbeeld.

Kader

ELEKTRONENACCEPTOREN

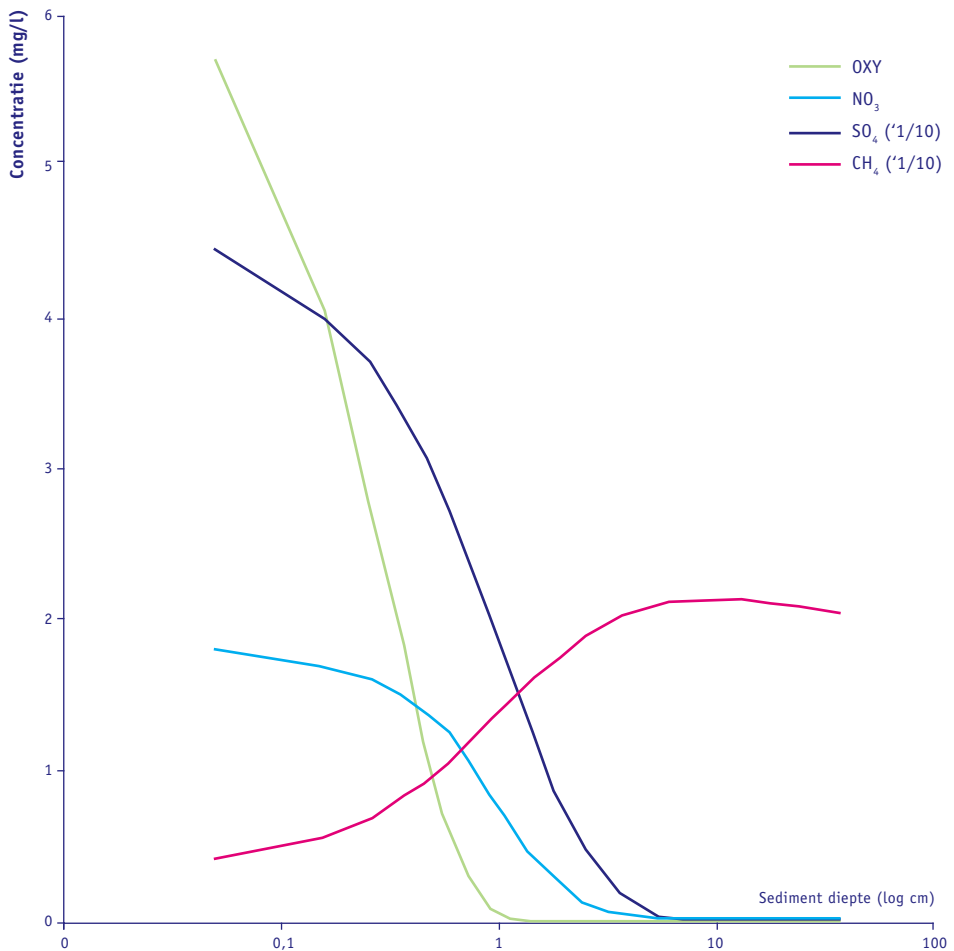
Biologische processen, zoals de afbraak van organisch materiaal, gaan gepaard met de overdracht van elektronen. Deze overdracht verloopt van de elektronendonator (de reductor) naar de elektronenacceptor (de oxidator) en vormt samen de redoxreactie. De elektronendonator wordt geoxideerd door afgifte van een elektron, terwijl de elektronenacceptor wordt gereduceerd door opname van een elektron. De aanwezigheid van zowel elektronendonoren als -acceptoren is essentieel voor biologische afbraak.

Elektronenacceptoren zijn zuurstof, nitraat, mangaan(III), ijzer(III), sulfaat en koolstofdioxide. Deze elektronenacceptoren worden bij afbraak van organisch materiaal respectievelijk omgezet in koolstofdioxide en water, stikstofgas, mangaan(II), ijzer(II), sulfide en methaan.

REACTIE		REDOXPOTENTIAAL (EH)
$O_2 + 4e^- + 4H^+$	-> $2H_2O$	400 - 600 mV
$2NO_3^- + 10e^- + 12H^+$	-> $N_2 + 6H_2O$	250 mV
$MnO_2 + 2e^- + 4H^+$	-> $Mn^{2+} + 3H_2O$	225 mV
$Fe(OH)_3 + e^- + 3H^+$	-> $Fe^{2+} + 3H_2O$	120 mV
$SO_4^{2-} + 8e^- + 10H^+$	-> $H_2S + 4H_2O$	-75 - -150 mV
$CO_2 + 8e^- + 8H^+$	-> $CH_4 + 2H_2O$	-250 mV

De acceptoren staan op volgorde van afnemende energieopbrengst, waarbij de verbindingen die het meeste energie opleveren het eerst worden gebruikt. Wanneer zuurstof aanwezig is, overheersen de aerobe processen, ongeacht welke andere elektronenacceptoren er aanwezig zijn. Onder anaerobe omstandigheden is sulfaat de belangrijkste elektronenacceptor (indien nitraat, mangaan(III) en ijzer(III) afwezig zijn). Het neemt in dat geval de rol van zuurstof over.

Voor systemen met zuurstofrijk oppervlaktewater treedt er op het grensvlak van waterbodem en water een steile gradiënt op van de redoxpotentiaal. Binnen enkele centimeters kunnen de condities variëren van aerob naar anaerob. Nutriënten zijn zeer gevoelig voor deze overgang, wat maakt dat de biobeschikbaarheid van deze stoffen sterk kan veranderen op het grensvlak.



De figuur geeft een profiel weer van zuurstof (Oxy), nitraat (NO₃), sulfaat (SO₄) en methaan (CH₄). Hierin is duidelijk te zien dat de concentratie van deze stoffen verandert met de diepte (Bron: Smits, 2008).

De biogeochemische bodemprocessen zijn bepalend voor de mate van nalevering en de hoeveelheid nutriënten in een watersysteem. De invloed van eutrofiëring op het aquatisch ecosysteem is al kort besproken in [hoofdstuk 1](#). De specifiekere invloed van de waterbodem op de organismen die in en van de waterbodem leven, bespreken we in de volgende paragraaf.

2.5 DE WATERBODEM ALS HABITAT

Er zijn veel organismen afhankelijk van de waterbodem. Planten, bacteriën, benthische macrofauna en vis gebruiken de bodem als habitat en voedselbron. Het is dan ook belangrijk dat de bodem geschikt is als habitat (ESF 4). Habitatgeschiktheid en de productiviteit van de bodem staan nauw met elkaar in verband en bepalen samen mede de kwaliteit van het aquatisch ecosysteem.



2.5.1 Het belang van de waterbodem voor planten, bacteriën, benthische macrofauna en vissen

De hoeveelheid nutriënten (met name fosfaat (P)) in de waterbodem, bepaalt welke waterplantensoorten er wel of niet kunnen leven. Plantensoorten die uitsluitend kunnen groeien in voedselarme wateren, zijn voor hun voedselvoorziening sterk afhankelijk van de bodem. Deze soorten zijn weinig productief en ze bereiken een lage maximum-biomassa. Het maximum P gehalte in de bodem is voor deze soorten $<10 \mu\text{mol/g}$ (drooggewicht). Voorbeelden zijn Gesteeld glaskroos (*Elatine hexandra*) en Oeverkruid (*Littorella uniflora*). Veel soorten uit deze groep waterplanten zijn uit Nederland verdwenen.

Wanneer de waterbodem matig voedselrijk is (het maximum P gehalte ligt beneden de $20 \mu\text{mol/g}$ (drooggewicht)) maar het water nog altijd voedselarm, groeien er plantensoorten als Vlottende bies (*Scirpus fluitans*). Deze benutten een groter deel van de waterkolom en bereiken een hogere biomassa en productie.

In voedselarme wateren waarbij de bodem voedselrijk is en meer dan $20 \mu\text{mol/g}$ (drooggewicht) bevat, komen soorten voor die de waterlaag optimaal gebruiken en het beschikbare licht optimaal benutten. Een voorbeeld is Duizendknoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*). De productie is in deze systemen vaak zeer hoog.

Er zijn plantensoorten die zowel in weinig productieve systemen met een P-arm sediment als in matig productieve systemen met een P-rijk sediment voor kunnen komen. Afhankelijk daarvan zal de biomassa verschillen. Voor de ecologische beoordeling van een watersysteem aan de hand van de plantengroei is het dus niet alleen belangrijk te weten welke soorten er groeien, maar ook of deze een hoge of lage biomassa hebben en hoe de verhouding tussen bladeren en wortels is (Bloemendaal en Roelofs, 1988).

Naast het feit dat de nutriënten in de bodem bepalen welke plantensoorten er leven, huisvest de waterbodem vaak een diasporenvorraad en is het in de winter een plek voor bijvoorbeeld watervlooien om te overleven. Ook blauwalgen en andere benthische macrofaunasoorten zijn afhankelijk van de bodem voor overleving. De bodem dient als overlevings- en opslagplaats en zou gezien kunnen worden als de buffer van een watersysteem.

Het effect van natuurlijke en onnatuurlijke toxische stoffen in de waterbodem op de organismen in en rondom de waterbodem, komt in [paragraaf 2.6.2](#) aan de orde.

2.5.2 Effecten van organismen op de bodem en op elkaar

De organismen die in en rondom de bodem leven, hebben allemaal een andere invloed op de bodem en daarmee ook op elkaar.

Planten

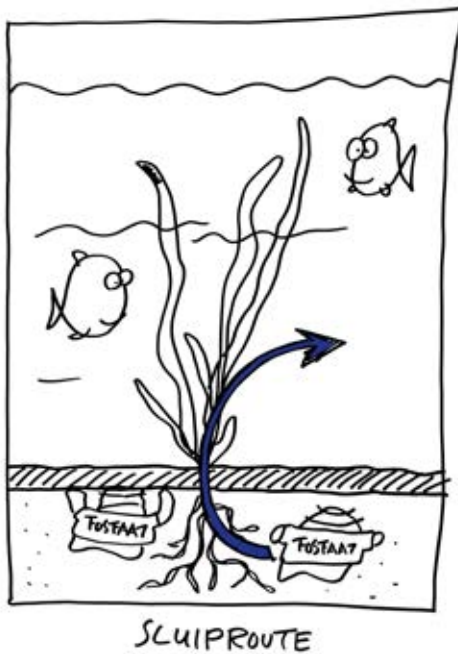
Wortels van water- en oeverplanten kunnen zorgen voor een toename in porositeit van het sediment, waardoor zuurstof makkelijker de bodem in kan dringen. Ook stimuleert dit de activiteit van bacteriën en evertibraten, waardoor de chemie van het poriewater kan veranderen. De wortels van waterplanten hebben dus effect op de geochemische bodemprocessen, de mate van nalevering en dragen bij aan het creëren van habitat voor benthische macrofauna.

De wortels en stammen van waterplanten zorgen tevens voor een toename aan bodemstabiliteit. De fysieke aanwezigheid van de waterplanten zelf verandert de stroming en vermindert de impact van golven op de bodem. Hierdoor zal minder opwerveling van bodemmateriaal plaatsvinden. Ook creëren de waterplanten zelf habitat en vergroten ze de complexiteit van het bestaande bodemhabitat. Daarbij reduceert de aanwezigheid van planten de flux van nutriënten tussen de bodem en het water (Palmer *et al.*, 2000).

Er is echter ook bekend dat sommige waterplantensoorten kunnen functioneren als een potentiële 'fosfaatpomp' waarmee fosfaat via een sluiproute vanuit de bodem toch in het oppervlaktewater terecht komt (Geurts, 2011).

WATERPLANTEN KUNNEN OOK DIENEN ALS FOSFAATPOMP

(Bron: STOWA/Auke Herrema)



Benthische macrofauna & bioturbatie

De benthische macrofauna beïnvloedt de bodem, met name door bioturbatie. Het begrip bioturbatie omvat alle transportprocessen die plaatsvinden door organismen (zoals insectenlarven, wormen en rivierkreeften) die het sediment direct of indirect beïnvloeden. Het gaat hierbij zowel om de herverdeling van deeltjes, als ventilatie van de bodem doordat bepaalde organismen zich ingraven (Kristensen *et al.*, 2012).

Bioturbatie is cruciaal voor de zuurstofhuishouding in de waterbodem. Door bioturbatie zal er meer zuurstof in de bodem doordringen, waardoor de afbraak van

organisch materiaal door bacteriële activiteit verbetert. Nutriëntencycli zijn dus onder andere afhankelijk van bioturbatie. Doordat er meer organisch materiaal afbreekt en er menging is van sediment met poriewater zal er volgens de Lange *et al.* (2006) een verhoging in naleveringsflux optreden. Wanneer de bodem echter veel ijzer bevat, kan het ook zo zijn dat tijdens bioturbatie meer ijzer(III) ontstaat, waardoor fosfaat juist bindt.

Het effect van bioturbatie is afhankelijk van de bodemkarakteristieken en de aanwezigheid van bioturbators zoals muggenlarven, schelpen en wormen. Wanneer deze in grote hoeveelheden aanwezig zijn, is het effect duidelijk merkbaar, de nalevering (of opslag) zal hoog zijn net als de vertroebeling van het water. Het effect is tevens afhankelijk van de grootte van de bioturbators en hun activiteit (De Lange *et al.*, 2006).

Vissen

Veel Nederlandse wateren bevatten bodemwoelende vissen zoals brasem en karper.

BIOTURBATORS

Rivierkreeften en kokerjuffers beïnvloeden de waterbodem

(Foto's: Onder Ron Offermans en rechts Istockphoto).





Deze vissen leven van benthische macrofauna en tijdens het zoeken naar hun prooien zorgen ze voor veel opwerveling van bodemmateriaal. Zoals eerder beschreven is het effect van deze omwoeling op de mate van nalevering onduidelijk en afhankelijk van de samenstelling van de bodem.

Opwerveling van bodemmateriaal door vissen zorgt ook voor vertroebeling van het water en een verslechtering van het lichtklimaat. Doordat omwoeling het consolidatieproces van de bodem verstoort, is het sediment bovendien gevoeliger voor resuspensie door wind, wat de vertroebeling versterkt.

Bacteriën

Bacteriën zijn heterotrofe organismen die hun energie verkrijgen door de afbraak van organische verbindingen in (in dit geval) de waterbodem. Ze spelen een essentiële rol binnen watersystemen. De aanwezigheid van bacteriën is noodzakelijk, omdat zij dood organisch materiaal afbreken en daardoor opneembare anorganische stoffen beschikbaar stellen voor plantaardige organismen. Bacteriën bepalen de decompositiesnelheid van organisch materiaal. Hierdoor zijn ze in staat om de fosfaatbeschikbaarheid te vergroten en spelen ze een belangrijke rol in naleveringsprocessen.

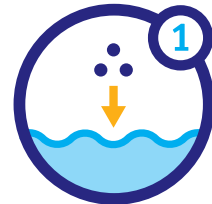
Bacteriën leveren een grote bijdrage aan nutriëntcycli, zoals de nitraatcyclus. Hierdoor zijn ze een belangrijke factor binnen biogeochemische bodemprocessen. Bij de afbraak van organisch materiaal door bacteriën komt stikstof vrij in de vorm van ammonium. Binnen de nitraatcyclus zorgen de nitrosomonas bacteriën voor de oxidatie van ammonium tot nitriet. Vervolgens oxideert nitriet in de bodem tot nitraat met behulp van de nitrobacter bacteriën. Planten en algen die in en rondom de bodem leven, kunnen nitraat vervolgens absorberen. Ook bij denitrificatie, waarbij nitraat via nitriet wordt gereduceerd tot stikstofgas, zijn bacteriën onmisbaar. Hiermee hebben ze een belangrijk aandeel in het verlies van stikstof uit het systeem (Hoogenboom, 2014).

2.6 EXTERNE BELASTING EN TOXISCHE STOFFEN

Naast de in het voorgaande besproken factoren zijn er nog twee factoren die de waterbodem en daarmee de kwaliteit van het aquatisch ecosysteem kunnen beïnvloeden: de externe belasting (ESF 1, productiviteit van het water) en toxische stoffen (ESF 8, toxische stoffen). Omdat de focus van dit boek echter ligt op ESF 3, worden deze factoren hier slechts kort toegelicht.

2.6.1 Externe belasting

De aanvoer van water met grote hoeveelheden fosfaat en nitraat is de primaire bron van externe eutrofiëring. Externe eutrofiëring beïnvloedt de mate van interne eutrofiëring. Het effect van inlaat- en grondwater op de processen in en nabij de waterbodem is afhankelijk van de kwaliteit van het aangevoerde water.



Ook de aanvoer van water met een hoge concentratie aan sulfaat, beïnvloedt de bodemprocessen en de nalevering. Dat komt omdat sulfaat invloed heeft op de mobiliteit van fosfaat in de bodem. Onder invloed van hogere sulfaatconcentraties neemt de nalevering in kolomexperimenten gemiddeld met een factor 1.9 toe (Van der Wijngaart *et al.*, 2012).

