

## **Vergelijking Delft3D-ECO en PCLake**

**Voor het gebruik als screeningsmodel eutrofiëring**



# **Vergelijking van de modellen Delft3D-ECO en PCLake**

**voor het gebruik als screeningsmodel eutrofiëring**

Johannes Smits (Deltares)  
Sebastiaan Schep (Witteveen+Bos)  
Bob Brederveld (Witteveen+Bos)  
Simon Groot (Deltares)

1202337-004



**Titel**

Vergelijking van de modellen Delft3D-ECO en PC Lake

**Opdrachtgever**De Waterdienst,  
Rijkswaterstaat**Project**

1202337-004

**Kenmerk**1202337-004-BGS-0028-  
ha**Trefwoorden**

Waterkwaliteit, eutrofiëring, nutriënten, nalevering, bodem, PCLake, Delft3D, Delwaq, ECO.

**Samenvatting**

Het screeningsmodel eutrofiëring beoogt één van de instrumenten te zijn waarmee waterbeheerders de naleveringsfluxen van nutriënten (fosfaat en stikstof) kunnen bepalen bij gebruik van de Handreiking Beoordeling Waterbodem. Met behulp van het screeningsmodel dient het mogelijk te zijn vast te stellen of de waterbodem van een oppervlaktewatersysteem door middel van naleveringsfluxen een zodanig omvangrijke bijdrage aan de belasting met nutriënten levert (interne eutrofiëring), dat sanering van de waterbodem nodig is om (tijdig) aan de KRW-doelstellingen voor dat watersysteem te kunnen voldoen.

Het huidige screeningsmodel is gebaseerd op Delft-3D gekoppeld aan Delwaq-ECO, of kortweg Delft3D-ECO. De vraag of Delft3D-ECO (het meest) geschikt is voor dit gebruiksdoel kan beantwoord worden door middel van een vergelijking van in Nederland beschikbare relevante modellen. Dit heeft geresulteerd in een vergelijking tussen de modellen PCLake en Delft3D-ECO. De vergelijking van Delft3D-ECO en PCLake richt zich enerzijds op die aspecten en processen die aansluiten bij de scope van het screeningsmodel en anderzijds op die aanvullende aspecten die juist ook van belang zijn voor de bredere scope. Het doel van dit project is het beoordelen van modeleigenschappen met betrekking tot interne nalevering in de meest brede zin (zowel in heldere als troebele toestand), waarbij specifieke aandacht is voor de systemen met de meeste problemen (troebelheid) en de grootste kans dat de waterbodem een belangrijke factor is (lange verblijftijd).

PCLake en Delft3D-ECO zijn twee modellen met complexe modelbeschrijvingen. PCLake gaat uit van een systeembenadering, terwijl bij Delft3D-ECO de procesbenadering meer centraal staat. Delft3D-ECO en PCLake zijn modellen die elk weliswaar de meest belangrijke aspecten in beschouwing nemen voor een succesvol screeningsmodel, maar ze verschillen onderling met name in de mate van detaillering van de procesformuleringen en ruimtelijke en temporele schematisatie. Beide modellen kunnen gebruikt kunnen worden als kern van een screeningsmodel, maar het toepassingsgebied van een dergelijk screeningsmodel is verschillend. In hoeverre de sterke punten van een model kunnen worden uitgebuit danwel de zwakke punten van een model voor lief kunnen worden genomen is afhankelijk van de vraagstelling en van de beschikbare monitoring-informatie en proceskennis voor het beschouwde watersysteem inclusief onderwaterbodem.

Het advies is het screeningsmodel modulair op te zetten middels een gebruiksvriendelijke schil die toepassing door niet-specialisten ondersteunt en die de gebruiker in staat stelt om te putten uit de proceskennis van zowel PCLake als Delft3D-ECO. Recentelijk is de gehele procesformulering van PCLake opgenomen in de procesbibliotheek van Delwaq. Daarmee is PCLake ook beschikbaar voor gebruik in combinatie met Delft3D en/of Delft3D-ECO. Voor een screeningsmodel op basis van Delft3D-ECO is de softwareomgeving voor de User Interface al gerealiseerd (DeltaShell). Voor PCLake als onderdeel van de procesbibliotheek

## Titel

Vergelijking van de modellen Delft3D-ECO en PC Lake

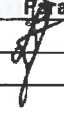



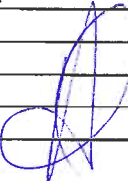
**Opdrachtgever**  
De Waterdienst,  
Rijkswaterstaat

**Project**  
1202337-004

**Kenmerk**  
1202337-004-BGS-0028-vj

**Pagina's**  
50

Delwaq kan gebruik worden gemaakt van dezelfde User Interface. Daarmee staan de ingrediënten gereed voor het realiseren van een modulair screeningsmodel.

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
1.0	Dec. 2010	Johannes Smits		Leonard Osté		Toon Segeren	
		Sebastiaan Schep					
		Bob Brederveld					
		Simon Groot					
2.0	Mei 2011	Simon Groot		Leonard Osté		Toon Segeren	

## Inhoud

<b>1 Inleiding</b>	<b>1</b>
<b>2 Overzicht relevante waterkwaliteitsprocessen</b>	<b>3</b>
2.1 Conceptueel kader - onderverdeling van processen in routes	3
2.2 Fysisch-chemische routes	6
2.2.1 Dispersie/diffusie	6
2.2.2 Sorptie	7
2.2.3 Resuspensie	7
2.2.4 Bioturbatie	9
2.2.5 Sedimentatie en precipitatie	9
2.2.6 Precipitatie	9
2.3 (Micro)biologische routes	9
2.3.1 Decompositie	10
2.3.2 Nitrificatie en denitrificatie	10
2.3.3 Opname in het bentische voedselweb en vis	10
2.3.4 Mobilisatie en opname door waterplanten	11
2.4 Implicaties voor het screeningsmodel	11
<b>3 Overzicht van relevante typen modellen</b>	<b>13</b>
<b>4 Beschrijving Delft3D-ECO</b>	<b>15</b>
4.1 Typering op hoofdlijnen	15
4.2 Modelinhoud	15
4.2.1 Stoffen en processen	15
4.2.2 Procesformuleringen	18
4.2.3 Ruimtelijke en temporele schematisatie	19
4.3 Modelgebruik	20
4.3.1 Gebruik en gebruikers	20
4.3.2 Gebruiksdoelen	20
4.3.3 Benodigde invoer	21
4.3.4 Geleverde uitvoer	21
4.3.5 Aansluiting op de KRW-Verkenner	22
4.4 Onderbouwing	22
4.4.1 Uitgevoerde kalibratie en validatie	22
4.4.2 Opgedane ervaring	22
4.4.3 Documentatie	23
4.4.4 Publicaties	23
<b>5 Beschrijving PCLake</b>	<b>25</b>
5.1 Typering op hoofdlijnen	25
5.2 Modelinhoud	25
5.2.1 Stoffen en processen	27
5.2.2 Procesformuleringen	27
5.2.3 Ruimtelijke en temporele schematisatie	28
5.3 Modelgebruik	29
5.3.1 Gebruik en gebruikers	29
5.3.2 Gebruiksdoelen	29

5.3.3	Benodigde invoer	30
5.3.4	Geleverde uitvoer	30
5.3.5	Aansluiting op de KRW-Verkenner	32
5.4	Onderbouwing	32
5.4.1	Uitgevoerde kalibratie en validatie	32
5.4.2	Opgedane ervaring	33
5.4.3	Documentatie	34
5.4.4	Publicaties	34
<b>6</b>	<b>Beoordeling en advies</b>	<b>35</b>
6.1	De vraag	35
6.2	De modellen	35
6.3	De beoordeling	37
6.4	Het advies	38
<b>7</b>	<b>Referenties</b>	<b>41</b>

## Woord vooraf

Het maken van een objectieve vergelijkingsstudie van specialistische modellen is niet zo eenvoudig. Idealiter wordt dat uitgevoerd door iemand met gedegen kennis van beide modellen, zonder een specifieke voorkeur of betrokkenheid. Die bleek moeilijk te vinden en daarom is deze studie gezamenlijk uitgevoerd door de gebruikers/ontwikkelaars van PC Lake en Delft3D-ECO. De meeste teksten zijn geschreven door Johannes Smits (Delft3D-ECO) en Sebastiaan Schep en Bob Brederveld (PC Lake). Simon Groot was betrokken als procesbegeleider en is vooral verantwoordelijk voor de samenvattende en concluderende hoofdstukken. Verder zijn Wolff Mooij (NIOO) en Jan Janse (PBL) als adviseurs betrokken geweest bij dit project en Leonard Osté als projectleider en vraagsteller in opdracht van het Ministerie van I&M.

Hoewel er op details nog wel verschil van inzicht is, kunnen allen betrokken zich op hoofdlijnen vinden in dit rapport. We willen alle betrokkenen hartelijk danken voor hun constructieve inzet om tot een gezamenlijk rapport te komen.



## 1 Inleiding

In 2009 is in het kader van 'Handreiking Beoordeling Waterbodems' een screeningsmodel ontwikkeld voor interne eutrofiëring. Het screeningsmodel is een kolommodel met één gemengde waterlaag en 10 bodemlagen (totale dikte 20 cm), dat is gebaseerd op het generieke model voor eutrofiëring Delft3D-ECO.

Het screeningsmodel eutrofiëring beoogt één van de instrumenten te zijn waarmee waterbeheerders de naleveringsfluxen van nutriënten (P, N) kunnen bepalen bij gebruik van de Handreiking Beoordelen Waterbodem, die naast nutriënten ook toxische stoffen behandelt. Met behulp van het model dient het mogelijk te zijn vast te stellen of de waterbodem van een oppervlaktewatersysteem door middel van naleveringsfluxen een zodanig omvangrijke bijdrage aan de belasting met nutriënten levert (interne eutrofiëring), dat sanering van de waterbodem nodig is om (tijdig) aan de KRW-doelstellingen voor dat watersysteem te kunnen voldoen. Het screeningsmodel is primair bedoeld voor toepassing op mesotrofe tot hypertrofe, ondiepe, gemengde zoete wateren, waarin overmatige algengroei optreedt.

Het screeningsmodel dient met goed gevolg gebruikt te kunnen worden door niet-specialisten bij ingenieursbureaus en waterbeheerders. Het dient daarom robuust te zijn, en zo eenvoudig mogelijk ten aanzien van de gebruikswijze, de ruimtelijke schematisatie en de benodigde invoergegevens. Tegelijk dienen de procesformuleringen voldoende gedetailleerd te zijn om daarmee de waterkwaliteit en de uitwisselingsfluxen tussen bodem en water voldoende nauwkeurig te kunnen simuleren. Om deze redenen is ervoor gekozen uit te gaan van een volledig gemengd watersysteem, en een complex waterkwaliteitsmodel in een eenvoudig jasje te steken. De door de gebruiker te specificeren invoer blijft daarmee tot een minimum beperkt.

Het in 2009 ontwikkelde screeningsmodel wordt momenteel gevalideerd in het project BaggerNut. BaggerNut is een KRW-innovatieproject waarin de bijdrage van de waterbodem aan eutrofiering wordt gekwantificeerd en het effect van waterbodemmaatregelen wordt bepaald (voor meer informatie zie: <http://www.watermozaiek.nl>). Het wordt toegepast en gevalideerd op locaties waar uitgebreid onderzoek wordt gedaan naar de nalevering van waterbodems. De scope voor het screeningsmodel is dus gelimiteerd, maar indien binnen de Handreiking Beoordeling Waterbodem sprake is van specialistische toetsing, hoeft de scope niet gelimiteerd te blijven tot ondiepe zoete troebele wateren met een lange verblijftijd.

Nadat een eerste versie van het screeningsmodel gereed was (nog zonder gebruikersvriendelijke schil), hebben de waterbeheerders aangegeven dat de keuze voor een model gebaseerd op Delft3D-ECO voor hen niet vanzelfsprekend is. De vraag of Delft3D-ECO (het meest) geschikt is voor dit gebruiksdoel kan beantwoord worden door middel van een vergelijking van in Nederland beschikbare relevante modellen. Dit heeft geresulteerd in een vergelijking tussen de modellen PCLake en Delft3D-ECO. De vergelijking van Delft3D-ECO en PCLake richt zich enerzijds op die aspecten en processen die aansluiten bij de scope van het screeningsmodel en anderzijds op die aanvullende aspecten die juist ook van belang zijn voor de bredere scope.

## Doel

Het doel van dit project is het beoordelen van modeleigenschappen met betrekking tot interne nalevering in de meest brede zin (zowel in heldere als troebele toestand), waarbij specifieke aandacht is voor de systemen met de meeste problemen (troebelheid) en de grootste kans dat de waterbodem een belangrijke factor is (lange verblijftijd). Een voorbeeld van een situatie waarin de waterbodem een belangrijke rol speelt in een helder systeem is beschreven in het onderstaande tekstkader voor de Loenderveense Plas.

### Kader Loenderveense Plas

Een voorbeeld van een watersysteem, waarbij de nalevering van nutriënten in een heldere toestand van belang is, is de Loenderveense Plas. De plas is helder geworden na ABB, maar wordt nu gedomineerd door Waterpest. Dit is mede een gevolg van de nutriëntenrijke bodem. Waterpest kan voor een flinke nalevering van nutriënten zorgen. Onder invloed hiervan kan de plas weer omslaan naar een troebele toestand. Bovendien zorgt Waterpest voor overlast in de omgeving. De situatie op dit moment is ongewenst. Dit voorbeeld is juist belangrijk, omdat veel maatregelen worden genomen om de externe belasting terug te dringen. Dit zal steeds vaker leiden tot een omslag van een troebele toestand naar een heldere toestand (vaak in combinatie met actief biologisch beheer). Juist in deze situatie bepaalt de samenstelling van de waterbodem hoe groot het risico is op dominantie door eutrafente planten als Waterpest en Grof Hoornblad. De externe belasting van de Loenderveense plas is voor Nederlandse begrippen zeer laag en vormt geen knelpunt. Dit is een voorbeeld waar baggeren zinvol kan zijn om de interne nalevering te reduceren. Voor waterbeheerders is het dus van belang om op voorhand vast te kunnen stellen hoe groot de potentiële interne nalevering is, ook via bijvoorbeeld planten. In veel lijnvormige wateren is Waterpest dominant door een te productieve bodem, terwijl de externe belasting op orde is.

In het voorliggende rapport is een vergelijking gemaakt van de modellen PCLake en Delft3D-ECO. In hoofdstuk 2 is een overzicht gegeven van alle relevante waterkwaliteitsprocessen met als uitgangspunt de bredere scope, waarin een onderverdeling wordt gemaakt in de belangrijkste naleveringsroutes vanuit waterbodem naar oppervlaktewater en waarbij de focus van het screeningsmodel wordt aangegeven. In hoofdstuk 4 en 5 zijn beide modellen beschreven. In hoofdstuk 6 wordt de vraag beantwoord in hoeverre PCLake en Delft3D-ECO geschikt zijn voor toepassing ten behoeve van het screeningsmodel.

De hoofdstukken 1, 4 en 6 zijn met name geschreven door medewerkers van Deltares, terwijl de hoofdstukken 2, 3 en 5 vooral door medewerkers van Witteveen+Bos zijn verzorgd.

## 2 Overzicht relevante waterkwaliteitsprocessen

### 2.1 Conceptueel kader - onderverdeling van processen in routes

Het doel van het screeningsmodel eutrofiëring is het bepalen van de nalevering van nutriënten vanuit de waterbodem. In dit rapport wordt onderzocht in hoeverre de modellen PCLake en Delft3D-ECO als basis kunnen worden gebruikt voor een dergelijk model. Voordat in detail wordt ingegaan op relevante waterkwaliteitsprocessen voor het screeningsmodel, wordt eerst ingegaan op de bredere scope van nalevering van nutriënten vanuit de waterbodem naar de waterkolom.

