

Nalevering van nutriënten uit waterbodems in de KRW-Verkenner

Mogelijkheden en onmogelijkheden

Dick Bakker

1204085-001

Titel

Nalevering van nutriënten uit waterbodems in de KRW-Verkenner

Opdrachtgever	Project	Kenmerk	Pagina's
RWS Waterdienst	1204085-001	1204085-001-BGS-0029	25

Trefwoorden

Fosfaat, KRW-Verkenner, nalevering, nutriënten, stikstof, waterbodem.

Samenvatting

Bij zowel de regionale als de Rijks-waterbeheerders bestaat behoefte aan meer inzicht in de invloed van eutrofe waterbodems op de waterkwaliteit op een ruimtelijke schaal van (deel)stroomgebieden en in watersystemen met een relatief kleine waterverblijftijd.

In dit project is onderzocht welke mogelijkheden er zijn om de KRW-Verkenner te gebruiken om de invloed van eutrofe waterbodems op (deel)stroomgebiedschaal te bepalen.

Nalevering van nutriënten uit de waterbodem heeft vooral betrekking op fosfaat, maar nalevering van stikstof kan in brakke en zoute wateren voor algenproblemen zorgen. Ook het relatieve belang van nalevering ten opzichte van overige bronnen, is voor fosfaat groter dan voor stikstof. In hoogbelaste gebieden is de nalevering van stikstof ondergeschikt aan de bijdrage van uitspoeling van het landelijk gebied en die van RWZI-effluenten.

Uit dit onderzoek wordt geconcludeerd dat het zinvol en mogelijk is om de effecten van fosfaata nalevering met de KRW-Verkenner te bepalen. Door de fosfaata nalevering uit de waterbodem als bron in de KRW-Verkenner mee te nemen, kan de bijdrage van de waterbodem aan waterkwaliteitsproblemen worden geïdentificeerd en gekwantificeerd. Ook het effect van maatregelen die de nalevering reduceren, zoals baggeren, kan hiermee inzichtelijk worden gemaakt. Een potentieel knelpunt is hierbij het ontbreken van landsdekkende of stroomgebieddekkende informatie over de huidige fosfaatgehalten in de waterbodem.

Het wordt daarom aanbevolen om te onderzoeken of en in welke vorm, een landsdekkend of (deel)stroomgebiedsdekkend beeld van de fosfaatgehalten in de Nederlandse waterbodem kan worden verkregen. Met voorbeeldberekeningen en een gevoeligheidsanalyse kan daarbij worden onderzocht welke mate van detail daarbij moet worden nagestreefd.

Om het benedenstroomse effect van fosfaata naleverende waterbodems op (deel)stroomgebiedsniveau inzichtelijk te maken en te kwantificeren, verdient het aanbeveling om enkele voorbeeldberekeningen met de KRW-Verkenner te doen, waarin de fosfaata nalevering in de vorm van één of meer puntbronnen of diffuse bronnen wordt gesimuleerd.

Het zou daarnaast zinvol zijn om te onderzoeken of en hoe het mogelijk is om de in de KRW-Verkenner ingevoerde bruto fosfaat- en stikstofemissies van zowel nalevering als van andere bronnen te corrigeren naar meer reële netto emissies.

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
	dec. 2011	Dick Bakker		Leonard Osté		Hilde Passier	

Status

concept

Dit document is een concept en uitsluitend bedoeld voor discussiedoeleinden. Aan de inhoud van dit rapport kunnen noch door de opdrachtgever, noch door derden rechten worden ontleend.

Titel

Nalevering van nutriënten uit waterbodems in de
KRW-Verkenner

Opdrachtgever

RWS Waterdienst

Project

1204085-001

Kenmerk

1204085-001-BGS-0029

Pagina's

25

Inhoud

1 Inleiding	1
1.1 Aanleiding	<u>4</u>
1.2 Doel	<u>1</u>
1.3 Aanpak en leeswijzer	<u>1</u>
	—
2 Relevante processen bij nalevering en retentie van nutriënten	3
2.1 Fosfaat-relevante processen	<u>3</u>
2.1.1 Resuspensie van sedimentdeeltjes	<u>4</u>
2.1.2 Kwel	<u>4</u>
2.1.3 Diffusie/dispersie	<u>6</u>
2.2 Stikstof-relevante processen	<u>6</u>
	—
3 Bestaande eutrofiëringsmodellen	9
3.1 Delft3D- ECO / Screeningmodel eutrofiëring	<u>9</u>
3.1.1 Processen in Delft3D-ECO en het screeningsmodel	<u>10</u>
3.1.2 Benodigde invoergegevens voor Delft3D-ECO en het screeningsmodel	<u>10</u>
3.1.3 De uitvoer van Delft3D-ECO en het screeningsmodel	<u>11</u>
3.2 PCLake	<u>11</u>
3.2.1 Processen in PCLake	<u>12</u>
3.2.2 Benodigde invoergegevens voor PCLake	<u>12</u>
3.2.3 De uitvoer van PCLake	<u>13</u>
3.3 Vergelijking Delft3D-ECO en PCLake	<u>13</u>
	—
4 De KRW-verkenner	15
4.1 Algemeen	<u>15</u>
4.2 Hydrologie en waterkwaliteit	<u>15</u>
4.3 Nutriënten in de KRW-Verkenner	<u>15</u>
4.4 Aanknopingspunten voor implementatie van nalevering in de KRW-Verkenner	<u>16</u>
4.4.1 Bepalen van de naleveringsfluxen binnen de KRW-Verkenner	<u>16</u>
4.4.2 Bepalen van de naleveringsfluxen buiten de KRW-Verkenner	<u>17</u>
4.5 Conclusie	<u>18</u>
	—
5 Emissies van nutriënten naar het oppervlaktewater	19
5.1 Landelijke emissies van P naar het oppervlaktewater	<u>19</u>
5.2 Landelijke emissies van N naar het oppervlaktewater	<u>20</u>
5.3 Conclusie m.b.t. de relevantie van nutriënten-nalevering door waterbodems	<u>21</u>
	—
6 Conclusies en aanbevelingen	23
6.1 Conclusies	<u>23</u>
6.2 Aanbevelingen	<u>23</u>
	—
7 Referenties	25

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Bij zowel de regionale als de Rijks-waterbeheerders bestaat behoefte aan meer inzicht in de invloed van eutrofe waterbodems op de waterkwaliteit op een ruimtelijke schaal van (deel)stroomgebieden. Dit betreft met name watersystemen met een relatief kleine waterverblijftijd. Er is en wordt namelijk relatief veel onderzoek gedaan op lokale schaal in systemen met een relatief grote waterverblijftijd (plassen), maar waterbeheerders hebben ook vragen over beken, boezemsystemen en dergelijke. Deze vragen hebben veelal betrekking op de eventuele afwenteling van aan nutriënten gerelateerde problemen naar benedenstreams gelegen watersystemen.

In de Handreiking beoordelen waterbodems (Hin et al., 2010) zijn geen rekenregels opgenomen waarmee de invloed van eutrofe waterbodems op deze schaal kan worden bepaald.

De KRW-Verkenner daarentegen, is juist ontworpen om op zowel regionaal niveau (waterlichaam of kleiner) als op landelijk niveau ((deel)stroomgebied) de invloed van emissies naar het water berekenen en om de effectiviteit van maatregelen te bepalen. Het werd daarom zinvol geacht om te onderzoeken in hoeverre het mogelijk is om de KRW-Verkenner ook te gebruiken om de invloed van eutrofe waterbodems op (deel)stroomgebiedschaal te bepalen.

1.2 Doel

Het doel van het project is om te onderzoeken welke mogelijkheden er zijn om de KRW-Verkenner te gebruiken om de invloed van eutrofe waterbodems op (deel)stroomgebiedschaal te bepalen, welke aanpassing/aanvullingen hiervoor nodig zijn en welke (input)gegevens hiervoor (minimaal) nodig zijn. Ook de mogelijkheid om een maatregel zoals baggeren in de KRW-Verkenner op te nemen en welke effecten hiervan te verwachten zijn, wordt hierbij onderzocht.

1.3 Aanpak en leeswijzer

Het onderhavige rapport begint met het op een rijtje zetten van de belangrijkste processen die een rol spelen bij de nalevering en retentie van nutriënten uit en in waterbodems (hoofdstuk 2). Vervolgens is geïnventariseerd welk (model)instrumentarium er al bestaat om deze nalevering en retentie te berekenen (hoofdstuk 3). Noch bij de processen noch bij de modellen is in deze inventarisaties volledigheid nagestreefd, maar zijn de meest relevante processen en modellen beschreven.

In hoofdstuk 4 is de KRW-Verkenner beschreven en is aangegeven welke aanknopingspunten de KRW-Verkenner biedt om de geïnventariseerde processen en/of modellen te koppelen of te implementeren. Het hoofdstuk wordt afgesloten met een conclusie ten aanzien van de zinvolheid en haalbaarheid is om de invloed van eutrofe waterbodems op (deel)stroomgebiedniveau te bepalen met de KRW-Verkenner.

In hoofdstuk 5 zijn de emissies van fosfaat en stikstof uit verschillende bronnen naar het oppervlaktewater beschreven en wordt de relevantie van nalevering door waterbodems bediscussieerd.

Het rapport wordt in hoofdstuk 6 afgesloten met een enkele conclusies en aanbevelingen.

2 Relevante processen bij nalevering en retentie van nutriënten

In dit hoofdstuk wordt (kort) beschreven welke processen een rol spelen bij de nalevering en retentie van nutriënten door eutrofe waterbodems. Hierbij worden de processen die relevant zijn voor fosfaat en voor stikstof in aparte paragrafen beschreven.