In het geval van een anaerobe waterlaag, zoals bij diepe plassen waarin stratificatie optreedt, betekent een toename van sulfaat in het oppervlakte- en grondwater dat er meer sulfaat in de bodem terecht komt. Hierdoor ontstaat meer sulfide, wordt meer organisch materiaal afgebroken en komt er dus meer fosfaat en am-

monium vrij (zie [bijlage 1](#)). Omdat ijzer(II) liever bindt met sulfide dan met fosfaat, resulteert dit in fosfaatnalevering. Door gebrek aan zuurstof zal ook ammonium in het oppervlaktewater terecht komen. Externe eutrofiëring betekent in dit geval een toename van interne eutrofiëring.

Als de waterlaag aerob is en de toplaag van het sediment ook zuurstof bevat (zie [bijlage 1](#)), is het plaatsvinden van nalevering afhankelijk van de beschikbaarheid van ijzer ten opzichte van sulfaat en fosfaat. Bij voldoende ijzerbeschikbaarheid zal zich ijzerfosfaat vormen en blijft het fosfaat opgeslagen in de bodem. De ratio (Fe-S)/P is indicatief voor de risico's van nalevering. Een ratio >4 (op molbasis, zie kader) in de bodem is gunstig, waardoor fosfaatopslag in de bodem plaatsvindt. Bij een ratio <1,4 vertoont de nalevering echter een positieve relatie met het fosfaatgehalte (Van der Wijngaart *et al.*, 2012). Het extra vrijgekomen ammonium oxideert tot nitraat, dat naar de waterlaag diffundeert of dieper in de bodem terecht komt. Door denitrificatie verdwijnt het vervolgens als stikstofgas (N₂) uit het systeem.

Kortom: een lage externe belasting van het oppervlakte- en grondwater is belangrijk om ervoor te zorgen dat de mate van interne eutrofiëring niet groter wordt. Dit geldt met name voor zuurstof- en ijzerarme systemen.

Kader

HET UITDRUKKEN VAN HOEVEELHEDEN IN MOL

Binnen de wetenschap is het gebruikelijk hoeveelheden uit te drukken in mol in plaats van gram. In het waterbeheer worden hoeveelheden uitgedrukt in mg/l. De formule om vanuit een hoeveelheid uitgedrukt in gram de hoeveelheid uitgedrukt in mol te berekenen is als volgt: aantal gram : molaire massa = aantal mol. Om het aantal mol te berekenen van 5 gram fosfaat, delen we 5 door de molaire massa van fosfaat (94,9714). Dus: $5 : 94,9714 = 0,053 \text{ mol}$.

Vanuit hier kan ook de molariteit, de hoeveelheid mol per liter oplossing, berekend worden. Om dit te doen gebruiken we de formule: aantal mol : aantal liter = molariteit. Wanneer er duidelijk is dat in 500 ml water 4 mol fosfaat opgelost is de molariteit: $4 : 0,5 = 8 \text{ mol/l}$.

2.6.2 Toxische stoffen

De Nederlandse waterbodem is op veel locaties vervuild met toxische stoffen. Er zijn ter plekke natuurlijke toxische stoffen ontstaan en onnatuurlijke toxische stoffen van elders aangevoerd. De waterbodem is een potentiële opslagplaats voor beide soorten vervuiling, doordat de vervuiling kan binden aan organisch materiaal in de bodem (Osté, 2011). Deze verontreiniging kan acute toxische effecten hebben op de aanwezige organismen. Wanneer er sprake is van toxiciteit in een bepaald watersysteem is dit vaak het grootste waterkwaliteitsprobleem. Dit dient als eerste te worden opgelost (Von Meijenfeldt *et al.*, 2014).



Potentieel toxische stoffen die van nature in de waterbodem voorkomen, zijn ammonium en sulfide. Onder anaërobe omstandigheden kunnen deze stoffen ophopen en toxisch zijn voor met name planten. Ze vormen een belemmering voor de ontwikkeling van waterplanten (Schep *et al.*, 2012). Zware metalen, pesticiden, plastics maar ook medicijnresten en drugs zijn voorbeelden van onnatuurlijke toxische stoffen die in het water terecht kunnen komen en mogelijk accumuleren in de waterbodem.

De bodem kan deze opgeslagen stoffen, net zoals de eerder besproken nutriënten, naleveren aan het oppervlaktewater. De belangrijkste processen die zorgen voor nalevering van toxische stoffen uit de bodem zijn resuspensie, andere vormen van sedimentverplaatsing en bioturbatie (De Lange *et al.*, 2006). Via bioaccumulatie worden de stoffen doorgegeven in de voedselketen.

Nalevering en bioaccumulatie zorgen voor een afname van de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater. Met behulp van de Handreiking Beoordelen waterbodems (Hin *et al.*, 2010) is na te gaan of de waterbodem een belemmering vormt voor het halen van de kwaliteitsdoelen voor een watersysteem. De uitkomst hiervan is bruikbaar bij de afweging van de meest kosteneffectieve maatregelen om de doelen voor een watersysteem te realiseren.

Toxische verontreiniging van de waterbodem heeft direct effect op benthische organismen. Tussen de 10 en 30 procent van de variatie in soortensamenstelling is te verklaren door verontreinigingen. Het gevolg van toxische stoffen is een lagere diversiteit

aan benthische macrofauna. Deze verstoring in soortensamenstelling kan leiden tot verstoring in het functioneren van de benthische macrofauna gemeenschap. Dit kan weer effect hebben op de kwaliteit van het oppervlaktewater (De Lange, 2005).

CHEMISCHE DUMPING VAN XTC-AFVAL IN DE EVERLOSEBEEK

(Bron: Waterschap Peel en Maasvallei).



Ook de dichtheden van organismen zullen afnemen bij zwaar vervuilde sedimen-ten (De Lange *et al.*, 2006). Verder kunnen toxische stoffen in de voedselketen terecht komen. Dit kan via de opname van de stoffen door benthische macrofauna, die het op hun beurt doorgeven aan hogere trofische niveaus. Maar ook de opslag van verontreiniging in waterplanten kan, nadat de planten afsterven, zorgen voor een grotere verontreiniging van het oppervlaktewater.

2.7 RESUMÉ

Er zijn allerlei factoren die de processen en hoeveelheid nutriënten in de waterbodem beïnvloeden. Elk in verschillende mate en op hun eigen manier. Waterkwaliteitsbeheerders zullen hier rekening mee moeten houden bij het nemen van maatregelen om de ecologische waterkwaliteit te verbeteren. Zo kan, onder bepaalde omstandigheden, het wegvangen van bodemwoelende vissen al een maatregel zijn om de overgang van troebel naar helder te bewerkstelligen, en is het niet nodig verdere, mogelijk meer ingrijpende bodemgerelateerde maatregelen te nemen. Op de maatregelen zelf gaan we in [hoofdstuk 4](#) dieper in.

H3 WATERSYSTEEMANALYSE, INSTRUMENTEN EN MODELLEN

In de vorige hoofdstukken hebben we laten zien hoe de waterbodem werkt, welke factoren er van invloed zijn op de waterbodem en hoe de bodem, afhankelijk daarvan, weer van invloed is op het ecologisch functioneren van aquatische ecosystemen. Mede op basis van deze kennis, kunnen we goed onderbouwd gaan werken aan het nemen van de juiste, kosteneffectieve ecologische herstelmaatregelen. Het uitvoeren van een watersysteemanalyse is daarbij een belangrijke randvoorwaarde. Het gebruiken van het eigen gezonde verstand en het afstemmen met mensen die het gebied kennen, is hierbij van groot belang.

Dit hoofdstuk gaat in op het uitvoeren van een systeemanalyse en op belangrijke onderdelen van een zo'n analyse, zoals bodembemonstering, water- en stoffenbalansen, en instrumenten en modellen die binnen de watersysteemanalyse en voor het bepalen van maatregelen van belang zijn.

3.1 WATERSYSTEEMANALYSE

Een watersysteemanalyse beschrijft de feitelijke toestand van een watersysteem en kwantificeert de stofstromen binnen het gehele watersysteem. Daarmee levert het kennis op over de relatie tussen systeem- en bodemeigenschappen en de interne eutrofiëring en geeft het inzicht in het functioneren van een systeem en de rol van de waterbodem binnen dit systeem (Bloemerts *et al.*, 2012). Zoals we in [hoofdstuk 1](#) al hebben besproken, vormen de ecologische sleutelfactoren (ESF'en) een zeer geschikt kader voor het uitvoeren van deze analyse.

Binnen een watersysteemanalyse worden relevante gegevens van een systeem verzameld, ontsloten en geanalyseerd, met bijvoorbeeld een bodembemonstering, water- en stoffenbalans. Vervolgens kunnen ecologische modellen en instrumenten (zoals de Veenloper, Bodemdiagnosetool en PCLake) worden toegepast om gegevens door te rekenen en te bepalen welke maatregelen geschikt zijn.

3.1.1 Het verzamelen van relevante gegevens: bodembemonstering

Om de rol van de waterbodem binnen een watersysteem te bepalen, is een goede bodembemonstering van groot belang. Waterbodembemonstering vindt plaats vanuit een boot en kan bijvoorbeeld gedaan worden met behulp van een zuigerboor. Voor diepe plassen is een zuigerboor ongeschikt en is de bodemhapper een bruikbaar alternatief.

BODEMBEMONSTERING VANUIT DE BOOT MET BEHULP VAN EEN ZUIGERBOOR

(Foto's: B-Ware, Nijmegen)



Met een slibdiktemeter of zuigerboor kunnen de waterdiepte en het begin van de slib-sedimentlaag worden bepaald. Met de boor moet per locatie een aantal subsamples van de bovenste 10 centimeter van de bodem worden genomen en in een plastic zak worden gestopt. Eenmaal in de zak moet de waterbodem luchtdicht gemengd worden, door handmatig te kneden. Menging met lucht moet worden voorkomen, omdat dan oxidatie plaatsvindt.

Na homogenisering wordt porievocht aan het monster onttrokken met behulp van een rhizon-bodemvochtsampler, verbonden aan een spuit. Deze spuiten zijn bedoeld voor tijdelijk transport. De uiteindelijke opslag van het monster vindt plaats in een potje (volledig gevuld zonder bovenstaande lucht) bij een temperatuur van 4 graden Celsius, tot verdere analyse plaatsvindt.

Het monster is te gebruiken om de totaalwaarden van P, Fe en S te analyseren op basis van het droog- of versgewicht. De concentraties van P, Fe en S in het onttrokken porievocht zijn te gebruiken om de naleveringsflux vanuit de bodem te bepalen (Van der Wijngaart *et al.*, 2012; RU Nijmegen & B-WARE, 2012).

De korte film ‘Bodemvochtmeting BaggerNut’² van STOWA licht de bodembemonstering met behulp van een zuigerboor visueel toe. Het protocol ‘Verzamelen bodemvocht van onderwaterbodem’ (RU Nijmegen & B-WARE, 2012) bespreekt de methode meer in detail.

3.1.2 Stoffen- en waterbalansen

Met behulp van een stoffen- en waterbalans is de (externe en interne) belasting van een systeem met bijvoorbeeld fosfaat te bepalen. Een waterbalans geeft aan waar het oppervlaktewater vandaan komt en waar het naartoe gaat. Om de bronnen op de waterbalans te kwantificeren, wordt gebruik gemaakt van gegevens over de aan- en afvoerposten zoals; hoeveelheid inlaat- en uitlaatwater, de neerslag en verdamping. Ook kwel en wegzijging worden meegenomen (Folmer en van Herpen, 2010; Bloemerts *et al.*, 2012).

De opgestelde waterbalans is bruikbaar om een stoffenbalans op te stellen. Een stoffenbalans geeft inzicht in de aangevoerde hoeveelheden en bronnen van verschillende voorkomende stoffen, waaronder fosfaat.

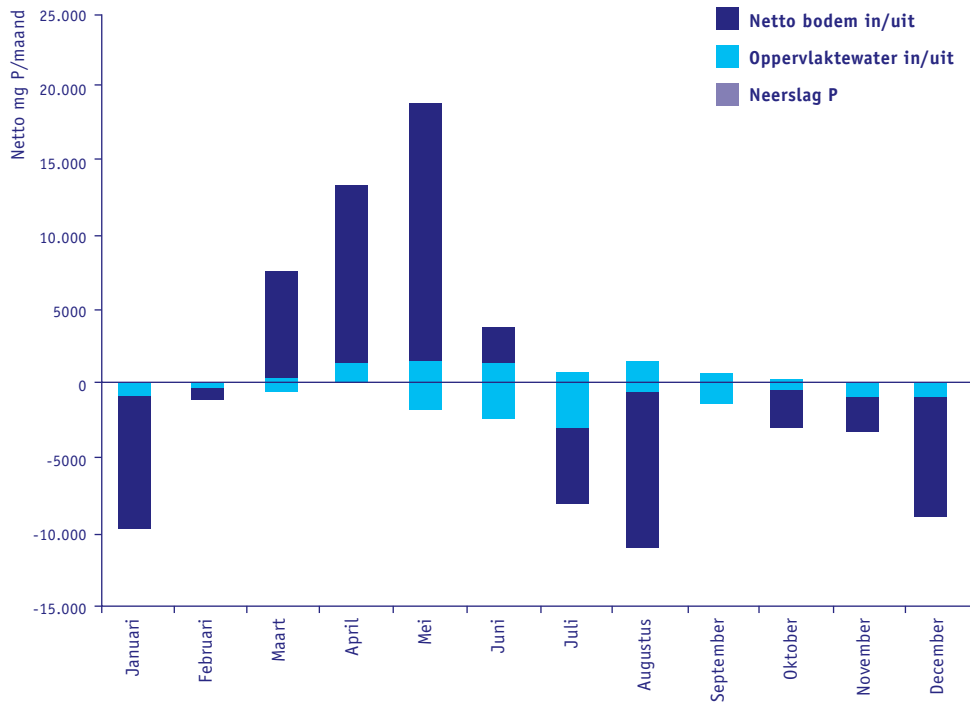
Voor het opstellen van de stoffenbalans worden de bovengenoemde gegevens voor de waterbalans gebruikt. Hieraan worden meetgegevens over fosfaat gekoppeld, en meetgegevens toegevoegd over de nalevering vanuit de waterbodem. Maar bijvoorbeeld ook gegevens over recreatievaart en vogels (Bloemerts *et al.*, 2012). Hiermee is na te gaan in hoeverre de interne belasting van fosfaat bijdraagt aan de fosfaatconcentratie in een systeem. Uiteindelijk zijn grafieken te maken zoals in [figuur 3.1](#) (Michielsen, 2010) weergegeven. Dit maakt inzichtelijk hoe groot de rol van de waterbodem is en in hoeverre er nutriëntenopslag of -nalevering plaatsvindt.

Binnen het BaggerNutproject zijn verschillende watersysteemanalyses³ uitgevoerd die goed inzicht geven in de watersysteemanalyse en water- en stoffenbalansen uitgebreid bespreken.

² <http://www.youtube.com/watch?v=r2YpnM65hq4>

³ http://www.stowa.nl/bibliotheek/publicaties/baggernut_maatregelen_baggeren_en_nutrienten

Fig 3.1 VOORBEELDGRAFIEK VAN HOE EEN TOTALE FOSFAATBALANS ERUIT KAN ZIEN
(Naar Michielsen, 2010)



3.1.3 Ecologische modellen en instrumenten

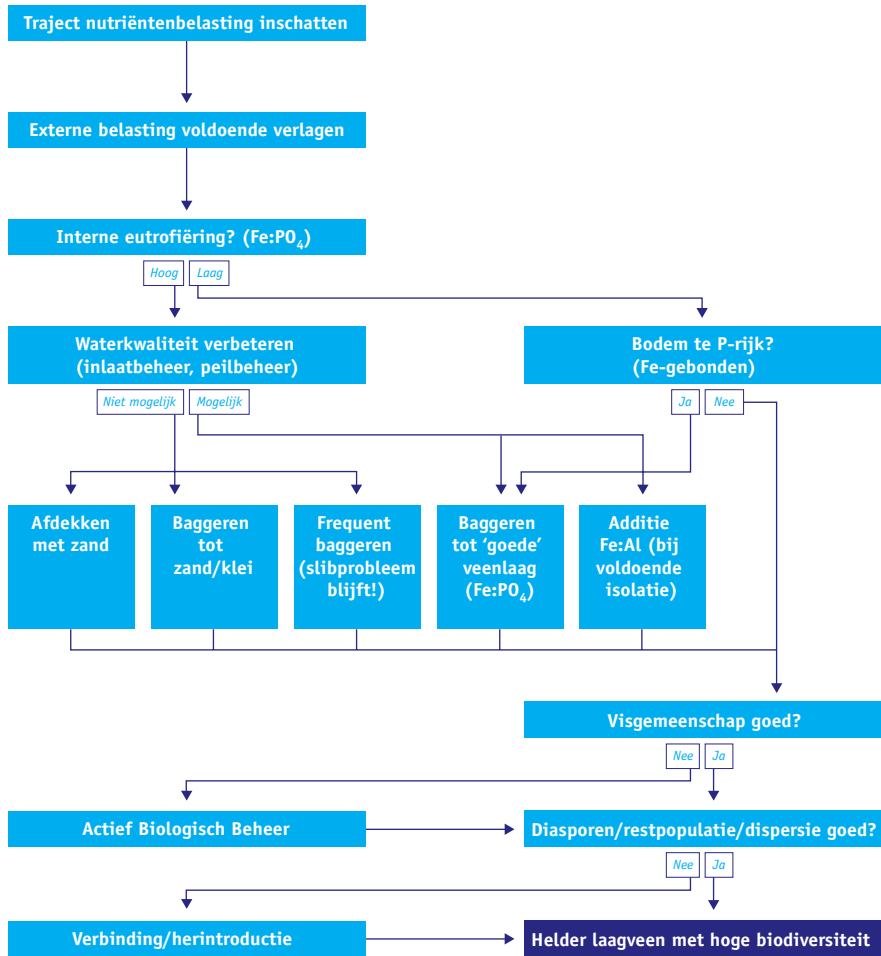
De instrumenten en modellen die in deze paragraaf worden besproken, kunnen worden gebruikt voor het opstellen van een watersysteemanalyse en helpen bij de uiteindelijke keuze van maatregelen.

