

T. Cox¹, K. Soetaert² en P. Meire¹¹ Universiteit Antwerpen,
Departement Biologie, Onder-
zoeksgroep Ecosysteembeheer
² Centrum voor Estuariene en
Mariene Ecologie, Werkgroep
Ecosysteemstudies

Wat we nog niet kunnen: voorspellen van de water- kwaliteit in de Zeeschelde

1. Inleiding

Binnen zowel onderzoek als beleid worden veel vragen gesteld rond waterkwaliteit die in principe op te lossen zijn met goede computermodellen, en die we niet of nauwelijks op een andere manier kunnen beantwoorden. Denk bijvoorbeeld aan de impact van nog uit te voeren ingrepen, toekomstscenario's van beleidsalternatieven, berekenen van grootheden die niet direct meetbaar zijn, etc. Wat betreft het Schelde-estuarium willen we bijvoorbeeld weten wat de effecten van de ingrepen in het kader van het Sigmaplan op de ecologie zullen zijn (Meire, 1997; Cox, 2004). Om een goede waterkwaliteit van het estuarium te garanderen zoals vastgelegd in de Europese Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG) willen we instandhoudingsdoelstellingen opstellen (Adriaensen, 2005). Om de effecten van vervuiling op de Noordzee in te schatten moeten vrachten berekend worden van nutriënten (Billen, 1985; Soetaert, 1995; Lancelot, 2007).

Het Schelde-estuarium is onder invloed van menselijke activiteiten sterk veranderd t.o.v. een historische, natuurlijke situatie. De morfologie van het estuarium veranderde door inpoldering, kanalisering en verdieping. Door hoge input van organisch materiaal en stikstof- en fosforhoudende verbindingen veranderde de zuurstofhuishouding en de relatieve beschikbaarheid van nutriënten in het hele estuarium, tot in de Noordzee (Van Damme, 1995; Meire, 2005). In combinatie met directe lozingen van toxische stoffen maakte dit de Schelde zo goed als dood, eind jaren '60.

Begin de jaren '80 begon de situatie stilaan te veranderen, en de laatste decennia gaan een aantal waterkwaliteitsparameters ontegensprekelijk de goede kant uit. (Van Damme 2005; Soetaert, 2006). Deze evoluties weerspiegelen de veranderingen in de (fysische, biogeochemische en biologische) processen die zich voordoen in het estuarium, maar geven er tegelijk ook slechts een beperkte kijk op. Veel van die processen zijn moeilijk te kwantificeren, en zeker de veranderingen ervan op verschillende tijdschalen (jaren, decennia) zijn onvolledig gekend. Wat algemeen 'de verbetering van de waterkwaliteit' genoemd wordt, zijn dan ook complexe en slecht begrepen veranderingen in het functioneren van het ecosysteem (Soetaert, 2006).

In deze context is modelleren een heikele zaak. Van een systeem dat sterk en structureel verandert, kan men niet verwachten dat het in een algemeen model te vatten is waarmee alle mogelijke vragen beantwoord kunnen worden. In het vervolg van dit artikel wordt een overzicht gegeven van ver-

schillende ecosysteemmodellen van het Schelde-estuarium die in België en Nederland ontwikkeld en gebruikt werden. Er wordt ingegaan op hun verdiensten en op hun tekortkomingen. Er wordt betoogd dat een aantal essentiële fenomenen (nog) niet betrouwbaar gemodelleerd kunnen worden. Dit alles toont aan dat de resultaten van modelberekeningen met grote omzichtigheid moeten worden geïnterpreteerd, zeker wanneer het berekeningen betreft omtrent toekomstscenario's of effecten van nog uit te voeren ingrepen.

2. Ecosysteemmodellen

Gezien de belangrijke rol van biologische processen voor de waterkwaliteit, zijn ecosysteemmodellen de geschikte instrumenten om berekeningen rond waterkwaliteit te doen; de termen 'ecosysteemmodel' en 'waterkwaliteitsmodel' zijn dan ook vaak inwisselbaar. In een ecosysteemmodel worden transport, fysische, chemische, biogeochemische en biologische processen beschreven door een stelsel (differentiaal-)vergelijkingen en aangevuld met de nodige rand- en beginvoorwaarden en sturende grootheden. Deze differentiaalvergelijkingen beschrijven de dynamiek van de belangrijke toestandsvariabelen en processen van het ecosysteem.

