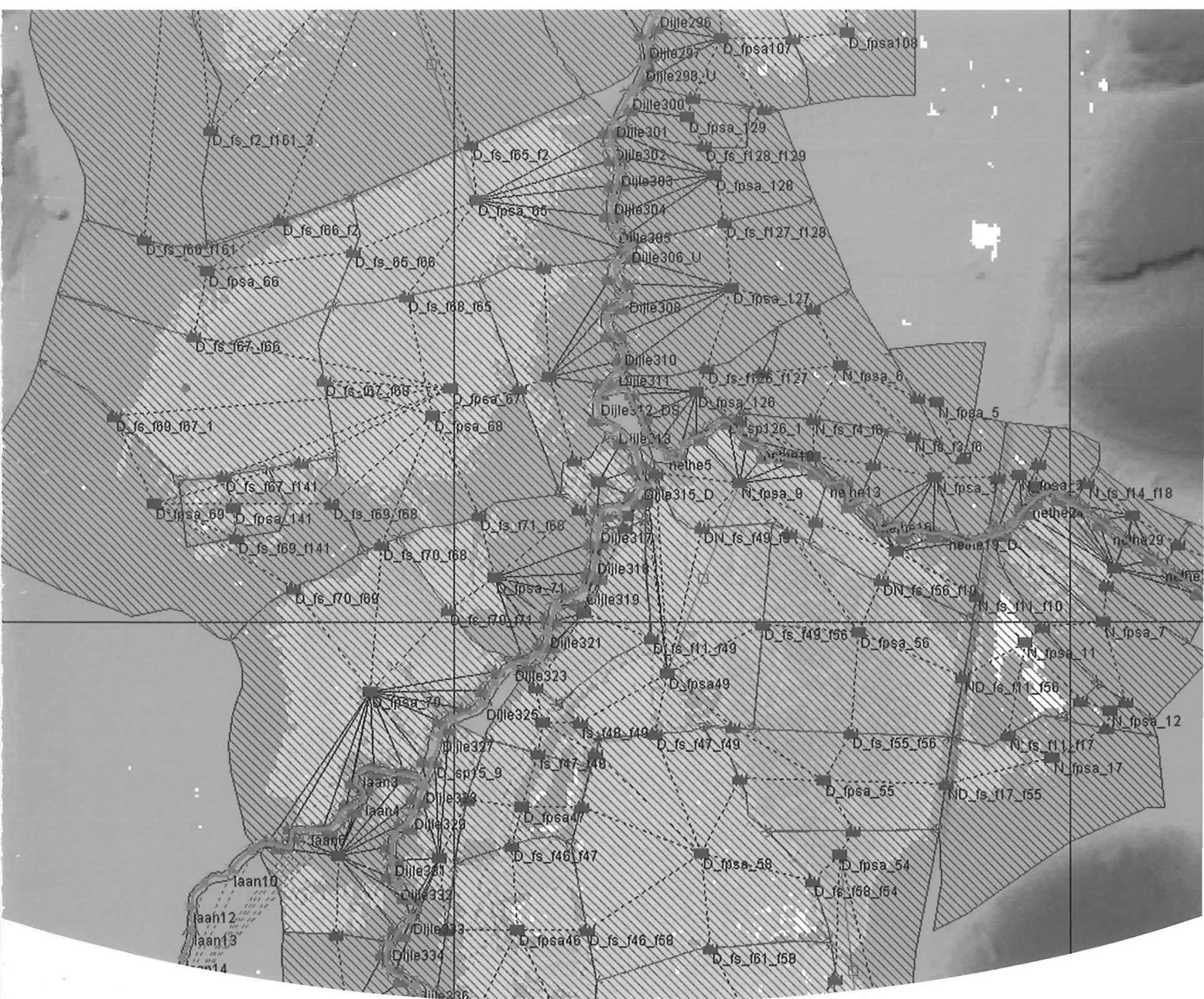


Congres Watersysteemkennis 2006/2007

Modellen voor integraal waterbeheer in Vlaanderen

Gasteditor: Florimond De Smedt



Congres Watersysteemkennis 2006/2007

Modellen voor integraal waterbeheer in Vlaanderen

Gasteditor: Florimond De Smedt



Tijdschrift over integraal waterbeleid

Nummer 32

Jaargang 2007

In 1984 werd onder voorzitterschap van professor André Van der Beken het congres 'Water voor Groen' georganiseerd. Dat bracht een "state of the art" van het onderzoek aan watersystemen in Vlaanderen en was uniek omdat het wetenschappers en beheerders van alle mogelijke disciplines en sectoren samenbracht. Het congresboek is dan ook nu nog steeds een standaardwerk. Niettegenstaande vele studiedagen, is er sindsdien echter geen initiatief meer geweest dat de verschillende wetenschappers en administraties, actief in diverse domeinen met betrekking tot water, samenbracht. Nochtans is de kennis de voorbije jaren enorm toegenomen, niet in het minst door de grote investeringen van het Vlaamse Gewest in wetenschappelijk onderzoek, zowel via de verschillende TWOL studies als via de verhoging van de reguliere middelen voor onderzoek (IWT, FWO,...).

Anderzijds is de wens en de noodzaak om onze watersystemen te herstellen nog nooit zo sterk aanwezig geweest als nu. De uitdagingen voor het waterbeheer en beleid zijn dan ook evenredig groot. In dit kader is er dan ook een steeds grotere noodzaak tot het integraal aanpakken van de problemen die zich stellen binnen het waterbeheer. Een eerste vereiste binnen dit multidisciplinair karakter van het waterbeheer is dan ook het kennen van de verschillende actoren en het op de hoogte zijn van de vooruitgang in het wetenschappelijk onderzoek. Het congres Watersysteemkennis, die de verschillende actoren samenbracht, wil een grote stimulans zijn voor het onderzoek met betrekking tot water in Vlaanderen en op die manier bijdragen aan een verdere wetenschappelijke onderbouwing van het integrale waterbeleid.