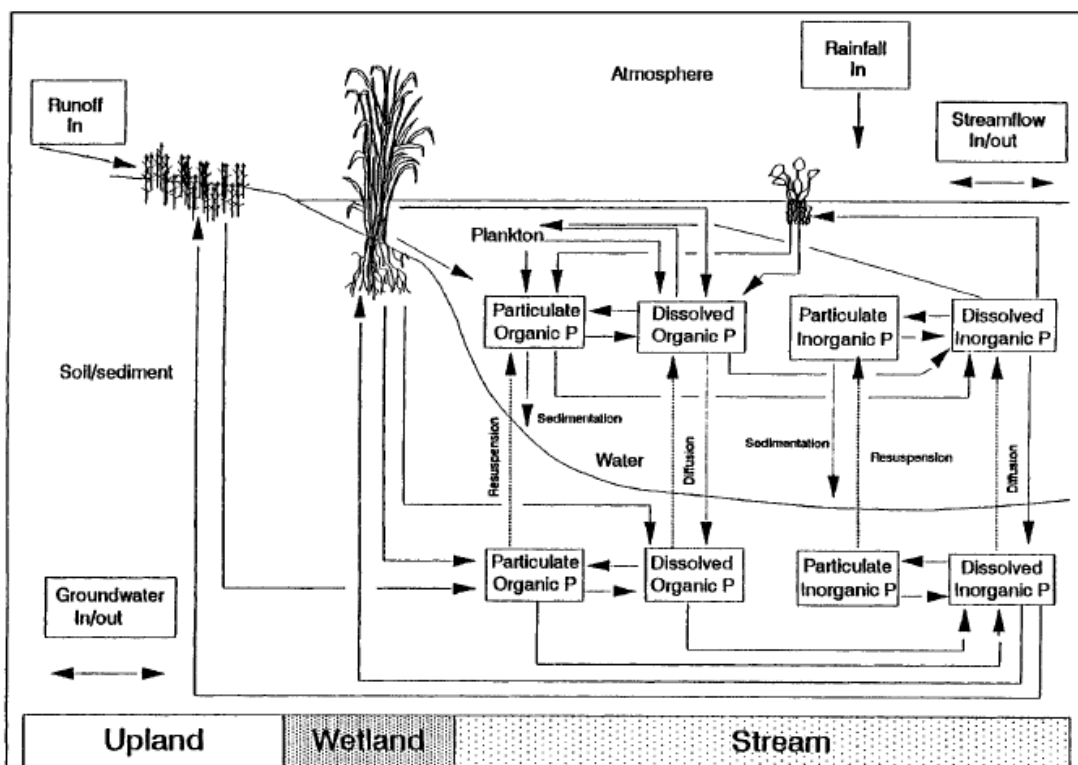
2.1 Fosfaat-relevante processen

De fosfor (P) -kringloop in een watersysteem is een complexe kringloop met veel compartimenten en fracties. Voor een modelmatige beschrijving van het gedrag van fosfor is dus een vergelijkbaar complex model nodig. Relevante compartimenten die kunnen worden onderscheiden zijn de waterkolom, het sediment, gesuspendeerde sedimentdeeltjes (allen abiotisch), (onderwater)vegetatie, plankton, periphyton en microorganismen (allen biotisch). P-bevattende fracties zijn opgelost organisch P, particulier organisch P, opgelost anorganisch P, particulier anorganisch P (allen in zowel de waterkolom als het sediment).

Biotische processen die een rol spelen zijn opname van (opgelost) P in de biotische compartimenten en afgifte van (particulier organisch) P uit deze compartimenten, na sterfte.

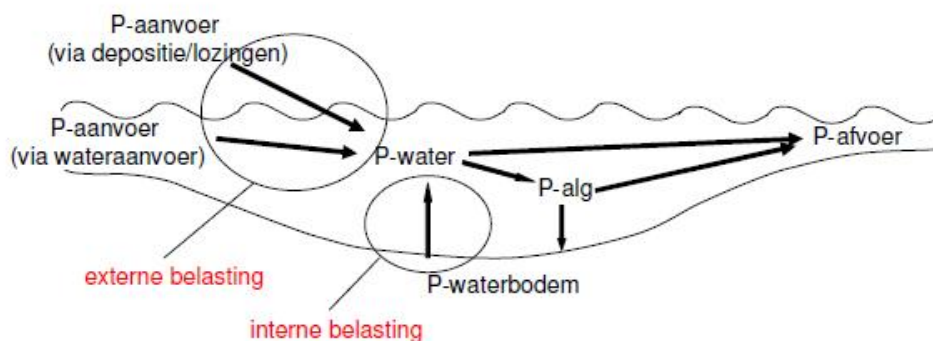
Abiotische processen betreffen sedimentatie en resuspensie, P-adsorptie/-desorptie aan/van sediment en zwevende deeltjes, precipitatie van (anorganisch) P, diffusieve/dispersieve uitwisseling tussen sediment en waterkolom, kwel of inzijging van P-houdend water en laterale aan- en afvoer van water inclusief deeltjes en P.

In figuur 2.1 zijn deze compartimenten, fracties en processen schematisch weergegeven.



Figuur 2.1 Compartimenten, fracties en processen in de fosfor-kringloop (afkomstig uit Scinto en Reddy, 1995)

Naast de natuurlijke processen, zoals weergegeven in figuur 2.1, kan P ook via puntlozingen (zoals RWZI-effluent) of diffuse belasting lozingen (via atmosferische depositie of uitspoeling van landbouwgronden) in het oppervlaktewater terecht komen. De belasting via deze routes en via bovenstrooms water wordt externe belasting genoemd, de nalevering uit de waterbodem interne belasting. Zie figuur 2.2 voor een vereenvoudigde weergave van de P-dynamiek in het watersysteem.



Figuur 2.2 Vereenvoudigde weergave van de P-dynamiek in het watersysteem (afkomstig uit Hin et al. (2010))

Nalevering van P uit het sediment naar de waterkolom kan plaatsvinden door resuspensie van sedimentdeeltjes, kwel en diffusie/dispersie. De relatieve bijdrage van deze processen aan de totale P-nalevering verschilt per situatie. Wanneer er resuspensie plaatsvindt zal dit proces al snel het belangrijkste zijn (Reddy et al., 1999). Wanneer er geen resuspensie maar wel kwel optreedt, zal dit proces het belangrijkste zijn. Diffusie/dispersie zal alleen bij afwezigheid van resuspensie en kwel een rol van betekenis spelen.

In de Handreiking beoordelen waterbodem (Hin et al., 2010) wordt in paragraaf 4.2 beschreven in welke situatie hoe kan worden ingeschat of de waterbodem via resuspensie een relevante bijdrage aan de waterkwaliteit levert.

2.1.1 Resuspensie van sedimentdeeltjes

Resuspensie (opwerveling) van sedimentdeeltjes vindt plaats wanneer de schuifspanning aan de waterbodem als gevolg van stroming, wind(golven) of scheepvaart groter is dan de kritische schuifspanning. Ook bioturbatie kan (soms forse) opwerveling van sedimentdeeltjes veroorzaken.

Om de fosfaat-nalevering door (netto) resuspensie te kunnen berekenen is informatie nodig over het totaal P-gehalte in het sediment en de hoeveelheid opgewerveld materiaal per tijdseenheid. In de bij de Handreiking beoordelen waterbodems (Hin et al., 2010) behorende rekentool SEDIAS zijn rekenregels opgenomen waarmee de resuspensie van sediment kan worden gekwantificeerd.

Wanneer er (netto) sedimentatie van P-houdende zwevend slibdeeltjes (voornamelijk detritus) plaatsvindt, is er geen sprake van P-nalevering maar van P-retentie en wordt de waterbodem 'opgeladen'.

2.1.2 Kwel

Via een kwelstroom kan opgelost fosfaat uit het poriewater van de waterbodem naar de waterkolom worden getransporteerd. Hoewel deze P-flux theoretisch kan worden berekend uit de kwelwaterflux en de poriewaterconcentratie, bepalen de aan het waterbodempervlak

heersende redox-omstandigheden en de aan- of afwezigheid van ijzer (Fe) en sulfide (S) in sterke mate of er daadwerkelijk P naar de waterkolom wordt getransporteerd. Wanneer er aan het waterbodempoppervlak oxidische omstandigheden heersen en er in het kwel- of poriewater opgelost ijzer aanwezig is, dan kan het overgrote deel van de opgeloste P adsorberen aan de ijzer(hydr)oxides die aan het waterbodempoppervlak neerslaan. Onder anoxische omstandigheden kunnen deze Fe-P verbindingen weer in oplossing gaan en alsnog naar de waterkolom worden getransporteerd.

In de Handreiking Beoordelen waterbodems (Hin et al., 2010) worden de volgende vuistregels gehanteerd om te bepalen of een waterbodem van belang is voor fosfaatnalevering:

De ijzer/zwavel ratio

Met de Fe:S ratio kan worden bepaald of er voldoende ijzer in de waterbodem aanwezig is om alle P te binden. Als de Fe:S ratio (g/g) kleiner is dan 1, dan bestaat de kans dat al het in de waterbodem aanwezige ijzer in de vorm van ijzersulfide (FeS) aanwezig is, zodat er geen vrij ijzer meer beschikbaar is om P te binden. De waterbodem heeft dan een hoge potentie voor nalevering van P.

Als de Fe:S ratio (g/g) groter is dan 1, dan is niet al het in de waterbodem aanwezige ijzer gebonden in de vorm van ijzersulfide en wordt er vervolgens gekeken naar ijzer/fosfor ratio.

De ijzer/fosfor ratio

Met de Fe:P ratio kan de P-bindingscapaciteit worden geschat en daarmee indirect de beschikbaarheid van P voor nalevering. Als de Fe:P (g/g) ratio hoog is (>20), wordt aangenomen dat het grootste deel van de aanwezige P gebonden is aan ijzer en dus niet beschikbaar is voor nalevering. Als de Fe:P ratio laag is (<10), is de potentie voor P-nalevering daarentegen hoog. Zie tabel 2.1

Tabel 2.1 Potentie voor P-nalevering als functie van de Fe:P ratio (uit Hin et al., 2010)

Fe:P ratio (g/g)	Potentie voor P-nalevering
Fe:P > 20	Laag
10 < Fe:P < 20	Matig
Fe:P < 10	Hoog

Om de potentie voor fosfaat-nalevering via kwel op bovenstaande wijze te kunnen schatten, is dus informatie nodig over de totaal Fe-, S- en P-gehalten in het sediment.