Welke variabelen en processen het meest belangrijk geacht worden, hangt af van de specifieke (onderzoeks-) vraag die men met het model wil beantwoorden en/of van de invalshoek van de onderzoekers die het model implementeren. Ze worden gedestilleerd uit de enorme hoeveelheid kennis en informatie die er omtrent het ecosysteem onder studie voorhanden is. Zo wordt telkens de keuze gemaakt welke de ruimtelijke schaal van het model is, met welk detail transportprocessen berekend worden, of processen in het sediment mee opgenomen worden of enkel die in de waterfase, of hogere trofische niveau's meespelen, etc...

De beschikbare data is ook van belang in deze keuze: enkel als er voldoende data is om een model aan te toetsen kan een betrouwbaar model gemaakt worden. De betrouwbaarheid hangt echter ook af van het specifieke doel van de studie: soms is het voldoende bepaalde fenomenen kwalitatief te beschrijven met een model, soms willen we ze realistisch kwantificeren.

3. Overzicht van modelstudies in het Scheldebekken en -estuarium

In België en Nederland zijn verschillende onderzoeksgroepen actief (geweest) rond waterkwaliteit.

teitsmodellering van het Schelde-estuarium. De ontwikkelde modellen verschillen zowel wat betreft detail en toepassingsgebied in ruimte en tijd, als in de (fysische, biogeochemische, biologische) processen die beschouwd worden. Tabel 1 geeft een vereenvoudigd overzicht van de verschillen tussen de modellen.

3.1 Pioniers: projekt Zee en het modellerwerk aan de ULB

De eerste modelleeroefeningen met betrekking tot de waterkwaliteit in het Schelde-estuarium gebeurden in het kader van het project Zee, een nationaal onderzoeks- en ontwikkelingsprogramma dat in de jaren '70 door de Belgische overheid werd gestart (Nihoul & Wollast, 1976). De modelleeroefeningen concentreerden zich telkens op verschillende ecologische aspecten van het Schelde-estuarium nl. de afbraak van organisch materiaal (Billen et al., 1976b), de opname door diatomeeën van opgelost silicium (Beckers & Wollast, 1976) en nitrificatie (Wollast, 1978). Transport werd gemodelleerd m.b.v. een eendimensionaal, tijgemiddeld advection-dispersie model gecalibreerd op saliniteitsgradiënten, toegepast op de Zeeschelde stroomafwaarts Rupelmonde en de Westerschelde.

Het modellerwerk dat verricht werd in de eerste helft van de jaren '80 aan de ULB bouwde hierop voort en focuste in eerste instantie voornamelijk op de redoxchemie en het verband met bacteriologische activiteit (Billen et al., 1976b). Dit is niet verwonderlijk omdat de Schelde in de gemodelleerde periode ('70-'80) voor een belangrijk deel anoxisch was en afbraak van organisch materiaal voor een groot stuk via andere wegen (denitrificatie, mangaan-, ijzer- en sulfatreductie) liep. Het model werd verder aangevuld met routines voor afbraak van organisch materiaal (waarbij bacteriële biomassa expliciet gemodelleerd werd), voor primaire productie (om de productie van autochtoon organisch materiaal in te schatten) en voor denitrificatie (Billen et al. (1985), Billen et al. (1986)).

3.2 Tijgemiddelde modellen in de jaren '90

HET SAWES-MODEL

In 1987 startte het RIKZ (Rijksinstituut voor Kust en Zee, NI.) het SAWES project (System Analysis Western Scheldt), met als doel de relatie tussen input van pollutanten en effecten op het ecosysteem te kwantificeren. Met de opgebouwde dataset werd

uiteindelijk een waterkwaliteitsmodel opgebouwd dat de Zeeschelde vanaf de Rupelmonding, de Westerschelde en de Belgische kustzone beschreef (Ouboter et al., 1998).

In het SAWES-model werd de nadruk gelegd op de biogeochemie. Primaire productie in de waterkolom, waarbij onderscheid gemaakt werd tussen diatomeeën en andere algen, werd geïncorporeerd om de zuurstofcondities in het estuarium te kunnen reproduceren. Een eenvoudig sediment-interactie model werd toegevoegd om accumulatie van toxisch materiaal in de waterbodem te beschrijven (Van Gils et al., 1993). Hogere trofische niveaus, bacteriële biomassa en benthische biologie werden niet mee in het model opgenomen.