Het congres Watersysteemkennis omvatte 9 studiedagen waar aan de hand van 146 lezingen en 101 posters, een beeld geschetst werd van het lopende onderzoek in Vlaanderen. Hieruit bleek duidelijk dat in vele disciplines van watersysteemkennis hoogstaand wetenschappelijk onderzoek verricht wordt. Niettemin blijkt er eveneens een sterke noodzaak tot meer samenwerking. Ook binnen het waterbeleid en beheer wordt deze nood steeds sterker gevoeld en dit niet in het minst omdat de verwachtingen en de doelstellingen van het waterbeheer steeds breder worden. Hierbij wordt men steeds meer geconfronteerd met enerzijds kennishiaten in watersysteemkennis en anderzijds nieuwe uitdagingen voor multidisciplinair onderzoek.

Decades van thematisch en gecompartmenteerd beleid hadden hun evenknie in het disciplinair onderzoek. Een multidisciplinaire aanpak is echter essentieel voor integraal waterbeheer en vereist een vlotte uitwisseling en gezamenlijk gebruik van data en resultaten, zowel tussen de onderzoeksgroepen onderling, als tussen de wetenschappelijke instellingen en de administraties. Deze uitdaging aangaan vereist ook het mogelijk maken en stimuleren van interdisciplinair onderzoek. Het congres watersysteemkennis wil hiertoe bijdragen. Op het afsluitende 2 daagse symposium van het congres Watersysteemkennis, worden niet alleen syntheses gebracht van de studiedagen maar worden ook verschillende nationale en internationale geïntegreerde onderzoeksprogramma's toegelicht.

De resultaten van het congres worden gepubliceerd in 10 afzonderlijke nummers van het tijdschrift WATER, die gezamenlijk de neerslag van het volledige congres vormen.