Naast ijzer kunnen ook (amorf of slecht kristallijn) aluminium (Al) en calcium (Ca) leiden tot retentie van fosfor via adsorptie (Al) of precipitatie (Ca) in de waterbodem (Reddy et al., 1999) en daarmee nalevering tegengaan.

Ook in Jaarsma et al. (2008) wordt een aantal ratio's gegeven die een indicatie geven voor de potentie van P-nalevering (ziet tabel 2.2). De ratio's voor Fe:PO₄ en (Fe-S):P komen (omgerekend) redelijk overeen met de in de Handreiking beoordelen waterbodems gehanteerde ratio's voor Fe:S en Fe:P.

Tabel 2.2 Potentie voor P-nalevering als functie van verschillende ratio's (uit Jaarsma et al., 2008)

P-nalevering gering	P-nalevering matig	P-nalevering hoog
$\text{Fe:PO}_4 \text{ (mol/mol}^1\text{)} > 10$	$1 < \text{Fe:PO}_4 \text{ (mol/mol}^1\text{)} < 10$	$\text{Fe:PO}_4 \text{ (mol/mol}^1\text{)} < 1$
$(\text{Fe-S}):P \text{ (mol/mol}^2\text{)} > 10$	$0 < (\text{Fe-S}):P \text{ (mol/mol}^2\text{)} < 10$	$(\text{Fe-S}):P \text{ (mol/mol}^2\text{)} < 0$
$\text{Ca:PO}_4 \text{ (mol/mol}^1\text{)} > 100$	$10 < \text{Ca:PO}_4 \text{ (mol/mol}^1\text{)} < 100$	$\text{Ca:PO}_4 \text{ (mol/mol}^1\text{)} < 10$

¹ in het anaerobe bodemvocht

² totaalgehalte in sediment

Wanneer er geen sprake is van kwel maar van inzijging, is er geen sprake van P-nalevering maar van een P-verlies uit het oppervlaktewater naar het grondwater.

2.1.3 Diffusie/dispersie

Wanneer de opgeloste P-concentratie in het poriewater van het sediment groter is dan die in de bovenliggende waterkolom, ontstaat er een diffusieve P-flux van het poriewater naar de waterkolom. Deze kan worden berekend met de formule (Reddy et al., 1999):

$$J = D/dz \times (C_i - C) = k \times (C_i - C)$$

waarin:

J = de diffusieve massa flux ($\text{g.m}^{-2}.\text{dag}^{-1}$)

D= de diffusiecoëfficiënt ($\text{m}^{-2}.\text{dag}^{-1}$)

dz = de dikte van de grenslaag (m)

C_i = de opgelost P-concentratie in het poriewater (g.m^{-3})

C = de opgelost P-concentratie in het oppervlaktewater (g.m^{-3})

k = de massa transfer coëfficiënt (m.dag^{-1})

Schattingen van de massa transfer coëfficiënt k liggen in de orde van grootte van 0,01 tot 0,1 m.dag^{-1} (Reddy et al., 1999). De diffusiecoëfficiënt van fosfor is in de orde van grootte van $7,6 \times 10^{-5} \text{ m}^{-2}.\text{dag}^{-1}$. De dikte van de grenslaag varieert daarmee van 0,76 tot 7,6 mm (Reddy et al., 1999).

In de bij de Handreiking beoordelen waterbodems (Hin et al., 2010) behorende rekentool SEDIAS is genoemde diffusievergelijking opgenomen waarmee de diffusieve P-flux kan worden gekwantificeerd.

Wanneer de opgeloste P-concentratie in het oppervlaktewater hoger is dan in het poriewater van het sediment, zoals kan gebeuren wanneer er bovenstrooms een tijdelijk verhoogde P-nalevering plaatsvindt, dan zal de richting van de diffusieve P-flux naar beneden zijn en is er sprake van P-retentie in plaats van nalevering.

De in paragraaf 2.1.2 beschreven Fe:S en Fe:P ratio's spelen uiteraard ook een rol in de beschikbaarheid van opgelost P voor het diffusieproces.

2.2 Stikstof-relevante processen

Hoewel stikstof (N) een belangrijk aandeel kan hebben in de eutrofiëring van watersystemen, is er in eutrofe watersystemen geen sprake van langdurige nalevering van stikstof uit de waterbodem.

In de Handreiking beoordelen waterbodem (Hin et al., 2010) is daarover het volgende opgenomen (pag. 33).

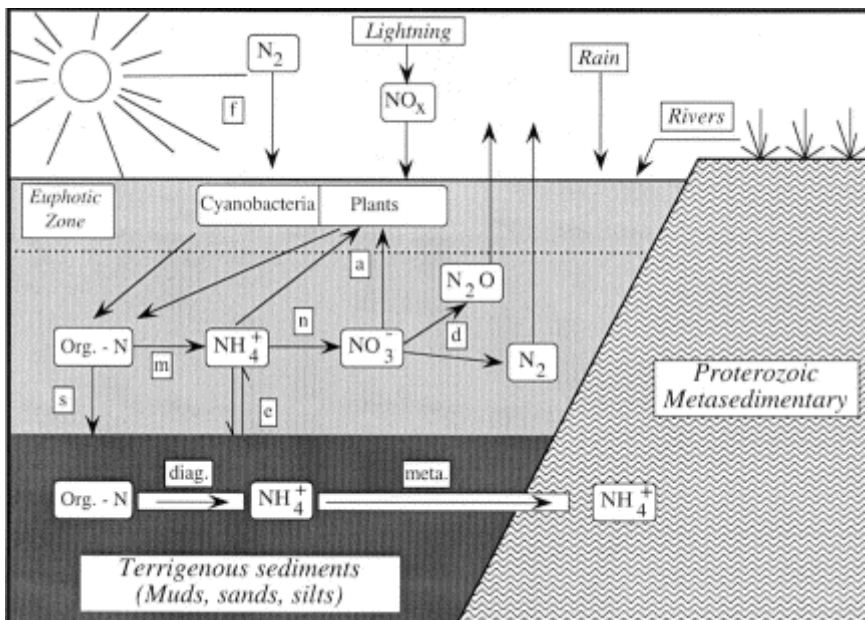
'Nalevering uit de waterbodem (is) vooral gericht op P.

De waterbodem bevat zowel stikstof als fosfaat die uiteindelijk in de waterfase terecht kan komen. Voor stikstof geldt dat de nalevering uit de waterbodem zich snel aanpast nadat de externe belasting hoger of lager wordt (één tot enkele jaren). Voor stikstof moet de focus dus vooral op het reduceren van de externe belasting liggen. Een ingreep in de waterbodem is voor stikstof geen efficiënte ingreep. Voor fosfaat kan dat wel het geval zijn.'

In brakke en zoute wateren kan een kortdurende bovenstroomse nalevering van stikstof uit de waterbodem echter toch aanleiding zijn voor een periode van algenbloei. In brakke en zoute wateren komen namelijk hogere concentraties sulfaat voor, dat bij de oxidatie van organische stof wordt omgezet naar sulfide. Dit sulfide bindt het aanwezige ijzer, waardoor het niet meer beschikbaar is om fosfaat te binden. De opgeloste fosfaatconcentraties zijn daarom vaak hoger in brakke en zoute wateren dan in zoet water. Hierdoor zijn algen in brakke en zoute wateren vaker stikstof-gelimiteerd en kunnen brakke plassen bij hogere fosfaatconcentraties nog steeds helder zijn. Aanvoer van (opgelost) stikstof in de vorm van nitraat of ammonium, kan in deze situaties tot algenbloei leiden (www.natuurkennis.nl).

Kortdurende periodes van stikstofnalevering uit de waterbodem zijn niet alleen een potentieel probleem voor brakke en zoute wateren, maar zijn ook een bron van afwenteling naar de Noordzee. In 2009 bedroeg de afvoer van stikstof naar de zee 223 ton N (www.compendiumvoordeleefomgeving.nl). Onbekend is welk deel hiervan afkomstig is van nalevering door de waterbodem.

De stikstof-kringloop in watersystemen is een complexe kringloop waarin veel processen en stikstofvormen een rol spelen (zie figuur 2.3). Voor een modelmatige beschrijving van het gedrag van stikstof is dus een vergelijkbaar complex model nodig.



Figuur 2.3 De stikstofcyclus in een watersysteem (uit Van Loon, 2002)

De uitwisseling van stikstof tussen de waterkolom en de waterbodem vindt plaats via sedimentatie/resuspensie van particulier organisch N (detritus) en via ammonium en nitraat in

de waterfase via diffusie en kwel/inzijing. Ammonium en nitraat zijn voedingsstoffen voor algen.

De processen van sedimentatie/resuspensie, kwel/inzijing en diffusie kunnen voor stikstofverbindingen op dezelfde wijze worden beschreven als voor fosforverbindingen is gedaan in paragrafen 2.1.1 t/m 2.1.3. Daarom wordt hier volstaan met een verwijzing naar deze paragrafen. Een belangrijk verschil met fosfor is dat stikstof niet gebonden wordt aan ijzer, calcium of aluminium en ook geen minerale neerslagen vormt.

3 Bestaande eutrofiëringsmodellen

In dit hoofdstuk wordt een indruk gegeven van de mogelijkheden die bestaande eutrofiëringsmodellen voor oppervlaktewater bieden om de fosfor- en/of stikstofcyclus te beschrijven en waarmee voorspellingen kunnen worden gedaan met betrekking tot resulterende fosfor- en stikstofconcentraties, het al dan niet optreden van algenbloei bij een bepaalde nutriëntenbelasting of de effectiviteit van emissiereducerende maatregelen. In het volgende hoofdstuk (paragraaf 4.4) wordt ingegaan op de mogelijkheden om (delen van deze) eutrofiëringsmodellen te koppelen aan de KRW-Verkenner.