MOSES

MOSES (Model of the Scheldt Estuary) werd begin jaren '90 aan het NIOO (Nederlands instituut voor estuariene ecologie, Yerseke (NL)) ontwikkeld om in het stroomafwaartse deel van het Schelde-estuarium (Rupelmonde-Vlissingen) koolstof-, stikstof- en zuurstofbudgetten te kwantificeren en beschrijft de voedselwebben en de nutriëntencycli (Soetaert, 1994). Het model is gebaseerd op een eendimensionaal, tijgemiddeld transportmodel en bevat uitgebreide formuleringen voor biogeochemie en biologie in de waterkolom en in het sediment (=waterbodem).

De focus van MOSES ligt meer op de biologie: voor het eerst werd geprobeerd om het estuariene voedselweb te modelleren, met predatie van fytoplankton door zoöplankton en benthische organismen. Verschillende fytoplanktongemeenschappen werden afzonderlijk gemodelleerd, waarbij rekening gehouden werd met verschillende eigenschappen van brakke gemeenschappen t.o.v. mariene. Ook werd de nodige aandacht besteed aan uitwisseling tussen het sediment en de waterkolom, en de processen die zich in het sediment afspelen.

Met MOSES werden massabalansen opgesteld (Soetaert & Herman, 1995c,a), fytoplanktongroei in de troebele Schelde bestudeerd (Soetaert et al., 1994), verblijftijden van opgeloste nutriënten in het estuarium bepaald (Soetaert & Herman, 1995b) en drift van zoöplankton vanuit de Noordzee in de Westerschelde bestudeerd (Soetaert & Herman, 1994). In het kader van het OMES (Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaphan) werden inspanningen gedaan om het model te updaten, zowel door het uit te breiden tot aan Gent als door het te voorzien van en te toetsen aan recente gegevens (Cox, 2005).

3.3 Gedetailleerde transportmodellen

In de hiervoor beschreven modeloefeningen werd telkens gewerkt met tijgemiddelde beschrijvingen voor transport. Door Regnier et al. (1997) wordt een model voorgesteld, gebaseerd op een eendimensionaal niet-tijgemiddeld transportmodel. De biogeochemie in de waterkolom wordt gedetail-

Tabel 1 Een vereenvoudigd overzicht van de mogelijke verschilpunten tussen enkele ecosysteemmodellen die toegepast zijn op het Schelde-estuarium. Voor meer gedetailleerde informatie verwijzen we naar de tekst.

	Transport	Redox-chemie	Primaire productie	Bacteriële biomassa	Sediment-processen	Silicium	Zoöplankton/-benthos
SAWES	Tijgemiddeld	nee	ja	nee	beperkt	nee	nee
MOSES	Tijgemiddeld	nee	ja	nee	ja	ja	ja
Regnier, 1997	Detail	ja	nee	nee	nee	nee	nee
Vanderborgh 2002.2007	Detail	nee	ja	nee	ja	ja	nee
Riverstrahler	Orde-benadering	nee	ja	ja	ja	ja	ja
PEGASE	Enkel advection	nee	ja	ja	nee	nee	nee

leerd gemodelleerd maar biologie (fytoplankton, zoöplankton) wordt in deze studie niet opgenomen. Dit model werd verder uitgebreid met fytoplankton en een gedetailleerde beschrijving van de uitwisseling van gassen (vnl. CO₂) met de atmosfeer (Vanderborght et al., 2002). De nadruk in deze modelleeroefeningen wordt voornamelijk gelegd op de (bio-)chemische processen, met minder aandacht voor de biologie. Ook beperkt het zich tot processen in de waterkolom. Een analoge oefening wordt gedaan met een onderliggend twee-dimensionaal transportmodel (Vanderborght et al., 2007). De transportberekeningen zijn tijdsintensief en er worden typisch perioden van enkele tientallen dagen gesimuleerd.