De Veenloper

De Veenloper (zie [figuur 3.2](#)) is een beslisschema waarin verschillende fysisch-chemische en biologische parameters (nutriëntbelasting, ijzer:fosfaat-ratio, visbiomassa) die de waterkwaliteit beïnvloeden, stapsgewijs langskomen. Het schema geeft handvatten voor de keuze van maatregelen.

Fig 3.2 DE VEENLOPER

Zoals uitgewerkt door Lamers et al., (2006).



Stap 1 bij het gebruik van de Veenloper is het inschatten van de externe nutriëntenbelasting. Als deze te hoog is, is het zaak deze terug te dringen tot onder de grens waarbij het systeem van troebel naar helder zal overgaan. Als deze stap is afgerond, moet de interne eutrofiëring vanuit de waterbodem in beeld gebracht worden. Dit gebeurt aan de hand van de ijzer:fosfaat-ratio. Als de interne eutrofiëring hoog is (of laag, maar de bodem te fosfaatrijk), is het van belang maatregelen te nemen die de nalevering verminderen (zie [hoofdstuk 4](#)). In de Veenloper is geen waarde opgenomen voor een fosfaatrijke bodem. In het onderzoek naar de huidige toestand van de Kleine Wielen door het Wetterskip Fryslân is gekozen voor een grenswaarde van 15 mmol P/kg (Folmer & van Herpen, 2010).

Als de interne eutrofiëring laag is (al dan niet na het nemen van maatregelen) en de bodem tevens weinig fosfaat bevat, volgt een analyse van de visgemeenschap. Wanneer deze niet evenwichtig is (brasem of karper domineert met een hoge totale biomassa) en daarmee herstel in de weg staat, komt Actief Biologisch Beheer in beeld. Ook is het mogelijk dat het ontbreken van soorten het herstel in de weg staat. Door middel van het enten van diasporen of het herstellen van verbindingen zijn deze soorten weer te introduceren (Jaarsma *et al.*, 2011).

Twee producten die in het kader van het project BaggerNut zijn opgeleverd, de Quickscan en bodemdiagnosetool, zijn voor beheerders te gebruiken als eerste stap in de analyse van het effect van de waterbodem op de ecologische kwaliteit van het systeem.

Bodemdiagnosetool

De Bodemdiagnosetool bevindt zich als instrument tussen geavanceerde modellen en eenvoudige vuistregels. De tool beschrijft de bijdrage van de bodem als onderdeel van het hele functioneren van het watersysteem. Ook is het effect van waterbodemgerichte maatregelen in te schatten met behulp van deze tool, wat hem bruikbaar maakt binnen de Veenloper. Naast het kwantificeren van de interne processen en het inschatten van maatregelen, kan de tool helpen bij het opstellen en verder ontwikkelen van stoffen- en waterbalansen. De balansen zijn op een verantwoorde manier kloppend te maken, zodat de gemeten en berekende concentraties met elkaar overeenstemmen. Ook kan het inzicht geven in de autonome ontwikkeling van fosfaatgehalten in water en de waterbodem (Van der Wijngaart *et al.*, 2012).

Kort samengevat werkt de tool als volgt. De invoer van de bodemdiagnose wordt bepaald op basis van de geconstateerde problemen. Vervolgens berekent de tool de huidige toestand. Als de toestand acceptabel is (klopt met de werkelijkheid), worden maatregelen geïnventariseerd. Kansrijke maatregelen leiden tot aanpassing van de invoer. Vervolgens wordt de Bodemdiagnosetool nog een keer ‘gedraaid’ om de toestand na uitvoering van een maatregel te berekenen (Van der Wijngaart *et al.*, 2012). Een uitgebreide beschrijving van de tool is te vinden in de rapporten ‘Kennisregels in de bodemdiagnose’ en ‘Maatregelen in de bodemdiagnose’. Het Memo Invoerscherm Bodemdiagnosetool bevat een toelichting op de in te voeren parameters (Boland, 2012). De Bodemdiagnosetool excelsheet is te downloaden via de STOWA website⁴.

Quickscan

De Quickscan geeft op basis van eenvoudig meetbare parameters een inschatting van de (chemische) naleveringspotentie van een waterbodem. Deze is binnen de Veenloper bruikbaar om de interne eutrofiëring te bepalen. Om de Quickscan te gebruiken moeten drie stappen worden doorlopen (Van der Wijngaart *et al.*, 2012). Voordat deze stappen worden doorlopen is het belangrijk eerst de slibdikte en het droge-stofgehalte te bepalen. De stappen zijn:

1 Bemonstering in het veld

De bemonstering in het veld wordt uitgevoerd zoals besproken in [paragraaf 3.1.1](#).

2 Analyse in het laboratorium

Om de naleveringsflux te bepalen moet het totaal-P, Fe en S in het bodemvochtmonster worden vastgesteld. Dit gebeurt door een laboratoriumanalyse waarbij P, Fe en S aangezuurd worden gemeten op een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP). Door het totaal-P, Fe en S aan het gedroogd materiaal te bepalen, is het mogelijk de naleveringsflux in te schatten. Deze totaalgehaltebepaling kan worden uitgevoerd via een destructie (met salpeterzuur en waterstofperoxide). Een Olsen-P gehalte bepaling kan plaatsvinden met natriumcarbonaat. Deze bepaling is vervolgens te gebruiken om de nalevering van P vanuit de waterbodem te bepalen na bijvoorbeeld baggeren.

⁴ http://www.stowa.nl/bibliotheek/publicaties/baggernut__maatregelen__baggeren_en_nutrienten

3 Naleveringsflux berekenen met de Quickscan

De verkregen gehalten totaal-P, Fe en S in het bodemvocht zijn in mg/l in te voeren in de Quickscan tool⁵. De tool gebruikt de relaties die binnen het BaggerNut project zijn gebruikt en berekent de geschatte flux naar de waterlaag in mg P/m²/dag bij 15 graden Celsius. Door middel van een temperatuurcorrectie is het mogelijk om de flux om te rekenen voor verschillende seizoenen. Ook is het mogelijk de gemeten totaalgehalten van de bodemmonsters in de tool in te voeren. De Quickscan schat vervolgens de hoeveelheid in het porievocht, waarna deze schatting om te rekenen is naar de flux naar de waterlaag.

Wanneer men geïnteresseerd is in de nalevering na baggeren van de bovenste bodemlaag, is de naleveringsflux te berekenen door de Olsen-P waarde in µmol per liter in te voeren.

Het uiteindelijke resultaat is een geschatte, maar betrouwbare flux van P naar de waterlaag in mg/m²/dag. Om vervolgens te bepalen of deze flux een negatief effect heeft op de waterkwaliteit van een oppervlaktewater, moet het getal in een systeemanalyse ingepast worden (Van der Wijngaart *et al.*, 2012). Dit kan bijvoorbeeld door gebruik te maken van modellen zoals PCLake en PCDitch, die hierna worden toegelicht.

PCLake & PCDitch

PCLake en PCDitch zijn dynamische modellen om de effecten van eutrofiëring op de kwaliteit van het water en aquatische ecosystemen te beschrijven en te voorspellen. PCDitch richt zich op het watertype sloten: ondiepe, smalle, (semi-)stagnante wateren waarin de competitie tussen waterplanten belangrijk is voor de waterkwaliteit.

PCLake richt zich op niet-gestratificeerde meren en plassen van één tot enkele meters diep, waarin de nadruk meer op het voedselweb ligt. De modellen maken gebruik van de nutriëntenbelasting en factoren als diepte, grootte en bodemtype van het water. Maar ook de waterverblijftijd en gegevens over inrichting en beheer wor-

5 De Quickscan V1 02-1 is te downloaden via: [http://www.krw.stowa.nl/Publicaties/Baggernut__maatregelen__baggeren_en_nutri_nten.aspx?eId=5524&pId=1843](http://www.krw.stowa.nl/Publicaties/Baggernut_maatregelen__baggeren_en_nutri_nten.aspx?eId=5524&pId=1843). In de tool zelf is tevens uitgebreidere informatie te vinden over de werking.

den gebruikt om o.a. de nutriëntgehalten, algenconcentratie, doorzicht en plant-biomassa in een water te voorspellen (Janse, 2005; PBL, 2014a,b; Hoogenboom, 2014).

PCLake en PCDitch kunnen worden gezien als de kennisbasis onder de eerste drie ecologische sleutelfactoren (productiviteit water, lichtklimaat, productiviteit bodem). De uitkomsten van deze modellen geven antwoord op de vraag of deze voldoen of niet voldoen. Door de parameters binnen de modellen te veranderen, is het mogelijk te bepalen hoe de ESF'en een status kunnen bereiken die voldoet. Ook is het mogelijk effecten van bepaalde maatregelen te simuleren. Denk aan baggeren, inrichtingsmaatregelen en visstandsbeheer.

Het uiteindelijke doel van PCLake en PCDitch is om de kritische belasting van een water te bepalen, waarboven de kans op ongewenste effecten groot is. Dit wordt gedaan door ecologische normen of gewenste situaties voor de gebruikte variabelen te vertalen naar kritische waarden voor stikstof- en fosfaatbelasting. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een functioneel-ecologische benadering. Dit betekent onder andere dat het op functionele groepen is gericht, niet op soorten. Ook zijn de relaties tussen invoer- en uitvoervariabelen zo veel mogelijk functioneel beschreven (Smits *et al.*, 2011).

De beheerder kan de berekende kritische fosfaatbelasting vergelijken met de actuele fosfaatbelasting. Aan de hand hiervan is te bepalen welke maatregelen het beste zijn om te nemen. Er zijn grofweg drie situaties mogelijk. In [figuur 3.3](#) zijn de actuele belastingen aangegeven met rode stippen en is te zien welke maatregelen gepast zijn (PBL, 2014a).

1 De actuele belasting is hoger dan de kritische belasting

In dit geval zullen bronmaatregelen om de nutriëntenbelasting te verlagen een mogelijke oplossing bieden.

2 De actuele belasting ligt in de buurt van de kritische belasting

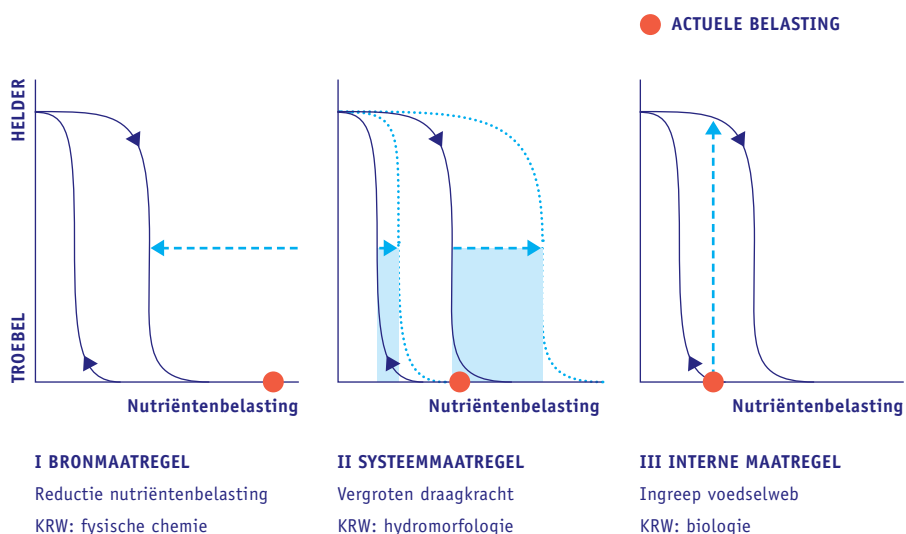
Systeemmaatregelen die de kritische belasting (en dus de draagkracht van het systeem) verhogen, kunnen een overgang van troebel naar helder bewerkstelligen.

3 De actuele belasting is lager dan de kritische belasting

In dit geval is de actuele belasting laag genoeg om een heldere toestand mogelijk te maken. Er kunnen interne maatregelen worden genomen (bijvoorbeeld ingrijpen in het voedselweb) om de overgang daadwerkelijk plaats te laten vinden.

Fig 3.3 OVERZICHT MAATREGELEN

De drie situaties die mogelijk zijn wanneer de kritische P-belasting wordt vergeleken met de actuele P-belasting en de te nemen maatregelen. Links: de actuele belasting is hoger dan de kritische belasting. Midden: de actuele belasting ligt in de buurt van de kritische belasting. Rechts: de actuele belasting is lager dan de kritische belasting.



Het gebruik van PCLake en PCDitch is tijdrovend en vereist enige ervaring. Om de modellen toegankelijker te maken zijn er ook gebruiksvriendelijke metaversies ontwikkeld, die te vinden zijn op de website van het PBL⁶. Met de metamodellen is snel een inschatting te maken van de kritische fosfaatbelasting in meren en sloten. De range van deze metamodellen is echter beperkt. Dit is belangrijk om in gedachten te houden indien men ermee werkt.

Op dit moment (zomer 2014) vinden er twee belangrijke ontwikkelingen plaats rondom PCLake en PCDitch. De modellen kunnen nu gedraaid worden vanuit een

⁶ PCLake: <http://themasites.pbl.nl/modellen/pclake>

PCDitch: <http://themasites.pbl.nl/modellen/pcditch>

Excel-schil, die vrij beschikbaar is. Ook wordt er vanuit de Excelomgeving een modelcode gemaakt, zodat de modellen eenvoudig in een aantal andere softwareomgevingen te draaien zijn (R, Matlab, ACSL, SOBEK, DELWAQ etc.). Hierbij tekenen we aan dat het bij het gebruik van de modellen, waar en hoe ze ook worden ‘gedraaid’, altijd van groot belang is te weten wat je precies doet en hoe je de resultaten moet interpreteren.

Door het gebruik van de modellen in combinatie met watersysteemanalyses en de kennis over het ecosysteemfunctioneren zoals in eerdere hoofdstukken is besproken, zijn per systeem goede overwegingen te maken met betrekking tot de te nemen maatregelen. Het volgende hoofdstuk beschrijft een aantal belangrijke bodemgerelateerde maatregelen.

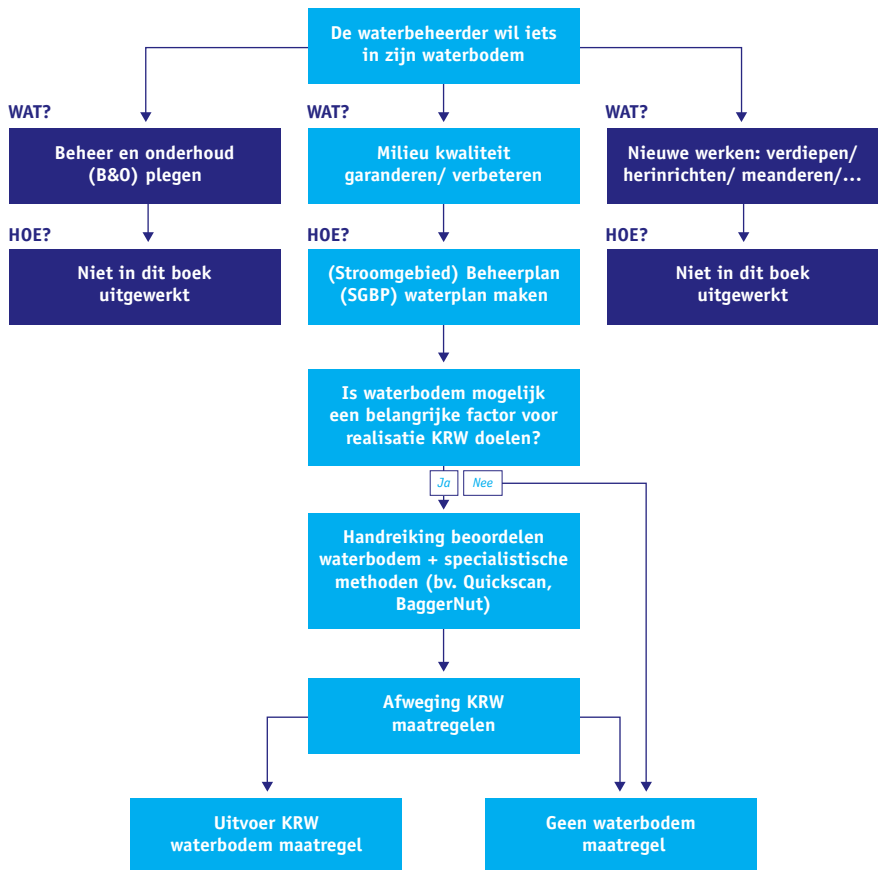
H4 WATERBODEM- KWALITEITSBEHEER EN MAATREGELEN



De eerdere hoofdstukken van dit rapport behandelden de theoretische achtergrond van bodem-waterinteracties en de manieren om te bepalen of maatregelen noodzakelijk zijn. Dit ecosysteemfunctioneren vormt de basis voor het huidige hoofdstuk. In dit hoofdstuk bespreken we het waterbodembalansbeheer in de praktijk en de maatregelen die je kunt nemen om de kwaliteit van de waterbodem en (daarmee) het bovenliggende water te verbeteren.