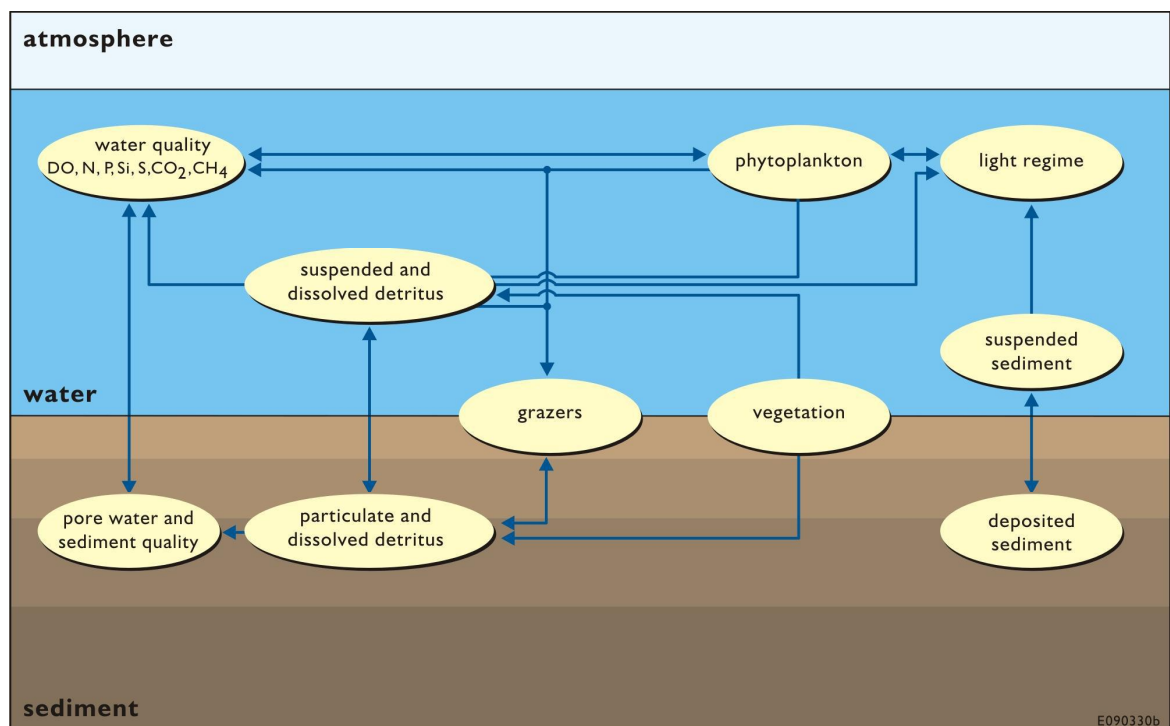
Omdat eutrofiëring van oppervlaktewateren al tientallen jaren een probleem vormt in grote delen van de wereld, zijn er in de loop der jaren door veel onderzoekers (computer)modellen ontworpen. Het is in het kader van dit project echter weinig zinvol om te proberen alle bestaande modellen te inventariseren en te karakteriseren.

Daarom beperkt deze studie zich tot twee in Nederland veel gebruikte eutrofiëringsmodellen, te weten het model Delft3D-ECO (en het daarvan afgeleide screeningsmodel) en het model PCLake.

3.1 Delft3D- ECO / Screeningmodel eutrofiëring

Delft3D is Deltares' state-of-the-art modelinstrumentarium voor de (3D) simulatie van onder andere de stroming en de kwaliteit van oppervlaktewater. ECO is een Delwaq-configuratie, waarin stoffen en processen zijn opgenomen waarmee eutrofiëring van oppervlaktewater wordt gesimuleerd.

ECO bestaat uit een aantal samenhangende deelmodellen waarin elk een aantal processen is opgenomen (zie figuur 3.1).



Figuur 3.1 Overzicht van de deelmodellen en interacties in ECO (uit Smits en Van Beek, 2009).

De deelmodellen die in ECO zijn opgenomen betreffen modellen voor fytoplankton, detritus, water- en sedimentkwaliteit, onderwater licht-regime, grazers en vegetatie.

Van het model ECO is een vereenvoudigde versie afgeleid ten behoeve van gebruik bij de toepassing van de Handreiking beoordelen waterbodems (Hin et al., 2010). In deze versie, 'screeningmodel' geheten, worden de deelmodellen voor grazers en vegetatie niet toegepast. De graas van zooplankton op fytoplankton is in het screeningmodel verdisconteerd in de sterfte daarvan (Smits en Van Beek, 2009).

Zowel het model ECO als het screeningmodel is een kolommodel met één volledig gemengde waterlaag en 10 bodemlagen met een totale dikte van 20 cm. De dikte van deze lagen ligt in het model vast en varieert van 0,1 cm bovenin tot 10 cm onderin.

3.1.1 Processen in Delft3D-ECO en het screeningsmodel

De in het screeningmodel conform Delft3D-ECO gesimuleerde water- en sedimentkwaliteit bepalende processen zijn (Smits en Van Beek, 2009):

- afbraak en conversie van vier fracties organische stof (detritus);
- consumptie van electronenacceptoren bij de afbraak van organische stof (zuurstof, nitraat en sulfaat);
- methanogenese;
- reaeratie van zuurstof;
- nitrificatie;
- adsorptie van fosfaat aan sediment;
- precipitatie en oplossen van fosfaat in vivianiet en een apatietachtig mineraal;
- oplossen van opaal silicaat;
- oxidatie van sulfide;
- precipitatie en oplossen van sulfide;
- oxidatie van methaan;
- ontsnappen van methaan in gasbellen naar de atmosfeer (ebullitie);
- vervluchtiging van methaan naar de atmosfeer;
- netto bezinking van particulaire componenten (geen resuspensie);
- dispersie en advection in het sediment (bioturbatie, kwel/wegzijing en begraving);
- extinctie van licht.

3.1.2 Benodigde invoergegevens voor Delft3D-ECO en het screeningsmodel

Voor de in Delft3D-ECO en het daarvan afgeleide screeningsmodel opgenomen processen zijn zeer veel procesconstanten (ca 260) nodig. Het betreft snelheidsconstanten, halfwaardeconstanten, stoichiometrische constanten, temperatuurconstanten, kritische gehalten, verzadigingsconcentraties, extinctiecoëfficiënten, etc. Alle procescoëfficiënten hebben in principe default-voorkeurswaarden, die in ECO wel en in het screeningmodel niet door de gebruiker kunnen worden aangepast. Voor een volledig overzicht van deze coëfficiënten en hun waarden, wordt verwezen naar Smits en van Beek (2009).

Door de gebruiker van het screeningmodel moeten wel de volgende case-specifieke gegevens in worden gevoerd:

- het type waterbodems (zandbodems, slibbodems, veenbodems);
- de gemiddelde waterdiepte (m) en de oppervlakte (km²);
- de hoeveelheid oppervlakkig instromend water per maand gedurende een gemiddeld jaar (m³/maand);
- de jaargemiddelde kwel dan wel wegzijing (mm/dag);

- de totale externe belasting van nutriënten (totaal-N in kg N/maand, nitraat-N in procenten en totaal-P in kg P/maand), exclusief atmosferische depositie en kwel;
- de gemeten waterkwaliteit met betrekking tot algen (μg chlorofyl/l), totaal organisch koolstof (mg TOC/l) en nutriënten (totaal-N, nitraat-N en totaal-P in mg/l) aan het begin (januari) van een gesimuleerd jaar;
- de gemiddelde bodemkwaliteit met betrekking tot de gehalten totaal organisch koolstof en totaal-P (g C/kg d.s. en g P/kg d.s.);
- de maandgemiddelde anorganisch zwevend slibgehalten (gloeirest in mg/l).

3.1.3 De uitvoer van Delft3D-ECO en het screeningsmodel

Met Delft3D-ECO kunnen onder andere tijdreeksen van de concentraties van alle gesimuleerde stoffen en van alle procesfluxen worden uitgevoerd. Gezamenlijk leveren deze fluxen de massabalansen van de gesimuleerde stoffen (Smits en Van Beek, 2009).

Voor het screeningmodel is de beoogde gebruikersschil nog niet ontwikkeld. Het is echter de bedoeling de gebruiker van het screeningmodel via een gebruikersschil een selectie van uitvoergegevens kan maken om het belang van nalevering door de waterbodem te kunnen beoordelen. De beoogde selectie betreft voor zowel de actuele situatie als voor de stationaire situatie (Smits en Van Beek, 2009):