3.4 Bekkenmodellen

RIVERSTRAHLER

In alle tot nu toe beschreven modellen worden de randvoorwaarden (input bovenstrooms en zijrivieren) opgegeven. Het berekenen van de randvoorwaarden, en in het algemeen het modelleren van een gans stroomgebied, is onder meer onderzocht door Billen. Het Riverstrahler-model werd ontwikkeld om de koppeling te maken tussen het biogeochemisch functioneren van een riviersysteem en de randvoorwaarden opgelegd door meteorologie, morfologie van het rivierennetwerk en de menselijke activiteit in het stroomgebied. Het werd oorspronkelijk toegepast op de Seine (Billen et al., 1994; Billen & Garnier (1999)), maar recent ook op de Schelde (Billen et al., 2005; Lancelot et al., 2007).

Dit model is niet gebaseerd op een mechanistisch transportmodel maar berekent de hydrologie van een stroomgebied volgens de 'orde' van de rivieren in een bekken (Billen et al., 1994). Hiermee wordt enkel advectief transport gemodelleerd waardoor de resultaten van de berekeningen voor het ganse estuarium vrij ruw zijn (Billen et al., 2005). De biogeochemie en de biologie in de waterkolom is gedetailleerd gemodelleerd, waarbij naast nutriënten (N,P,Si) en fytoplankton (diatomeeën en niet-diatomeeën) ook zoöplankton en bacteriële biomassa expliciet opgenomen zijn (Billen et al., 1994). Beperkte aandacht wordt besteed aan sedimentprocessen.

PEGASE

Het Pegase-model berekent uitgaande van industriële en huishoudelijke vuilvrachten de waterkwaliteit in een stroomgebied, en is toegepast op het Scheldebekken (Smitz et al., 1997). Het is echter niet toepasbaar op getijdenrivieren omdat enkel advectief transport gemodelleerd wordt. Over de modelformuleringen en over de performance van Pegase is weinig geweten.

4. Verdiensten en tekortkomingen

4.1 Verdiensten

Het gebruik van ecosysteemmodellen in de studie

van de waterkwaliteit en het ecosysteemfunctioneren van het Schelde-estuarium heeft belangrijke verdiensten. Vooreerst is een computermodel zodat het enige instrument waarmee we kunnen testen of ons conceptueel begrip van het gedrag van het systeem consistent is, en mogelijk voldoende om bepaalde fenomenen te begrijpen. Modelberekeningen ondersteunen bv. dat netto primaire productie in het zeer troebele Schelde-estuarium positief kan zijn (Soetaert, 1994). Het feit dat ook Riverstrahler de successie van diatomeeën naar niet-diatomeeën reproduceert, ondersteunt de hypothesen dat temperatuursafhankelijkheid van algengroei en predatie door zoöplankton hierin een belangrijke rol spelen (Garnier, 1995).

Met modellen waarin we voldoende vertrouwen hebben (zowel in de geïmplementeerde formuleringen als in de overeenkomst met de realiteit), kunnen in een volgende stap grootheden berekend worden die niet direct meetbaar zijn: jaargemiddelde vrachten, estuarium gemiddelde netto primaire productie, het relatieve belang van intergetijdegebieden, etc. Dit is een van de belangrijkste toepassingsgebieden van ecosysteemmodellen (cf. Billen 1985, 1999; Soetaert 1994, 1995; Vanderborght 2002, 2007; Cox, 2004; Lancelot, 2007; Arndt, 2007). Uiteraard zijn de getallen die hieruit volgen slecht onder voorbehoud dat het model correct of goed genoeg is, zowel in het reproduceren van de data als in de gebruikte formuleringen.

Tenslotte is een model dat faalt in het simuleren en reproduceren van bepaalde resultaten en processen, vaak zeer interessant. Het duidt ons op gaten in onze kennis en helpt in het formuleren van hypothesen. De tot Gent uitgebreide versie van Moses, waarin dezelfde procesformuleringen gebruikt werden als die waarmee de brakke Zeeschelde en de Westerschelde werd gemodelleerd, sloeg er niet in om algenbloei in de Zeeschelde te reproduceren. Dit leidde rechtstreeks tot een meer diepgaande studie van de eigenschappen van primaire productie in de zoete Zeeschelde (Cox et al., in prep).

4.2 Tekortkomingen

In wat volgt maken we voor de duidelijkheid een onderscheid tussen modelleren en simuleren. Onder modelleren verstaan we het beschrijven van het gedrag van het systeem en dus het reproduceren van beschikbare data, aan de hand van (geïmplementeerde wiskundige) vergelijkingen. Onder simuleren wordt verstaan: het gebruiken van een (valabel) model om virtuele experimenten te doen, bv. voor het genereren van toekomstscenario's, het berekenen van niet direct meetbare grootheden, het toepassen op andere gebieden dan waarvoor het model ontwikkeld is (ruimtelijke extrapolatie), etc.