Fig 4.1 BELEIDSKADERS IN HET WATERBODEMBEHEER

De maatregelen die in dit hoofdstuk besproken worden, staan onder het blokje: Uitvoer KRW waterbodembalans maatregel.



4.1 WATERBODEMKWALITEITSBEHEER IN DE PRAKTIJK⁷

Waterbodembeheer vormt een integraal onderdeel van het waterbeheer. Dit vraagt om bredere kennis. [Figuur 4.1](#) geeft weer waar een beheerder mee te maken krijgt als er een ingreep in de waterbodem nodig is. Het merendeel van de waterbodem-ingrepen betreft beheer- en onderhoudsingrepen. Slechts een minimaal deel van dergelijke ingrepen heeft kwaliteitsverbetering als doel (de tweede kolom). Een voorbeeld: jaarlijks verwerken de waterbeheerders circa 5 miljoen m³ aan onderhoudsbagger. Dit betreft meer dan 90 procent van de totale bagger. Waterkwaliteitsbaggeren (de kolom Milieukwaliteit garanderen/verbeteren), maar ook Nieuwe werken vormen dus slechts een klein deel van het baggervolume, maar vragen vaak veel aandacht vanwege verontreiniging of de wijziging van functies. De linker kolom over het proces voor beheer en onderhoud (binnen de legger) en de rechter kolom over nieuwe werken (buiten het leggerprofiel) worden niet nader uitgewerkt. De focus ligt op de middelste kolom, die gaat over kwaliteitsingrepen.

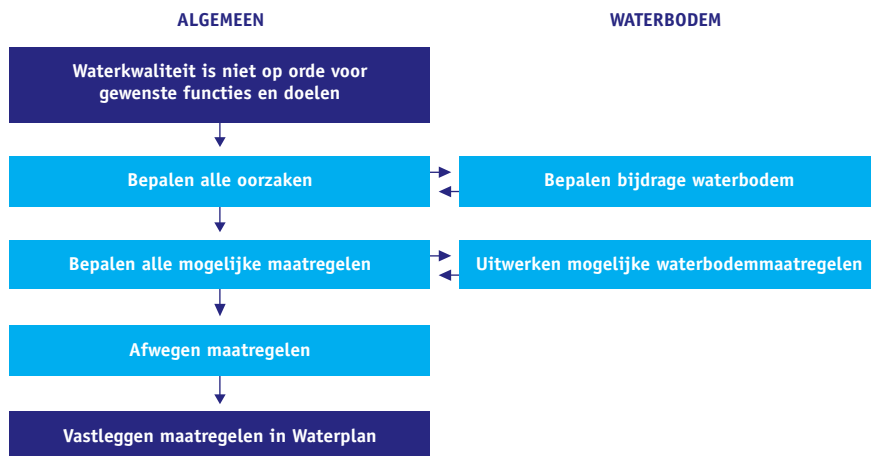
Kader **KOLOM MILIEUKWALITEIT GARANDEREN/VERBETEREN**

Indien er waterkwaliteitsproblemen zijn geconstateerd, wordt er een (stroomgebied) beheerplan (SGBP) opgesteld, waarin maatregelen zijn opgenomen. Dit zijn niet vanzelfsprekend waterbodemmaatregelen. [Figuur 4.2](#) toont het proces voor het kiezen van maatregelen. Het kan nodig zijn de waterbodem te onderzoeken bij het bepalen van de oorzaak. Waterkwaliteitsbeheerders kunnen hiervoor de Handreiking beoordelen waterbodems (Hin *et al.*, 2010) gebruiken als hulpmiddel. Deze kent een standaardmethodiek, maar biedt tevens ruimte om specialistische methoden te gebruiken, zoals meettechnieken voor biobeschikbaarheid en geavanceerde modellen en tools die zijn ontwikkeld in het project BaggerNut.

Als blijkt dat de bodem een relevante factor is en medebepalend voor de waterkwaliteit, kan bekeken worden welke maatregelen nodig zijn. Hiervoor zijn geen richtlijnen ontwikkeld, maar in Osté & Van de Weerd (2012a) is wel aandacht besteed aan de mechanismen van waterbodemmaatregelen en hoe je het effect kunt beoordelen. Verderop in dit hoofdstuk zijn mogelijke maatregelen besproken. Als deze waterbodemmaatregelen in het beheerplan zijn opgenomen, kunnen ze worden uitgevoerd.

⁷ Deze paragraaf is tot stand gekomen met medewerking van L. Osté, 2014.

Fig 4.2 DE PLEK VAN DE WATERBODEM IN HET OPSTELLEN VAN EEN BEHEERPLAN



Als na het doorlopen van de kolom Milieukwaliteit garanderen/verbeteren besloten wordt dat er maatregelen genomen moeten worden, is het zaak om te bepalen welke maatregel het best is. De volgende paragrafen van dit hoofdstuk bespreken de verschillende soorten maatregelen die er zijn met hun effecten en geven een toelichting op deze effecten.

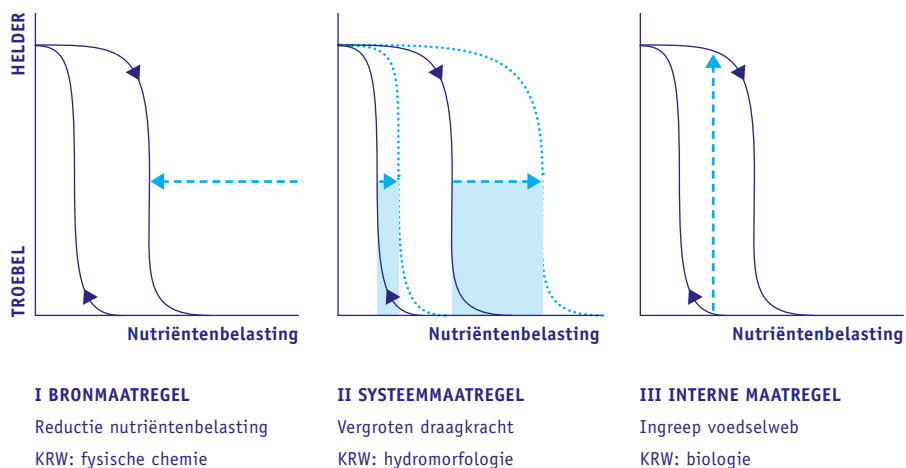
4.2 WAAROM MAATREGELLEN?

Door het nemen van de juiste maatregelen kan de kwaliteit van de bodem, en daarmee de kwaliteit van het er boven staande water, verbeteren. Belangrijk is een strategische keuze van het type maatregel en de prioritering van de maatregel. Maatregelen zijn onder te verdelen in bronmaatregelen, systeemmaatregelen en interne maatregelen (zie [figuur 4.3](#)) (Jaarsma *et al.*, 2011):

- *Bronmaatregelen verminderen de (nutriënten)belasting*
Deze maatregelen brengen de belasting naar de kritische grenzen.
- *Systeemmaatregelen vergroten de draagkracht van een systeem*
Deze maatregelen brengen de kritische grenzen omhoog, waardoor bij een grotere belasting pas een overgang van helder naar troebel plaatsvindt.
- *Interne maatregelen grijpen in op het voedselweb*
Deze maatregelen kunnen een overgang van helder naar troebel bewerkstelligen.

Fig 4.3 OVERZICHT VAN DE VERSCHILLENDE TYPE MAATREGELLEN

Een overzicht van de verschillende type maatregelen en de relatie tot de kritische grenzen en de nutriëntenbelasting. (Bron: Jaarsma et al., 2011)



De toestand waarin een water zich bevindt in relatie tot wat potentieel haalbaar is, bepaalt de keuze voor bron-, systeem- of interne maatregelen. Wanneer de belasting extreem hoog is in vergelijking tot de kritische grenzen, zijn eerst bronmaatregelen nodig om de nutriëntenbelasting te verlagen. Pas daarna komen andere typen maatregelen in beeld (Jaarsma *et al.*, 2011). [Figuur 1.3](#) in [hoofdstuk 1](#) liet al zien dat bodemgerelateerde maatregelen alleen een duurzaam effect hebben als de externe belasting voldoende laag is en de interne nalevering beperkend is voor ecologisch herstel. Dit is dan ook de uitgangssituatie voor de maatregelen die we in dit hoofdstuk bespreken.

4.3 OVERZICHT BODEMMAATREGELLEN

Op dit moment zijn verschillende maatregelen beschikbaar om de kwaliteit van waterbodems te verbeteren. Deze paragraaf beschrijft de meest gangbare maatregelen en hun belangrijkste effecten.

Uitgebreidere informatie is te vinden in de genoemde rapporten over deze maatregelen. De maatregelen zijn onderverdeeld in respectievelijk bron- (baggeren, zandige afdeklaag en fosfaatbindende toeslagstoffen), systeem- (slibvang in diepe putten) en interne maatregelen (tijdelijke droogval en actief visstandbeheer).

In de bijbehorende schema's staan de effecten die altijd op zullen treden (de doorgetrokken pijlen), maar ook effecten die op kunnen treden bij verkeerd gebruik van de maatregel (de oranje pijlen). Als de maatregel juist toegepast wordt, zijn deze effecten echter onwaarschijnlijk. De indirecte effecten die worden weergegeven, komen niet automatisch voor, maar zijn afhankelijk van de Ausgangssituatie van een systeem.

Een toelichting op de effecten is te vinden in de gekleurde tekstvakken.

4.3.1 Bronmaatregelen

Het aanpakken van de waterbodem is te zien als bronmaatregel op het moment dat de externe belasting voldoende is gereduceerd. Baggeren, waarmee men de nutriëntbron verwijdert, of het afdekken van de bodem met zand, waarmee men het contact tussen de nutriënten in de waterbodem en het oppervlaktewater afsnijdt, zijn twee mogelijke bronmaatregelen. Ook zijn er bronmaatregelen denkbaar waarbij fosfaatbindende stoffen worden toegediend. Deze maatregelen zijn, wanneer dat nodig mocht blijken, met elkaar te combineren.

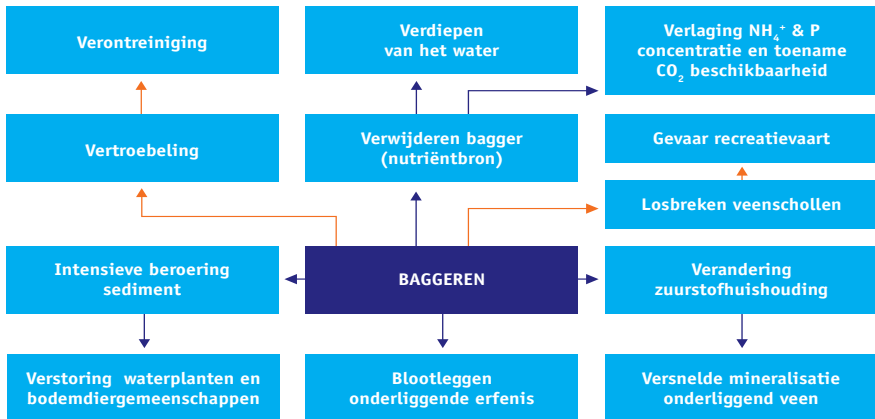
BAGGEREN

Bij baggeren wordt de toplaag van de bodem verwijdert en wordt een dieper gelegen laag de nieuwe toplaag. Dit kan de nalevering van nutriënten vanuit de bodem naar het wateroppervlak tegengaan (Osté & Van de Weerd, 2012; Helpdesk Water, 2014).

Baggeren is goed te combineren met 'afzanden' of ijzersuppletie. Het is belangrijk om de nalevering van de onderliggende bodem na het baggeren in te schatten, om te voorkomen dat ondanks het baggeren de bodemkwaliteit slecht blijft. Dit kan door gebruik te maken van de Olsen-P analyse (Bodemrichtlijn, 2014; Jaarsma *et al.*, 2011; Bakker *et al.*, 2011).

Fig 4.4 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE EFFECTEN VAN BAGGEREN

De blauwe pijlen geven de effecten weer die altijd plaatsvinden, de oranje pijlen de effecten die plaatsvinden bij verkeerd gebruik van de maatregel.



EFFECTEN BAGGEREN

De genoemde effecten van baggeren zijn algemene effecten. De precieze effecten, zoals de mate van vertroebeling en beroering van het sediment, verschillen per baggermethode. Zo kan met een baggerzuigboot of baggerpomp nauwkeuriger worden gebaggerd en is deze manier natuurvriendelijker dan bijvoorbeeld de hydraulische kraan. Hierbij worden de oevervegetatie en oever meer beschadigd en vertroebelt het water sterk.

Verwijderen bagger

Baggeren kan gebruikt worden om de interne nutriëntbron te verwijderen. Als gevolg hiervan verdiept het water en zal er een verlaging in ammonium en fosfaat plaatsvinden. Bepaalde waterplanten kunnen hiervan profiteren.

Losbreken veenschollen

In veenplassen kan baggeren leiden tot het losbreken van veenschollen, doordat de tegendruk van de sliblaag wegvalt. Deze schollen kunnen een gevaar vormen voor bijvoorbeeld de recreatievaart.

Verandering zuurstofhuishouding

Door het wegbaggeren van de sliblaag, verandert de zuurstofhuishouding van het daaron-

der gelegen sediment. Een toename van zuurstof kan in het geval van veenbodems zorgen voor een versnelde mineralisatie, waardoor nieuwe nutriënten vrijkomen.

Blootleggen onderliggende erfenis

Baggeren kan een nog onder het bagger liggende erfenis blootleggen, waardoor vanuit daar nalevering van nutriënten plaats blijft vinden. Om dit te voorkomen moet het nutriëntgehalte van de onderliggende bodem van tevoren bepaald worden.

Intensieve beroering sediment

Intensieve beroering van het sediment zorgt voor verstoring van de waterplanten en bodemdiergemeenschappen in en op de waterbodem. De herstelsnelheid van de planten en bodemdieren verschilt per soort. Baggeren kan ook de diasporen-/zaadbank in de bodem verwijderen, waardoor nieuwe vegetatie zich moeilijk kan ontwikkelen.

Vertroebeling

Als resultaat van baggeren kan vertroebeling optreden, waarbij vaste deeltjes in de waterkolom terecht komen en die mogelijk verontreinigen. Dit moet zoveel mogelijk worden voorkomen omdat het een risico voor het ecosysteem kan vormen.

Wanneer is baggeren zinvol en (hoelang) heeft het effect?

Baggeren als maatregel om de interne belasting naar beneden te brengen is zinvol als er bijvoorbeeld een stevigere bodem voor in de plaats komt. Ook moet zeker zijn dat de ijzer:fosfaat-ratio in de onderliggende bodem gunstiger is dan in de te baggeren laag (Osté & Van de Weerd, 2012). Met behulp van algengroei-potentie-toetsen met schijfjes waterbodem is te bepalen hoe diep er gebaggerd moet worden⁸. Tevens is het belangrijk om per locatie te inventariseren wat het effect van baggeren is op bijvoorbeeld amfibieën en vissen. Er bestaan richtlijnen voor het baggeren van wateren met betrekking tot het voorkomen van kwetsbare en bedreigde amfibieën en vissen (De Jong, 2002).

Theoretisch gezien werkt het baggeren voor ecologische doeleinden, maar in de praktijk blijkt het vaak minder effectief dan gehoopt, bijvoorbeeld doordat het

8 Persoonlijk commentaar Wetterskip Fryslân

lastig is de 'hoeken' van een water te bereiken, waardoor er bagger achterblijft en er dus geen geheel nieuwe (schone) bodem ontstaat.

De uiteindelijke effecten van baggeren op de fosfaathuishouding zijn wisselend. Na onderzoek in een veenplas (de Geerplas) is bijvoorbeeld gebleken dat de eerste vijf jaar na baggeren lage fosfaatconcentraties aanwezig waren, die na deze vijf jaar echter weer opliepen tot boven de waarden van voor het baggeren. Baggeren moet vooral gezien worden als maatregel om snel effect te hebben van het terugbrengen van de externe belasting (Osté & Van de Weerd, 2012).

ZANDIGE AFDEKLAAG

Omdat baggeren een kostbare maatregel is en niet altijd tot het gewenste resultaat leidt, zijn er projecten uitgevoerd waarbij een laag van 20-50 centimeter nieuw materiaal op de waterbodem werd aangebracht (Osté & Van de Weerd, 2012). Niet elke zandsoort is geschikt om mee af te dekken. Een voorbeeld van geschikt zand is ontzilt zeezand, dat onder andere is gebruikt voor het afdekken van de Bergse

Fig 4.5 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE EFFECTEN VAN HET GEBRUIK VAN EEN ZANDIGE AFDEKLAAG

De blauwe pijlen geven de effecten weer die altijd plaatsvinden.