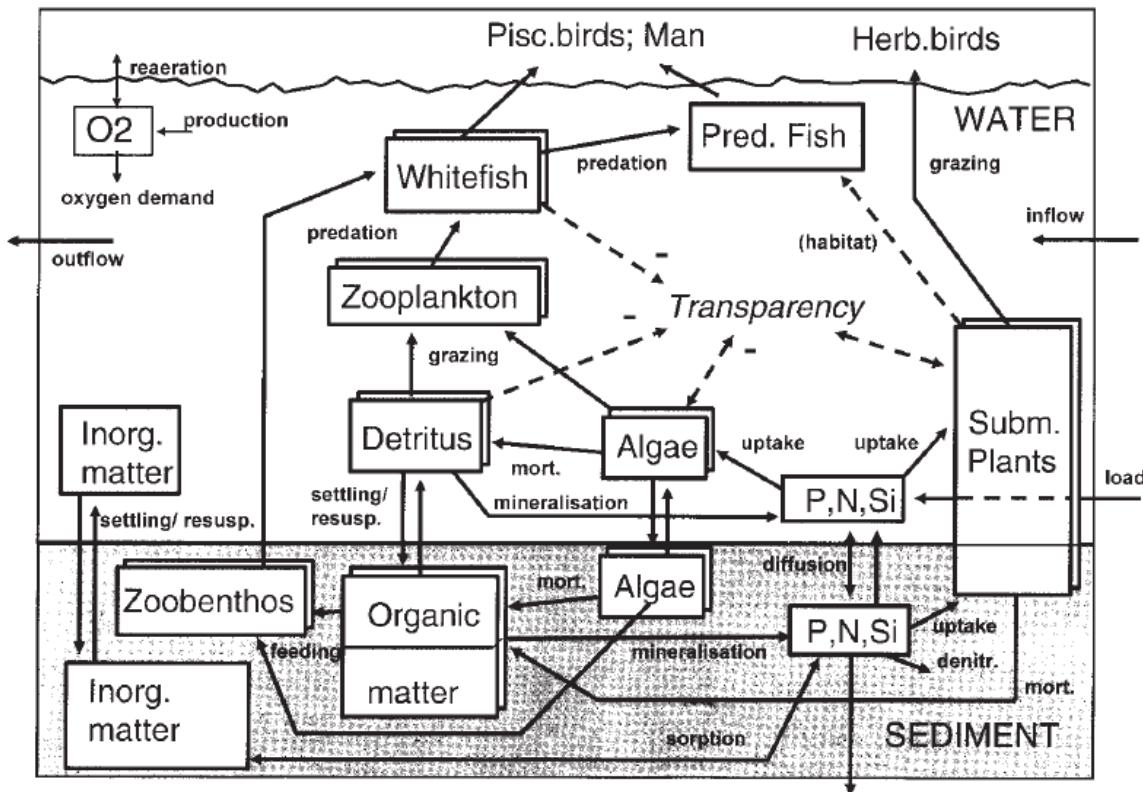
- De interne en externe belastingen van N ($\text{g N/m}^2/\text{jaar}$) en P ($\text{g P/m}^2/\text{jaar}$) en de percentages van de totale belasting;
- De uitstroming van N en P naar ander oppervlaktewater ($\text{g N/m}^2/\text{jaar}$ en $\text{g P/m}^2/\text{jaar}$);
- De fluxen van denitrificatie en fosfaataccumulatie in de bodem ($\text{g N/m}^2/\text{jaar}$ en $\text{g P/m}^2/\text{jaar}$);
- De maandgemiddelde nutriëntenconcentraties in de waterkolom met daarbij afgebeeld de normen (totaal-N, totaal-P, mogelijk aangevuld met ammonium, nitraat en opgelost P);
- De maandgemiddelde chlorofylconcentratie in de waterkolom met daarbij afgebeeld de chlorofylnorm;
- Het maandgemiddelde doorzicht met daarbij afgebeeld de norm;
- De zomergemiddelde waarden van totaal-N, totaal-P, chlorofyl en doorzicht;
- Het percentage van de tijd waarin normen worden overschreden en de mate van overschrijding;
- De percentages van de tijd waarin de algen gelimiteerd worden door stikstof, fosfor, silicium en licht;
- De jaargemiddelde gehalten van de nutriënten in de bodem (totaal-P en totaal-N).

De uitvoer zal bestaan uit grafieken van tijdreeksen van maandgemiddelde gehalten en -waarden en uit tabellen van jaarfluxen, zomergehalten en -waarden en percentages.

3.2 PCLake

PCLake is een dynamische model voor ondiepe, niet gestratificeerde, meren en plassen, waarmee kan worden berekend bij welke nutriëntenbelasting een systeem omslaat van een goede (natuurlijke) ecologische status naar een slechte, hoe lang dit duurt en hoe ver de nutriëntenbelasting moet worden teruggebracht om weer het systeem weer naar zijn natuurlijke status terug te brengen (Janse, 2005). Ook kan met het model inzicht worden verkregen in waarom sommige meren meer gevoelig zijn voor eutrofiëring dan andere en welke processen hierbij een sleutelrol hebben.

Het model beschrijft de meest belangrijke ecologische interacties (fytoplankton, macrofyten en een simpel voedselweb) bij gesloten stikstof- en fosforcycli. Het model houdt het midden tussen een eutrofiëringsmodel, dat hoofdzakelijk gericht is op nutriënten en fytoplankton, en een meer gedetailleerd biologische species model (Janse, 2005). In figuur 3.2 is de modelstructuur van PCLake weergegeven.



Figuur 3.2 De modelstructuur van PCLake (uit Janse, 2005).

In het model wordt verondersteld dat de waterkolom volledig gemengd is en dat er 10 cm (toplaag) sediment aanwezig is. Het model is in principe 0-dimensionaal (er is geen horizontale of verticale differentiatie), maar het kan, in combinatie met het water transportmodel DUFLOW, ook in een ruimtelijke configuratie worden gebruikt.

3.2.1 Processen in PCLake

De processen die in PCLake zijn opgenomen (Janse, 2005), zijn:

- In- en uitstroom van water;
- Externe belasting met nutriënten, organische en anorganische stof (zwevend slib);
- Kwel of wegzijging;
- Sedimentatie en resuspensie van detritus en anorganisch materiaal;
- Mineralisatie van detritus;
- Adsorptie en desorptie van anorganisch P (volgens Langmuir-vergelijking);
- Nitrificatie van NH₄ en denitrificatie van NO₃;
- Diffusieve uitwisseling van opgelost P en N tussen water en poriewater;
- Zuurstofverbruik en -productie.
- Productie en verlies van 3 functionele groepen fytoplankton, te weten cyanobacteriën, diatomeeën en kleine eetbare algen;
- Productie en verlies van biomassa van waterplanten;
- Een voedselweb met zooplankton, macrozoobenthos, witvis (juveniel en adult) en roofvis

3.2.2 Benodigde invoergegevens voor PCLake

De voor PCLake door de gebruiker op te geven invoergegevens (Janse, 2005), zijn:

- De gemiddelde waterdiepte (m);
- De grootte van het waterlichaam, uitgedrukt als strijklengte (m);
- Het droge stofgehalte van het sediment (%);
- Het organische stofgehalte van het sediment (%);
- Het lutumgehalte (%) en het Fe- en Al-gehalte (mg/g) van het sediment of (als dit niet beschikbaar is het sediment type (klei, zand, veen, bagger);
- De water-aanvoersnelheid (mm/dag) of retentietijd (dag);
- De kwel of wegzijging (mm/dag);
- De externe belasting ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dag}^{-1}$) met P, N en S door puntbronnen, diffuse bronnen en instroom (mg/l) met een schatting van de verdeling over de opgeloste en particuliere fase;
- De aanvoer van zwevend slib (g/dag) of de concentratie hiervan in het aangevoerde water (g/l)
- De watertemperatuur (graden C);
- De daglichtlengte;
- De gehalten van P en N in de toplaag van het sediment (g/kg) of een schatting van historische nutriëntenbelasting;
- De intensiteit van bevissing (d^{-1});
- Beheersmaatregelen zoals biomanipulatie, baggeren en maaien;

3.2.3 De uitvoer van PCLake

In principe kunnen met PCLake de concentraties of biomassa van alle (status)variabelen op elk gewenst moment worden opgeslagen. Ook de waarden van alle fluxen kunnen worden uitgevoerd (Janse, 2005). Belangrijke uitvoerparameters zijn:

- De concentratie van totaal fosfor (TP) in de waterkolom (mg P/l), zijnde de som van opgelost fosfaat (PO_4), geadsorbeerd P, P in detritus en P in algen;
- De concentratie van totaal stikstof in de waterkolom (mg N/l), zijnde de som van ammonium (NH_4), nitraat (NO_3), N in detritus en N in algen;
- De chlorofyl-a concentratie in de waterkolom (mg/m^3);
- Watertransparantie (Secchi doorzicht (m) en de extinctie-coëfficiënt (m^{-1})).

3.3 Vergelijking Delft3D-ECO en PCLake

In 2010 zijn de modellen Delft3D-ECO en PCLake met elkaar vergeleken door Smits et al. (2010) met betrekking tot hun geschiktheid om als basis van een screeningsmodel te dienen. Met dit screeningsmodel dient het mogelijk te zijn vast te stellen of de waterbodembodem van een oppervlaktewatersysteem door middel van naleveringsfluxen een zodanig omvangrijke bijdrage aan de belasting met nutriënten levert (interne eutrofiëring), dat sanering van de waterbodembodem nodig is om (tijdig) aan de KRW-doelstellingen voor dat watersysteem te kunnen voldoen.

Uit de vergelijking blijkt dat bij PCLake is gekozen voor een systeembenadering, terwijl bij Delft3D-ECO de procesbenadering meer centraal staat. Beide modellen kunnen worden gebruikt als kern van een screeningsmodel, maar het toepassingsgebied van een dergelijk screeningsmodel is verschillend.

Smits et al. (2010) adviseren om het screeningsmodel modulair op te zetten met een gebruiksvriendelijke schil en om de proceskennis van zowel PCLake als Delft3D-ECO op te nemen.

4 De KRW-verkenner

4.1 Algemeen

De KRW-Verkenner is een analyse-instrument voor het doorrekenen van effecten van KRW-maatregelen op de ecologische en chemische kwaliteit van het oppervlaktewater. Het geeft de gebruikers inzicht in de effectiviteit van maatregelen en maatregelpakketten in relatie tot de KRW-doelen. Voorbeelden van maatregelen zijn het aanpakken van puntbronnen zoals rioolwaterzuiveringsinstallaties of diffuse bronnen zoals landbouw of verkeer. Ook kan de KRW-Verkenner de effecten van ecologische maatregelen zoals het opnieuw meanderen van een beek of het aanleggen van natuurvriendelijke oevers doorrekenen (productfolder KRW-Verkenner, 2011).

De KRW-Verkenner is opgebouwd uit een water- en stoffenbalans en een ecologische module. De modules kunnen samen of afzonderlijk worden toegepast. Voor de invoer van gegevens maakt de KRW-Verkenner zo veel mogelijk gebruik van externe databases die het studiegebied beschrijven, zoals afwateringseenheden, oppervlaktewatereenheden, hydrologie en de (nutriënten)emissies. Hydrologische informatie kan komen uit (bestaande) SOBEK-toepassingen of uit andere hydrologische modellen. Emissiegegevens kunnen worden gehaald uit de EmissieRegistratie - al dan niet in combinatie met de EmissieModule - of uit andere emissiebestanden (productfolder KRW-Verkenner, 2011).