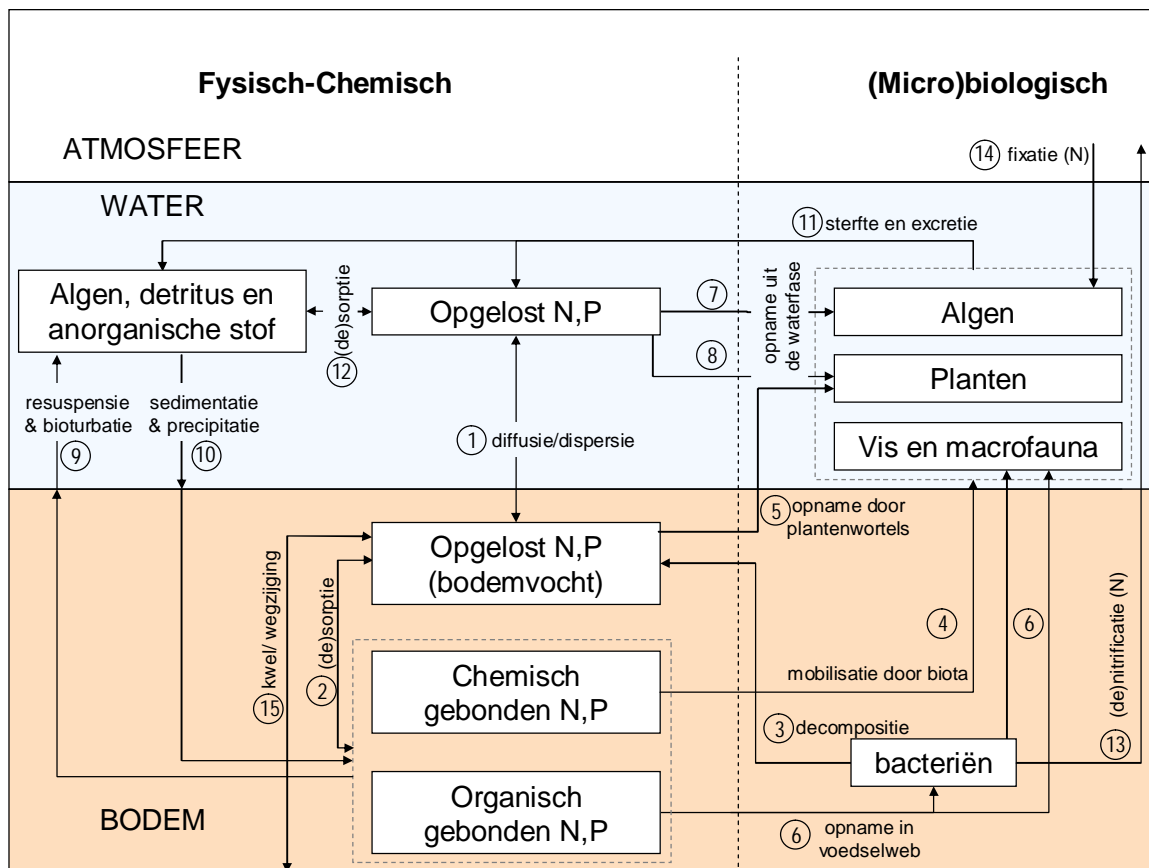
Centraal staat een conceptueel kader, waarin de belangrijkste potentiële routes worden benoemd en in een logische context worden geplaatst. Het is belangrijk dat op voorhand geen routes worden uitgesloten. Aan de hand van de besproken routes worden de implicaties voor het screeningsmodel duidelijk gemaakt: welke routes zijn relevant voor het screeningsmodel en dienen dus tenminste te worden opgenomen?

Met nalevering wordt bedoeld de verplaatsing van nutriënten vanuit de waterbodem naar de waterkolom. De focus ligt op fosfor en in mindere mate op stikstof, omdat na reductie van de externe belastingen vooral fosfor lange tijd verhoogd kan worden nageleverd door de bodem. Een waterbodem kan ook nutriënten vastleggen, bijvoorbeeld in ijzerfosfaten. De bodem werkt dan als buffer voor nutriënten. Nalevering van de bodem is van belang, omdat vanaf de jaren vijftig door een toenemende externe nutriëntenbelasting veel nutriënten in de bodem zijn opgeslagen. Doordat de externe nutriëntenbelasting vanaf de jaren tachtig door maatregelen weer is afgenomen neemt het belang van de bodem toe. De in de bodem opgeslagen nutriënten kunnen door verschillende processen weer vrijkomen. Ook door de afbraak van veen kunnen nutriënten vrijkomen.

Figuur 2.1 geeft een overzicht van de belangrijkste routes voor nutriënten tussen waterbodem en waterkolom. Er is een onderscheid gemaakt in fysisch-chemische routes en (micro)biologische routes. De richting van de route is hierbij belangrijk. De verplaatsing van nutriënten van de waterbodem naar de waterkolom wordt nalevering genoemd. De omgekeerde richting waarbij nutriënten naar de waterbodem worden verplaatst wordt vastlegging genoemd. Het gaat bij de routes om het identificeren van bruto nutriëntenstromen in een watersysteem: bruto nalevering en bruto vastlegging.

Dit kader biedt een ordening aan de waterkwaliteitsprocessen en achterliggende sturende factoren. Waterkwaliteitsprocessen zijn geordend aan de hand van de routes. Daarnaast kunnen aan elke route sturende factoren worden gekoppeld, die bepalend zijn voor het optreden van processen en de bijdrage van processen. Het is expliciet niet de bedoeling om alle individuele processen te benoemen en weer te geven. In tabel 2.1 is een toelichting opgenomen bij figuur 2.1. Hierin worden processen en sturende factoren toegewezen aan de belangrijkste routes.

Een voorbeeld van een naleveringsroute is de desorptie van P, dat vooral is geadsorbeerd aan ijzer-oxyhydroxiden. De desorptie van P is afhankelijk van een aantal onderliggende processen. Een daling van de pH in de waterkolom leidt bijvoorbeeld tot een toename van adsorptie van chemisch (ijzer) gebonden P, en een afname van opgelost P, omdat de bindingssterkte van fosfaat aan ijzer afhankelijk is van de pH. Dit proces is dus afhankelijk van de zuurgraad (sturende factor). Er zijn meer factoren die kunnen leiden tot verandering van het sorptie-evenwicht van P.



Figuur 2.1 Schematisatie naleveringsroutes (uit Witteveen+Bos, DT320-1).

De tabel geeft alleen een overzicht van naleveringsroutes die op het grensvlak water-bodem spelen, en die routes die in de bodem tot vastlegging leiden. Een aantal routes, zoals sterfte en excretie (11), is dus geen route tussen waterbodem en waterkolom, en alleen in figuur 2.1 vermeld omdat het een belangrijk indirect effect heeft. Hetzelfde geldt voor routes 7 en 8 (opname van fosfor uit waterfase door respectievelijk algen en planten) en (de)sorptie (12). Feitelijk is het vrijkomen van chemisch gebonden P naar opgelost P in het bodemvocht geen vorm van nalevering, maar speelt het indirect (via diffusie) een rol.

De tabel is niet bedoeld om uitputtend te zijn in de factoren die invloed hebben op de routes, maar om een aantal invloedrijke factoren te laten zien. Een aantal sturende factoren heeft zowel negatieve als positieve invloed op de nalevering doordat ze tegengestelde effecten hebben op verschillende routes, bijvoorbeeld planten hebben een positieve invloed op sedimentatie, maar mobiliseren tegelijkertijd P uit bodem.

De nalevering van nutriënten uit de waterbodem is dus afhankelijk van een reeks sterk uiteenlopende, interagerende processen. In eerdere stadia in de successie van eutrofe meren kan bijvoorbeeld overmatige plantengroei zorgen voor een significante verplaatsing van nutriënten uit de waterbodem richting waterkolom. Ook de invloed van vis die zich voedt met benthische macrofauna (benthisch voedselweb) op het vrijkomen van nutriënten uit de waterbodem is een potentieel belangrijke flux.

Tabel 2.1: Routes en belangrijke factoren die invloed hebben op de route.

hoofdroute	route	nr	vorm in bodem	sturende factoren
fysisch	resuspensie & bioturbatie	9	particulair (gebonden) P, algen, ortho-P	wind, vis, planten
	sedimentatie & precipitatie	10	particulair en chemisch gebonden P, algen, ortho-P	wind, vis, planten
	dispersie / diffusie	1	ortho-P	stroming, vis, benthische fauna, concentratieverschillen
	kwel / wegzijging	15	ortho-P	verticale stroming, concentratieverschillen
	(de)sorptie	2 en 12	chemisch-fysisch gebonden P	redoxpotentiaal, [Fe], [Al], [Ca], alkaliniteit, (an)aerobie, zuurstof, sulfaat, zuurgraad
	precipitatie	10	chemisch gebonden P	redoxpotentiaal, [Fe], [Ca], alkaliniteit, sulfide, (an)aerobie, zuurstof, zuurgraad
(micro) biologisch	decompositie	3	organisch (gebonden) P	bacteriën, zuurgraad, redox, anaerobie, alkaliniteit, zuurstof, nitraat, sulfaat, ijzer
	mobilisatie door biota	4	chemisch gebonden P	(benthivore) vis, (vertering) planten (via zuurgraad en aerobie c.q. aanvoer)
	opname	5	ortho-P	planten
	opname in voedselweb	6	organisch (gebonden) P	benthische macrofauna en vis, zuurgraad, redox

**Stikstof en fosfor**

De focus ligt in dit rapport op fosfor (zie onder) omdat dit in oppervlaktewater het meest sturend is voor de waterkwaliteit. Stikstof is soms ook bepalend voor het (ecologisch) functioneren van watersystemen, met name in brakke wateren. Stikstof en fosfor zijn (macro)nutriënten die in zowel water als de waterbodem voorkomen. De verhouding tussen deze twee stoffen, de N/P-ratio (g/g), geeft een goede indicatie welke van de twee stoffen de meeste invloed heeft op het systeem (als sprake is van nutriëntenlimitatie). De primaire productie in een watersysteem wordt gestuurd (gelimiteerd) door fosfor wanneer de N/P-ratio groter is dan ongeveer 10, stikstof is sturend wanneer deze kleiner is dan ongeveer 3,5. In het tussenliggende bereik zullen beide nutriënten (co-)limiterend zijn.

De naleveringsroutes voor stikstof en fosfor zijn vergelijkbaar. Het belangrijkste verschil is dat er bij stikstof sprake is van een belangrijke bijdrage als gevolg van de uitwisseling tussen water en lucht. Sommige blauwalgen kunnen stikstof vastleggen uit de lucht. Bacteriële afbraak zorgt juist voor denitrificatie, waarbij stikstof wordt omgezet naar stikstofgas en verdwijnt naar de lucht. Het sturen op fosfor ligt daarom voor de hand. Sturen op stikstof zorgt immers voor een competitief voordeel voor blauwalgen. Overigens beïnvloedt de keten van nitrificatie-denitrificatie het vrijkomen van fosfaat doordat deze processen de redoxtoestand in de toplaag van de bodem mede bepalen.

De bijdrage van de verschillende routes is duidelijk verschillend voor stikstof en fosfor. Het belangrijkste verschil is dat fosfor veel sterker aan de bodem wordt gebonden dan stikstof. Stikstof is veel mobieler. Het gevolg hiervan is dat de beschikbaarheid van fosfor in de bodem (door de historisch hoge externe P-belasting) in potentie groter is, maar sterk wordt bepaald door de vorm waarin het is vastgelegd. De beschikbaarheid van stikstof wordt veel meer bepaald door bacteriologische processen, waarbij een combinatie van nitrificatie en denitrificatie leidt tot een belangrijke verwijdering. Afbraak van organisch materiaal is bijvoorbeeld een belangrijke route voor zowel fosfor als stikstof, terwijl de fysisch-chemische routes belangrijker zijn voor fosfor, en de microbiologische routes belangrijker zijn voor stikstof. In tegenstelling tot de productie in de waterkolom, wordt de productie in de waterbodem mogelijk vaak gelimiteerd door stikstof (Loeb et al, 2009).

Hieronder wordt een beschrijving gegeven van de belangrijkste potentiële routes in brede zin, waarbij onderscheid wordt gemaakt in fysisch-chemische routes (hoofdstuk 2.2) en (micro)biologische routes (hoofdstuk 2.3).

**2.2 Fysisch-chemische routes**

Hieronder wordt een beschrijving gegeven van de belangrijkste fysisch-chemische routes die leiden tot nalevering van nutriënten:

- dispersie/diffusie
- sorptie
- resuspensie
- bioturbatie
- sedimentatie
- precipitatie

**2.2.1 Dispersie/diffusie**

Een belangrijke route is dispersie/diffusie tussen de waterbodem en de waterkolom. Dispersie ontstaat onder invloed van de activiteit van dierlijke organismen en stroming, en is in de toplaag van de bodem veelal bijna een orde groter dan moleculaire diffusie. Wanneer de concentratie in de waterkolom van een opgeloste stof zoals fosfaat lager is dan in de waterbodem, zal die stof vanuit de waterbodem naar de waterkolom dispergeren tot de concentraties weer gelijk zijn. Dispersie/diffusie is afhankelijk van de concentratiegradiënt,

dispersielengte en dispersiesnelheid, en dus onder andere van de temperatuur. Wanneer er een groot concentratieverschil is tussen bijvoorbeeld waterbodem en waterkolom zal de dispersie/diffusie groot zijn en langzaam verminderen tot de concentraties gelijk zijn. De dispersielengte, de afstand waarover het concentratieverschil bestaat, speelt ook een belangrijke rol: wanneer deze groot is, zal de dispersiestroom kleiner zijn, dan wanneer deze afstand klein is. De dispersiesnelheid is bij benadering gelijk voor opgeloste stoffen omdat de dispersie moleculaire diffusie overheerst. De moleculaire diffusiesnelheid is een constante voor een stof, welke afhankelijk is van de stof zelf en het medium (water) waarin de stof diffundeert. Kleine ionen diffunderen bijvoorbeeld sneller dan grote eiwitmoleculen in hetzelfde medium. Ook door het verhogen van de temperatuur verloopt diffusie sneller.

### 2.2.2 Sorptie

Sorptie is de verzamelnaam voor zowel desorptie (loskomen van stoffen) als adsorptie (binding van stoffen). Het gaat dus om de twee tegenovergestelde processen. Deze route is vooral voor P van belang. Het gaat hier om het vormen van bijvoorbeeld ijzerfosfaatcomplexen en sorptie aan kleipartikels of organisch materiaal. Bij adsorptie is er ruimte in een complex waaraan P of N kan binden. Ook kan er ionenwisseling optreden in bijvoorbeeld klei of veen, hierbij wordt een willekeurig ion (met lagere affiniteit dan P of N) vervangen door bijvoorbeeld een fosfor of stikstof ion. Stikstof kan voorkomen als ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) of als nitraationen ( $\text{NO}_3^-$ ). Doordat beide deeltjes een andere lading hebben, zijn er veel bindingsmogelijkheden. Enkele substanties waaraan nutriënten kunnen (ad)sorberen:

- ijzeroxihydroxiden
- mangaanoxihydroxiden
- calciumcarbonaten
- aluminiumhydroxiden
- anorganische complexen (bijvoorbeeld klei)
- organische complexen (bijvoorbeeld veen)
- lanthaanoxiden (bijvoorbeeld in Phoslock, alleen voor P)

Sorptie is afhankelijk van een aantal sturende factoren zoals zuurgraad, redoxpotentiaal, zuurstofconcentratie en concentraties van concurrerende ionen (zoals bicarbonaat, sulfaat, chloride). Het pH-optimum van de adsorptie van fosfaat door ijzer(oxy)hydroxidecomplexen ligt rond de 6. Over het algemeen ligt de pH in de bodem hierboven. Veenbodems kunnen echter ook een lagere pH hebben. De adsorptie aan ijzer(oxy)hydroxidecomplexen is zeer gevoelig voor de redoxpotentiaal. Bij lagere potentiaal (of zuurstofgehalte) wordt Fe(III) omgezet in Fe(II), en gaat het in oplossing, zodat er desorptie van fosfaat optreedt. Dit verschijnsel doet zich voor rond het redoxfront vlak onder het sediment-water grensvlak, waar het zuurstofgehalte naar nul gaat. De binding van P met aluminiumhydroxiden is minder gevoelig voor de zuurgraad en niet gevoelig voor de redoxpotentiaal. Veranderingen in samenstelling van het bovenstaande water kan dus tot gevolg hebben dat geadsorbeerde nutriënten gedesorbeerd worden, zowel in de waterkolom als in de waterbodem. In de praktijk kan bijvoorbeeld de toename van de pH een verhoging van de naleveringsflux tot gevolg hebben. Verlaging van de redoxpotentiaal in de toplaag van de waterbodem leidt echter tot nog sterker verhoogde nalevering. Ook door ionenwisseling met sulfaat kan fosfaat uit de bodem vrijkomen wanneer er sulfaatrijk water wordt ingelaten.