Voorplas. Voorwaarden aan het te gebruiken zand zijn de korrelgrootte ($D_{50} > 250 \mu\text{m}$), het slibgehalte (max. 5% $< 63 \mu\text{m}$) en het chloridegehalte ($< 200 \text{ mg/kg}$) (Bakker *et al.*, 2011). Het zand moet met zorg worden aangebracht om te voorkomen dat het door de bagger heen zakt.

EFFECTEN VAN HET GEBRUIK VAN EEN ZANDIGE AFDEKLAAG

Stevigere bodemstructuur

Het afdekken met zand zorgt ervoor dat de bodem verstevigt. Hierdoor zullen bodemdeeltjes minder snel opwervelen waardoor onder andere het lichtklimaat verbetert. Ook biedt de stevigheid betere mogelijkheden voor de ontwikkeling van vegetatie.

Afname stikstofconcentratie

Het afdekken kan ook invloed hebben op de stikstofcyclus. De stikstofconcentratie in het oppervlaktewater zal afnemen, waardoor ook de algenbloei af zal nemen in de stikstoflimiterende periode.

Voorkomen contact tussen waterkolom en bodem

De afdeklaag kan contact tussen (organismen in) de waterkolom en de waterbodem voorkomen. Hierdoor vermindert de P-flux vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater. Ook zal de organische stof in de oude waterbodem minder snel afbreken doordat oxidatoren uit de waterlaag meer moeite hebben om het onderliggende sediment te bereiken.

Wanneer is afdekken met zand zinvol en (hoelang) heeft het effect?

Afdekken is niet zinvol op locaties waar (frequent) periodiek onderhoud plaatsvindt en het is alleen mogelijk als de diepte van het waterlichaam geen probleem vormt. Als de huidige diepgang van een water limiterend is maar de aanwas laag, kan eventueel een combinatie van baggeren en afdekken worden overwogen. Dit is echter wel duur. Ook de stroomsnelheid in een water mag niet te hoog zijn, om te voorkomen dat het afdek materiaal wegspoelt. In 'stilstaande' wateren zal dit echter geen probleem vormen (Osté & Van de Weerd, 2012).

Een voordeel van afdekken met zand ten opzichte van baggeren is dat de nieuwe bodem geen resten van de oude bodem bevat. Na verloop van tijd zal er echter weer een nieuwe sliblaag op het zand ontstaan. Het afdekken met een zandlaag

is slechts een fysische buffer doordat zand een geringe bindingscapaciteit heeft (Osté & Van de Weerd, 2012). De ervaringen tot nu toe zijn echter positief, de nalevering vermindert. Om de nalevering nog meer te doen afnemen, kan gekozen worden voor eventuele additie van een fosfaatbindende toeslagstof.

AFDEKKEN MET ZAND, ZINVOL?

(Bron: STOWA/ Auke Herrema)



FOSFAATBINDENDE STOFFEN

Naast afdekken met zand is het toevoegen van fosfaatbindende stoffen aan de waterbodem een goed alternatief voor het vaak kostbare baggeren. Door gebruik te maken van fosfaatbindende stoffen zal de P-flux naar de waterlaag sterk verlagen. Er kan gekozen worden voor een kortdurende toevoeging van een dosis fosfaatbindende stof, een langdurige toevoeging van kleine doseringen fosfaatbindende stof of een eenmalige dosering van een fosfaatbindende stof onder een laag zand. De verschillende uitwerkingen van deze manieren zijn besproken in Osté & Van de Weerd (2012). De toeslagstof moet behalve effectief zijn in het binden van fosfaat goed toepasbaar en mengbaar zijn, en mag geen (onacceptabele) schadelijke neveneffecten hebben (Osté & Van de Weerd, 2012).

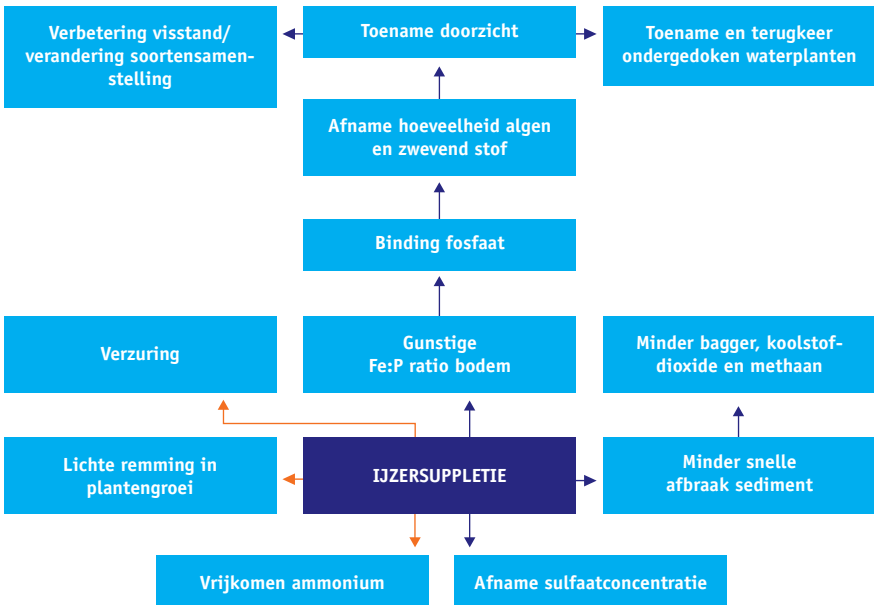
Hieronder bespreken we eerst de effecten van het toedienen van een toeslagstof die van nature al in de waterbodem voorkomt: ijzer. Daarna bespreken we twee toeslagstoffen die van nature niet in de waterbodem voorkomen: polyaluminiumchloride (PAC) en lanthaan (Phoslock).

IJZERSUPPLETIE

Ijzer komt van nature voor in (grond)water en de waterbodem. De aanvoer van ijzerrijk kwelwater is in Nederland vaak geheel verdwenen, waardoor de bodem geen extra fosfaat meer kan binden. Binnen het project 'Ijzersuppletie in laagveenplassen' is een praktisch toepasbare methode ontwikkeld om op eenvoudige wijze ijzer in de bodem te brengen. Ijzersuppletie blijkt een effectieve mitigerende maatregel waarbij een verdunde oplossing van ijzerchloride geleidelijk in de plas wordt gebracht (door een windmolen aangedreven pompsysteem). Door dit over een periode van twee jaar uit te spreiden, wordt verzuring als gevolg van te hoge ijzer- en chloridegehalten voorkomen. De methode is duurzaam en natuur- en milieuvriendelijk (Ter Heerdt *et al.*, 2012).

Fig 4.6 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE EFFECTEN VAN IJZERSUPPLETIE

De blauwe pijlen geven de effecten weer die altijd plaatsvinden, de oranje pijlen de effecten die plaatsvinden bij verkeerd gebruik van de maatregel.



EFFECTEN IJZERSUPPLETIE

Gunstige Fe:P ratio

De verhoogde ijzer:fosfaat-ratio na ijzersuppletie zorgt ervoor dat de nalevering van fosfaat sterk wordt geremd. Het nutriëntgehalte in het oppervlaktewater daalt, waardoor de kans op blauwalgenbloei verkleint en het zwevend stof vermindert. Het (indirecte) effect zal zijn dat het doorzicht toeneemt, de soortensamenstelling van vissen verandert en zowel de visstand als het aandeel ondergedoken waterplanten toeneemt.

Minder snelle afbraak sediment

De met ijzer behandelde sedimenten breken minder snel af dan andere sedimenten. Hierdoor is er minder baggervorming en is de productie van koolstofdioxide en methaan lager.

Afname sulfaatconcentratie

Dit is een gunstig bijeffect van de toevoeging van ijzer, doordat sulfaat de nalevering vanuit de bodem versterkt en leidt tot veenafbraak.

Vrijkomen ammonium

Een snelle toevoeging van een hoge dosis ijzerchloride veroorzaakt een ammoniumtoename. Een geleidelijke toediening over langere tijd voorkomt deze toename.

Lichte remming plantengroei

Een hoge dosering ijzerchloride kan de plantengroei remmen door verzuring, C-limitatie en lagere fosfaatconcentraties. Door geleidelijke toevoeging over een langere periode is dit effect onwaarschijnlijk.

Verzuring

De pH zal door toediening van ijzerchloride iets dalen, maar blijft bij geleidelijke toediening ruim boven de kritische grens van pH 6. De veilige dosering is gesteld op 27 liter ijzerchloride per ha/dag.

TOEVOEGEN POLYALUMINIUMCHLORIDE

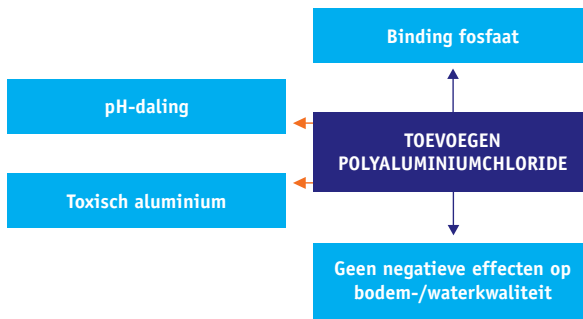
Het toevoegen van polyaluminiumchloride (PAC), kan er, net als bij ijzeradditie, voor zorgen dat de fosfaatnalevering vanuit de bodem vermindert. Belangrijk is dat de pH bij het toedienen van PAC tussen de 6 en 8,5 blijft omdat aluminium anders toxisch kan zijn (Bakker *et al.*, 2011, Reitzel *et al.*, 2003). Dit is mogelijk met behulp van loog (NaOH). De hoeveelheid hiervan is aan te passen aan de toe te voegen hoeveelheid, waardoor de toediening van PAC niet begrensd wordt door kritische pH-waarden. Als PAC op de juiste wijze is gemengd met NaOH, is het ook goed in combinatie met een zandlaag te gebruiken om de nalevering van fosfaat over langere tijd te beperken (Bakker *et al.*, 2011).

De PAC's die in het STOWA-rapport 'De bodem bedekt' (Bakker *et al.*, 2011) zijn beschouwd, voldoen aan het criterium dat de zware metalen in PAC's niet zullen leiden tot normoverschrijding in sediment of water. In dat rapport is tevens beschreven hoe PAC toegediend kan worden.

Fig 4.7

SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE EFFECTEN VAN HET TOEVOEGEN VAN POLYALUMINIUMCHLORIDE

De blauwe pijlen geven de effecten weer die altijd plaatsvinden, de oranje pijlen de effecten die plaatsvinden bij verkeerd gebruik van de maatregel.



EFFECTEN VAN HET TOEVOEGEN VAN POLYALUMINIUMCHLORIDE

Binding fosfaat

Na het toedienen van PAC bindt fosfaat aan het PAC in de bodem en heeft de bodem een 'lage potentie voor nalevering'. Hierdoor verkleint de kans op algenbloei indien deze fosfaatgelimiteerd is. Ook zullen de indirecte effecten op waterplanten en vis plaatsvinden, die hierboven zijn genoemd bij ijzersuppletie. Laboratoriumexperimenten en monitoring wijzen uit dat fosfaat dat eenmaal is gebonden door aluminiumhydroxide, voor lange tijd gebonden blijft, maar over de mate waarin het aluminiumhydroxide nieuw fosfaat kan binden, bestaat veel onzekerheid.

Negatieve effecten

PAC heeft geen negatieve effecten op de bodem- of waterkwaliteit, mits de pH tussen de 6 en 8,5 blijft.

pH-daling

Het toevoegen van PAC zorgt voor een daling van de pH in het water. In sommige gevallen kan het watersysteem dat zelf bufferen, zeker als er langzaam wordt gedoseerd. Er kan ook NaOH worden toegevoegd als buffer, waardoor de afdeklaag zonder problemen gebruikt kan worden.

Toxisch aluminium

Aluminium komt van nature voor in de (water)bodem, maar kan (vooral bij een lage pH) toxisch zijn voor aquatische organismen. Dit is in Nederlandse wateren echter zeer onwaarschijnlijk. Ook voor mensen kan aluminium toxisch zijn als ze het water drinken, maar gezien de dagelijkse inname in allerlei producten zal aluminiuminname via oppervlaktewater eigenlijk nooit een relevante bijdrage leveren. Als PAC op een verantwoorde manier wordt gebruikt, is het risico op toxiciteit nihil.

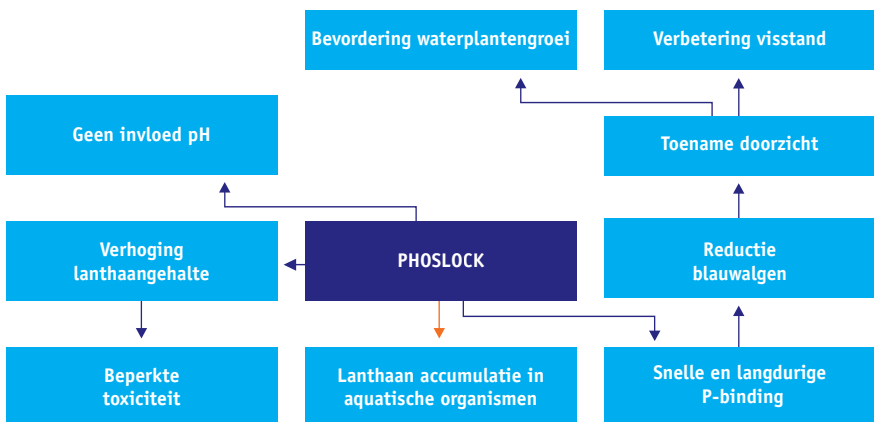
LANTHAAN (PHOSLOCK)

Phoslock bestaat uit gemodificeerd bentonietklei die is verrijkt met het zeldzame aardmetaal lanthaan (Waajen *et al.*, 2010). Het is een innovatieve Australische technologie om de hoeveelheid fosfaat in water te reduceren ter preventie en het onder controle houden van blauwalgen. De werking van Phoslock berust op de onomkeerbare binding van lanthaan aan fosfaat, die ook onder niet-neutrale pH en zuurstofloze omstandigheden onveranderd blijft (Van Oosterhout & Lurling, 2010).

Tijdens het bezinken bindt Phoslock 95 procent van het fosfaat waarmee het in contact komt. Eenmaal bezonken blijft het als dunne laag op de bodem liggen, waar het ook fosfaat dat nageleverd wordt vanuit de bodem, bindt. Phoslock is werkzaam bij een pH tussen de 4 en 11, het bindt tevens fosfaat onder anoxische omstandigheden en het is ongevoelig voor natuurlijke variaties in redox, temperatuur en pH waardoor buffering niet nodig is (Phoslock.eu, 2014; Yasseri & Goethem, 2008, Waajen *et al.*, 2010).

Fig 4.8 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE EFFECTEN VAN HET GEBRUIK VAN PHOSLOCK

De blauwe pijlen geven de effecten weer die altijd plaatsvinden, de oranje pijlen de effecten die plaatsvinden bij verkeerd gebruik van de maatregel.



EFFECTEN VAN HET GEBRUIK VAN PHOSLOCK

Snelle en langdurige P-binding

Phoslock bindt 90 procent van het beschikbare fosfaat binnen drie uur na toepassing. Eén ton Phoslock verwijdert 34 kilogram fosfaat (Groves, 2007). De binding van fosfaat aan lanthaan is sterk. Het lanthaan dat nog niet heeft gereageerd met fosfaat, blijft actief. Hierdoor is er sprake van een langdurige fosfaatreductie na het toedienen van Phoslock. De hoeveelheid blauwalgen reduceert hierdoor, wat zowel bevordering van de waterplantengroei als een verbetering van de visstand tot gevolg kan hebben.

Lanthaanaccumulatie in aquatische organismen

Lanthaan kan onder andere ophopen in de lever van vissen en in rivierkreeften. Onduidelijk is nog of en wat voor effect dit heeft op de organismen (McIntosh, 2007).

Verhoging lanthaangehalte

In grote hoeveelheden kan lanthaan toxisch zijn voor bepaalde aquatische organismen. Experimenten hebben uitgewezen dat er geen sprake is van toxiciteit van Phoslock tot een hoeveelheid van 13.600 mg/l. Dit is volgens de fabrikant een paar duizend maal hoger dan de dosis Phoslock die nodig is om de hoeveelheid fosfaat te reduceren (Afsar & Groves, 2009; Groves, 2007).

Geen invloed pH

Phoslock heeft geen invloed op de pH waardoor het gebruik van een buffer onnodig is.

Wanneer is het toedienen van fosfaatbindende stoffen zinvol en (hoelang) heeft het effect?