Samenstelling Wetenschappelijk Comité:

Willy Baeyens, Vrije Universiteit Brussel
Okke Batelaan, Universiteit Gent
Jean Berlamont, Katholieke Universiteit Leuven
Lieven Bervoets, Universiteit Antwerpen
Ronny Blust, Universiteit Antwerpen
Marleen Coenen, Universiteit Antwerpen
Steven Declerck, Katholieke Universiteit Leuven
Niels De Pauw, Universiteit Gent
Florimond De Smedt, Vrije Universiteit Brussel
Alain De Vocht, Universiteit Hasselt
Gerard Govers, Katholieke Universiteit Leuven
Rudy Herman, Dept. Economie, Wetenschap en Innovatie
Patrick Meire, Universiteit Antwerpen
Frank Mostaert, Waterbouwkundig Laboratorium
Frans Ollevier, Katholieke Universiteit Leuven
Marc Van Camp, Universiteit Gent
André Van der Beken, Vrije Universiteit Brussel
Ronny Verhoeven, Universiteit Gent
Willy Verstraete, Universiteit Gent
Wim Vyverman, Universiteit Gent
Kristine Walraevens, Universiteit Gent
Patrick Willems, Katholieke Universiteit Leuven
Guido Wyseure, Katholieke Universiteit Leuven

Samenstelling redactieraad WATER:

Hoofredacteur:
Michel Bruyneel

Leden:

Willy Bauwens, Marcel Bruyndoncx, Marc Buysse,
Herman Crommelinck, Lieve De Roeck, Marie-Paule Devroede,
Heleen Geeraert, Maarten Goris, Jan Hammenecker, Jos Heylen,
Patrick Meire, Jaak Monbaliu, Frank Mostaert, Rik Serruys,
Didier Soens, Lieve Stoops, Jan Strubbe, Paul Thomas,
José Vandevijvere, Marc Vercruysse en Louis Wauters

Samenstelling Organisatiecomité:

Johan Bogaert, dep. LNE afdeling Milieu-, Natuur-, en Energiebeleid
Michel Bruyneel, tijdschrift WATER
Marc Buysse, Stichting Vlaams Water
Christophe Claeys, Vereniging van Vlaamse Steden en Gemeenten
Marleen Coenen, Universiteit Antwerpen
Willem Coppens, Waterwegen en Zeekanaal nv
Kathleen Goris, IWT
Kathy Haustaete, CIW-secretariaat
Henk Maeckelberghe, Vlaamse Milieumaatschappij
Koen Maeghe, nv De Scheepvaart
Patrick Meire, Universiteit Antwerpen
Kurt Sannen, Agentschap voor Natuur en Bos
Lieve Stoops, Vereniging van Vlaamse Provincies
Jan Spaas, Vlaamse Vereniging van Polders en Wateringen
Karel Vandaele, Watering Sint Truiden
Philippe Van Haver, dep. LNE afdeling Milieu-, Natuur- en
Edward Van Keer, dep. MOW afdeling Haven- en Waterbeleid
Astrid Van Vosselen, dep. MOW afdeling Algemeen Beleid
Véronique Vens, Vlaamse Milieumaatschappij

Tijdschrift over
integraal waterbeleid
in samenwerking
met de CIW


Coördinatiecommissie
Integraal Waterbeleid

v.z.w. WATER
Broechemsesteenweg 165 • 2531 Boechout
tel.: 03/475 09 66 en 0486 939 025 • fax: 03/475 09 66
e-mail: claire.bruyneel@telenet.be
website: www.tijdschriftwater.be

Voorwoord



Modellen voor integraal waterbeheer in Vlaanderen

De studiedag 'Modellen voor integraal waterbeheer in Vlaanderen, 31 mei 2007, Vrije Universiteit Brussel' was de achtste in een reeks van studiedagen georganiseerd in het kader van het Congres Watersysteemkennis. De doelstelling van de studiedag was een overzicht te geven over het gebruik van numerieke modellen voor integraal waterbeheer in Vlaanderen. Aandachtspunten waren de recente wetenschappelijke ontwikkelingen en praktische toepassingen van numerieke modellen voor het beheer en onderzoek van oppervlakte- en grondwater en de koppeling van dergelijke modellen, het geïntegreerd modelleren, de uitwisselbaarheid en afstemming van resultaten, en de beheersing van de complexiteit en betrouwbaarheid van modellen.