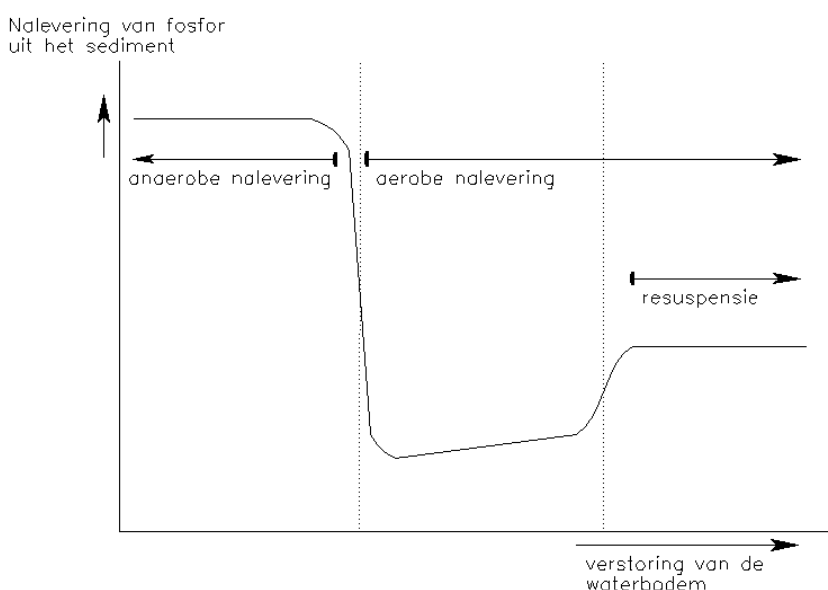
### 2.2.3 Resuspensie

Bij resuspensie wordt het transport van bodemdeeltjes naar de waterkolom bedoeld. Deze wordt primair veroorzaakt door windwerking. Recent onderzoek laat zien dat bioturbatie door met name benthivore vis in bepaalde watersystemen een minstens zo grote bijdrage aan dit

transport kan leveren (ter Heerdt, 2007). Resuspensie vergroot de interactie tussen sediment en oppervlaktewater. Voordat het materiaal na resuspensie weer bezinkt kunnen fosfaat, nitraat en ammonium worden afgegeven aan het omringende water als gevolg van afbraak, oxidatie, desorptie en diffusie. Er kan echter ook adsorptie aan de opgewervelde bodemdeeltjes optreden. Resuspensie heeft bovendien een groot effect op het doorzicht.

Vissen kunnen er door bioturbatie toe bijdragen dat algen, detritus en ander fijn materiaal in suspensie worden gehouden. Normaliter zinken algen naar de bodem waar vaak geen licht meer is, waardoor de algen afsterven. Doordat vissen in de bodem woelen, worden de algen in de waterkolom gehouden (zie bijvoorbeeld Roozen et al 2007, Freshwater Biology). Hierdoor kan de algenproductie en algenbiomassa toenemen. Algen worden door de Brownse beweging en de turbulentie van water in de waterkolom gehouden, maar soms ook door dichtheidsregulatie van de algen zelf. Aanvullend hierop kan resuspensie door vissen een significante invloed hebben op het in suspensie houden van algen. Naast algen wordt ook detritus en ander fijn materiaal door bodemwoeling in suspensie gebracht. Dit kan een belangrijke invloed hebben op het lichtklimaat.

Menging van water door windwerking of bioturbatie heeft ook positieve effecten. Figuur 2.2 laat zien dat onder onverstoorde omstandigheden de waterbodem anoxisch kan worden. Dit wordt veroorzaakt door afbraakprocessen in de bodem die zuurstof verbruiken. De dispersie/diffusie van zuurstof naar de waterbodem verloopt langzaam. Diffusie alleen is dus niet toereikend om voldoende zuurstof naar de bodem te transporteren. Wanneer er echter dispersie (turbulentie/menging) optreedt, bijvoorbeeld door bodemwoelende vis of gematigde wind wordt de bodem wel voorzien van genoeg zuurstof om het zuurstofloos worden van de bodem te voorkomen. Hierdoor zal er onder die omstandigheden minder nutriënten vrijkomen uit de waterbodem als gevolg van dispersie/diffusie. Wanneer er echter teveel turbulentie optreedt, zal het sediment gaan opwervelen en juist weer meer sediment (en nutriënten) transporteren naar de waterkolom.



Figuur 2.2 schematische weergave van het effect van turbulentie van het sediment op de nalevering van fosfor uit het sediment. Bewerkt naar Scheffer, 1998.

#### 2.2.4 Bioturbatie

Bioturbatie is het omwoelen (turberen) van de bodem door organismen (bios). Er is een aantal soortgroepen van kleine bodemdierpjes die de bodem kunnen omwoelen. Dit zijn organismen, zoals wormen en muggenlarven, die op en in de waterbodem leven van detritus. Zij vormen een aan de bodem gebonden (benthisch) voedselweb. Van zowel wormen als muggenlarven die in de waterbodem leven is bekend dat ze de waterbodem verstoren c.q. mengen. De bioturbatie in de bodem leidt tot herverdeling van particuliere componenten. Er worden stoffen uitgewisseld tussen de zuurstofrijke toplaag en het zich daaronder bevindende zuurstofloze sediment. Dat heeft belangrijke effecten op de chemie in de bodem en daarmee op de nalevering van nutriënten door de bodem. In bodems met activiteit van muggenlarven of wormen komen meer nutriënten vrij dan uit onverstoorde waterbodems.

Ook bepaalde vissen woelen tijdens het foerageren de bodem om (zie ook de voorgaande paragraaf). Hierdoor kunnen nutriënten vrijkomen naar de waterkolom. Bodemwoelende vis heeft potentieel een belangrijke invloed. De precieze mechanismen zijn nog niet goed bekend. Het meest directe en eerder genoemde mechanisme is het opwervelen van het bodemmateriaal.

#### 2.2.5 Sedimentatie en precipitatie

Deeltjes die in de waterkolom zijn gebracht door bijvoorbeeld resuspensie, zoals algen, detritus of anorganische bodemdeeltjes, kunnen vervolgens weer uitzinken in bijvoorbeeld luwere gedeeltes van een meer. Ook in gedeeltes met ondergedoken planten zullen geresuspendeerde deeltjes hierdoor sedimenteren.

#### 2.2.6 Precipitatie

In het bodemsediment vindt de vorming van fosfaatmineralen plaats in geval van oververzadiging van het poriewater met fosfaat. IJzer(II)fosfaat wordt algemeen gevormd in het zuurstofloze deel van de waterbodem. Door bioturbatie komt dit mineraal weer terecht in de zuurstofrijke toplaag, waar het vervolgens door oxidatie weer in oplossing gaat.

In calciethoudende waterbodems worden ook apatiet-achtige mineralen gevormd. Apatiet is calciumfosfaat. De vormingsmechanismen zijn slecht bekend. Waarschijnlijk is inbouw van fosfaat in calciet na adsorptie het meest voorkomende mechanisme. De apatiet-achtige mineralen zijn niet redox-gevoelig. Dit betekent dat ze alleen weer kunnen oplossen bij de onderverzadiging van fosfaat in het poriewater van het sediment.

Beide precipitatieprocessen zijn met name gevoelig voor de pH en de concentraties van ijzer en calcium in poriewater, en in veel mindere mate voor de temperatuur. De vorming van vivianiet en apatiet-achtige mineralen hebben zeer verschillende effecten op de nalevering van fosfaat door de waterbodem. De vorming van apatiet-achtige mineralen leidt in het algemeen tot permanente vastlegging van fosfaat in de waterbodem, terwijl dat voor de vorming van vivianiet niet het geval is.

### 2.3 (Micro)biologische routes

Onderstaand wordt een beschrijving gegeven van de belangrijkste biologische routes:

- decompositie;
- nitrificatie en denitrificatie;
- opname in het benthisch voedselweb en vis;
- bioturbatie en dispersie;
- mobilisatie en opname door waterplanten.

## 2.3.1 Decompositie

Onder decompositie wordt de afbraak van organisch materiaal verstaan. Hierbij komen nutriënten vrij. Deze route is voor zowel N als P van belang. Over het algemeen gaat het om bacteriële afbraak van detritus van biologische oorsprong. Dit materiaal kan diverse herkomst hebben bijvoorbeeld:

- bezonken plankton en algendetritus;
- afgestorven plantmateriaal;
- getransporteerd en gesedimenteerd bodemmateriaal.

Bij de afbraak van detritus wordt de aanvankelijk goed afbreekbare organische stof omgezet in refractaire organische stof (humus). Veenbodems bevatten veel organisch materiaal en zijn hierdoor gevoelig voor afbraak door een aantal processen. Afbraak van veen wordt gestimuleerd door zowel verhoging van alkaliniteit als zuurstofgehaltes in het bovenstaande water. Inlaten van bicarbonaatrijk boezemwater in veengebieden resulteert dan ook vaak in afbraak van de veenbodem en het vrijkomen van voornamelijk P uit de waterbodem. Ook kan uitspoeling van nitraat en sulfaat uit landbouwpercelen leiden tot afbraak van veen. Hierbij wordt nitraat omgezet in ammonium, en sulfaat in sulfide.

## 2.3.2 Nitrificatie en denitrificatie

*Nitrificatie* betreft de oxidatie van ammonium tot nitraat. Dit proces onder invloed van specifieke bacteriën verloopt in een aantal stappen, waarbij tussenproducten ontstaan in de vorm van stikstofoxiden. Nitrificatie vindt zowel in de waterkolom als de dunne zuurstofrijke toplaag van de waterbodem plaats. In het sediment verloopt nitrificatie vele malen sneller als gevolg van de veel hogere bacterieconcentraties. *Denitrificatie* is de omzetting van nitraat in elementair stikstof. Specifieke bacteriën zijn hiervoor verantwoordelijk. Het proces vindt alleen plaats bij vrijwel zuurstofloze condities. Daarom treedt denitrificatie in ongestratificeerd water vrijwel altijd alleen in of nabij de waterbodem op. De *nitrificatie en denitrificatie* nabij het redoxfront in de waterbodem hebben grote invloed op de fosfaatchemie en daarmee op de teruglevering van fosfaat door de waterbodem.

## 2.3.3 Opname in het benthische voedselweb en vis

Het voedselweb op de waterbodem heeft invloed op de nalevering, naast bioturbatie, doordat nutriënten uit de bodem worden opgenomen. Hierbij wordt door decompositie organisch materiaal op de waterbodem door bacteriën afgebroken. Ook detritus in de waterbodem wordt opgegeten door detritivoren ('afvaleters'). Op en in de waterbodem kan een voedselweb ontstaan, dat de organisch gebonden nutriënten in de waterbodem omzet naar opgeloste nutriënten die vervolgens in de waterkolom terecht komen. Bovendien voeden benthivore vissen zich ook met benthische organismen. Wanneer deze organismen zijn verteerd, worden de resten uitgestoten. Dit zorgt weer voor een toename van de nutriëntconcentraties in de waterkolom. Dit mechanisme wordt ook wel benthisch-pelagische koppeling genoemd, het benthische voedselweb, bodemfauna, wordt opgegeten en uitgestoten in het pelagische compartiment, de waterkolom. Dus door bodemafbraak door bacteriën en doordat vissen zich voeden met bodemorganismen worden er nutriënten naar de waterkolom getransporteerd. Daarnaast is bekend dat benthivore vissen ook veel bodemmateriaal eten. Door vertering is het uitgaande materiaal fijner dan het ingaande bodemmateriaal. Bovendien zijn de omstandigheden in het verteringsstelsel anoxisch, waardoor bijvoorbeeld chemisch gebonden P aan ijzer eenvoudig kan vrijkomen. Het verteerde bodemmateriaal komt vervolgens weer vrij in de waterkolom.

### 2.3.4 Mobilisatie en opname door waterplanten

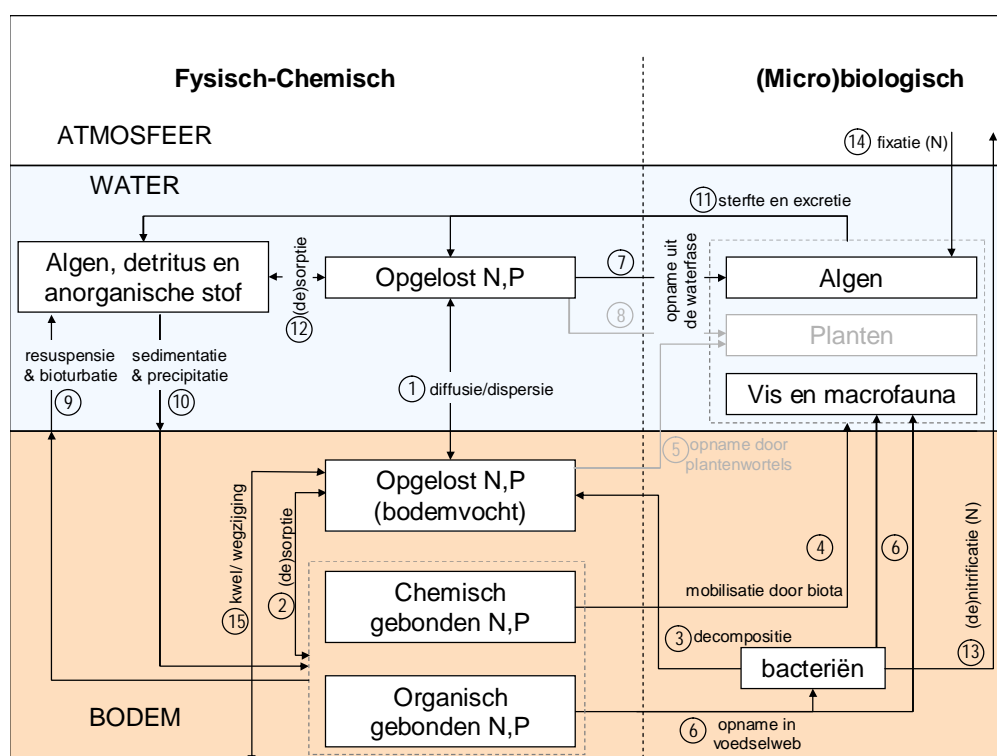
Wortelende waterplanten kunnen direct uit de waterbodem putten doordat ze met hun wortels direct nutriënten uit het bodemvocht op kunnen nemen. Bovendien kunnen ze door bepaalde stoffen uit te scheiden ook organisch en chemisch gebonden nutriënten vrijmaken en opnemen. Van soorten als Grof Hoornblad en Waterpest is bekend dat ze nutriënten uit de waterbodem effectief kunnen benutten en de hele waterkolom kunnen vullen. Vaak is van waterplanten het merendeel van de nutriënten opgenomen vanuit de waterbodem. Aan het einde van het groeiseizoen sterven de planten af en geven op die manier een significante hoeveelheid nutriënten af aan de waterkolom, die dus oorspronkelijk grotendeels uit de waterbodem komt.

## 2.4 Implicaties voor het screeningsmodel

De vraag die hieronder beantwoord wordt is welke naleveringsroutes en onderliggende processen beschouwd dienen te worden gezien de scope van het screeningsmodel: het kwantificeren van de bijdrage van de waterbodem aan de algenproductie in een troebel watersysteem met een lange verblijftijd. Een screeningsmodel dient tenminste de volgende processen mee te nemen:

- algenproductie;
- decompositie/consumptie van elektronen-acceptoren;
- sorptie/mineraalvorming;
- nitrificatie/denitrificatie;
- bezinking/resuspensie;
- dispersie/diffusie;
- bioturbatie.

In figuur 2.3 zijn de voor een screeningsmodel relevante routes schematisch weergegeven.



Figuur 2.3 Schematisatie naleveringsroutes screeningsmodel.

Planten zijn minder van belang in troebele systemen, aangezien niet planten maar algen dominant zijn. Planten zijn wel van belang wanneer er naar omslagpunten van een natuurlijk systeem wordt gekeken. Ook wanneer de potentiële nalevering wordt beoordeeld (dat wil zeggen nalevering in een bredere scope - zie het kader over de Loenderveense plas) kunnen waterplanten een belangrijke rol spelen als route van nalevering.

In een troebele situatie dragen veel processen (inclusief bioturbatie en resuspensie door vissen) ertoe bij om via nalevering van nutriënten vanuit de waterbodem de troebele toestand in stand te houden. De processen hebben netto een negatief effect op het doorzicht, waardoor de troebele toestand in stand wordt gehouden. Het modelleren van de effecten van de routes op het lichtklimaat moet dus, naast de effecten op nutriënten, een centrale rol in het screeningsmodel spelen.

### 3 Overzicht van relevante typen modellen

Al sinds de jaren zestig is er interesse in de relatie tussen waterkwaliteit en eutrofiering. Er zijn talloze empirische relaties afgeleid voor het beschrijven en voorspellen van de waterkwaliteit. Het eenvoudige Vollenweider model voor meren (Vollenweider 1976, OECD 1982) doet dit op basis van de nutriëntenbelasting en hydrologische parameters (diepte, verblijftijd). Tegelijkertijd blijven de kritische belastingen/concentraties waarmee wordt vergeleken, gebaseerd op waarnemingen. Vanuit een theoretische/mathematische aanpak is er ook interesse in waterkwaliteit, er zijn publicaties uit begin jaren zeventig, waarin bijvoorbeeld effecten van watervlooiën op algen worden beschreven door deze te modelleren met populatiemodellen. Dit soort simpele dynamische minimodellen gaan sterk uit van achterliggende mechanismen, maar zijn lastig kwantitatief te vergelijken met metingen.

Hierop volgend zijn in de loop der jaren steeds complexere (eco)systeemmodellen ontwikkeld, mede vanwege de toenemende rekenkracht van computers. Delft3D-ECO en PCLake en zijn voorbeelden van dit soort complexe modellen.