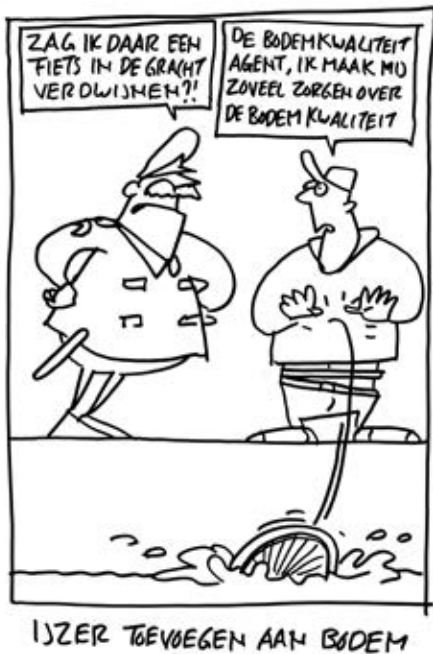
Het toedienen van fosfaatbindende stoffen kan in principe overal plaatsvinden. Het is echter niet zinvol wanneer de waterbodem (vaak) gebaggerd moet worden en het is alleen mogelijk als de diepte van het waterlichaam geen probleem vormt. Net als in het geval van afdekken met zand is het toevoegen van fosfaatbindende stoffen ook niet zinvol op locaties met (frequent) periodiek onderhoud en indien de stroomsnelheid te hoog is. Dan spoelt het weg. Als de huidige diepte limiterend is en de aanwas laag, is een combinatie van baggeren en het gebruik van fosfaatbindende stoffen te overwegen, hoewel dit hoge kosten met zich meebrengt (Osté & Van de Weerd, 2012).

De duur van het effect is afhankelijk van de hoeveelheid fosfaatbindende stof die gebruikt wordt, maar ook de invloed van bijvoorbeeld kwel speelt een rol.

Per situatie zal dit waarschijnlijk verschillen. Langetermijneffecten van het toevoegen van fosfaatbindende stoffen zijn nog onbekend, omdat het nog niet langdurig is gebruikt. De eerste uitkomsten van proeven zijn over het algemeen positief, hoewel de meningen over het gebruik verdeeld zijn.

IJZERSUPPLETIE ALS MAATREGEL ZINVOL?

(Bron: STOWA/ Auke Herrema)



Ijzersuppletie is alleen zinvol als er voldoende zuurstof aanwezig is. Het is dus niet geschikt voor diepe plassen of gestratificeerde wateren. In het geval van diepe plassen is het beter te kiezen voor PAC of Phoslock. Zolang zowel ijzer als aluminium op de juiste manier en in de juiste dosis worden toegevoegd, is het risico voor het milieu klein, hoewel nooit helemaal uit te sluiten (Van der Oost, 2011). De kosten voor het gebruik van PAC zijn relatief laag, terwijl gebruik van lanthaan (Phoslock) vrij kostbaar is. De voorwaarde voor het gebruik van PAC is dat de pH van het porie-

water in de waterbodem tussen de 5,5 en de 8 ligt (Bakker *et al.*, 2011). Als dit niet het geval is, kan men lanthaan (Phoslock) gebruiken.

Een reductie van fosfaat in het oppervlaktewater leidt niet in alle gevallen tot verbetering van de ecologie. Dit kan komen doordat vissen of de wind nog altijd veel bodemmateriaal opwervelen. In dat geval is het aan te raden fosfaatbindende stoffen te combineren met visstandbeheer of wind-reducerende maatregelen. Ook kunnen opties als slibvang in diepe putten of tijdelijke droogval overwogen worden.

4.3.2 **Systeemmaatregelen**

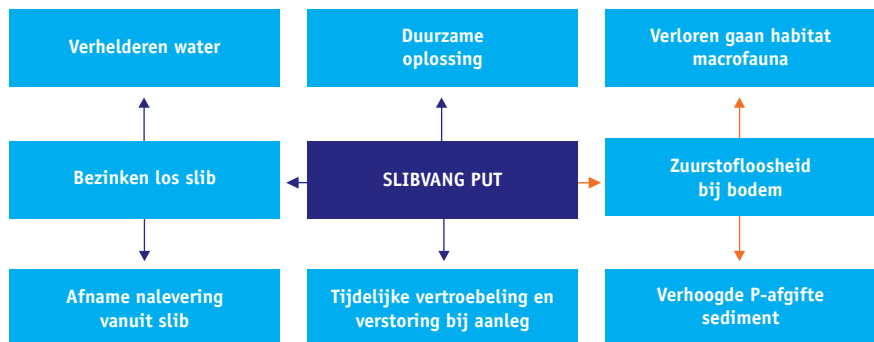
Een mogelijke systeemmaatregel die ingrijpt op de waterbodem, is het wegvangen van slib in diepe putten.

SLIBVANG IN DIEPE PUTTEN

De aanleg van diepe putten is een systeemmaatregel die slibproblemen in een aquatisch ecosysteem kan aanpakken. Deze putten kunnen dienen als sedimentatieval voor slib, waardoor het minder zal opwervelen. Het oppervlak en de diepte van de put bepalen de effectiviteit. Er is gebleken dat er geen resuspensie meer optreedt in putten die dieper zijn dan tien meter (Deltares, 2006).

Fig 4.9 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE EFFECTEN VAN HET OPVANGEN VAN SLIB IN EEN DIEPE PUT

De blauwe pijlen geven de effecten weer die altijd plaatsvinden, de oranje pijlen de effecten die plaatsvinden bij verkeerd gebruik van de maatregel.



EFFECTEN VAN HET OPVANGEN VAN SLIB IN EEN DIEPE PUT

Zuurstofloosheid bij bodem

De opvang van slib in een diepe put kan de kans op zuurstofloosheid bij de bodem doen toenemen, doordat een aantal keer per jaar stratificatie kan ontstaan. Hierdoor gaat habitat voor macrofauna verloren en zal het sediment meer fosfaat naleveren.

Tijdelijke vertroebeling en verstoring bij aanleg

Tijdens de aanleg van een vangput wordt het ecosysteem tijdelijk verstoord en zal het water vertroebelen. Wanneer dit klaar is, zal de aanleg echter een positief effect hebben en het water verhelderen. De mate van vertroebeling is afhankelijk van de gebruikte methode (DHV, 2003).

Bezinken los slib

Door resuspensie van de sliblaag in ondiepe delen van het meer, waarop sedimentatie in de diepe put volgt, zal slib bezinken en niet meer opwerpen. Hierdoor verheldert het water. Dit heeft een positief effect op plantengroei. Ook zal de nalevering van nutriënten vanuit het slib naar het water verminderen. Als gevolg daarvan zal de algengroei afnemen.

Wanneer is de aanleg van diepe putten zinvol en (hoelang) heeft het effect?

De aanleg van diepe putten kan alleen plaatsvinden als er genoeg ruimte is en de verstoring tijdens de uitvoering niet teveel negatieve effecten heeft op het gebied en het systeem zelf. Logischerwijs is de aanleg alleen zinvol als opwerpend slib een probleem vormt binnen het systeem. Vooral binnen ondiepe systemen, waar de windwerking groot is, kan de aanleg van diepe putten uitkomst bieden. In de samenvatting van de Milieueffectrapportage waterkwaliteitsverbetering Loosdrechtse Plaszen (DHV, 2003) worden verschillende mogelijkheden gegeven voor de uitvoering.

De helderheid van het water zal door het bezinken van slib toenemen. Onderzoek heeft uitgewezen dat een veertien meter diepe put genoeg bergingscapaciteit kan hebben voor ongeveer 80 jaar (DHV, 2003). Natuurlijk geldt dat hoe groter het oppervlak en de diepte van de put, hoe meer slib er weggevangen kan worden en hoe effectiever de maatregel is. Hoe dieper de put is, hoe groter de kans op zuurstofloosheid bij de bodem en vermindering van habitat (Deltares, 2006).

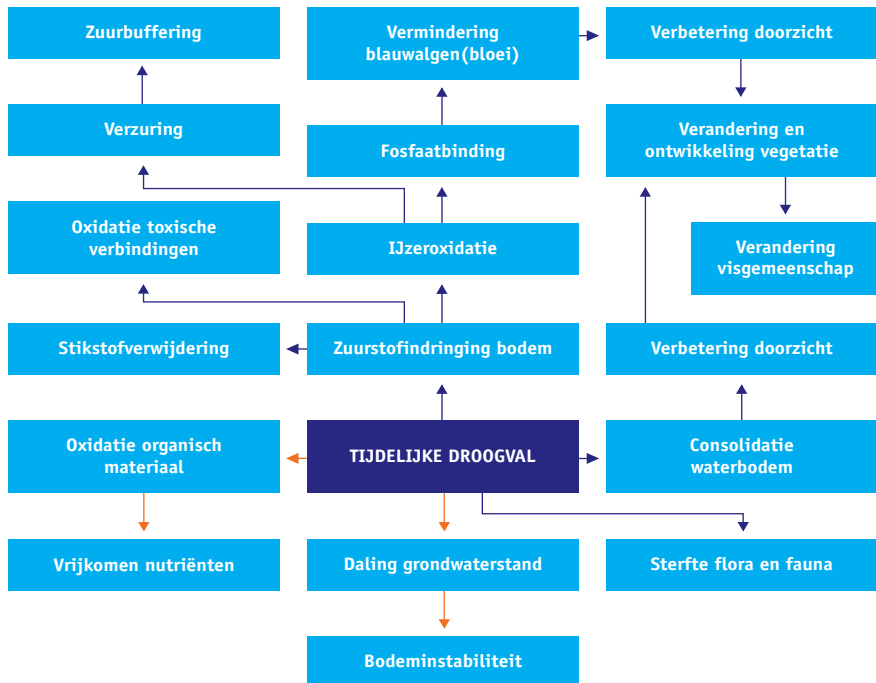
4.3.3 Interne maatregelen

Als naast de externe belasting ook de interne belasting (deels) af is genomen, kan een laatste duw in de rug van een systeem nodig zijn om het daadwerkelijk te herstellen. Men kan in dit geval kiezen voor een vrij ingrijpende maatregel als tijdelijke droogval, of voor een meer eenvoudige maatregel als visstandbeheer.

TIJDELIJKE DROOGVAL

Door de sterke regulatie van het waterpeil in de meeste Nederlandse oppervlaktewateren is droogval, die onder natuurlijke omstandigheden in de zomerperiode plaatsvindt, vrijwel niet meer aanwezig. Het proefproject 'Tijdelijke droogval als waterkwaliteitsmaatregel' wijst uit dat geforceerde tijdelijke droogval een zeer

Fig 4.10 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE EFFECTEN VAN TIJDELIJKE DROOGVAL
De blauwe pijlen geven de effecten weer die altijd plaatsvinden, de oranje pijlen de effecten die plaatsvinden bij verkeerd gebruik van de maatregel.



krachtig instrument kan zijn, waarmee op relatief eenvoudige wijze een goede waterkwaliteit te bereiken is. Het kan een positief effect hebben op de kwaliteit, hoewel sommige van de in het project onderzochte wateren ook nauwelijks effect lieten zien, of een negatief effect. Het verschil in effect kan groot zijn en is afhankelijk van het systeem waarin de maatregel wordt uitgevoerd. Deze is in zekere mate vooraf in te schatten met behulp van bijvoorbeeld de in [hoofdstuk 3](#) besproken Quickscan.

De droogval moet voor een minimale periode van 3 maanden plaatsvinden in de voorjaar- of zomerperiode. Hoe langer de droogval, hoe sterker de effecten, met name op de bodemchemische processen (Westendorp *et al.*, 2012 & 2014).

EFFECTEN TIJDENS DROOGVAL

Zuurstofindringing bodem

Door tijdelijke droogval kan zuurstof de waterbodem bereiken, wat verschillende gevolgen heeft. IJzerzwavelverbindingen oxideren, waarbij zwavel gemobiliseerd wordt en vrij ijzer beschikbaar komt voor de binding van fosfaat. Door deze oxidatie kan tevens verzuring optreden. In kalkrijke wateren kan dit zuur worden gebufferd, waardoor het neutraliseert. De gevoeligheid van de grond voor verzuring is vast te stellen op grond van bodemchemische kenmerken. Bij een $S/(Ca+Mg)$ ratio $> 0,7$ (mol/mol) neemt de kans op verzuring sterk toe. Na hervernatting stijgt de pH van de bodem weer (Lucassen *et al.*, 2002).

De mate van fosfaatbinding verschilt per gebied. Het is deels te relateren aan de mate waarin de bodem is ontwaterd of drooggevallen en bovendien afhankelijk van de samenstelling van de bodem. Door de binding zal de hoeveelheid blauwalgen (bloei) verminderen en het doorzicht verbeteren. Hierdoor treedt een verandering van vegetatie op. Hierdoor kan ook de visgemeenschap in samenstelling veranderen. Ook toxische verbindingen (zoals H_2S en NH_4^+) oxideren en worden omgezet in niet-giftige verbindingen. Stikstof wordt via nitrificatie en denitrificatie gemobiliseerd en afgevoerd.

Consolidatie waterbodem

In de meeste gevallen treedt consolidatie van de waterbodem op. Door deze consolidatie zal er na hervernatting minder opwerveling van slib plaatsvinden waardoor het doorzicht kan verbeteren. Ook dit heeft een positief effect op de samenstelling en ontwikkeling van water- en oevervegetatie.

Sterfte flora en fauna

Tijdens de droogval kan er sterfte van fytoplankton, vegetatie, macrofauna en vis plaatsvinden.

Daling grondwaterstand

Tijdelijke droogval kan een verlaging van de grondwaterstand tot gevolg hebben. De omvang en reikwijdte zijn afhankelijk van de geomorfologie en geohydrologie. Deze verlaging kan bodeminstabiliteit veroorzaken. Tijdens het eerder genoemde proefproject daalde de grondwaterstand beperkt, maar trad er weinig schade aan oevers op.

Oxidatie organisch materiaal

De zuurstofrijke omstandigheden die gepaard gaan met droogval, stimuleren de afbraak van organische stof. Hierdoor kunnen, vooral in gebieden die rijk zijn aan goed afbreekbaar organisch materiaal, nutriënten vrijkomen. Dit is afhankelijk van de duur en mate van droogval. In het proefproject werd echter geen versnelde afbraak vastgesteld.

EFFECTEN NA DROOGVAL

Na de periode van droogval kunnen andere effecten optreden dan tijdens de droogvalperiode. De vegetatie kan gestimuleerd worden door betere kieming van zaden, sterkere vegetatieve uitbreiding en de plantengroei kan gestimuleerd worden door verbetering van het doorzicht. Deze planten dragen op hun beurt weer bij aan het verbeteren van het lichtklimaat.

Door een mogelijk toegenomen plantengroei of soortspecifieke problemen met herkolonisatie, kan er tevens een andere visgemeenschap tot ontwikkeling komen dan voor de droogval (Matthews & Matthews, 2000). Dit gebeurt echter niet in alle situaties en in sommige gevallen is de ontwikkeling van water- en oeverplanten juist vertraagd. Ook kan er na de droogval zuurstofloosheid bij de bodem optreden doordat de aanvoer van zuurstof na hervernatting beperkter is.

Fosfaatmobilisatie kan opnieuw optreden doordat ijzeroxiden en ijzerhydroxiden gebruikt worden bij afbraakprocessen. IJzer(III) wordt dan gereduceerd tot ijzer(II), en zowel de ijzer- als fosfaatconcentratie in het water kunnen stijgen. In het geval van sulfide-aanwezigheid zal ijzer hiermee reageren en het fosfaat vrij blijven. Op de langere termijn zou de hoeveelheid blauwalgen weer langzaam toe kunnen nemen. De effecten op macrofauna zijn niet goed te duiden, hoewel blijkt dat er wel een verschuiving van soorten plaatsvindt.

Wanneer is tijdelijke droogval zinvol en (hoelang) heeft het effect?

Tijdelijke droogval is vooral zinvol op plekken waar de bodem anaeroob is. Door tijdelijke droogval kan zuurstof de bodem bereiken. Hierdoor verbetert de kwaliteit van de bodem. Onderzoek heeft uitgewezen dat in wateren met een grote strijklengte tijdelijke droogval minder zinvol is, omdat het bodemmateriaal weer snel opgewerveld kan worden. Het effect blijft dan nog wel zichtbaar in de hoeveelheid blauwalgen, maar het is onbekend hoe lang dat aan zal houden (Westendorp *et al.*, 2014).

Over het algemeen heeft tijdelijke droogval een positief effect op de waterkwaliteit, hoewel het niet in alle wateren leidt tot hetzelfde resultaat. Vooral de bodemsoort en diepte van het water spelen hierbij een grote rol. Ook de duur van de droogval is van belang. Het vooraf doen van een Quicksan kan helpen om in te schatten of de maatregel praktisch uitvoerbaar is en hoe effectief die zal zijn.

ACTIEF VISSTANDBEHEER

Het ingrijpen in de visstand kan dienen als aanvullende beheersmaatregel om de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater te verbeteren. Er kunnen gunstige watercondities ontstaan door bepaalde vispopulaties sterk in omvang te verkleinen. Met deze maatregel worden de effecten van andere lange-termijnmaatregelen versneld zichtbaar. Bovendien kan het de overgang van troebel naar helder betekenen, indien andere maatregelen net niet toereikend zijn. Actief visstandbeheer is onder te verdelen in actief biologisch beheer (ABB) en beheervisserij (Watermozaïek, STOWA, 2014).