De lezingen en posters gepresenteerd op de studiedag werden onderverdeeld in vier items: (1) geïntegreerd modelleren op bekken-niveau, (2) calibratie, onzekerheid en betrouwbaarheid van modellen, (3) koppeling van modellen voor waterkwaliteit en kwantiteit, en (4) ecohydrologische modellen. Voor elke item werden er drie tot vijf pertinente voordrachten gegeven door specialisten ter zake, terwijl de meer specifieke bijdragen aan bod kwamen in de vorm van posters.

De studiedag heeft aangetoond dat sinds het congres "Water voor Groen" in 1984 er een exponentiële groei is geweest in het gebruik van modellen. Waar vroeger het gebruik en de ontwikkeling van modellen quasi uitsluitend gebeurde door onderzoeksinstituten, is er nu ook meer en meer expertise aanwezig bij overheidsinstanties en studiebureaus. De ontwikkeling en ondersteuning van modellen gebeurt nu grotendeels internationaal door gespecialiseerde bedrijven, terwijl het onderzoek zich meer toespits op calibratie, onzekerheidsanalyse en betrouwbaarheid van modellen.

De studiedag heeft ook aangetoond dat er in Vlaanderen een uitgebreide expertise aanwezig is voor geïntegreerde modellering van het hydrologische processen en waterbeheer op bekken-schaal. De koppeling van modellen zoals voor waterkwaliteit en -kwantiteit, grondwater- en oppervlaktewater, stroming en sedimenttransport, of rivierafvoer- en rioolmodellen, staat volop in de belangstelling en de eerste resultaten ervan zijn aantoonbaar. De verdere ontwikkeling blijkt alleen afhankelijk te zijn van de benodigde investeringen en de rekencapaciteit van de hardware. De volgende stap is de koppeling tussen ecologische systeemmodellering en hydrologische modellen. De sterk toegenomen maatschappelijke belangstelling voor biodiversiteit, bescherming van ecosystemen en herstel van natuurwaarden, vereisen een nog meer geïntegreerde aanpak, waarbij samenwerking tussen verschillende disciplines zoals biologie, morfologie, hydrologie, hydraulica, informatiesystemen noodzakelijk worden. Op dit vlak is er nog heel wat werk te verzetten en zijn er ruime mogelijkheden voor interacties tussen wetenschap, beleid en praktijk.

Zo komen we terug tot een van de bevindingen van het congres "Water voor Groen" in 1984, ongeveer 20 jaar geleden: globale ecohydrologische modellen op bekken-schaal zijn nodig om de impact van beleidsinitiatieven te voorspellen. Zover zijn we evenwel nog niet gekomen, maar dit is mogelijk te verwachten in de komende 20 jaar!

prof. dr. ir. F. De Smedt, thema-coördinator
Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde, Vrije Universiteit Brussel

Het modelinstrumentarium voor de onbevaarbare waterlopen

Vlaanderen heeft de voorbije 10 jaar een uitgebreid modelinstrumentarium opgebouwd. In deze bijdrage wordt een overzicht gegeven hoe dit tot stand kwam. We bespreken de eerste aanzetten tot waterloopmodellering, de hieropvolgende consolidatiefase als ook het operationaliseren van de bestaande modellen. Aan de hand van deze chronologie zal aangetoond worden dat het modelleerbeuren tot schitterende staaltjes van (reken)techniek heeft geleid die hun weg in het waterbeheer definitief hebben verworven.

De eerste experimenten met het opbouwen van modellen voor de onbevaarbare waterlopen dateren van halfweg de jaren negentig. Voor de Dijle opwaarts Leuven werd nog met de voorloper van het Isis-model (Salmon-F) een model opgebouwd dat zowel de stroming in de bedding als in de vallei diende te beschrijven bij bestaande toestand en ontworpen toestand. Het pionierswerk werd verricht door ingenieurs werkzaam bij externe studiebureaus en nam enkele jaren in beslag, vanaf de topografische opmeting van de waterloop tot aan de voorstelling van de scenariostudies.