Delft3D-ECO is een 3D-deterministisch model op basis van een rekengrid voor zowel de waterkolom als de waterbodem. Het heeft aparte modules voor stofomzetting en stoftransport. Er kan worden gekozen uit verschillende numerieke solvers. De module voor stofomzetting maakt gebruik van een zeer uitgebreide (Delwaq-ECO) processenbibliotheek met formuleringen voor sedimentkwaliteitsprocessen en waterkwaliteitprocessen, inclusief een scala aan modules waaronder BLOOM voor de beschrijving van algen.

PCLake is een 0D-verticaal model met een systeembenadering (PCLake-Duflow is 1D). Het kenmerkt zich ten opzichte van dynamische minimodellen doordat het alle relevante relaties binnen het ecosysteem modelleert. Wel wordt er uitgegaan van een generieke invulling van functionele groepen.



## 4 Beschrijving Delft3D-ECO

### 4.1 Typering op hoofdlijnen

Delft3D-ECO is een deterministisch waterkwaliteitsmodel toegespitst op de modellering van eutrofiëring en van primaire productie van algen. Delft3D-ECO bevat een specifieke configuratie van stoffen en processen, daartoe geselecteerd uit de processenbibliotheek van het generieke waterkwaliteitsmodelinstrumentarium Delwaq. De ontwikkeling van Delwaq startte in 1980. Het bevat een module voor stoftransport, een module voor waterkwaliteitsprocessen, en een rekenhart voor de integratie van de advection-diffusie-vergelijking op basis van eindige volumes. Delwaq is volledig invoer-gestuurd, modulair en massa-behoudend, en levert naast concentraties ook alle procesfluxen.

Via de precursors Delwaq-BLOOM-CHARON (in de tachtiger jaren), Delwaq-BLOOM-SWITCH (DBS) en GEM (beide in de negentiger jaren) ontstond het huidige Delwaq-ECO dat wordt gebruikt in combinatie met Delft3D, of kortweg Delft3D-ECO. In de periode vanaf 2002 is Delwaq voorzien van de mogelijkheid om naast de kwaliteit van watercompartimenten) ook de kwaliteit van bodemlagen (beide op basis van 0/1/2/3D rekengrid) te simuleren. De advection-diffusie-vergelijking wordt daarbij voor elke watercel en elke bodemcel opgelost. De combinatie van de processenbibliotheek met selectie-mogelijkheid en de volledige vrijheid in de detaillering van het rekengrid maakt Delft3D-ECO tot een zeer flexibel model instrument.

De waterkwaliteit en de sedimentkwaliteit worden met Delft3D-ECO gesimuleerd op basis van dezelfde set generieke procesformuleringen met een bijbehorende set generieke proces-coëfficiënten. De lokale chemische condities bepalen of en hoe die procesformuleringen tot uitdrukking komen. De aan- of afwezigheid van zuurstof speelt hierbij een sterk bepalende rol. De resultaten van het model kunnen getoetst worden aan nomen (P/N-normen), waarmee kan worden vastgesteld of het systeem voldoet (of gaat voldoen) aan de gestelde doelen.

### 4.2 Modelinhoud

#### 4.2.1 Stoffen en processen

Met betrekking tot de processen is Delft3D-ECO is opgebouwd uit sub-modellen voor:

1. water- en sedimentkwaliteit, inclusief het verticale transport in het sediment;
2. fytoplankton (BLOOM);
3. micro-fytobenthos;
4. onderwater lichtregime;
5. primaire consumenten (grazers);
6. terrestrische vegetatie (hier niet relevant);
7. (gesuspendeerd) sediment; en
8. pH.

Zie figuur 4.1 voor de samenhang van het merendeel van deze sub-modellen. Een sub-model voor aquatische macrofyten ontbreekt, hoewel een eerste ontwikkelingsstap is gezet. Voorts heeft BLOOM de mogelijkheid om waterplanten vereenvoudigd mee te simuleren als een niet mobiele algensoort.

In het screeningsmodel zijn sub-modellen 3, 5, 6, 7 en 8 niet geïmplementeerd, vanwege het ondergeschikte kwantitatieve belang bij eutrofe condities, en om het model niet onnodig te compliceren. De begrazing van fytoplankton is impliciet in de sterftesnelheid verdisconteerd. Gesuspendeerd sediment en pH zijn opgelegd. Delft3D-ECO kan de volgende stoffen, biomassa's en andere toestandsgrootheden simuleren:

- organisch koolstof in de biomassa van maximaal 30 algensoorten en algentypen geselecteerde algensoorten (onder andere diatomeeën, groenwieren en blauwwieren zoals Microcystis);
- organisch koolstof in de biomassa van 2 micro-fytobenthos soorten (epipsammische en epipelische diatomeeën);
- chlorophyl-a;
- organische nutriënten in de biomassa van algen (stikstof, fosfaat, silicium en zwavel op basis van algensoort en N/P/E-type specifieke stochiometrie);
- organisch koolstof in de biomassa van geselecteerde grazersoorten (onder andere zooplankton en mosselen);
- organische nutriënten in de biomassa van grazers (stikstof en fosfaat op basis van grazersoort specifieke stochiometrie);
- organisch koolstof, stikstof, fosfor en zwavel in maximaal vijf particuliere detritusfracties en één opgeloste detritusfractie (POC1-5 en DOC; PON1-5 en DON; POP1-5 en DOP; POS1-5 en DOS);
- totaal anorganisch koolstof (carbonaat, kooldioxide), alkaliteit en methaan;
- ammonium, ammoniak en nitraat;
- opgelost fosfaat, geadsorbeerd fosfaat, vivianiet-P en apatiet-P;
- opgelost silicaat, opaal silicaat;
- zuurstof, sulfaat, opgelost en particulier sulfide, twee opgeloste en vijf particuliere ijzerfracties;
- doorzicht (Secchi diepte);
- drie anorganische sediment fracties;
- chloride (en saliniteit);
- zuurgraad (pH);
- continuïteit (massabehoud waterbalans).

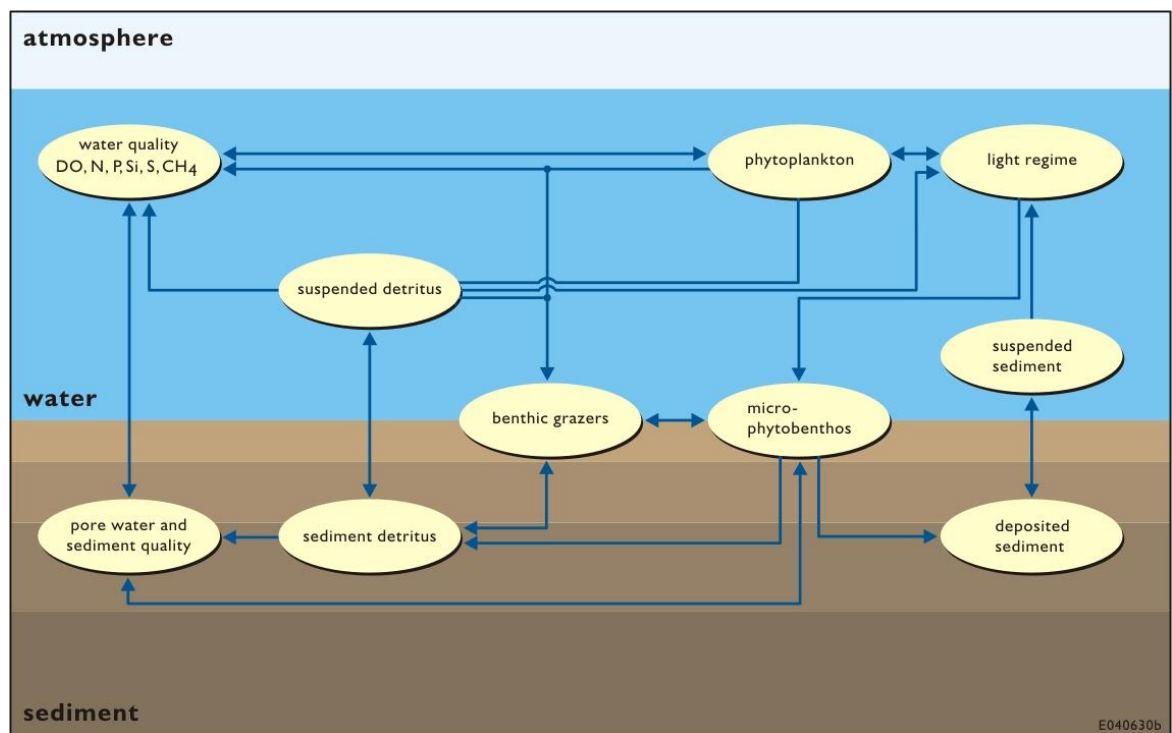
In het screeningsmodel spelen micro-fytobenthos, grazers, organisch zwavel, ammoniak, ijzer, totaal anorganisch koolstof, alkaliteit, chloride en continuïteit geen rol.

Delft3D-ECO bevat de volgende processen:

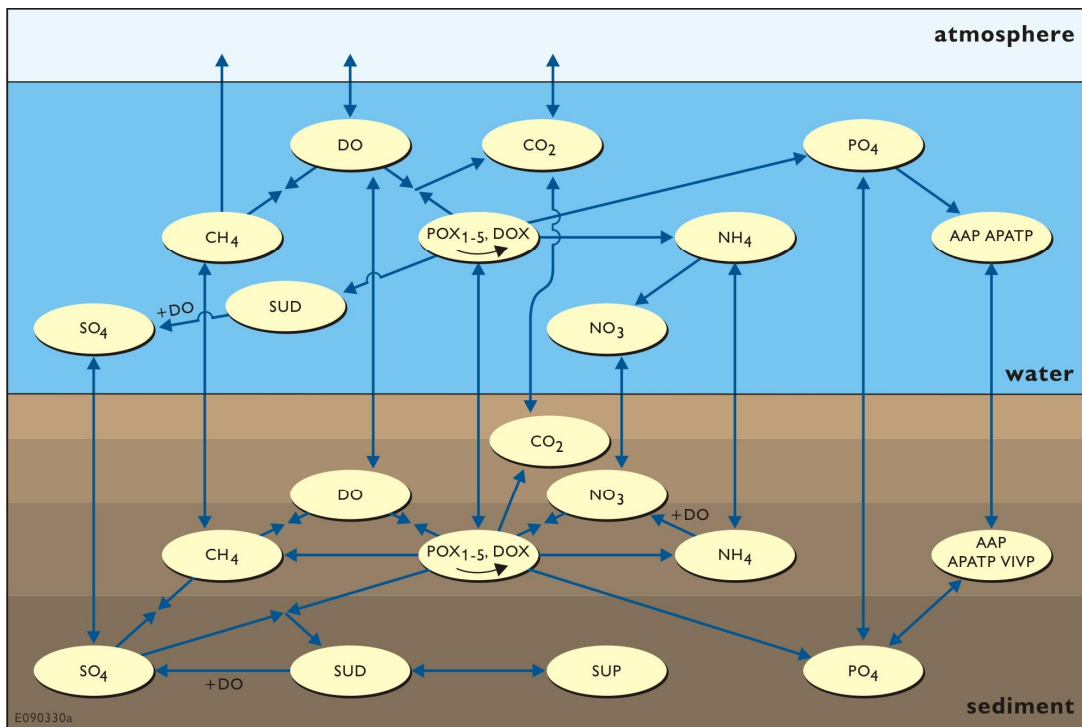
- in- en uitstroming van alle genoemde stoffen en biomassa's;
- groei, respiratie, sterfte, begrazing en bezinking van fytoplankton;
- mixotrofe groei van fytoplankton (optioneel in BLOOM);
- opname en afgifte (autolyse) van nutriënten door fytoplankton;
- stikstoffixatie door blauwalgen (optioneel in BLOOM);
- groei, respiratie en sterfte van grazers;
- opname en afgifte van nutriënten door grazers;
- productie, afbraak en conversie van dode organische stof (detritus);
- mineralisatie van organisch stikstof, fosfor en zwavel;
- consumptie van zuurstof, nitraat (denitrificatie), sulfaat (reductie) en ijzer (reductie) bij de afbraak van organische stof;
- methanogenese;

- uitwisseling van zuurstof tussen water en atmosfeer (reaeratie);
- uitwisseling van kooldioxide tussen water en atmosfeer;
- berekening van het carbonaat-evenwicht en de pH;
- omzetting van ammonium in nitraat (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 gereduceerd ijzer;
- precipitatie en oplossen van een ijzer(III)oxihydroxide, ijzer(II)sulfide en ijzer(II)-carbonaat;
- veroudering van ijzer(III)oxihydroxide;
- vorming van pyriet ( $\text{FeS}_2$ );
- oxidatie van methaan;
- vervluchtiging van methaan naar de atmosfeer;
- ontsnappen van methaan in gasbellen naar de atmosfeer (ebullitie);
- bezinking en resuspensie van particulaire stoffen;
- dispersief en advectief transport in het bodemsediment (bioturbatie, bio-irrigatie, kwel/wegzijging en begraving); en
- extinctie van licht.

Zie figuur 4.2 voor de samenhang van de abiotische componenten en de processen. Figuur 4.3 toont de wijze waarop organische stof wordt afgebroken en geconverteerd. In het screeningsmodel wordt POC4 niet beschouwd.



Figuur 4.1 Overzicht van de sub-modellen en interacties in Delft3D-ECO voor water/sedimentkwaliteit, fytoplankton, micro-fytobenthos, primaire consumenten (grazers), sediment en lichtregime.



Figuur 4.2 De water- en sedimentkwaliteit bepalende abiotische componenten en gerelateerde processen in Delft3D-ECO (met uitzondering van silicium en ijzer).

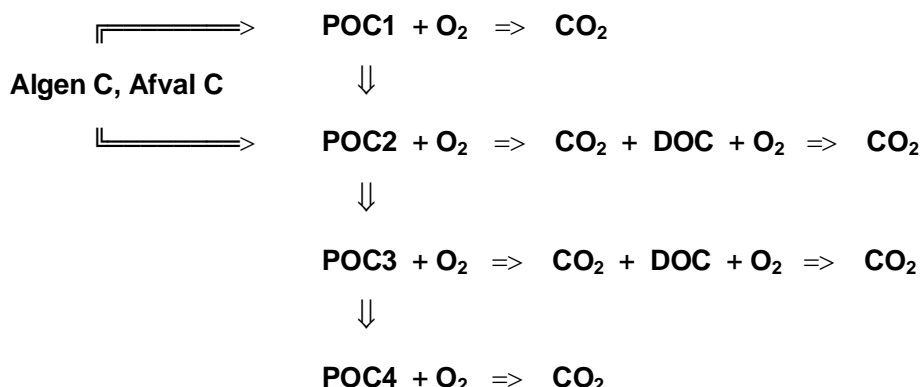
De graasprocessen worden in het algemeen gegenereerd op basis van opgedrukte tijdreeksen van grazerbiomassa (forcing functions). De dynamische grazer module van ECO is nog niet volledig operationeel. De activiteit van vissen en macrofauna is in ECO verdisconteerd in de dispersiecoëfficiënten voor bioturbatie en bio-irrigatie en in de resuspensiesnelheid (of in netto bezinking).

Mixotrofe groei, stikstoffixatie, grazerprocessen, het carbonaat-evenwicht, de berekening van de pH en de ijzerprocessen zijn niet opgenomen in het screeningsmodel.

#### 4.2.2 Procesformuleringen

De kinetische formuleringen voor de processen omvatten:

- eerst-orde kinetiek voor de afbraak en conversie van detritus;
- Michealis-Menten limitatie/inhibitie kinetiek voor de consumptie van zuurstof, nitraat, sulfaat en ijzer, en methanogenese;
- dubbele Michealis-Menten limitatie kinetiek voor diverse oxidatieprocessen;
- eerste-orde kinetiek en IAP-kinetiek voor de precipitatie van mineralen;
- dubbele eerste-orde kinetiek voor de oxidatie van sulfide en het oplossen van mineralen;
- pH-afhankelijke Langmuir kinetiek voor adsorptie; en
- Parteniades-Krone formuleringen voor de bezinking en resuspensie van particulaire componenten.



*Figuur 4.3 Het schema voor de afbraak en conversie voor organisch koolstof. De parallelle schema's voor organisch N, P en S zijn soortgelijk.*

De onderwater lichtsterkte is een exponentiële extinctiefunctie van de diepte volgens de wet van Lambert-Beer. De totale extinctiecoëfficiënt ( $\text{m}^{-1}$ ) wordt berekend als de som van de bijdragen van algenbiomassa, particulier en opgelost detritus, gesuspendeerd anorganisch sediment en water. De zichtdiepte wordt afgeleid van de totale extinctiecoëfficiënt volgens de Poole-Atkins relatie.

De fluxen van de algenprocessen in BLOOM worden berekend op basis van optimalisatiekinetiek met behulp van lineaire programmering. Alleen die algensoorten c.q. N/P/E-typen worden geproduceerd die gezamenlijk de hoogst mogelijke primaire productie (biomassa-toename) realiseren bij een viertal beperkende factoren. Dit zijn de beschikbaarheid van nutriënten, de beschikbaarheid van energie (licht), maximale groei (temperatuur) en maximale sterfte (temperatuur, graas). Door de optimalisatie-kinetiek is het bovendien mogelijk om kantelpunten te modelleren.