Actief biologisch beheer (ABB)

Tijdens het gebruik van actief biologisch beheer (ABB) worden benthivore en planktivore vissen eenmalig grootschalig weggevangen. Benthivore vissen woelen de bodem om, waarmee ze zorgen voor opwerveling van slib en troebel water. Dit is nadelig voor de groei en ontwikkeling van waterplanten. Planktivore vissen eten watervlooien. Omdat watervlooien zelf algen eten, krijgen algen hierdoor de kans tot voortplanten en uitbreiding.

Beide vissoorten zorgen mede voor een troebel, door algen gedomineerd systeem. Het wegvangen draagt dus bij aan het ontstaan van een helder en plantenrijk systeem en de groei en ontwikkeling van waterplanten. Ook het bevorderen van een grote roofvisstand is onderdeel van ABB (Hoogenboom, 2014).

Beheervisserij

In het geval van beheervisserij dunt de benthivore visstand geleidelijk uit. Periodieke afvissing houdt de visstand op een laag niveau. Als gevolg daarvan vermindert de bodemwoeling sterk, waardoor ook in dit geval het doorzicht toeneemt. Hierdoor verbeteren de omstandigheden voor kieming en ontwikkeling van waterplanten. De maatregel kan een overgang van troebel naar helder bewerkstelligen en het water helder houden. De sportvisserij heeft vaak bezwaar tegen ABB. Beheervisserij kan daarom dienen als alternatief, hoewel de praktijkervaring op dit moment nog beperkt is (Hoogenboom, 2014).

Wanneer is actief visstandbeheer zinvol en (hoelang) heeft het effect?

Actief visstandbeheer is met name zinvol wanneer andere maatregelen niet het gewenste effect blijken te hebben doordat opwerveling van de bodem door vissen een probleem blijft. Als het in zo'n geval als extra maatregel wordt toegepast, is een effect zeer waarschijnlijk.

4.4 RESUMÉ

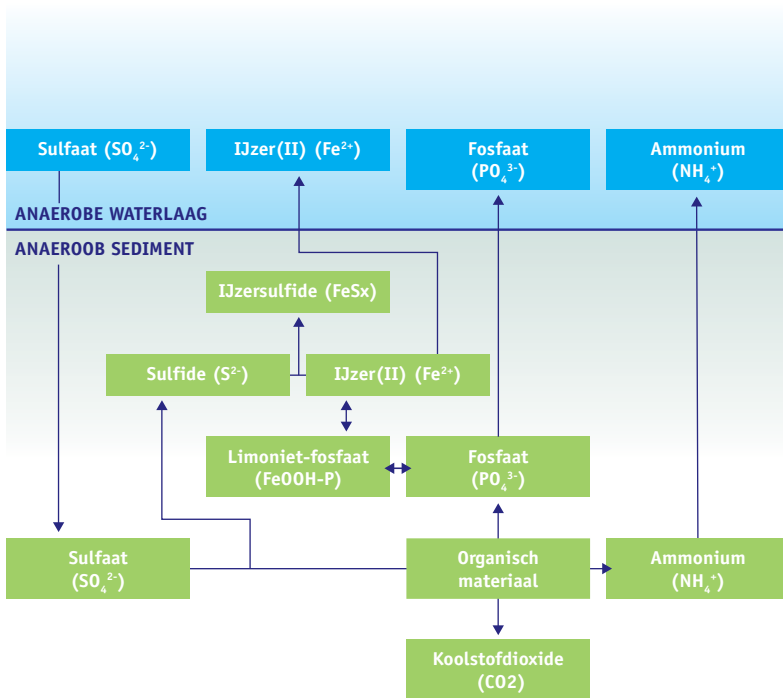
Per gebied zal, na inventarisatie van het gebied en het probleem, bepaald moeten worden welke maatregel of welke maatregelen het meest geschikt zijn om uit te voeren om het watersysteem ecologisch te herstellen. Dit is mogelijk met behulp van de instrumenten en modellen die in hoofdstuk 3 werden besproken. Door het vervolgens op een juiste manier toepassen van één of meerdere maatregelen, kan de kwaliteit van de waterbodem en daarmee van het gehele aquatische ecosysteem sterk toenemen.

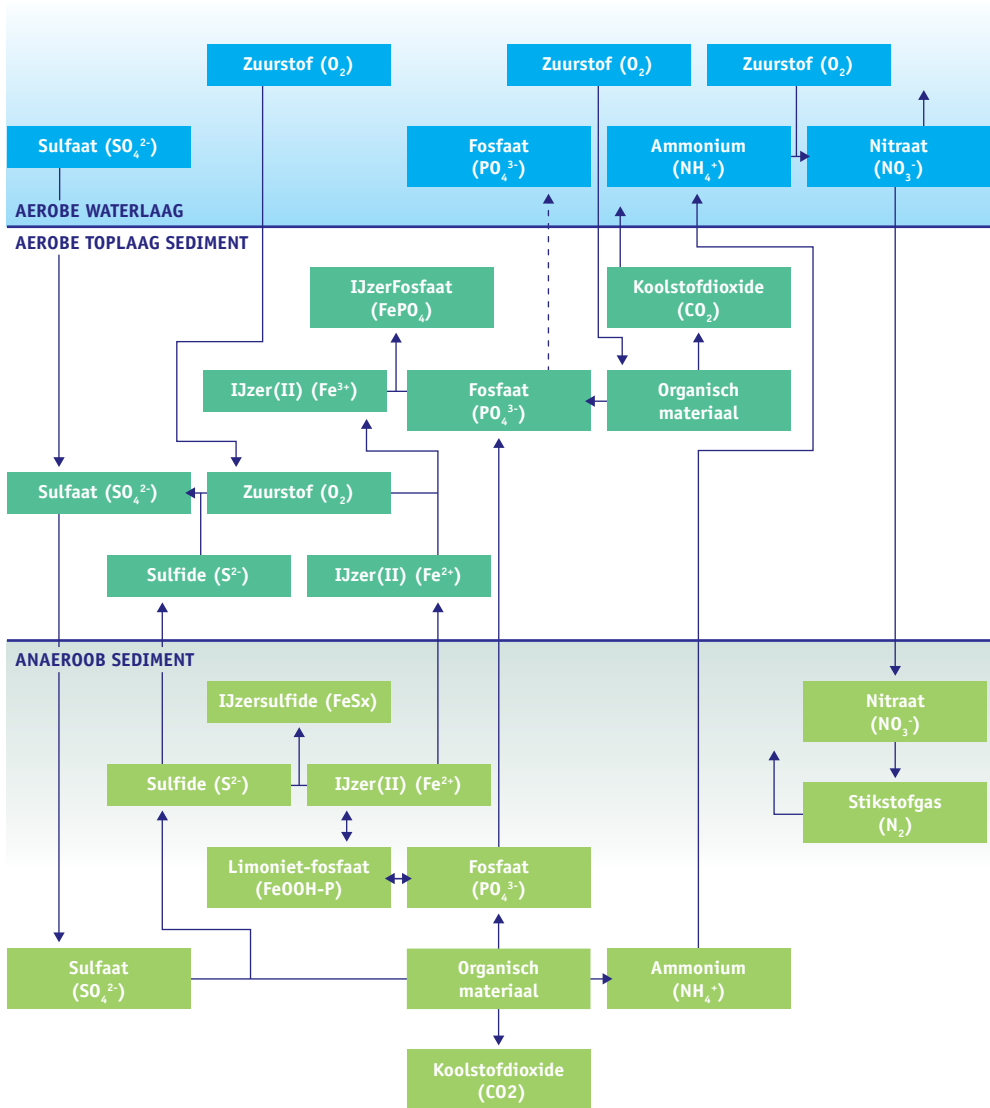
BIJLAGE 1

DE INTERACTIES TUSSEN DE ZWAVEL-, IJZER- EN FOSFORKRINGLOOP

De schema's geven de (vereenvoudigde) interacties tussen de zwavel-, ijzer-, en fosforkringloop in en rondom de waterbodem weer. Links in het geval van een anaerobe waterlaag, rechts in het geval van een aerobe waterlaag en aerobe toplaag van het sediment.

(Gebaseerd op Schep et al., 2012)





BIJLAGE 2 BRONNEN

- Afsar, A. & Groves, S. (2009), Eco-toxicity assessment of Phoslock. Phoslock water solutions Ltd. TR 022/09, Australia
- Anderson, NH. and Cargill, A.S. (1987), Nutritional ecology of aquatic detritivorous insects. Nutritional ecology of insects, mites, spiders and related invertebrates. ISBN 0.471.80617.X. pag. 903-925
- Bakker, D., Osté, L., Roskam, G., De Weert, J. en Hemelraad, J. (2011), De bodem bedekt. Het onderzoeken en aanbrengen van een fosfaatbindende afdeklaag in de Bergse Voorplas. Deltares rapport project 1201913-000-BGS-0004. HHSK, Deltares
- Bakker, D. (2012), Nalevering van nutriënten uit waterbodems in de KRW-Verkenner. Mogelijkheden en onmogelijkheden. Deltares rapport 1204085-001-BGS-0029. Deltares
- Bloemendaal, F.H.J.L. en Roelofs, J.G.M. (1988), Waterplanten en waterkwaliteit. ISBN 90.5011.014.2. Utrecht, Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Natuurhistorische Vereniging en Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen
- Bloemerts, M., Tietema, E., Van de Weerd, H. (2012). BaggerNut. Watersysteemanalyse Alde Feanen. 076311807:C, Arcadis Nederland BV, Arnhem
- Bodemrichtlijn (2014), Richtlijn herstel en beheer (water)bodemkwaliteit. G1, algemene aspecten van baggeren en transporteren; Baggeren en transporteren, factsheet
- Boland, S. (2012), Memo Invoerscherm bodemdiagnosetool: toelichting. C01011.200017.0122 Arcadis Nederland BV, Apeldoorn
- Brinkman, A.G., Van Raaphorst, W., Lijklema, L., Van Straten, G. (1987), De beschrijving van de fosfaatuitwisselingsprocessen tussen meersediment en oppervlaktewater. H20, vol. 20, pp 658-663
- Broers, P. & Uunk, J. (1990), Methode voor het schatten van de nalevering van fosfaat door de waterbodem na vermindering van de externe belasting. Nota Rijkswaterstaat, Dienst Binnenwateren/RIZA nr. 90.032. Lelystad
- B-WARE (2013), Onderzoek naar het duurzaam beheer van het Wormer- en Jisperveld. In opdracht van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier en Vereniging Natuurmonumenten. B-WARE rapport 2013-04. Nijmegen
- De Jong, Th. H. (2002), Amfibieën, vissen en baggeren: richtlijnen voor het bag-

-
- geren van wateren met betrekking tot het voorkomen van kwetsbare en bedreigde amfibieën en vissen. Bureau Viridis, Culemborg
- De Lange, H.J. (2005), Ecologische waarde van waterbodems. Notitie in opdracht van RIZA
- De Lange, H.J., de Wit, C.C.F., Harmsen, J., Koelmans, A.A. (2006), Nalevering van verontreinigde stoffen uit waterbodems, deelrapport A. Een literatuurstudie naar processen. Alterra-rapport 1404 ISSN 1566-7197. Alterra en Wageningen Universiteit
- De Lange, H.J., Harmsen, J., Koelmans, A.A. (2006), Nalevering van verontreinigende stoffen uit waterbodems, deelrapport B. Beoordelingsstrategie om nalevering te meten. Alterra-rapport 1405, ISSN 1566-7197, Wageningen. Alterra en Wageningen Universiteit
- Deltares (2006), Handleiding KRW verkenner, leven met water, factsheets maatregelen- 18- Slibvang (diepe putten)
- DHV Milieu en Infrastructuur BV (2003), Milieueffectrapportage, Waterkwaliteitsverbetering Loosdrechtse Plassen, samenvatting. T0362-61.001
- Dienst Landelijk Gebied (2007), Van Aardbeivlinder tot Zandhagedis. Actieplan bedreigde soorten Reconstructiegebied Noord- en Midden-Limburg. Soortenrapport. In opdracht van de Provincie Limburg. DLG, Roermond
- Folmer, I.M. & Van Herpen, F.C.J. (2010), Huidige toestand Kleine Wielen. Toepassen van de methode 'Van helder naar troebel... en weer terug'. 9W0335/R00003/902795/BW/DenB. Wetterskip Fryslân
- Geurts, J. (2011), IJzersuppletie in Terra Nova, wat gebeurt er in de bodem? Radboud universiteit Nijmegen. Presentatie Minisymposium 'IJzersuppletie in Laagveenplassen'.
- Groenewold, S. en Dankers, N. (2002), Ecoslib. De ecologische rol van slib. Alterra Rapport 519. Alterra-TEXEL
- Groves, S. (2007), Phoslock Water Solutions Ltd. Lake restoration and reservoir management. Newsletter October 2007
- Helpdesk Water (2014). Onderwerpen- water en ruimte- Ecologie- Meren- ingreep in chemie- baggeren. Maatregelen tegen interne belasting- baggeren.
- Hin, J.A., Osté, L.A., Schmidt, C.A. (2010), Handreiking beoordelen waterbodems. Methoden ter bepaling van de mate waarin het realiseren van kwaliteitsdoelen van een watersysteem wordt belemmerd door verontreinigde waterbodems. Ministerie van Infrastructuur en Milieu, DG Water.
- Hoogenboom, H. (2014), Aquatische ecologie in Nederland. Functioneren en beheer

ren van zoete en brakke aquatische ecosystemen

- Jaarsma, N., Klinge, M. en Lamers, L. (2011), Van helder naar troebel en weer terug. Een ecologische systeemanalyse en diagnose van ondiepe meren en plassen voor de Kaderrichtlijn Water. ISBN 978.90.5773.368.4 STOWA 2008-04
- Janse, J.H. (2005), Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Proefschrift Wageningen Universiteit
- Koch, E.W. (2001), Beyond light: Physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries* Vol. 24, No. 1, Pp 1-17.
- Kosten, S. (2011), Een frisse blik op warmer water. Over de invloed van klimaatverandering op de aquatische ecologie en hoe je de negatieve effecten kunt tegengaan. ISBN 978.90.5773.524.0 STOWA 2011-02
- Kristensen, E., Penha-Lopes, G., Delefosse, M., Valdemarsen, T., Quintana, C.O., and Banta, G.T. (2012), What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic sciences. *Marine ecology progress series*. Vol 446, pp 285-302
- Lamers, L., (red.), Geurts, J., Bontes, B., Sarneel, J., Pijnappel, H., Boonstra, H., Schouwenaars, J., Klinge, M., Verhoeven, J., Ibelings, B., Van Donk, E., Verberk, W., Kuijper, B., Esselink, H., Roelofs, J. (2006), Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. OBN Eindrapportage 2003-2006 (Fase 1). Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Directie Kennis
- Lamers, L., (red.), Sarneel, J., Geurts, J., Dionisio Pires, M., Remke, E., Van Kleef, H., Christianen, M., Bakker, L., Mulderij, G., Schouwenaars, J., Klinge, M., Jaarsma, N., Van der Wielen, S., Soons, M., Verhoeven, J., Ibelings, B., Van Donk, E., Verberk, W., Esselink, H., Roelofs, J. (2010), Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2006-2009 (fase 2). Rapport DKI nr. 2010/dk134-O, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van LNV, 's-Gravenhage. Vakpublicatie
- Lucassen, E.C.H.T., Smolders, A.J.P. & Roelofs, J.G.M. (2002), Potential sensitivity of mires to drought, acidification and mobilisation of heavy metals: the sediment S/(Ca+Mg) ratio as diagnostic tool. *Environmental pollution* vol. 120. pp. 635-646
- Matthews, W.J., & Marsh-Matthews, E. (2000), Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshwater Biology* vol. 48 Is. 7 pag. 1186-1198.
- McIntosh, J. (2007), Phoslock Application Lake Okareka, Final report. Environment