Gezien de positieve ervaring in de Dijlevallei kon in 1996 de beslissing genomen worden tot het opbouwen van een 5-tal nieuwe modellen. Deze werden gerealiseerd via externe dienstverleners in een ontlukende markt van Vlaamse modelleers. Het voordeel hiervan was dat op relatief korte termijn het modelinstrumentarium snel kon worden uitgebreid. Door jaar na jaar de lastenboeken te verbeteren werd getracht de kwaliteit en uniformiteit van de modellen te garanderen. Eind 2003 waren 64 modelleringsprojecten opgestart onder de naam van de zogenaamde "Oppervlaktewaterkwantiteitsmodellerings" of OWKM-reeks. De OWKM-reeks resulteerde naast de modellen zelf, in een waaier van nevenresultaten als lijvige rapporten die de hydrologische en hydraulische resultaten beschrijven, samenvattende brochures en een Locaal Wateroverleg.

De modellen zelf werden nagenoeg uitsluitend gebruikt in het kader van ontwerpstudies. Terwijl de eerste modelleringsstudies zich eerder beperkten tot het voorstellen van een aantal scenarioberekeningen, vergroete de maatschappelijke interactie rond deze studies steeds meer. Via MER- en andere procedures steeg het aantal vragen tot hydraulische berekeningen en dus ook het aantal versies van de modellen. Omdat de toenmalige modellen file-based waren, was het geen evidentie om de vele honderden bestanden coherent te beheren. Vanuit de software-leveranciers kwamen nieuwe pakketten ter beschikking die niet alleen toelieten om simulaties uit te voeren maar ook om deze te beheren. Elke aanpassing, uitbreiding of upgrade kon voortaan in een databank worden bijgehouden. Het sprak voor zich dat deze ontwikkeling diende gevolgd te worden.

Afrondend kan gesteld worden dat in de periode 1995-2003 er een zeer uitgebreide set van

OWKM-basismodellen werden opgebouwd. Voor bijna 5000 kilometer onbevaarbare waterlopen zijn modellen opgebouwd. Enerzijds verwijst basismodel naar het feit dat het al bij al eenvoudige modellen waren, als we vergelijken met de huidige status van het modelinstrumentarium. Anderzijds verwijst de term naar het feit dat het deze prille modellen zijn die de basis hebben gevormd voor de latere verwezenlijkingen.

Consolideren

De basismodellen hebben als groot nadeel dat ze zijn opgemaakt door een groot aantal modelleers elk werkzaam binnen hun eigen organisatie. Hierdoor bevatten de basismodellen onderling grote verschillen zowel in de opbouw als op het eindresultaat. Daarbij komt dat vanaf 2004 de eerste resultaten van het Digitaal Hoogte Model (DHM) Vlaanderen ter beschikking kwamen. Het DHM-Vlaanderen verschaft zeer gedetailleerde informatie over de geometrie van de vallei en is daarom cruciaal wil men tot betrouwbare simulaties van de overstromingscontouren komen. Ook het belang van een uniforme inschatting van de overstromingsfrequentie werd zeer belangrijk omdat deze informatie gebruikt werd bij de risicokaart overstromingen en de watertoetskaarten welke beide voor het ganse Vlaamse Gewest dienden te worden opgemaakt.

Een verbetertraject voor de basismodellen werd uitgewerkt en in de periode 2004-2005 werd met een 8-tal hydrologen intern de afdeling Water de revisie uitgevoerd. Een eerste verbeterstap betreft het volledig georefereren van alle modeleenheden. Zowel dwarsprofielen als alle kunstwerken maar ook de oevers en compartimenten van de vallei werden exact ingepast in het Lambert-72 stelsel. Parallel hiermee wordt het DHM-Vlaanderen en e.v. recentere topografische opmetingen ingevoegd. Hiermee werd respectievelijk de volume-diepte relatie in de vallei of de hoogte van de oevers gecorrigeerd. Om vlot simulaties te kunnen uitvoeren werd aan het hydraulisch model direct het hydrologisch model gekoppeld. Stroomgebiedsgrenzen werden nieuw bepaald op basis van het DHM-Vlaanderen en een nieuwe set met alle in Vlaanderen beschikbare puntneerslagen werd verzameld. Simultaan met elke verbeterstap wordt de stabiliteit en rekensnelheid geëvalueerd en verbeterd. Daar waar het basismodel veelal

met een tijdstap van 5-20 seconden rekende werd deze verhoogd tot 60-120 sec.