4.2 Hydrologie en waterkwaliteit

De KRW-Verkenner rekent met oppervlaktewatereenheden, die de hoofdwaterlopen voorstellen, en met afwateringseenheden, die het (hydrologisch) invanggebied voorstellen. Dit gebied hoort bij de oppervlaktewateren en alle kleinere waterlopen. Een oppervlaktewatereenheid kan een KRW-waterlichaam zijn of een gedeelte hiervan.

Tussen de rekeneenheden kun je stof- en waterstromen beschrijven. De KRW-Verkenner rekent statisch op basis van vier periodes per jaar (winter, lente, zomer en herfst). Je kunt emissiebronnen toevoegen aan oppervlaktewatereenheden of afwateringseenheden. In de KRW-Verkenner neem je maatregelen op emissies door bijvoorbeeld een hoger zuiveringsrendement op te geven bij een rioolwaterzuiverings-installatie of een filtersysteem aan te leggen op drains in een landbouwgebied. De KRW-Verkenner kan ook emissiegegevens op basis van andere gebiedsindelingen omzetten naar emissies voor KRW-Verkenner-eenheden op basis van oppervlakte gewogen fracties (productfolder KRW-Verkenner, 2011).

Zowel de hydrologie als de chemie zijn in de KRW-Verkenner sterk versimpeld. De rekeneenheden kunnen worden beschouwd als een reeks aan elkaar gekoppelde bakjes waarvan de inhoud (water met stoffen) homogeen gemengd is. Er is in de bakjes geen waterbodem aanwezig waarmee eventuele interactie kan worden gesimuleerd.

De resulterende waterkwaliteit in de verschillende beschouwde oppervlaktewatereenheden (de bakjes) wordt als 'steady-state' concentratie berekend (een in de tijd constante concentratie waarbij de aan- en afvoer van een stof gelijk zijn).

4.3 Nutriënten in de KRW-Verkenner

In de Kaderrichtlijn Water wordt de ecologische toestand mede op basis van de nutriëntconcentraties beoordeeld. Met de KRW-Verkenner kunnen de nutriëntconcentraties in oppervlaktewateren worden berekend als gevolg van bijvoorbeeld af- en uitspoeling van N en P uit de landbouw en de N- en P-emissies uit RWZI's. Ook de effecten van

(emissiebeperkende) maatregelen, zoals een hoger zuiveringsrendement van een RWZI, kunnen eenvoudig met de KRW-Verkenner worden doorgerekend.

Ook bij het berekenen van de (steady-state) concentraties als gevolg van deze N- en P-emissies, wordt dezelfde, sterk versimpelde, hydrologie en chemie toegepast. Ook hier wordt geen rekening gehouden met eventuele interactie met het sediment en worden verliezen met een overall verliesterm berekend.

4.4 Aanknopingspunten voor implementatie van nalevering in de KRW-Verkenner

4.4.1 Bepalen van de naleveringsfluxen binnen de KRW-Verkenner

De enige manier om nalevering van nutriënten (of andere stoffen) uit de waterbodem naar de waterkolom in de huidige KRW-Verkenner na te bootsen, is om deze als puntbron of diffuse bron aan één of meer oppervlaktewater-eenheden toe te kennen. Dit betekent dat de nalevering van nutriënten uit de waterbodem in de KRW-Verkenner als een in de tijd constante bruto emissie moet worden ingevoerd, die onafhankelijk is van de al in het water aanwezige concentratie (er is geen terugkoppelingsmechanisme). Het KRW-innovatieproject BaggerNut lijkt een dergelijke relatie, tussen het totaalgehalte P of P/Fe en een naleveringsflux, op te leveren.

De via deze nagebootste nalevering in het water gebrachte nutriënten worden in de KRW-Verkenner via evenwichtspartitie verdeeld over verschillende opgeloste en particuliere fasen, die vervolgens met de opgegeven stroming worden afgevoerd naar benedenstroomse oppervlaktewater-eenheden. Tijdens dit transport kan verdunning optreden als gevolg van bijvoorbeeld het aantakken van een zijrivier. Ook kan een verlies aan nutriënten onderweg worden gesimuleerd met een eerste orde (van de concentratie in het water afhankelijke) verliesterm. Hoewel hiermee wel een concentratieafname kan worden gesimuleerd, kan deze niet worden gekoppeld aan bijvoorbeeld het proces van sedimentatie van zwevend stof of het proces van diffusie naar de waterbodem. Het betreft dus geen deterministisch berekend verlies maar een overall verliesterm voor de combinatie van alle mogelijk optredende verliesprocessen.

Op basis van het bovenstaande kan worden geconcludeerd dat de huidige KRW-Verkenner niet geschikt is voor een natuurgetrouwe en nauwkeurige nabootsing van het effect van nalevering van nutriënten op de waterkwaliteit in benedenstroomse delen van een stroomgebied. Hierbij moet echter worden bedacht dat nutriënten-emissies uit landbouwgronden of RWZI's nu op dezelfde, sterk versimpelde, wijze ook in de KRW-Verkenner worden doorgerekend. Vanuit deze optiek bezien, is er geen reden om niet ook de nalevering van waterbodems als puntbron of diffuse bron aan één of meer oppervlaktewater-eenheden toe te kennen en door te rekenen met de KRW-Verkenner.

Een potentieel knelpunt hierbij is wel, dat er geen landsdekkende of (deel)stroomgebieddekkende informatie beschikbaar is over de waterbodemkwaliteit en de daaruit voorkomende nutriëntenemissies. Bij individuele waterbeheerders is deze informatie meestal wel beschikbaar voor individuele waterlichamen waar sprake is van een waterkwaliteitsprobleem dat door nutriëntennalevering wordt veroorzaakt. Verder is er enige informatie bekend op MWTL-monitoringspunten in de Rijkswateren en zijn er ca. 2000 P-metingen opgenomen in de database die is verzameld voor het toevoegen van metalen aan de msPAF. Die laatste metingen zijn niet landsdekkend, maar geven wel een indruk van de range aan gehalten die wordt gemeten. Een eenvoudiger, maar minder nauwkeurige, mogelijkheid is om bijvoorbeeld het fosfaatgehalte te koppelen aan het type ondergrond (veen, klei of zand).

Ook maatregelen om nalevering tegen te gaan, zoals baggeren of afdekken van de waterbodem, kunnen in de KRW-verkenner worden gesimuleerd door de bronsterkte van de nalevering in de betreffende oppervlaktewatereenheid met een bepaalde fractie of zelf tot nul te reduceren.

Als de KRW-Verkenner ooit zou worden 'verbouwd' tot een meer deterministisch model, is het aan te bevelen om daarin ook de uitwisselingsprocessen tussen waterbodem en waterkolom mee te nemen. Dit heeft niet alleen het voordeel dat daarmee de nutriëntennalevering van stoffen uit de waterbodem beter kan worden berekend, maar maakt ook de berekening van de effecten van andere emissies op de waterkwaliteit veel realistischer. Vooral voor stoffen die sterk adsorberen aan de organische stof of kleideeltjes in zwevend slib- en sedimentdeeltjes, zoals hydrofobe organische verbindingen en zware metalen, is dit van belang.

Als eerste stap in deze richting zou kunnen worden onderzocht of het mogelijk is om de grootte van de eerste orde verliesterm die in de huidige KRW-Verkenner is opgenomen, afhankelijk te maken van de omstandigheden in elke oppervlaktewatereenheid. Op deze manier zouden de ingevoerde bruto emissies van zowel nalevering als van andere bronnen kunnen worden gecorrigeerd tot meer reële netto emissies.

4.4.2 Bepalen van de naleveringsfluxen buiten de KRW-Verkenner

Omdat de mogelijkheden om nutriëntennalevering binnen de KRW-Verkenner te simuleren beperkt zijn, is het zinvol om na te denken over de vraag of er buiten de KRW-Verkenner aanknopingspunten zijn.

Eén van deze aanknopingspunten is om met het model Delft3D-ECO waterkwaliteitsberekeningen te doen voor het (deel)stroomgebied van interesse en hierbij dezelfde schematisatie van het watersysteem aan te houden als in de KRW-Verkenner. Uit de resultaten van Delft3D-ECO kunnen dan de gemiddelde nutriëntennaleverings-fluxen in de verschillende onderscheiden modelsegmenten en in de vier seizoenen worden gedestilleerd en als bronnen aan corresponderende segmenten in de KRW-Verkenner worden toegekend. Het model PC-Lake, in combinatie met DUFLOW, biedt dit aanknopingspunt ook, maar omdat Delft3D een echt 3D-waterkwaliteitsmodel is, met geschakelde segmenten, en PC-Lake eigenlijk meer een '0-dimensionaal' model is voor geïsoleerde meren en plassen, lijkt Delft3D betere aanknopingspunten te bieden.

Hetzelfde knelpunt als genoemd in de vorige paragraaf, is van toepassing op de hier genoemde oplossing buiten de KRW-Verkenner: Ook voor de waterkwaliteitsberekeningen met Delft3D-ECO is namelijk informatie nodig over de huidige fosfaatgehalten in de waterbodems van het beschouwde (deel)stroomgebied. Deze informatie is nog niet beschikbaar op een landsdekkende of (deel)stroomgebieddekkende schaal.

Naast fosfaatgehalten in de waterbodem, zijn de in paragraaf 3.1.2 genoemde invoergegevens nodig, zoals een aantal watersysteemgegevens (waterbalans, diepte, zwevend slibgehalte) en de externe belasting met N en P. Deze gegevens zijn deels al beschikbaar binnen de KRW-Verkenner en kunnen deels worden geschat of op een default-waarde worden gezet.