TEKORTKOMINGEN IN MODELLEREN

Bij de bouw van ecosysteemmodellen gaat in het algemeen relatief weinig aandacht naar de modelstructuur van de biogeochemische en

biologische processen. In tegenstelling tot bv. het onderliggend transportmodel, waarvan de exacte vergelijkingen goed gekend zijn en waar een redelijk goed inzicht bestaat in de correctheid van de gebruikte vereenvoudigingen (cf. Regnier, 1998; O'Kane, 2003; MacCready, 2004), zijn exacte en universele modelformuleringen voor biogeochemische en biologische processen onbestaande of beperkt in toepasbaarheid. Het is gangbaar om in ecosysteemmodellen eenvoudige procesformuleringen op te nemen en de parameters te calibreren zodanig dat het model consistent wordt met de beschikbare data en ze zo goed als mogelijk reproduceert.

Dit calibratie-proces is pas zinvol en mogelijk betrouwbaar en succesvol wanneer we redenen hebben om aan te nemen dat een slechte overeenkomst met de data inderdaad veroorzaakt wordt door slecht gekende parameterwaarden in goede procesformuleringen. Dit houdt in dat alle deelprocessen afzonderlijk gekend of calibrerbaar moeten zijn, én dat alle belangrijke processen opgenomen zijn in het model. Aan deze voorwaarden is in de praktijk vaak niet voldaan. In de zoete Zeeschelde bijvoorbeeld is het transport van opgeloste nutriënten, wegens afwezigheid van een zoutgradiënt, moeilijk in te schatten. Dit maakt calibratie van een aantal andere processen quasi onmogelijk. Verder bestaat nog veel discussie en onzekerheid over het relatieve belang van uitwisseling met sedimenten in slikken en schorren in de nutriëntencycli (zowel N, P als Si); hoewel hierover veel hypothesen bestaan is het (fundamenteel) onderzoek daarover nog volop aan de gang. Tenslotte volstaan de bestaande gegevens over de concentraties toxische stoffen in het Schelde-estuarium niet om in te kunnen schatten in hoeverre de evoluties in biologische processen (functioneren van fytoplankton, zoöbenthos, zoöplankton,...) mee bepaald worden door toxische effecten.

Hoedanook is het een fundamenteel gegeven in de ecologie dat organismen zich aanpassen aan hun omgeving en dat er natuurlijke variabiliteit bestaat in de parameters die ecosysteemprocessen beschrijven. De zoete Zeeschelde is een relatief uniek ecosysteem: er bestaan wereldwijd zeer weinig zoete tijgebonden rivieren. Het is al langer geweten dat in de zoete Zeeschelde specifieke planktonpopulaties leven (Muylaert, 1996). Recent onderzoek toont aan dat de eigenschappen van hun groei ook verschilt van de eigenschappen van plankton in de Westerschelde en de Noordzee. Dit heeft niet alleen effect op de parameters in modellen, maar heeft ook consequenties voor het type model dat gekozen moet worden om planktonbloei te kunnen modelleren (Cox et al, in prep). In dit licht wekt het weinig verwondering dat er tot op heden geen enkel model bestaat dat de algenbloei in de zoete Zeeschelde betrouwbaar berekent en de opgemeten data (chlorofyl, silicium, zuurstof) reproduceert.

TEKORTKOMINGEN IN SIMULEREN

Zoals al eerder vermeld worden computermodel-

len in een eerste stap gebruikt om niet direct meetbare grootheden te kwantificeren. Hoewel het principieel geweten is dat de verschillende modellen verschillende kwantificeringen van niet direct meetbare processen en variabelen opleveren, is een vergelijking tussen de verschillende modellen onbestaande. De vergelijking wordt bemoeilijkt doordat de modellen toegepast zijn op verschillende periodes en tijdschalen. Hierdoor is het onmogelijk om verschillen in kwantificering, zoals die bijvoorbeeld bestaan over denitrificatie in en stikstofexport uit het estuarium, eenduidig toe te schrijven aan evoluties in het systeem doorheen de tijd of ook aan het verschil in formuleringen tussen verschillende modellen. In het algemeen is het een moeilijke en tijdrovende bezigheid om het effect van verschillende modellen en modelstructuren te bepalen op berekende grootheden. Gezien deze getallen gebruikt worden om het conceptueel begrip van het systeem te ondersteunen en om beleidskeuzes op te funderen is deze kennis echter onontbeerlijk.