Sluitstuk van het verbeterwerk vormt het doorrekenen van een hydrogramsequentie. Dit houdt in dat met het gekoppelde hydrologisch-hydraulisch model minstens een 100-tal grote afvoeren uit de voorbije 100 jaar worden doorgerekend. De afvoeren worden geselecteerd na POT-analyse op debiet en afstromingsvolume en dit op meerdere locaties in het beschouwde stroomgebied. Hierdoor wordt een set van afvoeren samengesteld die het hydraulisch model een kritieke belasting moet geven in elk punt, zij het nu ver stroomopwaarts of in het stroomafwaartse deel. Na hydraulische simulatie van elk van deze kritieke afvoeren, tonen de resultaten in elke rekenknoop van het model een populatie van een 100-tal piekwaterstanden en debieten. Na statistische analyse van de waterstanden, wordt finaal een inschatting bekomen van de overstromingskansen in elke locatie van het model. Het unieke in deze Vlaamse aanpak is dat de overstromingskansen hydraulisch gebaseerd zijn en dus terdege een uitspraak doen over de overstroming zelf en dus niet meer over de onderliggende neerslag of neerslag-afvoer kansen.

Tijdens de consolidatiefase werd ook ruim geëxperimenteerd met de opmaak van Bekken-Modellen. Deze worden bekomen door het aan elkaar koppelen van alle deelmodellen in een hydrografisch bekken. Het voordeel hiervan is dat het aantal afwaartse randvoorwaarden kan verminderen en dat hierdoor de onzekerheid op deze randvoorwaarden sterk afneemt. Zowel voor het IJzerbekken en het Denderbekken kon een volledig Bekken-Model worden opgesteld. Voor het Dijlebekken bleken de limieten van software en hardware bereikt te worden na koppeling van alle deelmodellen stroomopwaarts Leuven. Het oplossen van een rekenmatrix met 5.000 tot 10.000 knopen stelt anno 2007 weinig tot geen problemen doch hierboven lopen de rekentijden onaanvaardbaar hoog op.

Door het veel hogere detail van deze verbeterde off-line modellen, werd het mogelijk om complexere scenario's te berekenen. Enkele voorbeelden hiervan zijn scenario studies rond hermeandering, vispassages, slibinvloeden, En door het feit dat deze modellen permanent actueel en rekenklaar worden gehouden, is het sinds enkele jaren al zo dat geen enkele significante ingreep op de waterloop nog wordt uitgevoerd, zonder dat het effect hiervan eerst via modellering werd begroot.

Operationaliseren

Een laatste modelleerinitiatief betreft het omzetten van de off-line (sub) Bekken-Modellen tot real-time voorspellingssystemen voor overstromingen of te Operationele Bekken Modellen (OBM). Deze systemen maken rechtstreeks gebruik van de intern gereviseerde hydraulische modellen. Wel worden twee bijkomende eisen gesteld. Ten

eerste moet een volledige hydrogramsequentie gesimuleerd kunnen worden, zonder dat ook maar één simulatie vroegtijdig afbreekt en daarenboven moet een periode van 72 uur in minder dan een kwartier berekend te worden. Na verder aanpassingswerk blijkt dit voor alle modellen tot op heden een haalbare kaart te zijn. Wel is gebleken dat een volledig Bekken-Model opnieuw moet onderverdeeld worden in een aantal deelmodellen. Bij dit knippen van het model worden de zijmodellen dermate uitgebreid dat ze net onder een rekenduur van 15 minuten per 72 uur blijven. Idealiter wordt bovendien geknipt ter hoogte van een meetpunt. Het is immers zo dat in voorspellingssystemen de deelmodellen nu nog sequentieel worden doorgerekend, maar in de nabije toekomst zal zelf parallelle doorrekening tot de mogelijkheden gaan behoren. Dan wordt meteen mogelijk om in een hydrografisch bekken alle onafhankelijke zijlopen simultaan – binnen het kwartier – hun voorspelling te laten afwerken of hun output (het debiet aan de afwaartse rand) door te geven aan één of meerdere afwaartse modellen.