Door de naleveringsfluxen buiten de KRW-Verkenner te berekenen met Delft3D-ECO, kunnen in de KRW-Verkenner meer reële netto naleveringsfluxen worden ingevoerd. Zolang echter de overige bronnen, zoals uitspoeling uit landelijk gebied of RWZI-effluenten, als bruto emissies (dus onafhankelijk van de heersende omstandigheden) blijven worden ingevoerd, blijft de nauwkeurigheid van de uitkomsten klein.

4.5 Conclusie

Hoewel de KRW-Verkenner niet geschikt is voor een natuurgetrouwe en nauwkeurige nabootsing van het effect van nalevering van nutriënten op de waterkwaliteit, kan toch worden geconcludeerd dat het zinvol is om de effecten van nutriëntennalevering op versimpelde wijze in de KRW-Verkenner te bepalen. Voor de andere bronnen in de KRW-Verkenner geldt namelijk dezelfde versimpeling van de werkelijkheid en wordt dit niet als probleem ervaren. En door nalevering uit de waterbodem als bron in de KRW-Verkenner mee te nemen, kan de bijdrage van de waterbodem aan waterkwaliteitsproblemen worden geïdentificeerd en gekwantificeerd. Ook het effect van maatregelen die de nalevering reduceren, zoals baggeren, kan hiermee inzichtelijk worden gemaakt.

Het zou wel zinvol zijn om te onderzoeken of het mogelijk is om de in de KRW-Verkenner ingevoerde bruto emissies te corrigeren naar meer reële netto emissies

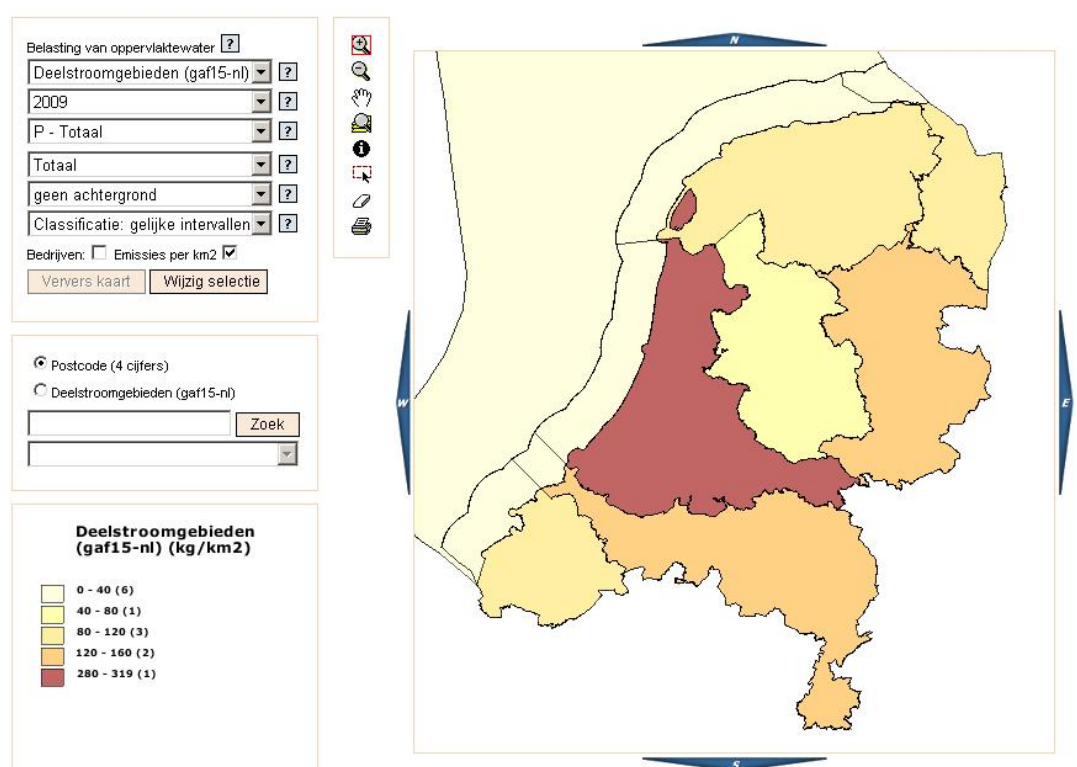
Het is in principe ook haalbaar om nalevering, binnen de KRW-Verkenner zelf of erbuiten, in/aan de KRW-Verkenner te implementeren. Wel is hierbij het ontbreken van landsdekkende of stroomgebieddekkende informatie over de fosfaatgehalten in de waterbodem een potentieel knelpunt. Het verdient daarom aanbeveling om na te gaan of en hoe het mogelijk is om een simpele invulling te geven aan een landsdekkend of (deel)stroomgebieddekkend beeld van fosfaatgehalten in de Nederlandse waterbodem.

5 Emissies van nutriënten naar het oppervlaktewater

Om te beoordelen hoe zinvol het is om de nalevering van nutriënten uit de waterbodembodem met de KRW-Verkenner door te rekenen naar de resulterende concentraties in het oppervlaktewater, is het verstandig om de orde van grootte van deze nalevering te vergelijken met de orde van grootte van nutriëntenemissies uit andere bronnen, zoals de landbouw en RWZI's. Wanneer de nalevering uit de waterbodembodem hierbij in het niet valt, lijkt het weinig zinvol om veel moeite te doen om de invloed van deze bron nauwkeuriger te modelleren. Voor deze vergelijking is gebruik gemaakt van de informatie opgeslagen in de Emissieregistratie (www.emissieregistratie.nl).

5.1 Landelijke emissies van P naar het oppervlaktewater

Uit de emissieregistratie blijkt dat de emissie van fosfaat (P) naar het oppervlaktewater binnen Nederland varieert van 40-319 kg P.km⁻² met de hoogste belasting in deelstroomgebied Rijn-West (280-319 kg P.km⁻²) en de laagste in deelstroomgebied Rijn-Midden (figuur 5.1). Hiervan is 55,6% afkomstig van uitspoeling van het landelijk gebied en 37% afkomstig van RWZI-effluent. De overige bronnen (7,4%) zijn individueel allemaal kleiner dan 1% van het totaal.



Figuur 5.1 Belasting van het oppervlaktewater met P in 2009 volgens de Emissieregistratie.

Hoewel genoemde getallen in de Emissieregistratie als 'belasting van oppervlaktewater' zijn opgenomen, moet men er rekening mee houden dat ze niet de belasting per km² oppervlaktewater weergeven maar de emissie per km² afwateringseenheid die op het oppervlaktewater terecht komt. Dit betekent dat wanneer een afwateringseenheid 10 km² beslaat en hierin 1 km² oppervlaktewater aanwezig is, de emissie van 10 km²

afwateringseenheid op 1 km² oppervlaktewater terechtkomt en de belasting per km² oppervlaktewater 10 maal hoger is dan het cijfer uit de Emissieregistratie doet vermoeden.

Hoewel er bestanden bestaan met per afwateringseenheid gedetailleerde informatie over de verhouding oppervlaktewater / totaal oppervlak, is het voor deze studie voldoende om met een geschatte orde van grootte van deze verhouding te rekenen. Voor deze berekening wordt hier uitgegaan van een verhouding van 1:40 (2,5%) voor afwateringseenheden met relatief weinig water en 1:10 (10%) voor waterrijke afwateringseenheden.

Wanneer deze 'correctiefactoren' worden toegepast op de cijfers uit de Emissieregistratie, geeft dat een jaarlijkse fosfaatbelasting van het oppervlaktewater in deelstroomgebied Rijn-West die varieert van 2.800 tot 12.000 kg P.km⁻² (2,8-12 g P.m⁻²). In de andere deelstroomgebieden varieert deze jaarlijkse fosfaatbelasting van 0,4 – 2,8 g P.m⁻² met de laagste belasting in Rijn-Midden.

Wanneer de nalevering van fosfaat uit een eutrofe waterbodem, die (bruto) in de orde van grootte kan liggen van 4 g P.m⁻².jaar⁻¹ (Bergse Voorplas, Smits en van Beek, 2009), wordt vergeleken met de uit de Emissieregistratie afgeleide belastingen, kan worden geconcludeerd dat nalevering uit de waterbodem lokaal zeker een relevante bijdrage aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater kan leveren. In laagbelaste gebieden (Rijn-Midden) zou nalevering lokaal zelfs de belangrijkste bron zijn die een factor 1,5 tot 10 keer hoger is dan de emissies uit landbouw en RWZI's.

Het effect op benedenstreams van een lokaal fosfaataleverende waterbodem gelegen wateren, zal van beperktere omvang zijn omdat op deze route niet overal eutrofe waterbodems zullen liggen, terwijl de belasting door uitspoeling van het landelijk gebied en door RWZI-effluenten een veel grotere verspreiding hebben. Dit effect kan met één of meer berekeningen met de KRW-Verkenner inzichtelijk worden gemaakt.