#### 4.2.3 Ruimtelijke en temporele schematisatie

De ruimtelijke schematisatie van Delft3D-ECO is gebaseerd op eindige volume methodiek, waarbij het rekengrid curvilineair en orthogonaal is. Het aantal gridcellen, de afmetingen en de stapeling daarvan in 0, 1, 2 of 3 dimensies is vrij te bepalen door de gebruiker, omdat Delft3D-ECO volledig invoer-gestuurd is. Er gelden slechts praktische beperkingen ten aanzien van rekenlast en rekennauwkeurigheid. Een en ander geldt zowel het watergrid als het bodemgrid, met dien verstande dat in de bodem alleen verticaal transport kan optreden. Het aantal en de dikte van de bodemlagen kunnen vrijelijk worden gekozen. Bodemlagen kunnen heel dun zijn (1 mm) ten behoeve van zeer nauwkeurig simulatie van steile concentratiegradiënten op en onder het grensvlak water-bodem. Voor gevallen waar de nalevering door de bodem een ondergeschikte rol speelt kan Delft3D-ECO ook zonder bodemgrid worden toegepast. In dat geval worden deze fluxen gegenereerd door een vereenvoudigd proces, beschikbaar in de processenbibliotheek.

In geval van meerdimensionale toepassingen wordt de waterbalans voor elke gridcel van de waterkolom in de vorm van stromings- en dispersievelden opgelegd. Vrijwel altijd worden deze gegenereerd met behulp van een stromingsmodel. Voorts kunnen aan elke gridcel externe belastingen worden toegekend. Natte en droge atmosferische belasting kan over alle gridcellen in de bovenste waterlaag worden verdeeld.

De simulatieperiode kan in principe onbeperkt lang zijn, maar is in de praktijk veelal een tot een reeks van jaren. De rekentijdstap en de tijdstappen voor monitoring (uitvoer) kunnen onafhankelijk van elkaar worden gekozen. Voor 2-3D toepassingen met bodemgrid is de rekentijdstap in de orde van 5-10 minuten in verband met behoud van simulatienauwkeurigheid en stabiliteit in zeer dunne bodemlagen.

## 4.3 Modelgebruik

### 4.3.1 Gebruik en gebruikers

Gegeven het feit dat Delft3D commercieel wordt geleverd is er een garantie dat de processenbibliotheek Delwaq-ECO en daarmee ook Delft3D-ECO in de komende tien jaar zal worden onderhouden. Dit is van grote betekenis voor de gebruiksmogelijkheden van Delft3D-ECO buiten Deltares. Het intensieve gebruik van Delft3D-ECO bij de uitvoering van onderzoeks- en adviesprojecten van Deltares staat ook garant voor de verdere ontwikkeling van het modelinstrumentarium. Als gevolg van de modulaire structuur kan Delft3D-ECO eenvoudig met stoffen, organismen en processen worden uitgebreid (open processenbibliotheek met programmeertools). Formuleringen kunnen betrekkelijk eenvoudig worden gewijzigd of toegevoegd.

Hoewel Delft3D-ECO van een generieke gebruiksschil is voorzien, is het model in zijn basale vorm alleen te gebruiken door specialistische modelleurs. Een bestaande Delft3D-ECO applicatie voor een specifieke case kan worden toegepast door niet-specialistische modelleurs. Ten behoeve van niet-modelleurs kan Delft3D-ECO van een toegewijde gebruiksschil worden voorzien (Deltashell).

Voor het screeningsmodel eutrofiëring is de ontwikkeling van een toegewijde gebruiksschil voorzien. Een preprocessor om eenvoudige invoer voor slechts een handvol parameters te vertalen naar de gedetailleerde modelinvoer is reeds beschikbaar.

### 4.3.2 Gebruiksdoelen

Delft3D-ECO wordt gebruikt bij onderzoek en bij adviesstudies binnen en buiten Deltares, binnen en buiten Nederland. Binnen Nederland betreffen de adviesstudies veelal watersysteemanalyse en scenariosimulaties met een focus op algenproblematiek. Adviesstudies voor het buitenland richten zich vooral op identificatie van problematiek beschrijving van actuele waterkwaliteit, de koppeling van waterkwaliteit aan bronnen van stoffen, en lange termijn voorspelling van waterkwaliteit voor saneringsscenario's. Een breed scala aan maatregelen wordt doorgerekend (reductie belasting, aeratie, recirculatie, waterbehandeling, verdieping, etc.). Het model kan worden gebruikt voor:

- De kwantificering van de concentraties en procesfluxen van alle voor eutrofiëring relevante stoffen en algensoorten in alle soorten oppervlaktewateren;
- De beantwoording van onderzoeksvragen met betrekking tot eutrofiëringsprocessen, de bodem-water interactie de ontwikkeling van algenpopulaties, en de draagkracht voor grazerpopulaties (watersysteemanalyse); en
- De beantwoording van vrijwel alle beheersvragen ten aanzien van eutrofiëring, inclusief vragen met betrekking tot het effect en de effectiviteit van beheersingrepen ten aanzien van bronnen, watersysteem en waterbodem.

#### 4.3.3 Benodigde invoer

De voor het procesdeel van Delft3D-ECO benodigde invoer omvat:

- 1 modelrun-specificatie;
- 2 tijdsparameters;
- 3 ruimtelijke schematisatie;
- 4 advectief transport en dispersie;
- 5 grensconcentraties;
- 6 belastingen;
- 7 procescoëfficiënten en omgevingsparameters;
- 8 initiële concentraties;
- 9 uitvoer-specificatie.

De meeste van deze items behoeven hier niet te worden toegelicht. Items 2 en 3 zijn al behandeld in paragraaf 4.2.3. Item 4 betreft volumes, oppervlakten, de waterbalans en zonodig dispersiecoëfficiënten. In geval van een meerdimensionale toepassing zitten stromings- en dispersievelden in binaire bestanden geleverd door een stromingsmodel zoals Delft3D-FLOW.

Items 5 en 8 bevatten concentraties voor alle gesimuleerde stoffen en algen (zie paragraaf 4.2.1). Item 6 bestaat uit vrachten van geselecteerde gesimuleerde stoffen en algen (meestal per dag), hetzij als vracht hetzij als combinatie debiet-concentratie. De waarden van alle coëfficiënten van de waterkwaliteitsprocessen en omgevingsparameters zoals watertemperatuur, instraling en windsnelheid kunnen worden vastgelegd c.q. gewijzigd in item 7. In Delwaq-ECO gedefinieerde stoffen die niet worden gesimuleerd in de betreffende applicatie kunnen desgewenst als omgevingsparameter worden opgelegd, bijvoorbeeld gesuspendeerd sediment. Alle coëfficiënten en parameters kunnen worden gespecificeerd als constanten, watersegment-functies, tijdreeksen of combinaties daarvan.

#### 4.3.4 Geleverde uitvoer

De door het procesdeel van Delft3D-ECO geleverde uitvoer omvat;

voor elke gridcel (meestal voor een beperkte selectie),

- tijdreeksen van de concentraties van alle gesimuleerde stoffen, algen en grazers ( $\text{g/m}^3$  per tijdstap of periode, meestal per dag);
- tijdreeksen van de waarden van alle coëfficiënten en parameters (per tijdstap of periode, meestal per dag);

voor elke gridcel, delen van het watersysteem of het gehele watersysteem,

- de fluxen van alle gesimuleerde processen (per stof in  $\text{g/m}^3/\text{dag}$ , per periode, meestal per jaar);
- gemiddelde concentraties en de standaardafwijkingen, hoogste en laagste waarden daarvan van alle gesimuleerde stoffen, algen en grazers per periode (meestal per seizoen).

voor het gehele watersysteem,

- de concentraties van alle gesimuleerde stoffen, algen en grazers, en de waarden van alle coëfficiënten en parameters voor elke tijdstap (per laag, meestal voor een beperkte selectie van tijdstappen);

Er zijn tools beschikbaar voor het maken van grafieken van tijdreeksen en contourplaatjes, en voor de verdere verwerking van de fluxen tot massabalansen. Voorts levert Delft3D-ECO uitvoer ten behoeve van verificatie van de invoer en een groot scala aan mededelingen, waarschuwingen en foutmeldingen.

#### 4.3.5 Aansluiting op de KRW-Verkenner

Omdat de nieuwe KRW-Verkenner voor wat betreft de waterkwaliteitsprocessen ook wordt gebaseerd op Delwaq-ECO is de aansluiting van Delft3D-ECO daarop maximaal. Met de KRW-Verkenner kan gekoppeld worden aan Delwaq-ECO en kan de KRW-verkenner werken met dezelfde invoer, kinetiek, procescoëfficiënten, en dus gelijksoortige uitvoer leveren.

### 4.4 Onderbouwing

#### 4.4.1 Uitgevoerde kalibratie en validatie

Delft3D-ECO en precursors zijn zeer uitgebreid gekalibreerd en gevalideerd gedurende een periode van 30 jaar voor tal van Nederlandse en buitenlandse zoete en zoute wateren. Daartoe behoren o.a. het IJsselmeer, de randmeren, de Rijnlandse meren en plassen, de Loosdrechtse plassen, en het Volkerak-Zoommeer. Voor DBS werd een validatiedocument opgesteld (Delft Hydraulics, 1994). Met name de fytoplanktonmodule BLOOM is zeer gedegen gekalibreerd en gevalideerd, hetgeen uitmondde in het proefschrift van Los (2009). In vele toepassingen is aangetoond dat de optimalisatie-kinetiek van BLOOM veel betere voorspellingen van de soortsaamenstelling levert dan de klassieke Monod-kinetiek. Door de optimalisatie-kinetiek is het bovendien mogelijk om kantelpunten te modelleren.

De laatste grondige kalibratie van Delft3D-ECO betreft het Veluwemeer (een ondiep en een diep watercompartiment; bodemgrid met 10 lagen; 1976-1992) die is uitgevoerd in 2008. De kalibraties hebben geleid tot een generieke set algencoëfficiënten en procescoëfficiënten, waarmee elke nieuwe case realistisch en accuraat kan worden gesimuleerd.

Alle kalibraties zijn uitgevoerd op basis van de visuele vergelijking van simulatieresultaten en meetgegevens. Recentelijk wordt ook gebruik gemaakt van gemiddelde waarden en standaardafwijkingen. De nauwkeurigheid van simulatieresultaten is sterk afhankelijk van de kwaliteit van case-specifieke invoergegevens, met name de waterbalans en de belastingen, maar ligt over het algemeen binnen een marge van 25% voor eutrofe en mesotrofe condities.

#### 4.4.2 Opgedane ervaring

De zeer uitgebreide ervaring met Delft3D-ECO en zijn precursors omspannt een periode van 30 jaar. In deze periode zijn talloze toepassingen en kalibraties uitgevoerd voor ondiepe en diepe meren, netwerken en estuaria in binnen- en buitenland, en voor de Noordzee en de Waddenzee (zie ook paragraaf 4.4.1). Het model is in vele studies gebruikt voor watersysteem-analyse en de voorspelling van de waterkwaliteit voor saneringsscenario's. De toepassingen en de resultaten zijn beschreven in even zovele rapporten. De opgedane expertise is gesublimeerd in de set generieke procescoëfficiënten.

#### 4.4.3 Documentatie

Delft3D-ECO is uitgebreid gedocumenteerd met betrekking tot processen, kernformuleringen en procescoëfficiënten in Deltares (2010a). De volledige details met betrekking tot de structuur, onderdelen, invoer en formuleringen zoals opgenomen in de software zijn te vinden in Delft Hydraulics (2006). Ook is een handleiding beschikbaar met betrekking tot de opbouw, de inhoud en de formaten van de invoerbestanden (Deltares, 2010b). Meer globale beschrijvingen van BLOOM en de precursors van het huidige Delft3D-ECO zijn opgenomen in een aantal wetenschappelijke publicaties (zie paragraaf 4.4.4).

#### 4.4.4 Publicaties

Met betrekking tot precursors van het huidige Delft3D-ECO, met name DBS met zijn modules BLOOM en SWITCH, zijn een tiental wetenschappelijke publicaties verschenen (Blauw et. al. 2009, Deltares 2010a, Delft Hydraulics 1994 en 2006, Smits 1993, van der Molen et. al. 1994). De laatst verschenen publicatie betreft het proefschrift van Hans Los ten aanzien van de algenmodellering met BLOOM, dat een uitgebreide beschrijving en onderbouwing van dit model en een zestal van de andere publicaties bevat (Los, 1984, 1988, 1997, 2007, 2008, 2009, 2010).



## 5 Beschrijving PCLake

### 5.1 Typering op hoofdlijnen

PCLake is een complex ecologisch model voor ondiepe meren, gebaseerd op een combinatie van gesloten nutriëntenkringlopen, primaire productie en een vereenvoudigd voedselweb. Het model neemt een plaats in tussen minimodellen die bepaalde ecologische mechanismen op een sterk geabstraheerde manier analyseren en traditionele eutrofiëringsmodellen, die belangrijke voedselwebinteracties en de rol van waterplanten verwaarlozen. Bij de ontwikkeling van PCLake is een duidelijke keuze gemaakt voor functionele groepen in plaats van specifieke soorten. Het voorspellen van de effecten van maatregelen staat centraal. Het oorspronkelijk model PCLoos is precies met dit doel ontwikkeld voor de Loosdrechtse Plassen.

Een belangrijke eigenschap van PCLake is dat door een vereenvoudigde toepassing de draagkracht van ondiepe meren kan worden gekwantificeerd aan de hand van de zogenaamde kritische belasting. Het model maakt het mogelijk om in te schatten hoe de kritische belasting afhangt van het type meer en geeft inzicht in wat de bepalende factoren zijn die in een specifiek watersysteem het herstel frustreren.

Het model bestaat uit een groot aantal differentiaalvergelijkingen, aangevuld met empirische relaties voor minder goed gedocumenteerde processen. Het model heeft sluitende massabalansen. Het model rekent met een 0-dimensionaal gemengd watercompartiment met één diepte. De daaronder hangende toplaag van het sediment is homogeen en heeft één dikte. Er kan gebruik gemaakt worden van een moerasmodule.

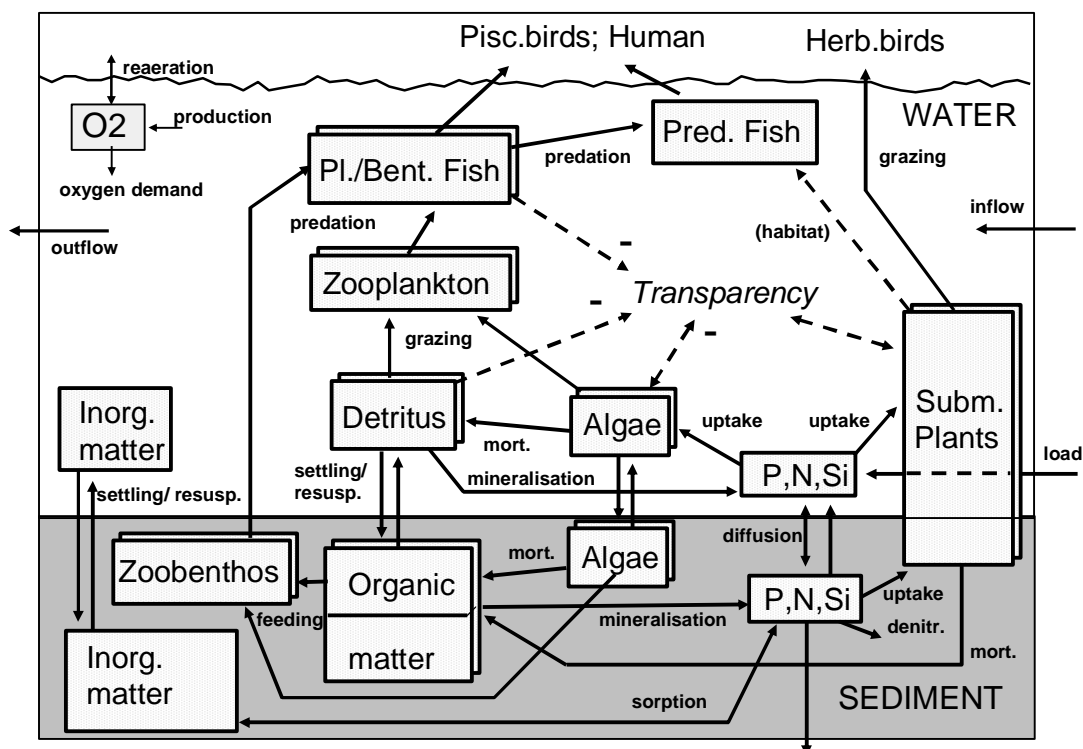
Het model is uitgebreid gekalibreerd en gevalideerd aan de hand van een dataset van 43 meren, waarbij er niet op een specifiek meer is gevalideerd, maar juist op de hele set. Hierdoor is het model generiek voor (Nederlandse) meren. Het model is ingezet in verschillende studies in binnen- en buitenland door zowel adviesbureaus als kennisinstituten.