Bay of Plenty. Environmental publication 2007/23

- Michielsen, B. (2010), Analyse waterkwaliteit Sloene 2004- 2009. Hoogheemraadschap van Rijnland
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1989), Derde nota waterhuishouding. ISSN 0921- 7371. SDU uitgeverij, 's-Gravenhage
- Moore, J.C., Berlow, E.L., Coleman, D.C., De Ruiter, P.C., Dong, Q., Hastings, A., Johnson, N.C., McCann, K.S., Melville, K., Morin, P.J., Nadelhoffer, K., Rosemond, A.D., Post, D.M., Sabo, J.L., Scow, K.M., Vanni, M.J., Wall, D.H. (2004), Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecology letters*, Vol. 7, pag. 584-600
- Nijboer, R. (2001), Nutriënten in stromende wateren. Effecten van verrijking op fysische, chemische en ecologische processen. Alterra rapport- 332, Wageningen
- Osté, L.A., Jaarsma, N., Van Oosterhout, F. (2010), Een heldere kijk op diepe plassen. Kennisdocument diepe meren en plassen: ecologische systeemanalyse, diagnose en maatregelen. ISBN 978.90.5773.502.8 STOWA 2010-38
- Osté, L.A., (2011), Achtergronddocument bij de handreiking beoordelen waterbodems. Deltares rapport 1204085-001-BGS-0017. Deltares, Delft.
- Osté, L.A. (2011a), Onderzoeksagenda nutriënten in waterbodems in relatie tot de oppervlaktewaterkwaliteit. Deltares rapport 1203510-000-ZWS-0009. Deltares, Delft.
- Osté, L. & Van de Weerd, R. (2012), Maatregelen in de Bodemdiagnose BaggerNut. Advies voor het reduceren van de bijdrage van de waterbodem. Deltares rapport 1201327-000-ZWS-0016. Deltares
- Osté, L.A. & Van de Weerd, H. (2012a), Kennisregels in de Bodemdiagnose BaggerNut. Deltares rapport 1201327-000-ZWS-0014. Deltares
- Osté, L.A., Wintersen, A., De Zwart, D. (2013), Uitbreiding msPAF voor verspreiden op aangrenzend perceel: effect van het toevoegen van Ba, Co, Mo, Sb, Sn en V in de msPAF voor metalen. Deltares-rapport 1203510-000-ZWS-0017
- Palmer, M.A., Covich, A.P., Lake, S., Biro, P., Brooks, J.J., Cole, J., Dahm, C., Gibert, J., Goedkoop, W., Martens, K., Verhoeven, J.T.A., Van de Bund, W.J. (2000), Linkages between aquatic sediment biota and life above sediments as potential drivers of biodiversity and ecological processes. *Bioscience*, Vol. 50, No. 12
- Penning, E., Rutjes, C., Bakker, L., Genseberger, M., De Lucas Pardo, M., Van Geest, G. (2014), Troebel water verhelderd. *Visionair* nr. 31
- Pieters, B., Maessen, M., De Swart, E. (2013), Nutriëntenbelasting door bladval en maaisel. Literatuurstudie en balansstudie naar de bijdrage van bladval en maaisel in de belasting van de Delflandse wateren. Referentienummer GM-

-
0088107. Grontmij Nederland BV, de Bilt
- Planbureau voor de Leefomgeving (2014a), Themasite PBL, dossiers, water, modellen, de werking van het metamodel PCLake
- Planbureau voor de Leefomgeving (2014b), Themasite PBL, modellen, metamodel PCDitch, uitleg werking PCDitch
- Radboud Universiteit Nijmegen & Onderzoekscentrum B-WARE (2012), PROTOCOL: verzamelen bodemvocht van onderwaterbodem. Versie: VBO/ 07-2012
- Reitzel, K., Hansen, J., Jensen, H.S., Andersen, F. O., Hansen, K.S. (2003), Testing aluminum addition as a tool for lake restoration in shallow, eutrophic Lake Sonderby, Denmark. *Hydrobiologia*, 506-509: 781-787
- Schep, S., Von Meijenfildt, N. & Rip, W. (2012), Flexibel peil, van denken naar doen. Flexibel peilbeheer als maatregel ter verbetering van de waterkwaliteit en bevordering van de oevervegetatie en verlanding. ISBN 978.90.5773.572.1 STOWA 2012-41
- Smits, J. (2008), Course syllabus surface water quality modeling. Deltares.
- Smits, J., Schep, S., Brederveld, B. en Groot, S. (2011), Vergelijking van de modellen Delft3D-ECO en PCLake voor het gebruik als screeningsmodel eutrofiëring. Project 1202337-004. Deltares & Witteveen+Bos
- Smolders, A.J.P., Van Diggelen, J.M.H., Geurts, J.J.M., Poelen, M.D.M., Roelofs, J.G.M., Lucassen, E.C.H.E.T., Lamers, L.P.M. (2013), Waterkwaliteit in het veenweidegebied. De complexe interacties tussen oever, waterbodem en oppervlaktewater. *Landschap* 2013/30. pag. 145-153
- Ter Heerdt, G., Geurts, J., Immers, A., Colin, M., Olijhoek, P., Yedema, E., Baars, E. en Voort, J.W. (2012), IJzersuppletie in laagveenplassen. De resultaten. ISBN 978.90.5773.581.3 STOWA 2012-43
- Van den berg, L.J.L., Poelen, M.D.M., Jaarsma, N.G., Geurts, J.J.M., Brederveld, R.B., Lamers, L.P.M. (2012), Waterbodembeheer in Nederland: maatregelen baggeren en nutriënten (BaggerNut)- de rol van vissen, planten, zuurstof en temperatuur bij de nalevering van nutriënten. Resultaten experimenten RUN en B-WARE. Projectnummer PR-10.036
- Van der Molen, D.T. & Boers, P.C.M. (1994), Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia*, Vol. 275-276, Nr 1
- Van der Oost, R. (2011), Toxicological impact of phosphate removal with iron or aluminum salts. *Waternet, Research and Engineering*
- Van der Wijngaart, T., Ter Heerdt, G., Bakkum, R., Van den Berg, L., Brederveld,

-
- B., Geurts, J., Jaarsma, N., Lamers, L., Osté, L., Poelen, M., Smolders, F., Van de Weerd, R. (2012), *BaggerNut, maatregelen, baggeren en nutriënten*. ISBN 978.90.5773.582.0 STOWA 2012-40
- Van Geest, G., de Jong, B., Schep, S. (2011), *Pilot implementatie ecologisch instrument AqMaD. Benodigde informatie voor de uitvoer van een systeemanalyse*. Deltares rapport 1203330-000-ZWS-0009. Deltares
- Van Gerven, L.P.A., Van der Grift, B., Hendriks, R.F.A., Mulderen, H.M en Van Tol-Leenders, T.P. (2011), *Nutriëntenhuishouding in de bodem en het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard. Bronnen routes en sturingsmogelijkheden*. Alterra-rapport 2220. Alterra-Wageningen
- Van Oosterhout, F. & Lurling, M. (2010), *Eutrofiëringscontrole met Flock en Lock*. H₂O 19 (2010)
- Vermaat, J., Harmsen, J., Hellman, F., Van der Geest, H., De Klein, J., Kosten, S., Smolders, F., Verhoeven, J. (2012), *Zwavedynamiek in het West-Nederlandse laagveengebied. Met het oog op klimaatsverandering*. AE-12/01 Faculteit Aard- en Levenswetenschappen, VU Amsterdam.
- Verwey, J., (1952), *On the ecology of distribution of cockle and mussel in the Dutch Wadden Sea, their role in sedimentation and source of their food supply*. Arch Néerl. Zool Vol. 10, pp. 171-240
- Von Meijenfeldt, N., Van der Wal, B., en Van der Wijngaart, T. (2014) *De ecologische sleutelfactoren. Begrip van het watersysteem als basis voor beslissingen*. ISBN 978.90.5773.634.6. STOWA 2014-06
- Waajen, G., Lurling, M., Engels, B., Van Zanten, H. (2010), *Praktijkproeven blauwalgenbestrijding in Noord-Brabant*. H₂O 5 (2010)
- Watermozaiek STOWA (2014), Kennisvragen, effecten van actief visstandbeheer*.
- Westendorp, P.J., Loeb, R., Roskam, G., Lucassen, E.C.H.E.T., Thannhauser, M., Ebbens, F., Hut, H. en Smolders, A.J.P. (2012), *Tijdelijke droogval als waterkwaliteitsmaatregel. Hoofdrapport*. ISBN 978.90.5773.573.8. STOWA 2012-38
- Westendorp, P.J., Loeb, R., Thannhauser, M., Roskam, G., Ebbens, F., Smolders, A.J.P., Bijkerk, R., Bultstra, C.A., Van Herk, M.J. (2014), *Tijdelijke droogval als waterkwaliteitsmaatregel. Resultaten vervolgmonitoring 2013*. ISBN 978.90.5773.640.7. STOWA 2014-17
- www.phoslock.eu (2014), Phoslock Europe GmbH
- Yasseri, S. en Gothem, P. (2008), *Tussentijds rapport: Phoslock behandeling 'Het groene eiland'*. Phoslock Europe GmbH en Instituut Dr. Nowak

BIJLAGE 3

VERKLARENDE WOORDENLIJST

Absorptie	Opname in een driedimensionale matrix (in een deeltje).
Adsorptie	Binding op tweedimensionaal vlak (aan een deeltje).
Advectie	Het transportproces waarbij een stof door een opwaartse stroming van het waterbodenvocht wordt meegenomen naar de waterkolom.
Alternatieve stabiele toestanden	De min of meer stabiele toestand van een helder en plantenrijk water bij vaak lage nutriëntenbelastingen van het watersysteem, of van een troebel, algenrijk en plantenarm water bij vaak hoge nutriëntenbelasting. Er zijn ook wateren die hier tussenin zitten of variëren in toestand.
Benthische macrofauna	De groep ongewervelde, met het blote oog zichtbare dieren die in de waterbodem leven, zoals wormen, slakken, kevers, muggenlarven en andere insecten.
Biobeschikbaarheid	De mate waarin een bepaalde stof opneembaar is voor planten en dieren.
Biogeochemie	De relatie tussen biologie, bodemkunde, chemie en geologie, en de flux van stoffen tussen biotische en abiotische componenten binnen het aquatisch systeem.
Bioturbatie	Alle transportprocessen die uitgevoerd worden door organismen (zoals larven, wormen en rivierkreeften), die de waterbodem direct of indirect beïnvloeden. Het gaat hierbij zowel om de herverdeling van deeltjes, als om ventilatie van de waterbodem door het zich ingraven van bepaalde organismen.
Bodem-waterinteractie	De interactie die ontstaat doordat de waterbodem nutriënten bindt, of door nalevering van nutriënten vanuit de bodem naar het oppervlaktewater.
Bronmaatregelen	Maatregelen die de nutriëntenbelasting verminderen. Ze reduceren de belasting, bij voorkeur tot onder de kritische grenzen.

Denitrificatie	Het bacteriële proces waarbij nitraat via nitriet wordt gereduceerd tot stikstofgas.
Desorptie	Vrijkomen van een stof uit of via een oppervlak.
Detritus	Dat wat er overblijft na degradatie van dode vissen, planten en algen. Autochtoon detritus is afkomstig uit het watersysteem zelf. Allochtoon detritus bestaat uit materiaal afkomstig uit de omgeving (meestal de oeverzone), zoals bladeren, twijgjes en takjes.
Diffusie	Het bewegen van moleculen van een hoge naar een lage concentratie, als gevolg van de Brownse beweging. Concentratieverschillen zijn de drijvende kracht achter de flux.
Eutrofiëring	Bij eutrofiëring van een water vindt verrijking met nutriënten plaats, waardoor de productie van algen en waterplanten toeneemt. In het geval van externe eutrofiëring worden de nutriënten van buiten het systeem aangevoerd. Bij interne eutrofiëring komen de nutriënten bijvoorbeeld vrij uit de bodem.
Evertebraten	Ongewervelde dieren zoals insecten en weekdieren.
Hysterese	Effect waarbij de weg van een helder naar een troebel systeem anders verloopt dan de weg van een troebel naar een helder systeem. Het wordt veroorzaakt door de weerstand van een systeem tegen verandering. Het voedselweb en de waterbodem spelen hierbij een belangrijke rol.
Interne maatregelen	Maatregelen die ingrijpen op het voedselweb van een watersysteem. Ze kunnen een overgang van troebel naar helder water bewerkstelligen.
Kritische belasting	De grenzen waarbij een systeem betrekkelijk abrupt overgaat van een heldere naar een troebele toestand, of omgekeerd.
Kwel	Het toestromen van grondwater naar het oppervlaktewater via de bodem.

Mineralisatie	Het vrijkomen van nutriënten door decompositie: de door micro-organismen veroorzaakte omzetting van organisch materiaal naar biomassa, humus(zuren) en koolstofverbindingen, meestal in de vorm van CO ₂ .
Mobilisatie	Het mobiel maken van een stof, door bijvoorbeeld reductie van ijzer en daardoor het vrijkomen van fosfaat.
Nalevering	Een vorm van interne eutrofiëring, het vrijkomen van nutriënten uit de waterbodem naar het oppervlaktewater door chemische, biologische of fysische processen. Het tegenovergestelde van opslag.
Nitrificatie	Bacterieel proces waarbij ammonium via nitriet wordt geoxideerd tot nitraat.
Opwerveling	Het in beweging komen (opwervelen) van bodem-materiaal door verschillende krachten (golven, bioturbatie) op de bodem, waardoor het water vertroebelt.
Procesgestuurd watersysteem	Een watersysteem met een relatief lange waterverblijftijd (90% van het jaar langer dan een maand). Ecologische processen binnen dit systeem bepalen de ecologische kwaliteit. De waterbodem speelt een dominantere rol. Ook wel 'stilstaand watersysteem' genoemd.
Redoxreactie	De overdracht van elektronen via de elektronendonor (de reductor) naar een elektronenacceptor (de oxidator). De aanwezigheid van zowel elektronendonoren als -acceptoren is essentieel voor biologische afbraak.
Resuspensie	Het opwervelen van eerder gesedimenteed materiaal, waardoor het weer als gesuspendeerd materiaal in de waterkolom terechtkomt.

Slib	In de Nederlandse Norm N 209 gedefinieerd als 'deeltjes die in het water een valsnelheid hebben die gelijk is aan kwartsbolletjes van 2-16 μm '. Deze strikte definitie wordt binnen onderzoeken echter weinig toegepast. In dit boek wordt gesproken over een ongeconsolideerde donkere, bruinzwarte laag, afkomstig van amorf organisch materiaal. Deze is samengesteld uit sterk gedegenerende planten-, tak-, depositie- en bladresten.
Systeemmaatregelen	Maatregelen die de draagkracht van een systeem vergroten. Ze brengen de kritische-belastinggrenzen omhoog.
Verblijftijdgestuurd watersysteem	Een watersysteem met een korte waterverblijftijd (minder dan een week). De ecologische kwaliteit van dit systeem wordt vooral bepaald door de kwaliteit van het (inlaat)water en afstromend drainage-water. De bodem heeft relatief weinig invloed op de waterkwaliteit.
Waterbodem	De bodem die permanent, of met een zekere regelmaat, met oppervlaktewater is bedekt. In de Waterwet is de waterbodem gedefinieerd als 'de bodem en oevers van oppervlaktewaterlichamen'.
Watersysteemanalyse	Analyse gericht op het beschrijven van een watersysteem en het kwantificeren van de water- en stofstromen binnen het gehele watersysteem. Het levert kennis op over de relatie tussen de verschillende componenten van het watersysteem en over de invloed daarvan op de ecologische kwaliteit. Het geeft inzicht in het functioneren van een systeem en de rol van de waterbodem binnen dit systeem. De ecologische sleutelfactoren dienen als kader voor het uitvoeren van een watersysteemanalyse.
Wegzijing	De neerwaartse verplaatsing van (grond)water.

STOWA IN HET KORT

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaal-wetenschappelijk gebied.

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie.

Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' - de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft - om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst. STOWA ontzorgt de waterbeheerders. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van de gezamenlijke kennisprojecten op ons. Wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de juiste kennisvragen worden beantwoord. De projecten worden begeleid door commissies waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoeklijnen worden per werkveld uitgezet en verantwoord door speciale programmacommissies. Ook hierin hebben de regionale waterbeheerders zitting.

STOWA verbindt niet alleen kennisvragers en kennisleveranciers, maar ook de regionale waterbeheerders onderling. Door de samenwerking van de waterbeheerders binnen STOWA zijn zij samen verantwoordelijk voor de programmering, zetten zij gezamenlijk de koers uit, worden meerdere waterschappen bij één en het zelfde onderzoek betrokken en komen de resultaten sneller ten goede van alle waterschappen.

DE GRONDBEGINSELEN VAN STOWA ZIJN VERWOORD IN ONZE MISSIE:

Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders (laten) ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen, verankeren en implementeren van de benodigde kennis.



STOWA

Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

Bezoekadres

Stationsplein 89, vierde etage
3818 LE Amersfoort

t. 033 460 32 00
e. stowa@stowa.nl
i. www.stowa.nl

COLOFON

Amersfoort, september 2014

Uitgave

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Postbus 2180

3800 CD Amersfoort

TEL 033 460 32 00

Auteur Iris van Gogh

Begeleidingscommissie

Ben Eenkhoorn (Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier), Harm Van der Geest (Universiteit van Amsterdam), Froukje Grijpstra (Wetterskip Fryslân), Gerard ter Heerdt (Hoogheemraadschap Amstel, Gooi en Vecht), Jack Hemelraad (Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard), Joep de Koning (Hoogheemraadschap van Delfland), Leonard Osté (Deltares) en Bas Van der Wal (STOWA)

Eindredactie Bert-Jan van Weeren, tekst en van weeren

Fotografie Istockphoto, Nico Jaarsma, Willem Kolvoort (cover), Ron Offermans en Rollin Verlinde (Vildaphoto)

Vormgeving Shapeshifter, Utrecht

Druk Libertas, Utrecht

STOWA-rapportnummer 2014-30

ISBN 978.90.5773.655.0

Op stowa.nl kunt u een exemplaar van dit rapport bestellen, of een pdf van het rapport downloaden.

Kijk onder de kop [Producten](#) | [Publicaties](#).

Copyright Teksten uit dit rapport mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Disclaimer De in dit rapport gepresenteerde kennis en diagnosemethoden zijn gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteurs en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit dit rapport.

stowa

STICHTING
TOEGEPAST ONDERZOEK WATERBEHEER

stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 033 460 32 00 FAX 033 460 32 01
Stationsplein 89 3818 LE AMERSFOORT
POSTBUS 2180 3800 CD AMERSFOORT