Virtuele experimenten waarbij toekomstscenario's of scenario's met verschillende beleidsopties uitgerekend worden, zijn het volgende type simulaties waarin zowel wetenschappers als beleidsmakers vaak geïnteresseerd zijn. De kwaliteit en betrouwbaarheid van deze simulaties hangt sterk af van de universaliteit van het gebruikte model: het model moet het systeem ook kunnen beschrijven onder de gewijzigde (virtuele) situatie.

Van geen enkele van de bestaande modellen is bewezen dat ze lange termijn trends kunnen vatten. Noch de evolutie van de waterkwaliteit over de laatste vijftig jaar, noch die over de laatste tien jaar zijn ooit gereproduceerd. Dit hoeft ons niet te verwonderen. Naast het onvolledig gekend zijn van alle onderliggende processen, waardoor de modellen bij definitie slechts van toepassing zijn onder de omstandigheden en op de tijdschalen van de data waarop het is gecalibreerd, is van veel van de randvoorwaarden en sturende grootheden slecht geweten hoe ze in de tijd evolueren. Algengroei bijvoorbeeld is essentieel afhankelijk van de hoeveelheid beschikbaar licht. De hoeveelheid licht die in het Scheldewater kan doordringen is afhankelijk van veel factoren, waaronder de concentraties gesuspendeerd materiaal en opgeloste organische verbindingen. We kunnen wel aannemen dat door verbeterde waterzuivering veel minder (particulair) organisch materiaal in de Schelde wordt geloosd, maar we hebben er het raden naar hoe zich dat kwantitatief vertaalt in een (hogere?) lichtdoordringing.

Het staat dan ook vast dat toekomstscenario's met grote omzichtigheid moeten worden geïnterpreteerd. De laatste tien jaar zien we een toename van de algenbloei in de zoete Zeeschelde; de redenen hiervoor zijn niet bekend. Laat staan dat we weten hoe zich dat in de toekomst zal voortzetten of wat er zal gebeuren nadat de waterzuiveringsinstallatie van Brussel tien jaar aan het werk is.

5. Conclusies

Er is in België en Nederland veel kennis en ervaring aanwezig rond het modelleren van waterkwaliteit en het functioneren van ecosystemen in het algemeen, en van het Schelde-estuarium in het bijzonder. De verdiensten van computermodellen zijn groot, zeker voor het onderzoek en het conceptueel begrijpen van de systemen. Het zijn essentiële instrumenten in het onderzoek en, gezien onze kennis in een model consistent samen wordt gebracht, ook in beleidsondersteuning.

Het is echter belangrijk om de mogelijkheden en beperkingen van de modellen te kennen om er zinnig gebruik van te kunnen maken. Het modelmatig berekenen van grootheden die niet direct meetbaar zijn, is altijd intrinsiek onzeker. Maar voornamelijk moeten berekende toekomstscenario's en effecten van niet uitgevoerde ingrepen met de grootste omzichtigheid worden geïnterpreteerd. Dit gaat op voor de hier besproken modellen die specifiek ontwikkeld werden voor het Schelde-estuarium, maar zeker voor generieke modellen zoals bv. RWQM (Reichert, 2001) of waterkwaliteitsmodules die bij sommige commerciële software kan geleverd worden (bv. MIKE-SHE).

De verbetering van modellen is fundamenteel afhankelijk van de beschikbaarheid van voldoende, continue data, als resultaat van consistente monitoring. Het Schelde-ecosysteem is onder menselijke invloed in continue verandering. De modellen die nodig zijn om effecten van nog uit te voeren ingrepen en scenario's van beleidsopties te berekenen, kunnen slechts gebouwd worden wanneer voldoende data voorhanden is om de performantie te testen onder die wijzigende omstandigheden.