Voorspellingssystemen bevatten nog andere bijzonderheden. Redundantie van het systeem is cruciaal en derhalve wordt o.a. gerekend met neerslaginput die een ganse terugvalcascade van meerdere bronnen (radar, pluviograaf, weermodel) omvat, met minimaal opgelegde invoerdebieten, met de plc-sturing aan kunstwerken als terugval voor de werkelijk gemeten klepstanden, Maar ook veranderende regelpeilen of bresvorming kunnen door operatoren zeer eenvoudig in het voorspellingssysteem worden ingebracht. Het neusje van de zalm vormt ongetwijfeld de hydraulische updating. Hierbij analyseert het systeem zelf het verschil tussen gesimuleerd en gemeten debiet in de voorbije 48 uur om vervolgens deze correctie dynamisch toe te passen voor de komende 48 uur.

Naast de rekentechnische vernuftigheid zit achter de voorspellingssystemen ook een bijzonder complex geheel van analyse-, waarschuwings- en communicatietools. Na analyse van de voorspellingresultaten wordt aan elke hydrografisch bekken, elk meetpunt en elk onbemeten stroomgebied een overstromingstoestand of mode toegekend. Deze kan gaan van basis-mode tot mogelijks-, waarschijnlijke of effectieve waak- en alarm-modes. Overgangen tussen modes kunnen per SMS aan operatoren en hulpdiensten worden aangeboden. En om ook de burger tijdig en correct te kunnen informeren over aankomende overstromingen worden de voorspellingresultaten 24/24u doorgestuurd naar de website www.overstromingsvoorspeller.be. Elk kwartier worden de nieuwste resultaten van het vereenvoudigd systeem voor Vlaanderen (hydrologische voorspellingen) en de gedetailleerde voorspellingen voor het Denderbekken getoond.

Toekomstige ontwikkelingen

Uit de bovenstaande paragrafen blijkt dat het mogelijk was om steeds verder te bouwen op eerder opgestelde modellen. Voor de nabije toekomst zal dit allicht niet meer mogelijk blijven. Er zal een diversificatie optreden tussen versies die zeer gedetailleerd en traag rekenend de hydraulica in een bekken beschrijven (Bekken Model), versies die zeer snel rekenen en dus dienstig voor real-time gebruik en speciale versies die worden opgesteld voor modelkoppelingen met andere modellen als b.v. rioolmodellen.

Daarnaast wordt het modelinstrumentarium terecht vanuit nieuwe hoeken bevraagd. Waterkwaliteitssimulaties zouden heel goed de resultaten kunnen gebruiken van de jaarsimulaties met een Bekken-Model. Maar ook de overstromingsfrequenties die prijken op de risicokaart of watertoetskaarten behoeven een herberekening

zodra enkele nieuwe overstromingen zich zullen voordoen. Voor dit ruimer gebruik van de off-line modellen zal het nodig zijn om op snellere wijze grootschalige simulaties te kunnen afwerken. Voor deze ambitieuze opdracht zullen de ervaringen opgedaan bij real-time voorspellingen nuttig zijn. Maar bovenal wordt het andermaal opboksen tegen de grenzen van de computerrekenkracht, een constante in de 10 jaar waterloopmodellering in Vlaanderen.

K. Cauwenberghs,

*Koning Albert-II laan 20 1000 Brussel
Kris.Cauwenberghs@lin.vlaanderen.be*

*Vlaamse Milieumaatschappij,
A. Van de Maelestraat 96, 9320 Erembodegem*

Modelinstrumentarium voor overstromingsbeheer: een aanpak met meerdere dimensies

Inzicht verkrijgen in de overstromingsproblematiek is geen eenvoudige opgave, en is vaak gebaat bij een modelmatige aanpak. Het modelinstrumentarium dat het Waterbouwkundig Laboratorium hiervoor gebruikt bevat een breed gamma van modellen. Afhankelijk van de locatie, de aard en complexiteit van het probleem en de tijd waarbinnen een antwoord moet gegeven worden, zal er voor een welbepaald model gekozen worden.