### 5.2 Modelinhoud

Figuur 5.1 (basismodule open water) en figuur 5.2 (optionele module moeras) geven een schematisch overzicht van de processen die opgenomen zijn in PCLake. Zoals gezegd bestaat het model uit twee modulen. De module, waarin de processen in het open water worden beschreven, bestaat uit de volgende componenten:

- algen (plankton en benthos): drie functionele groepen: blauwalgen, groenalgen en diatomeeën;
- zooplankton en zoobenthos;
- detritus (in waterkolom en in sediment);
- witvis (juveniel [planktivoor] en adult [benthivoor]);
- piscivore vis;
- submerse planten.

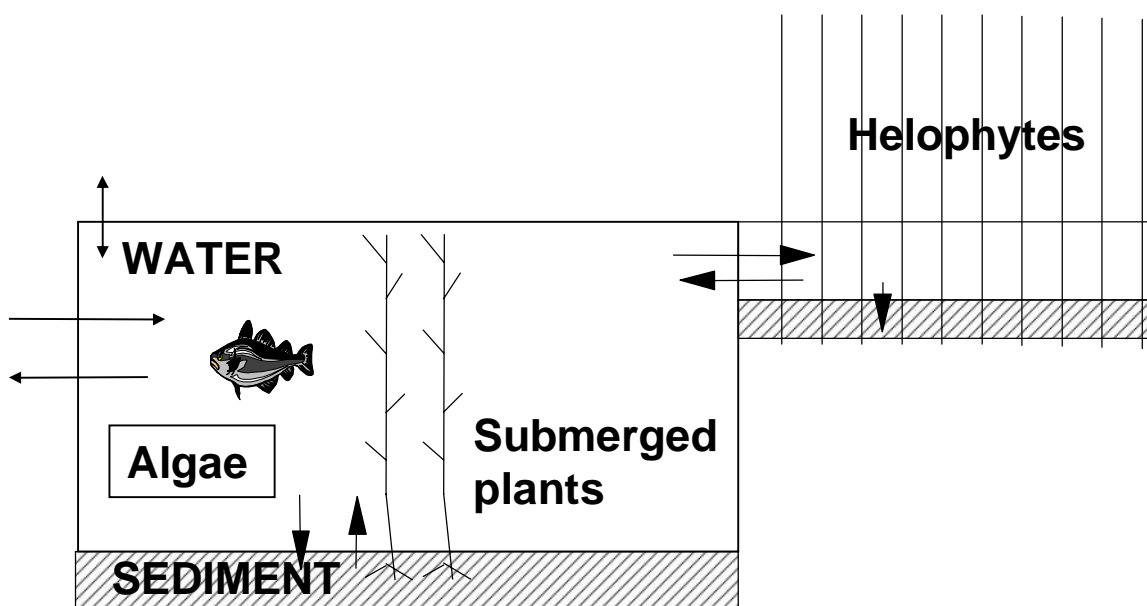
De moerasmodule (figuur 5.2) is specifiek voor de component “moeras” ontwikkeld.



Figuur 5.1 modelstructuur PCLake, gearceerde componenten worden zowel in drooggewicht als in fosfaat en stikstof gemodelleerd (uit Janse, 2005).

## LAKE

## MARSH



Figuur 5.2 Interactie meer en moeraszone in model PCLake (uit Janse, 2005).

### 5.2.1 Stoffen en processen

Van alle componenten in het model wordt zowel drooggewicht als fosfaat en stikstof bijgehouden. Voor de algengroepen en waterkolom en sediment wordt ook een siliciumbalans bijgehouden. Tevens wordt de zuurstofproductie en zuurstofvraag gemodelleerd in de waterkolom en sediment. In het proefschrift van Janse (2005) is een uitgebreid overzicht van alle processen die gemodelleerd worden in PCLake te vinden in de appendix (p. 263 - 333). Enkele belangrijke processen zijn:

- in- en uitstroom water inclusief opgeloste stoffen (P, N, Si), detritus en algen;
- abiotiek: verdamping, instraling en temperatuur;
- sedimentatie en resuspensie van lutum, detritus en fytoplankton;
- resuspensie door benthivore vis;
- vermindering van resuspensie door macrofyten-bedekking;
- sedimentatie van seston (lutum, detritus en fytoplankton);
- begraving;
- mineralisatie;
- groei, mortaliteit (en migratie), eventuele begrazing/predatie, opname en excretie voor alle organismen in het model.

### 5.2.2 Procesformuleringen

Het model bestaat uiteindelijk uit een groot aantal procesformuleringen. Een uitgebreide beschrijving van alle procesformuleringen is in de eerder genoemde appendix te vinden in het proefschrift van Janse (2005). Hieronder een beschrijving van de formulering van een aantal belangrijke processen:

- abiotische factoren verdamping, instraling en temperatuur zijn gemodelleerd als een standaard jaarrond sinusoïde, afhankelijk van de dag van het jaar. Eventueel zijn deze factoren als tijdreeks in te voeren;
- sedimentatie en resuspensie van lutum, detritus en phytoplankton zijn gebaseerd op een logistische empirische relatie. Deze is afgeleid op basis van een dataset van metingen in 35 meren;
- resuspensie door benthivore vis. Dit is ingebouwd als een empirische lineaire relatie uit Breukelaar et al. (1994);
- vermindering van resuspensie door macrofyten-bedekking. Dit is een moeilijk te kwantificeren parameter, om deze reden is hiervoor is een simpele lineaire relatie gebruikt, gebaseerd op diverse literatuur;
- sedimentatie is geïmplementeerd als eerste orde vergelijking en is afhankelijk van diepte en sediment-eigenschappen;
- begraving is gemodelleerd als het verdwijnen van onderste sedimentlaag. Hierdoor kan de gemodelleerde bodemdikte constant worden gehouden. De begraving is afhankelijk van de aangroei van bodemmateriaal aan de bovenkant van de waterbodem als gevolg van sedimentatie;
- mineralisatie is temperatuurafhankelijk ingebouwd volgens een Arrhenius-vergelijking;
- groei, mortaliteit en migratie, eventuele begrazing/predatie, opname en excretie voor alle organismen in het model. Deze termen volgen uit de populatiedynamiek van de verschillende organismen. Dit is enigszins vergelijkbaar met bijvoorbeeld Lotka-Volterramodellen;
- onderwaterlichtklimaat is gemodelleerd aan de hand van de wet van Lambert-Beer. Dit is een functie, die (exponentiële) extinctie (uitdoving) met toenemende diepte beschrijft. Hierin worden bijdragen aan de extinctie door algen, detritus, anorganische stof, water planten en achtergrondextinctie meegenomen.

## 5.2.3 Ruimtelijke en temporele schematisatie

PCLake rekent met een 0-dimensionaal gemengd watercompartiment met één diepte. Alle berekeningen worden uitgevoerd met dezelfde oppervlakte ( $\text{m}^2$ ) of volume eenheden ( $\text{m}^3$ ). De optionele moerasmodule is geschematiseerd als een apart compartiment. Tussen het meer en het moeras vindt uitwisseling plaats.

Temporeel wordt gerekend met een dag als eenheid. Standaard wordt een modelperiode doorgerekend van 20 jaar. Er is enige tijd benodigd om vanuit een standaard in het model gedefinieerde begintoestand (helder en plantenrijk of troebel en algenrijk) een evenwicht te bereiken met de systeemspecifieke toestand, welke afhankelijk is van specifieke parameterinstellingen, toestandsvariabelen en randvoorwaarden. Dit betekent dat, afhankelijk van specifieke kenmerken (voornamelijk verblijftijd), de output van grofweg de eerste vijf tot vijftien jaar niet bruikbaar is, maar gebruikt wordt als initialisatie van het model. Wanneer de initiële toestand beter bekend is (samenstelling waterbodem en voedselweb) is een kortere initialisatietijd nodig.

PCLake kan op twee manieren worden toegepast: statisch en dynamisch. Het doel van een statische toepassing is het berekenen van grenzen voor de kritische belasting. De kritische belasting is een maat voor de draagkracht van een watersysteem en afhankelijk van kenmerken als diepte, strijklengte en verblijftijd. Aan de hand van een vergelijking met de berekende belasting kan worden voorspeld wat het effect is van maatregelen. De statische toepassing is een sterk vereenvoudigde afgeleide toepassing. Het belangrijkste verschil ten opzichte van de dynamische toepassing is dat er voor wat betreft de invoer (instroom, uitstroom en belasting) geen rekening gehouden wordt met de temporele dynamiek. Seizoensspecifieke parameters als verdamping, instraling en temperatuur volgen uiteraard wel een seizoensdynamiek. Er wordt geen onderscheid gemaakt in verschillen tussen jaren. De dynamiek is dus ieder jaar hetzelfde. Het voordeel van de statische toepassing is dat het benodigde aantal invoerparameters beperkt is evenals de mate van detail van deze invoerparameters.

Het doel van een dynamische toepassing is het simuleren van ontwikkelingen in de waterkwaliteit in de tijd. Daarnaast kan het effect van verschillende maatregelen op de waterkwaliteit worden berekend en kunnen scenario's me elkaar worden vergeleken. Bij een dynamische toepassing van PCLake vormen tijdreeksen de randvoorwaarden. Het gaat om de volgende randvoorwaarden:

- Temperatuur;
- Lichtinstraling;
- Windsnelheid;
- Ingaand debiet;
- Uitgaand debiet;
- Verdamping;
- Belasting P (ortho-P, organisch, in de vorm van algen);
- Belasting N (ammonium, nitraat, organisch, anorganisch, detritus).

Omdat de temporele dynamiek een belangrijke invloed heeft op de waterkwaliteit (bijvoorbeeld strenge winters) heeft een dynamische toepassing voorkeur boven een statische toepassing. Feitelijk zijn beide methodes niet te vergelijken en ontwikkeld voor een verschillend doel. Nadeel van deze methode is dat meer gegevens van het systeem nodig zijn. Voor de belastingen is een sluitende water- en stoffenbalans op dagbasis van het systeem nodig.

### 5.3 Modelgebruik

#### 5.3.1 Gebruik en gebruikers

De complexiteit van het model PCLake en de vele instelbare parameters vergen in theorie veel van potentiële gebruikers. Echter, een door Janse (2005) bij de ontwikkeling van het model uitgevoerde gevoeligheidsanalyse en kalibratie laat zien dat het aantal parameters dat en gevoelig en relevant is veel kleiner is. In de praktijk kan de gebruiker aan de hand van een beperkt aantal vastgestelde parameters specifieke eenvoudige analyses uitvoeren. Uitgebreidere analyses, waarbij met andere parameters wordt gevarieerd, zijn maatwerk en alleen door specialisten uit te voeren.

Een belangrijke toepassing van PCLake is het berekenen van de draagkracht van watersystemen. Hiervoor is een metamodel ontwikkeld om eenvoudig kritische grenzen uit te rekenen. Dit metamodel is zeer eenvoudig toe te passen op basis van eenvoudig te bepalen kenmerken.

Voor dynamische toepassingen kan gebruik worden gemaakt van een schil in Excel (Osiris), waarmee de in- en uitvoer gebruiksvriendelijker is gemaakt.

#### 5.3.2 Gebruiksdoelen

De oorspronkelijke opzet van het model PCLake beoogde niet de eenvoudige toepassing voor veel gebruikers, maar was juist ontwikkeld als onderzoeksmodel voor eutrofiëring en herstelmaatregelen in de Loosdrechtse Plassen. Later is het model doorontwikkeld, waarmee het model in potentie voor alle ondiepe meren en plassen toepasbaar is. Met het model zijn binnen verschillende (toegepast wetenschappelijke) vraagstukken over het functioneren van ondiepe meren onderzocht:

- hysteresis: de relatie tussen nutriëntendynamiek en alternatieve stabiele toestanden;
- het concept van kritische belastinggrenzen;
- de effecten van onderwaterplanten op de stabiliteit van meren;
- het voedselweb in relatie tot actief biologisch beheer;
- de rol van moeraszones op het functioneren van meren.

Tegenwoordig wordt PCLake ook voor andere doeleinden ingezet. Zo zijn er verschillende varianten van het model ontwikkeld:

- 3D toepassing: waarbij PCLake in een ruimtelijk hydrodynamisch model is ingepast;
- zoute meren: o.a. Lake Shira;
- diep meer: o.a. Lake Nicaragua.

Verder is PCLake ook ingezet voor het berekenen van effecten van klimaatverandering op het functioneren van meren. Hiermee kan worden berekend of afhankelijk van systeemkenmerken bij bepaalde toekomstscenario's een heldere toestand kan worden behouden of dat aanvullende inspanning door de waterbeheerder vereist is.

PCLake wordt steeds vaker voor toegepaste studies gebruikt. Hierbij zijn adviesbureaus de gebruikers van het model. De wetenschap is vaak indirect wel betrokken bij deze studies (NIOO, PBL). In toegepaste studies wordt PCLake voornamelijk gebruikt om de kritische belastinggrenzen te berekenen, op basis van de kenmerken van watersystemen. De grote meerwaarde is dat de effectiviteit van maatregelen eenvoudig kan worden beoordeeld. PCLake wordt steeds vaker ingezet bij het ontwerpen van nieuwe watersystemen.

Tijdens het ontwerpproces kan zo worden gestuurd op een zo robuust mogelijk ecologisch ontwerp. Ten slotte wordt PCLake ook dynamisch toegepast voor het vergelijken van verschillende beheersscenario's (o.a. Loenderveense Plas en Terra Nova, Blauwe Stad, Loosdrechtse Plassen, Nieuwe Driemanspolder).

### 5.3.3 Benodigde invoer

Het model is oorspronkelijk gefocust geweest op het beantwoorden van toegepaste wetenschappelijke vragen ten aanzien van eutrofiering en vooral in de richting van het ecologisch functioneren van het systeem. De interface is dan ook vrij summier en niet gebruiksvriendelijk: de aansturing gebeurt door middel van scripts. De gebruiker kan in de invoer zelf aangeven welke resultaten door het model worden weggeschreven. Hiervoor moet gebruik worden gemaakt van vrij complexe (maar logische) afkortingen, welke niet standaard in de scripts zijn opgenomen.

De belangrijkste input bestaat uit de ingaande water- en stofstromen, dimensionering van het watersysteem, de samenstelling van het sediment en initiële condities:

- Abiotiek:
  - wind (vaak wordt gebruik gemaakt van default instellingen);
  - instraling zon;
  - temperatuur;
- Hydrologische schematisatie:
  - Water instroom
- Nutriëntenbelasting (P, N)
  - In opgeloste vorm
  - In particuliere vorm
- Afmetingen watersysteem
  - Diepte
  - Strijklengte (voor bepalen opwerveling en bezinking door wind)
  - Grootte moerasareaal
- Sedimenttypen
  - Keuze uit 3 standaardtypen (zand, klei of veen) of specifieke samenstelling
- Initiële condities
  - Keuze uit 2 standaardtypen (helder of troebel) of een specifieke samenstelling

Andere belangrijke parameters zijn: achtergrondextinctie, peilfluctuatie (verschil tussen winterpeil en zomerpeil), fractie vis die periodiek wordt verwijderd door afvissen, hoeveelheid aanwezige watervogels etc. Afhankelijk van het type toepassing wordt de invoer aangeleverd als tijdreeks op dagbasis (dynamische toepassing) of als langjarige gemiddelde (met uitzondering van de abiotiek).

### 5.3.4 Geleverde uitvoer

De uitvoer is net als de invoer zeer summier vormgegeven. De uitvoer bestaat uit een matrix in tekstformaat met daarin de berekende resultaten. Deze uitvoermatrix is vrij omvangrijk (afhankelijk van de keuze van de gebruiker) en niet eenvoudig te interpreteren. De gebruiker zal deze uitvoer voor gebruik ten behoeve van een analyse zelf moeten verwerken en bewerken in hulpprogramma's als Excel en Access.