Referenties

Adriaensen, F.; Van Damme, S.; Van den Bergh, E.; Van Hove, D.; Brys, R.; Cox, T.; Jacobs, S.; Konings, P.; Maes, J.; Maris, T.; Mertens, W.; Nachtergale, L.; Struyf, E.; Van Braeckel, A. & Meire, P. (2005), Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium, Universiteit Antwerpen, rapport Ecobe 05-R82, Antwerpen

Arndt, S. & Regnier, P. (2007), A model for the benthic-pelagic coupling of silica in estuarine ecosystems: sensitivity analysis and system scale simulation, *Biogeosciences* 4, 331-352

Beckers, O. & Wollast, R. (1976), Comportement de la silice dissoute dans l'estuaire de l'Escaut, in J. Nihoul & R. Wollast, ed., 'Projekt Zee, Eindverslag', pp. 153-170

Billen, G. & Garnier, J. (1999), Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the 'Riverstrahler' model, *Hydrobiologia* 410, 139-150

Billen, G.; Garnier, J. & Hanset, P. (1994), Modeling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Siene river system, *Hydrobiologia* 289(1-3), 119--137

Billen, G.; Garnier, J. & Rousseau, V. (2005), Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years, *Hydrobiologia* 540, 47-67

Billen, G.; Lancelot, C.; De Becker, E. & Servais, P. (1986), The terrestrial-marine interface: modeling nitrogen transformations during its transfer through the Scheldt river system and its estuarine zone, in J. Nihoul, ed., *Marine interfaces ecohydrodynamics*, Elsevier Oceanography Series, pp. 429-452

Billen, G.; Smits, J.; Somville, M. & Wollast, R. (1976), Degradation de la matière organique et processus d'oxydo-reduction dans l'estuaire de l'Escaut, in J. Nihoul & R. Wollast, ed., *Projekt Zee, Eindverslag* pp. 102-152

Billen, G.; Somville, M.; De Becker, E. & Servais, P. (1985), A Nitrogen budget of the Scheldt hydrographical basin. *Netherlands Journal of Sea Research* 19 (3-4), 223-230

Cox, T.; Buis, K. & Meire, P. (2004), Datacompilatie in het kader van SMER en MKBA voor de actualisatie van het Sigmaplan. Modelberekeningen en literatuuronderzoek omtrent verwachte effecten van GGG's op de waterkwaliteit van de Schelde, Universiteit Antwerpen, rappexcor Ecobe 05-R82, Antwerpen

Cox, T.; Soetaert, K. & Meire, P. (2005), Studieopdracht in het kader van de actualisatie van het Sigma-plan. Eindrapport, Universiteit Antwerpen, rapport Ecobe 05-R75, Antwerpen

Cox, T.; Vanderborght, J.; Soetaert, K. & P., M. (in prep), Spatio-temporal patterns in primary production parameters in the freshwater reaches of the Schelde estuary

Garnier, J.; Billen, G. & Coste, M. (1995), Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: Observations and modeling, *Limnology and Oceanography* 40(4), 750-765

Lancelot, C.; Gypens, N.; Billen, G.; Garnier, J. & Roubeix, V. (2007), Testing an integrated river-ocean mathematical tool for linking marine eutrophication to land use: The Phaeocystis-dominated Belgian coastal zone (Southern North Sea) over the past 50 years, *Journal of Marine Systems* 64 (1-4), 216-228

MacCready, P. (2004), Toward a unified theory of tidally-averaged estuarine salinity structure, *Estuaries* 27(4)