5.2 Landelijke emissies van N naar het oppervlaktewater

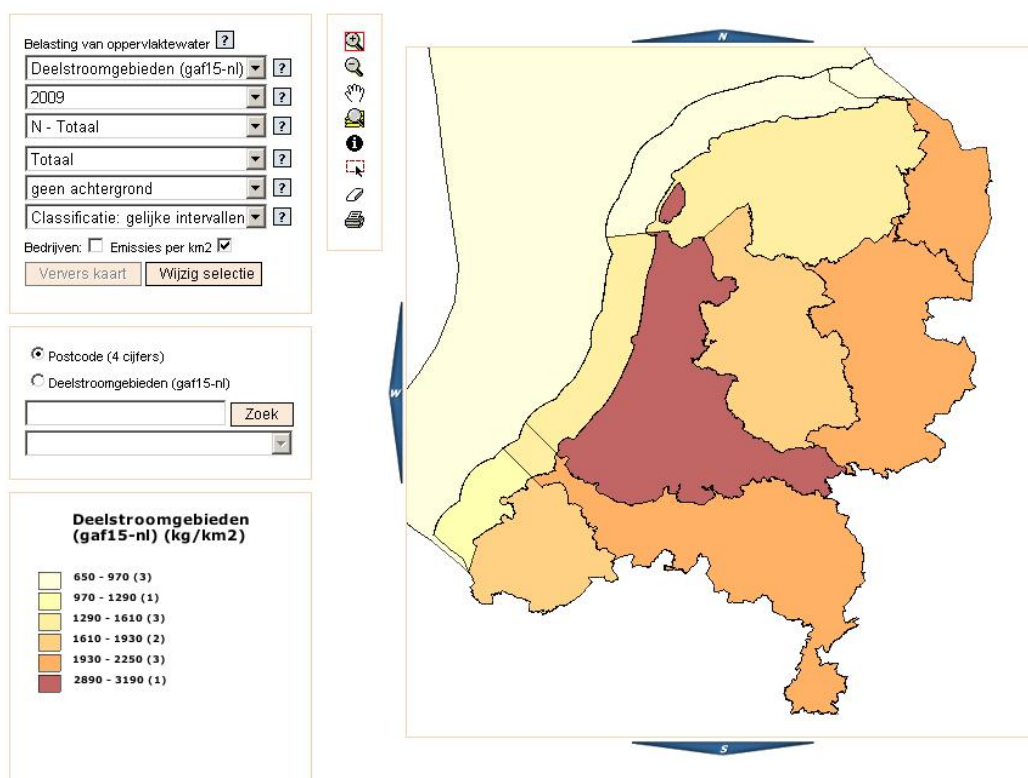
Uit de emissieregistratie blijkt dat de emissie van stikstof naar het oppervlaktewater binnen Nederland varieert van 970 - 3190 kg N.km⁻² met de hoogste belasting in deelstroomgebied Rijn-West (2890 - 3190 kg N.km⁻²) en de laagste in deelstroomgebied Rijn-Noord (figuur 5.2). Hiervan is 42,8% afkomstig van atmosferische depositie, 40,8% van uitspoeling van het landelijk gebied en 11,5% afkomstig van RWZI-effluent. De overige bronnen (4,9%) zijn individueel allemaal kleiner dan 1% van het totaal.

Wanneer de in paragraaf 5.1.1 toegelichte 'correctiefactoren' worden toegepast op de cijfers uit de Emissieregistratie, geeft dat een jaarlijkse stikstofbelasting van het oppervlaktewater in deelstroomgebied Rijn-West die varieert van ca 29.000 tot 32.000 kg N.km⁻² (29 tot 32 g N.m⁻²). In de andere deelstroomgebieden varieert deze jaarlijkse stikstofbelasting van ca. 10 tot 29 g N.m⁻² met de laagste belasting in Rijn-Noord.

Hoewel stikstof, anders dan fosfaat, niet (langdurig) accumuleert in de waterbodem maar meer een jaarlijkse cyclus doormaakt in een watersysteem, kan er wel degelijke (tijdelijk) sprake zijn van een (tijdelijke) naleveringsflux van stikstof uit de waterbodem. Smits en Van Beek (2009) schatten de jaarlijkse (bruto) stikstof flux (in de vorm van nitraat en ammonium) uit de waterbodem van de Bergse Voorplas bij Rotterdam bijvoorbeeld op 4,5 g N.m⁻².

Wanneer deze nalevering van stikstof uit een eutrofe waterbodem wordt vergeleken met de uit de Emissieregistratie afgeleide belastingen, kan worden geconcludeerd dat nalevering uit de waterbodem in laagbelaste deelstroomgebieden (Rijn-Noord) 15-45% van de externe stikstofbelasting vormt. In de zwaarst belaste gebieden (Rijn-West) is deze bijdrage beperkt tot ca 15%.

Net als bij P, zal het effect op benedenstreams gelegen wateren van beperktere omvang zijn omdat op deze route niet overal eutrofe waterbodems liggen terwijl de belasting door atmosferische, door uitspoeling van het landelijk gebied en door RWZI-effluenten een veel grotere verspreiding hebben. Dit effect kan met één of meer berekeningen met de KRW-Verkenner inzichtelijk worden gemaakt.



Figuur 5.2 Belasting van het oppervlaktewater met N in 2009 volgens de Emissieregistratie.

5.3 Conclusie m.b.t. de relevantie van nutriënten-nalevering door waterbodems

Op basis van de bevindingen in de vorige twee paragrafen, kan worden geconcludeerd dat het voor fosfaatnalevering zinvol is om te proberen de invloed van waterbodems op een ruimtelijke schaal van (deel)stroomgebieden te bepalen. Het (potentiële) aandeel van fosfaatnalevering aan de totale fosfaatbelasting van het Nederlandse oppervlaktewater is hiervoor groot genoeg. Ook het feit dat een maatregel zoals baggeren daadwerkelijk effectief zal zijn in de vermindering van de fosfaatnalevering, is hierbij een belangrijk gegeven.

Voor stikstof lijkt het minder zinvol om te proberen de invloed van waterbodems op een ruimtelijke schaal van (deel)stroomgebieden te bepalen. De bijdrage van stikstofnalevering aan de waterkwaliteit in hoogbelaste gebieden is namelijk klein ten opzichte van de bijdrage van uitspoeling van het landelijk gebied en die van RWZI-effluenten. Ook het feit dat een maatregel zoals baggeren weinig effectief is om de stikstofnalevering te verminderen, draagt bij aan deze conclusie.

Alleen om afwenteling (naar bijvoorbeeld de Noordzee) in beeld te brengen, kan het toch zinvol zijn om ook de stikstofnalevering van de Nederlandse waterbodem in beschouwing te nemen.

6 Conclusies en aanbevelingen

6.1 Conclusies

Nalevering van nutriënten uit de waterbodem heeft vooral betrekking op fosfaat omdat fosfaat zich kan ophopen in de waterbodem. Voor stikstof geldt dat de nalevering uit de waterbodem zich snel aanpast aan de externe belasting en dat stikstof daarom niet langdurig in de waterbodem ophoopt. In brakke en zoute wateren, waar algen vaker stikstof-gelimiteerd zijn, kunnen kortdurende periodes van stikstofnalevering uit de waterbodem echter toch een probleem zijn.

Op basis van informatie uit de Emissieregistratie blijkt dat het voor fosfaattnalevering wel en voor stikstofnalevering minder zinvol is om te proberen de invloed van waterbodems op een ruimtelijke schaal van (deel)stroomgebieden te bepalen.

Het is zinvol is om de effecten van fosfaattnalevering op de versimpelde wijze van de KRW-Verkenner te bepalen. Dit ondanks het feit dat KRW-Verkenner niet geschikt is voor een natuurgetrouwe en nauwkeurige nabootsing van het effect van nalevering op de waterkwaliteit. Voor de andere bronnen in de KRW-Verkenner geldt namelijk dezelfde versimpeling van de werkelijkheid en wordt dit niet als probleem ervaren.

Door nalevering uit de waterbodem als bron in de KRW-Verkenner mee te nemen, kan de bijdrage van de waterbodem aan waterkwaliteitsproblemen worden geïdentificeerd en gekwantificeerd. Ook het effect van maatregelen die de nalevering reduceren, zoals baggeren, kan hiermee inzichtelijk worden gemaakt.

Het is ook haalbaar om fosfaattnalevering binnen of buiten de KRW-Verkenner te implementeren. Wel is hierbij het ontbreken van landsdekkende of stroomgebieddekkende informatie over de huidige fosfaatgehalten in de waterbodem een potentieel knelpunt.

6.2 Aanbevelingen

Om het benedenstroomse effect van fosfaattnaleverende waterbodems op (deel)stroomgebiedsniveau inzichtelijk te maken en te kwantificeren, verdient het aanbeveling om enkele voorbeeldberekeningen met de KRW-Verkenner te doen, waarin de fosfaattnalevering in de vorm van één of meer puntbronnen of diffuse bronnen wordt gesimuleerd.

Het zou zinvol zijn om te onderzoeken of en hoe het mogelijk is om de in de KRW-Verkenner ingevoerde bruto fosfaat- en stikstofemissies van zowel nalevering als van andere bronnen te corrigeren naar meer reële netto emissies.

Het wordt aanbevolen om te onderzoeken of en in welke vorm, een landsdekkend of (deel)stroomgebiedsdekkend beeld van de fosfaatgehalten in de Nederlandse waterbodem kan worden verkregen. Met voorbeeldberekeningen en een gevoeligheidsanalyse kan daarbij worden onderzocht welke mate van detail daarbij moet worden nagestreefd.

7 Referenties

Hin, J.A., L.A. Osté en C.A. Schmidt, 2010. Handreiking beoordelen waterbodems. Methoden ter bepaling van de mate waarin het realiseren van kwaliteitsdoelen van een watersysteem wordt belemmerd door verontreinigde waterbodems. Uitgegeven door het Ministerie van Infrastructuur en Milieu - DG Water.

Jaarsma, N., M. Klinge en L. Lamers, 2008. Van helder naar troebel... en weer terug. STOWA-rapport nr. 2008-04.

Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Proefschrift Wageningen Universiteit.

Loon, A.J. van, 2002. Ammonium kan dienen om oudste leven op te sporen, Artikel 185 in NGV-nieuws 16, jaargang 4, nummer 4.

Reddy, K.R., R.H. Kadlec, E. Flaig and P.M. Gale, 1999. Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, vol. 29 (1), pp 83 -146.

Scinto, L.J. and K.R. Reddy, 1995. Phosphorus dynamics in a freshwater wetland as influenced by periphytic activity. Agron Abstr. 1995 Annual Meetings of Soil Science Society of America. Madison, WI, p. 333.

Smits, J. en J. van Beek, 2009. Ontwikkeling screeningsmodel eutrofiëring. Fase 1: Formulering en kalibratie. Deltares (concept)rapport 1200235-008-ZWS-0001.

Smits, J., S. Schep, B. Brederveld en S. Groot. Vergelijking van de modellen Delft3D-ECO en PC-Lake. Ten behoeve van gebruik als screeningmodel eutrofiering. Deltares rapport 1202337-004-BGS-0028.