In feite is het mogelijk om alle berekende parameters en factoren uit te laten voeren door het model. In het algemeen wordt het volgende uitgevoerd:

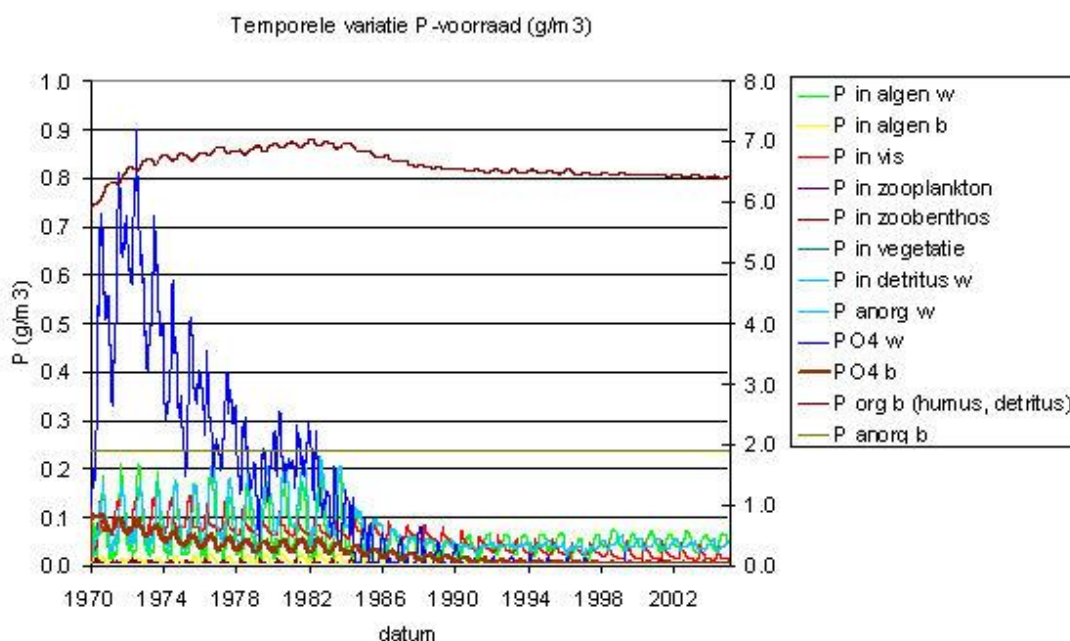
- chlorofyl-a;
- doorzicht;
- vegetatie (bedekking en biomassa);
- vis (juveniel en adult) biomassa;
- blauwalgen (biomassa);
- diatomeeën (biomassa);
- groenalgen (biomassa);
- P totaal gehaltes waterkolom en sediment;
- N totaal gehaltes waterkolom;
- ammoniumgehaltes waterkolom;
- detritus in waterkolom;
- anorganische stof in waterkolom.

Witteveen+Bos heeft een default bestand in Microsoft Excel ontwikkeld, waarin een uitgebreide uitvoer gegenereerd kan worden voor P-fluxen en voorraden op basis van een systeemspecifieke output. Op basis hiervan kan onder andere:

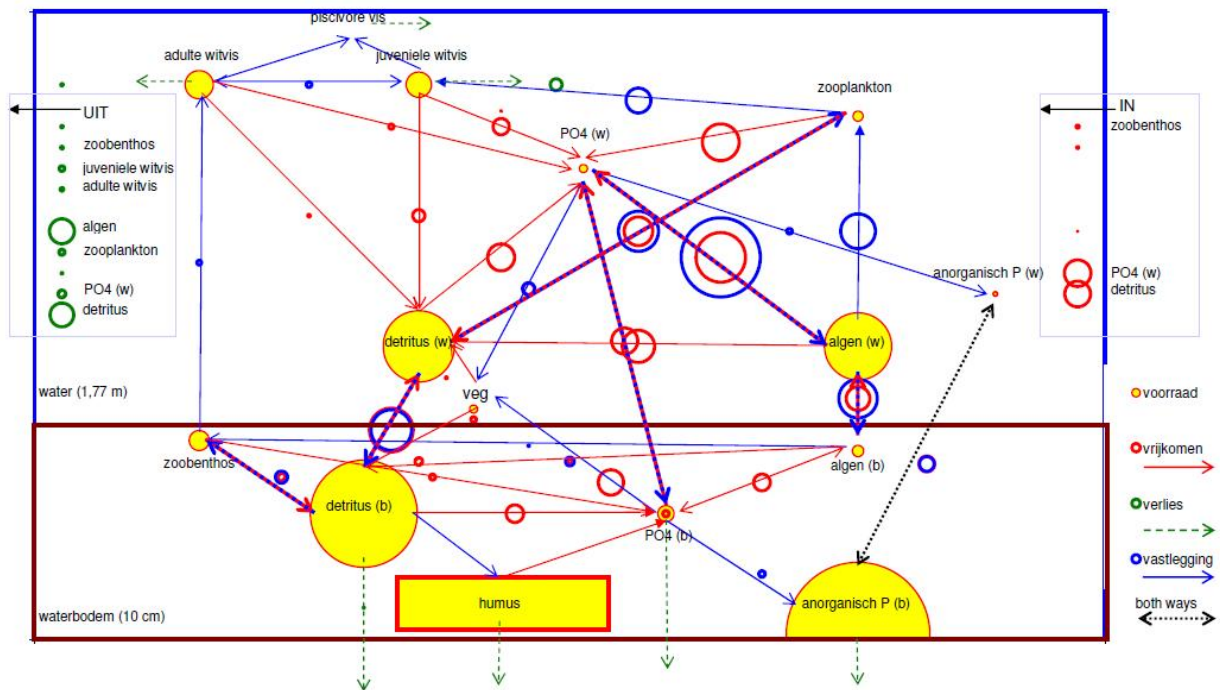
- het verloop van voorraden en fluxen in de tijd worden geanalyseerd: in figuur 5.3. is een voorbeeld gegeven voor het verloop van de P-voorraad in de tijd;
- op elk gewenst moment en voor elke gewenste periode (dag, week, maand, jaar etc.) een (gemiddeld) overzicht worden gegenereerd van fluxen (figuur 5.4).

Er wordt onderscheid gemaakt in:

- Concentraties en stofstromen voor P.
- Biomassa (in P) voor alle gemodelleerde organismen.
- P-voorraden in bodem, detritus, waterkolom.



Figuur 5.3 voorbeelduitvoer temporele variatie P-voorraad.



Figuur 5.4 voorbeelduitvoer fluxen voor een watersysteem waarin algen dominant zijn: de cirkels geven de relatieve bijdrage aan van de verschillende fluxen (open cirkels met blauwe en rode randen). Hetzelfde geldt voor de voorraden (geel gearceerd).

Voor N-fluxen en -voorraden is dit ook mogelijk, maar dit is op dit moment nog niet op een dergelijke wijze uitgewerkt.

### 5.3.5 Aansluiting op de KRW-Verkenner

Het metamodel voor het berekenen van kritische grenzen is ingebouwd in de KRW-verkenner. Hiermee is het diagnostisch kader van de STOWA-publicatie 'van helder naar troebel en weer terug' (2008) in de KRW-Verkenner geïmplementeerd. In potentie kan ook een dynamische toepassing van PCLake worden geïmplementeerd in de KRW-Verkenner, mits de KRW-Verkenner voldoet aan een aantal eisen, onder andere dagbasis, output (debiet, vrachten etc.). Omdat de proceskinetiek en toestandgrootheden van PCLake recentelijk ook in de processenbibliotheek van Delwaq zijn opgenomen, is PCLake daarmee ook beschikbaar voor beschouwingen met de KRW-verkenner omdat daarin van de Delwaq waterkwaliteitsprocesformulering gebruikt wordt gemaakt.

## 5.4 Onderbouwing

### 5.4.1 Uitgevoerde kalibratie en validatie

Het model is met behulp van Bayesiaanse statistiek gekalibreerd en gevalideerd. Uitgangspunt hierbij is dat parameterwaarden kansverdelingen zijn in plaats van harde getallen. De onzekerheid zit dus in het model, niet in de waarnemingen. Hierdoor wordt er niet gekalibreerd op het reproduceren van waarnemingen van specifieke meren, maar op de 'overall fit' met alle meren. In figuur 5.5 is de gevolgde procedure geschematiseerd.

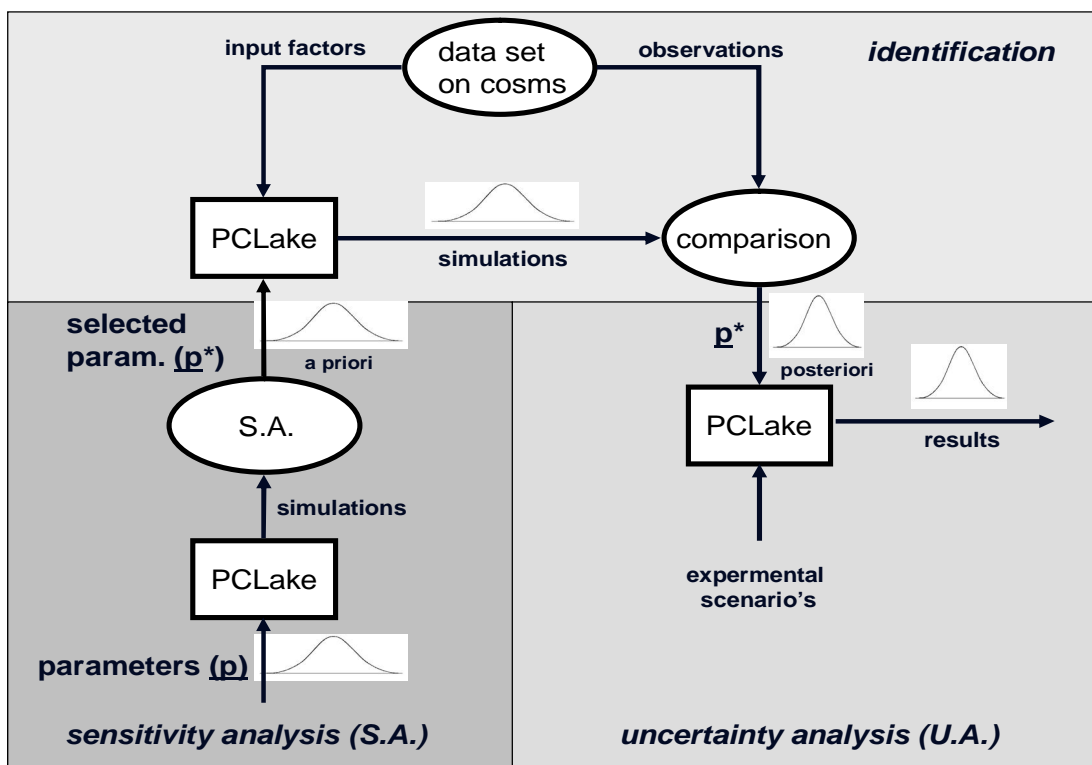
Eerst is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd met het model, door een ranking te maken van parameters en invoerfactoren op basis van de invloed die deze parameters en factoren hebben op de uitvoerfactoren.

Hieruit zijn zestien parameters geselecteerd met tien aanvullend hieraan gerelateerde parameters, waarvoor een tweede gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd.

De output is vergeleken met een dataset van 43 meren waarin zowel de invoer- als uitvoerfactoren zijn gemeten op basis van likelihood-ratio's. Hierbij zijn de volgende variabelen vergeleken:

- totaal fosfor;
- totaal stikstof;
- chlorophyl-a;
- zichtdiepte;
- bedekkingsgraad ondergedoken waterplanten.

Dit levert een distributie op van waarden die de parameters kunnen aannemen. Vervolgens is het model gekalibreerd, waarmee een verbeterde distributie van de parameters is berekend. Vervolgens is het model gevalideerd op een onafhankelijke dataset van 9 meren en is een onzekerheidsanalyse uitgevoerd. Voor een uitgebreidere beschrijving van de kalibratie en validatie zie Aldenberg et al. 1995 en Janse et al. 2010.



Modified after Janse et al, 2010

Figuur 5.5 Procedure kalibratie en validatie PCLake.

#### 5.4.2 Opgedane ervaring

De ontwikkeling van PCLoos eind jaren tachtig en de (vervolg)ontwikkeling van PCLake en PCDitch mondden uit in het proefschrift van Janse (2005). De toepassingsgerichtheid van de modellen heeft ertoe geleid dat de modellen in tal van studies rond eutrofiëringvraagstukken zijn gebruikt, voornamelijk geïnitieerd voor waterschappen en projectontwikkelaars. Een vaak gebruikte toepassing van het model PCLake is het berekenen van systeemspecifieke kritische grenzen.

Binnen Nederland zijn dit voornamelijk toepassingen door adviesbureaus in samenwerking met Jan Janse. In het buitenland wordt het model voornamelijk toegepast door wetenschappers. Concrete voorbeelden zijn genoemd in paragraaf 5.3.2.

#### 5.4.3 Documentatie

De meest volledige documentatie is het proefschrift van Janse (2005). Hierin wordt een uitgebreide beschrijving gegeven van de opzet, de ontwikkeling en analyse van het model, kalibratie en validatie en voorbeelden van toepassingen. De appendix bevat een uitgebreide modelbeschrijving inclusief de gebruikte differentiaalvergelijkingen en parameterinstellingen. Een aantal hoofdstukken is geactualiseerd door (recente) publicaties (zie 5.4.4).

#### 5.4.4 Publicaties

Sinds de eerste publicatie over PCLoos (1990) is een groot aantal publicaties over het model verschenen, waarvan een aantal is gebundeld in het proefschrift van Janse (2005). Sinds 2005 is het model vrijwel onveranderd gebleven. Er zijn vooral toepassingsgerichte studies met het model gepubliceerd rond thema's als hysteresis (Janse et al 2008), klimaatverandering (Mooij et al 2007), maar ook multidimensionale aanpassingen (Fragoso et al. 2009) en algemene modelleringsvraagstukken (Mooij et al. 2010). In dit laatste artikel wordt een algemene vergelijking gemaakt van een flink aantal modellen van ecosystemen van meren, waarin de ontwikkeling van het model PCLake als voorbeeld wordt uitgewerkt.

## 6 Beoordeling en advies

### 6.1 De vraag

Het screeningsmodel eutrofiëring beoogt één van de instrumenten te zijn waarmee waterbeheerders de naleveringsfluxen van nutriënten (fosfaat en stikstof) kunnen bepalen bij gebruik van de Handreiking Beoordeling Waterbodembodem die naast nutriënten ook toxische stoffen behandelt.

Met behulp van het 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.

Het screeningsmodel dient met goed gevolg gebruikt te kunnen worden door niet-specialistische waterbeheerders. Het dient daarom robuust te zijn, en zo eenvoudig mogelijk ten aanzien van de gebruikswijze, de ruimtelijke schematisatie en de benodigde invoergegevens. Tegelijk dienen de procesformuleringen voldoende gedetailleerd te zijn om daarmee de waterkwaliteit en de uitwisselingsfluxen tussen bodembodem en water voldoende nauwkeurig te kunnen simuleren, waarbij de door de gebruiker te leveren invoer voor de modeltoepassing tot een minimum beperkt blijft.

Het Ministerie van I&M heeft besloten een vergelijking uit te voeren voor de modellen PCLake en Delft3D-ECO om daarmee helder te krijgen voor welke gebruiksdoelen deze modellen als screeningstool geschikt zijn. De vergelijking van Delft3D-ECO en PCLake richt zich enerzijds op die aspecten en processen die aansluiten bij de scope van het screeningsmodel en anderzijds op die aanvullende aspecten die juist ook van belang zijn voor de bredere scope.

Het doel van dit project is het beoordelen van modeleigenschappen met betrekking tot interne nalevering in de meest brede zin (zowel in heldere als troebele toestand), waarbij specifieke aandacht is voor de systemen met de meeste problemen (troebelheid) en de grootste kans dat de waterbodembodem een belangrijke factor is (lange verblijftijd). Bij de beoordeling van de modellen in paragraaf 6.3 gaan we specifiek in op de bruikbaarheid van Delft3D-ECO en PCLake voor het screeningsmodel.

### 6.2 De modellen

Zowel Delft3D-ECO als PCLake zijn voorbeelden van complexe dynamische modellen. Beide modellen zijn bovendien deterministisch: iedere modelrun is opnieuw te reproduceren, c.q. geeft dezelfde uitkomst, wanneer dezelfde ingangsparameters worden gebruikt. Toch zijn er, zoals eerder aangegeven ook verschillen tussen de modellen:

Delft3D-ECO gaat uit van onder andere:

- specifieke soorten naast functionele groepen voor algen en grazers.
- processen en bijbehorende stofstromen van nutriënten en organische stof.
- modellering van stoffen in de actieve bodemlaag en van de bodem-wateruitwisseling.
- 0, 1, 2 of 3-dimensionale ruimtelijke representatie.

PCLake gaat uit van onder andere:

- Functionele groepen, inclusief algen, grazers, vissen en waterplanten.

- Aanwezigheid van een moeras(oever)zone.
- Processen en bijbehorende stofstromen van nutriënten en organische stof.
- Modellering van stoffen in de actieve bodemlaag en van bodem-wateruitwisseling uitgaande van een volledig gemengd bodemcompartiment.
- 0-dimensionale ruimtelijke representatie.

De verschillende mogelijkheden van de modellen PCLake en Delft3D-ECO zijn globaal op een rij gezet in onderstaande tabel 6.1.

Tabel 6.1: modelmogelijkheden Delft3D-Eco en PCLake.