- Meire, P.; Starink, M. & Hoffman, M. (1997), *Integratie van Ecologie en Waterbouwkunde in de Zeeschelde: Aanleiding tot en Situering van het Onderzoek Milieu-effecten Sigmaphan (OMES)*, Water 95
- Meire, P.; Ysebaert, T.; Van Damme, S.; Van den Bergh, E.; Maris, T. & Struyf, E. (2005), *The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem*, *Hydrobiologia* 540, 1-11
- Muylaert, K. & Sabbe, K. (1996), *Cyclotella Scaldensis spec. nov. (Bacillariophyceae), a new estuarine diatom*, *Nova Hedwigia* 63, 335-345
- Nihoul, J. & Wollast, R., ed. (1976), *Projekt Zee. Eindverslag*
- O'Kane, J. & Regnier, P. (2003), *A mathematically transparent low-pass filter for tidal estuaries*, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57, 593-603
- Ouboter, M.; Van Eck, B.; Van Gils, J. & Sweerts, J. (1998), *Water quality modelling of the western Scheldt estuary*, *Hydrobiologia* 366, 129-142
- Reichert, P.; Borchardt, D.; Henze, M.; Rauch, W.; Shanahan, P.; Somlyódy, L. & Vanrolleghem, P. (2001), *River Water Quality Model No. 1*, IWA Publishing, London
- Regnier, P.; Mouchet, A.; Wollast, R. & Runday, F. (1998), *A discussion of methods for estimating residual fluxes in strong tidal estuaries*, *Continental Shelf Research* 18, 1543-1571
- Regnier, P.; Wollast, R. & Steefel, C. (1997), *Long-term fluxes of reactive species in macrotidal estuaries: estimates from a fully transient, multicomponent reaction-transport model*, *Marine Chemistry* 58
- Smits, J.; Everbecq, E.; Deliege, J.; Descy, J.; Wollast, R. & Vanderborght, J. (1997), *PEGASE, une méthodologie et un outil de simulation provisionnelle pour la gestion de la qualité des eaux de surface*, *Tribune de l'eau* 588 (4), 73-82
- Soetaert, K. & Herman, P. (1995), *Nitrogen dynamics in the Westerschelde estuary (SW Netherlands) estimated by means of the ecosystem model MOSES*, *Hydrobiologia* 311, 225-246
- Soetaert, K. & Herman, P. (1995), *Carbon flows in the Westerschelde estuary (the Netherlands) evaluated by means of an ecosystem model (MOSES)*, *Hydrobiologia* 311(1-3), 247-266
- Soetaert, K. & Herman, P. (1995), *Estimating estuarine residence times in the Westerschelde (The Netherlands) using a box model with fixed dispersion coefficients*, *Hydrobiologia* 311, 215-224
- Soetaert, K.; Herman, P. & Kromkamp, J. (1994), *Living in the twilight: estimating net phytoplankton growth in the Westerschelde estuary by means of an ecosystem model (MOSES)*, *Journal of Plankton Research* 16 (10), 1277-1301
- Soetaert, K. & Herman, P.M. (1994), *One foot in the grave: zooplankton drift into the Westerschelde estuary (The Netherlands)*, *Marine Ecology Progress Series* 105, 19-29
- Soetaert, K.; Middelburg, J.; Heip, C.; Meire, P.; Van Damme, S. & Maris, T. (2006), *Long-term change in dissolved organic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands)*, *Limnology and Oceanography* 51 (1 part 2), 409-423
- Van Damme, S.; Meire, P.; Maeckelberghe, H.; Verdriel, M.; Bourgoing, L.; Taverniers, E.; Ysebaert, T. & Wattel, G. (1995), *De waterkwaliteit van de Zeeschelde: evolutie in de voorbije dertig jaar*, *Water* 85, 244-156
- Van Damme, S.; Struyf, E.; Maris, T.; Ysebaert, T.; Dehairs, F.; Tackx, M.; Heip, C. & Meire, P. (2005), *Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach*, *Hydrobiologia* 540, 29-45
- Van Gils, J.; Ouboter, M. & De Rooij, N. (1993), *Modelling of water and sediment quality in the Scheldt Estuary*, *Neth. J. Aquat. Ecol.* 27, 247-256
- Vanderborght, J.; Folmer, I.; Aguilera, D.; Uhrenfold, T. & Regnier, P. (2007), *Reactive-transport modelling of C, N, and O₂ in a river-estuarine-coastal zone system: Application to the Scheldt estuary*, *Marine Chemistry*
- Vanderborght, J.; Wollast, R.; Loijens, M. & Regnier, P. (2002), *Application of a transport-reaction model to the estimation of biogas fluxes in the Scheldt estuary*, *Biogeochemistry* 59 (1-2), 207-237
- Wollast, R. (1978), *Modelling of biological and chemical processes in the Scheldt estuary*, in J.C.J. Nihoul, ed., *Hydrodynamics of estuaries and fjords*, Elsevier Oceanography Series, pp. 63-78

T. Cox¹, K. Soetaert², P. Meire¹

¹ Universiteit Antwerpen, Departement Biologie, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer, Universiteitsplein 1, 2060 Wilrijk (B.)

² Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Werkgroep Ecosysteemstudies, Koringaweg 7, P.O. Box 140, 4400 AC Yerseke (NL)