Modelmogelijkheden	Delft3D-ECO	PCLake
Spatiële dimensie	0, 1, 2 of 3D	0D-verticaal*
Hydrodynamica	ja	beperkt
Temperatuurdynamica	ja	ja
Bodemlaag	ja	ja
Bodem op basis van verticale gradiënten	ja	gemengd compartiment
Oeverzone	nee	ja
Fyto/zooplankton & bentische organismen	ja	ja
Vis, macrofyten, vogels	nee	ja
Zuurstof	ja	ja
CO <sub>2</sub> , opgelost anorganisch C	ja	nee
fosfor en stikstof,	ja	ja
silicium en organisch koolstof	ja	beperkt
Microbiële dynamica	ja	ja
Stikstof en fosfaatbelasting	ja	ja
Sedimentatie / resuspensie	ja	ja
Diagenese	ja	nee
Maatregelen: reductie belasting / baggeren	beperkt	ja
Maatregelen: visserij en maaien oeverzone	nee	ja

\* Nu de gehele procesformulering van PCLake is opgenomen in de procesbibliotheek van Delwaq, is het mogelijk PCLake te koppelen aan Delft3D, waarbij de verticale component wordt gedefinieerd door de uitgangspunten van PCLake.

PCLake en Delft3D-ECO zijn twee typen benaderingen binnen de meer complexe modelleringen. PCLake gaat uit van een ecosysteembenadering, terwijl bij Delft3D-ECO de processenbenadering meer centraal staat. Beide benaderingen hebben zowel sterke als zwakke punten. In het onderstaand 'kader modelleren' is een aantal afwegingen genoemd voor de keuze van een specifieke modelbenadering.

**Kader modelleren**

Modellen zijn een vereenvoudigde versie van de werkelijkheid. Modeltoepassingen worden meestal ontwikkeld voor een specifiek doel. De modeltoepassingen worden dus voorzien van bekende relaties en samenhang tussen parameters die een relatie hebben met het doel waarvoor het model wordt gebouwd. Aangezien de rekencapaciteit beperkt is (en de tijd waarin gerekend kan worden), moeten er bij het ontwikkelen van modeltoepassingen afwegingen gemaakt worden. Wanneer men geïnteresseerd is in ruimtelijke processen kan men voor een uitgebreid 3-dimensionaal raster kiezen met een minder complexe procesbeschrijving per cel (er is immers een groot aantal cellen). Of men kan kiezen voor een minder complexe ruimtelijke weergave en een uitgebreidere procesbeschrijving per cel (bijvoorbeeld een compleet voedselweb) om voedselweb-interacties te bestuderen. De keuze voor specifieke aannames en versimpelingen ten opzichte van de werkelijkheid hangt sterk af van het doel waarvoor een modeltoepassing wordt ontwikkeld. De mogelijkheden van een specifieke modeltoepassing hangen dus sterk af van het doel waarvoor het is ontwikkeld.

**6.3 De beoordeling**

Een belangrijke vraag is welke naleveringsroutes en onderliggende processen beschouwd dienen te worden in het screeningsmodel, uitgaande van het kwantificeren van de bijdrage van de waterbodem aan de eutrofiëringstoestand c.q. de algenproductiviteit van een watersysteem. Een screeningsmodel neemt daarom bij voorkeur de volgende fysisch-chemische en (micro)biologische processen in beschouwing:

- algenproductie;
- decompositie en consumptie van elektronen-acceptoren;
- adsorptie / desorptie en mineraalvorming van fosfaat (precipitatie);
- nitrificatie en denitrificatie;
- sedimentatie en resuspensie;
- dispersie / diffusie;
- bioturbatie.

Vergelijking van de mogelijkheden van Delft3D-ECO en PCLake levert het beeld op van twee complexe modellen die elk weliswaar de meest belangrijke aspecten in beschouwing nemen voor een succesvol screeningsmodel, maar die onderling verschillen in de mate van detaillering van de procesformuleringen en de ruimtelijke en temporele schematisatie. Dat impliceert dat beide modellen gebruikt kunnen worden als kern van een screeningsmodel, maar dat het toepassingsgebied van een dergelijk screeningsmodel kan verschillen.

Toepassing van een screeningsmodel op basis van Delft3D-ECO kan meerwaarde opleveren bij een gedetailleerde analyse van de meest belangrijke processen in zowel waterkolom als waterbodem, terwijl toepassing van een screeningsmodel op basis van PCLake meerwaarde kan opleveren bij een systeemanalyse waarbij de relevante functionele groepen en relaties binnen het ecosysteem worden beschouwd.

De keuze voor een specifieke aanpak of type screeningsmodel is natuurlijk afhankelijk van de onderliggende vraag, maar wordt in bijna alle gevallen bepaald door de beschikbare monitoring informatie en detailgegevens over het beschouwde watersysteem inclusief onderwaterbodem. Naarmate meer en meerjarige informatie bekend is over de meest relevante processen in de waterkolom en waterbodem van een beschouwd watersysteem kan gerichter geadviseerd worden op basis van de resultaten van een toepassing van een screeningsmodel op basis van Delft3D-ECO dan wel PCLake.

De gebruiker krijgt bij een toepassing van een screeningsmodel op basis van PCLake een breed en globaal beeld van de problematiek en op basis van Delft3D een gedetailleerd beeld van de problematiek binnen de smallere scope van eutrofe/mesotrofe troebele wateren. Bij

een screeningstool op basis van PCLake wordt de rol van vissen, grazers en planten expliciet gemodelleerd maar blijft de vraag of de grovere detaillering en de beschikbare kennis rond vissen, grazers en planten in het model voldoende is voor de toepassing op een specifiek watersysteem. Bij Delft3D-ECO worden de processen in grote mate van detail en ruimtelijk gedifferentieerd gemodelleerd, maar daarbij blijft de vraag bestaan of een succesvolle toepassing bij bredere scope en bij deels ontbrekende (monitoring)informatie voor een specifiek watersysteem mogelijk is. In hoeverre de sterke punten van een model kunnen worden uitgebuit dan wel de zwakke punten van een model voor lief kunnen worden genomen is dan ook sterk afhankelijk van de vraagstelling en van de beschikbare monitoring-informatie en proceskennis voor het beschouwde watersysteem.

Zowel in PCLake en Delft3D-ECO kunnen de resultaten getoetst worden aan de KRW-normen voor nutriënten. Een meerwaarde van PCLake is nog dat het model kan worden toegepast in een diagnostisch kader (Jaarsma et al., 2008), waarmee de effectiviteit van maatregelen kan worden gekwantificeerd aan de hand van de kritische belasting.

Tenslotte is het van belang dat het screeningsmodel met goed gevolg toegepast kan worden door niet-specialisten bij ingenieursbureaus en waterbeheerders. Het dient daarom robuust te zijn en zo eenvoudig mogelijk ten aanzien van de gebruikswijze, de schematisatie en de specificatie van de voor een modeltoepassing benodigde invoergegevens. Tegelijk dienen de procesformuleringen voldoende gedetailleerd te zijn om daarmee de waterkwaliteit en de uitwisselingsfluxen tussen bodem en water voldoende nauwkeurig te kunnen simuleren, waarbij de door de gebruiker te leveren invoer voor de modeltoepassing tot een minimum beperkt blijft. Dit aspect kan deels worden ondervangen door het screeningsmodel te voorzien van een op maat gesneden gebruiksvriendelijke schil voor toepassing van de software met sterk beperkte case-specifieke invoer (User Interface). Vooralsnog is er geen User Interface, voor een screeningsmodel op basis van Delft3D-ECO is er wel een preprocessor, waarmee de door gebruikers in gevoerde gegevens kunnen worden omgezet in een volledig invoerbestand voor het model. Recentelijk is de gehele procesformulering van PCLake (de toestandgrootheden, procesformuleringen en gebruikte procescoëfficiënten) opgenomen in de procesbibliotheek van Delwaq en is daarmee in principe ook beschikbaar voor gebruik in combinatie met Delft3D en/of Delft3D-ECO.

## 6.4 Het advies

Het screeningsmodel eutrofiëring beoogt één van de instrumenten te zijn waarmee waterbeheerders de naleveringsfluxen van nutriënten (fosfaat en stikstof) kunnen bepalen bij gebruik van de Handreiking Beoordeling Waterbodem. Met behulp van het screeningsmodel dient het mogelijk te zijn vast te stellen of de waterbodem van een oppervlaktewatersysteem door middel van naleveringsfluxen een zodanig omvangrijke bijdrage aan de belasting met nutriënten levert (interne eutrofiëring), dat sanering van de waterbodem nodig is om (tijdig) aan de KRW-doelstellingen voor dat watersysteem te kunnen voldoen.

PCLake en Delft3D-ECO zijn twee modellen met complexe modelbeschrijvingen. Bij PCLake gaat uit van een systeembenadering, terwijl bij Delwaq-ECO de focus ligt op een deel van de procesbeschrijving. Delft3D-ECO en PCLake zijn modellen die elk weliswaar de meest belangrijke aspecten in beschouwing nemen voor een succesvol screeningsmodel, maar verschillen onderling aanzienlijk in de mate van detaillering van de procesformuleringen en ruimtelijke en temporele schematisatie.

Beide modellen kunnen gebruikt kunnen worden als kern van een screeningsmodel, maar het toepassingsgebied van een dergelijk screeningsmodel is verschillend. In hoeverre de sterke

punten van een model kunnen worden uitgebuit danwel de zwakke punten van een model voor lief kunnen worden genomen is afhankelijk van de vraagstelling en van de beschikbare monitoring-informatie en proceskennis voor het beschouwde watersysteem inclusief onderwaterbodem.

Van groot belang is dat het screeningsmodel wordt voorzien van een op maat gesneden gebruiksvriendelijke schil voor toepassing van de software met sterk beperkte case-specifieke invoer (User Interface). De toepassing van het screeningsmodel kan weliswaar worden ondersteund met een goede User Interface, maar zal in de meeste toepassingen toch de inzet van specialisten vergen. De analyse om te bepalen welke processen bij een modeltoepassing voor een specifiek gebied dominant zijn blijft specialistisch werk.

Het advies is om het screeningsmodel modulair op te zetten middels een gebruiksvriendelijke schil die toepassing door niet-specialisten ondersteunt en die de gebruiker in staat stelt om te putten uit de proceskennis van zowel PCLake als Delft3D-ECO.

Recentelijk is de gehele procesformulering van PCLake (de toestandgrootheden, procesformuleringen en gebruikte procescoëfficiënten) opgenomen in de procesbibliotheek van Delwaq. Daarmee is PCLake ook beschikbaar voor gebruik in combinatie met Delft3D en/of Delft3D-ECO. Vooralsnog is er geen User Interface, voor een screeningsmodel op basis van Delft3D-ECO is er wel een preprocessor, waarmee de door gebruikers in gevoerde gegevens kunnen worden omgezet in een volledig invoerbestand voor het model. Voor PCLake als onderdeel van de procesbibliotheek Delwaq kan gebruik worden gemaakt van dezelfde User Interface. Daarmee staan de ingrediënten voor gereed voor het realiseren van een modulair screeningsmodel.



## 7 Referenties

- Blauw, A.N., F.J. Los, M. Bokhorst and P.L.A. Erftemeijer, 2009.  
GEM: a generic ecological model for estuaries and coastal waters. *Hydrobiologia* 618: 175-198.
- Breukelaar, A.W., Lammens, E.H.R.R., Breteler, J.G.P.K., Tatrai, I., 1994. Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll alpha *Freshwater Biology*, 32 (1), pp. 113-121.
- Deltares, 2010a.  
Delft3D-ECO, Model documentation (Johannes Smits): pp. 72.
- Deltares, 2010b.  
Delwaq users manual.
- Delft Hydraulics, 2006.  
Model documentation and technical reference user manual Delft3D-WAQ/ECO.
- Delft Hydraulics, 1994.  
Model Validation Study - DBS in networks. Application to the Rijnland network. Research Report T1210 (Hans Los, Nicky Villars, Maarten Ouboter).
- Fragoso Jr., C.R., van Nes, E.H., Janse, J.H., da Motta Marques, D. 2009. IPH-TRIM3D-PCLake: A three-dimensional complex dynamic model for subtropical aquatic ecosystems. *Environmental Modelling and Software*, 24 (11), pp. 1347-1348.
- Heerd, G. ter & M. Hootsmans, 2007. Why biomanipulation can be effective in peaty lakes. *Hydrobiologia* 584: 305–316.
- Jaarsma, N., Klinge M., Lamers, L. 2008. Van helder naar troebel... en weer terug : een ecologische systeemanalyse en diagnose van ondiepe meren en plassen voor de kaderrichtlijn water. STOWA, Utrecht 72p.
- Janse, J.H., Aldenberg, T. 1990. Modelling phosphorus fluxes in the hypertrophic Loosdrecht Lakes. *Hydrobiological Bulletin*, 24 (1), pp. 69-89.
- Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches / J.H. Janse Thesis Wageningen University – With ref. & summary in Dutch. ISBN 90-8504-214-3.
- Janse, J.H., De Senerpont Domis, L.N., Scheffer, M., Lijklema, L., Van Liere, L., Klinge, M., Mooij, W.M. 2008, Critical phosphorus loading of different types of shallow lakes and the consequences for management estimated with the ecosystem model PCLake. *Limnologia*, 38 (3-4), pp. 203-219.
- Loeb, R., Verdonschot, P.F.M., Kragt, F., Grinsven, J.J.M. van, 2009. Sturen op fosfor of stikstof voor verbetering ecologische kwaliteit van zoete wateren? *H2O-tijdschrift voor watervoorziening en afvalwaterbehandeling* Volume 42-22, Pagina 32-34.
- Los, F.J., 2009.  
Eco-hydrodynamic modelling of primary production in coastal waters and lakes using BLOOM. PhD Thesis Wageningen University (ISBN 978-90-8585-329-9): pp 276.  
(Extended version: Deltares Select Series 01/ 2009. IOS Press BV, Amsterdam: ISBN 978-1-58603-987-5).
- Los, F.J., and M. Blaas, 2010.  
Complexity, accuracy and practical applicability of different biogeochemical model versions. *Journal of Marine Systems* 81: 44-74.
- Los, F.J., M.T. Villars and M.W.M. van der Tol, 2008.

- A 3-dimensional primary production model (BLOOM/GEM) and its applications to the (southern) North Sea (coupled physical-chemical-ecological model). *Journal of Marine Systems* 74: 259-294.
- Los, F.J. and J.W.M. Wijsman, 2007.  
Application of a validated primary production model (BLOOM) as a screening tool for marine, coastal and transitional waters. *Journal of Marine Systems* 64: 201-215.
- Los, F.J. and Bokhorst, M., 1997.  
Trend analysis Dutch coastal zone. In: *New Challenges for North Sea Research*. Zentrum for Meeres- und Klimaforschung, University of Hamburg, 161-175.
- Los, F.J., and Brinkman J.J., 1988.  
Phytoplankton modelling by means of optimization: A 10-year experience with BLOOM II. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 23:790-795.
- Los, F.J., Smits, J.G.C. and De Rooij, N.M., 1984.  
Application of an Algal Bloom Model (BLOOM II) to combat eutrophication. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22:917-923.
- Mooij, W.M., Janse, J.H., De Senerpont Domis, L.N., Hülsmann, S., Ibelings, B.W. 2007.  
Predicting the effect of climate change on temperate shallow lakes with the ecosystem model PCLake *Hydrobiologia*, 584 (1), pp. 443-454.
- Mooij, W.M., Trolle, D., Jeppesen, E., Arhonditsis, G., Belolipetsky, P.V., Chitamwebwa, D.B.R., Degermendzhy, A.G., DeAngelis, D.L., De Senerpont Domis, L.N., Downing, A.S., Elliott, J.A., Fragoso Jr., C.R., Gaedke, U., Genova, S.N., Gulati, R.D., Håkanson, L., Hamilton, D.P., Hipsey, M.R., 't Hoen, J., Hülsmann, S., Los, F.H., Makler-Pick, V., Petzoldt, T., Prokopkin, I.G., Rinke, K., Schep, S.A., Tominaga, K., van Dam, A.A., van Nes, E.H., Wells, S.A., Janse, J.H. 2010. Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches. *Aquatic Ecology*, 44 (3), pp. 633-667.
- Roozen, F.C.J.M., Lürling, M., Vlek, H., Van Der Pouw Kraan, E.A.J., Ibelings, B.W., Scheffer, M. 2007. Resuspension of algal cells by benthivorous fish boosts phytoplankton biomass and alters community structure in shallow lakes. *Freshwater Biology*, 52 (6), pp. 977-987.
- Scheffer, M., 1998, *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman and Hall, London, 357 pp.
- Smits, J.G.C., and D.T. van der Molen, 1993.  
Application of SWITCH, a model for sediment-water exchange of nutrients, to Lake Veluwe in the Netherlands. *Hydrobiologia* 253: 281-300.
- Van der Molen, D.T., F.J. Los, L. van Ballegooijen and M.P. van der Vat, 1994.  
Mathematical Modelling as a Tool for Management in Eutrophication Control of Shallow Lakes. *Hydrobiologia* 276: 479-492.
- Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33:53-83.
- Vollenweider RA, Kerekes J, 1982. *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*, OECD, Paris.
- Witteveen+Bos, Baggernut; lopend onderzoek. referentienummer DT320-1.