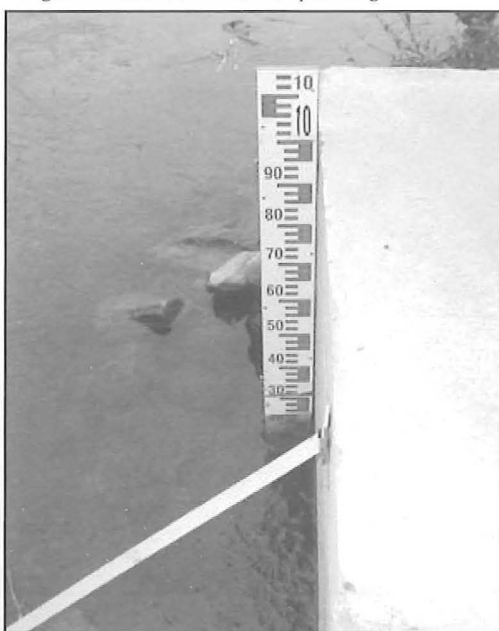
Om resultaten van één- of meerdimensionale wiskundige hydraulische modellen te verbeteren worden testen in schaalmodellen en metingen op het terrein uitgevoerd. In sommige projecten worden meerdere wiskundige modellen met elkaar gecombineerd om tot de inzichten en zo juiste maatregelen met gewenste resultaten te komen.

In dit artikel wordt met behulp van een kaart ingezoomd op een aantal projectlocaties langs de Schelde. Op elke locatie wordt een kort overzicht gegeven van het probleem dat wordt aangepakt en de manier waarop het wordt opgelost. Hierbij wordt geschetst met welk modelinstrumentarium dit gebeurt, welke interacties er tussen verschillende modellen zijn en wat de resultaten van de studie opleveren.

1. Inleiding

De regelmatig terugkerende overstromingen die Vlaanderen de laatste decennia kende, bewijzen dat deze problematiek actueel blijft. Dat het nodig is om het inzicht in de overstromingsproblematiek blijvend te vergroten, lijdt dan ook geen twijfel. De zoektocht naar deze inzichten is vaak gebaat bij een modelmatige aanpak. Het modelinstrumentarium dat het Waterbouwkundig Laboratorium (WL) hiervoor gebruikt bevat een breed gamma van modellen. Afhankelijk van de locatie, de aard en complexiteit van het probleem en de tijd waarbinnen een antwoord moet gegeven worden, zal er voor een welbepaald model gekozen worden.

Figuur 1: Voorbeelden van een waterpeilmeting

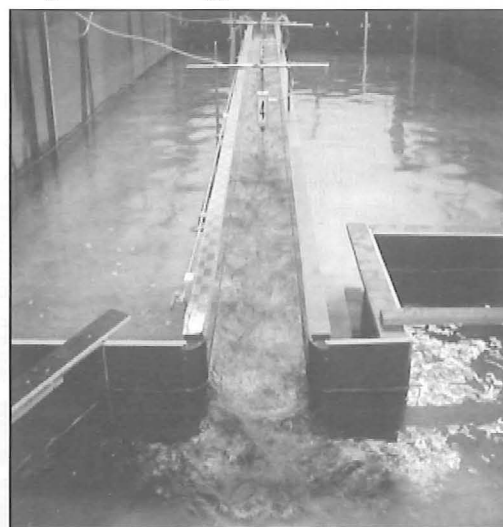


2. Begrijpen wat gebeurt

Belangrijke, zelfs noodzakelijke instrumenten die de kwaliteit van het bestaande modelinstrumentarium ten goede komen, zijn meetcampagnes. Naast de bestaande permanente meetopstellingen (voorbeeld in Figuur 2) is er voor een aantal projecten een specifieke, lokale meetcampagne opgestart. Deze vaak intensieve campagnes kunnen een schat aan informatie opleveren voor het begrip van de werking van het watersysteem.

Ook zijn er de fysische modellen (Figuur 2). Deze zijn de laatste decennia deels ingehaald door de mogelijkheden en de snelheid van wiskundige modellen. Maar ondanks de numerieke spits-technologie, is inmiddels het inzicht gegroeid dat een aantal problemen (nog steeds) niet met wiskundige modellering betrouwbaar op te los-

Figuur 2: een eenvoudig fysisch schaalmodel

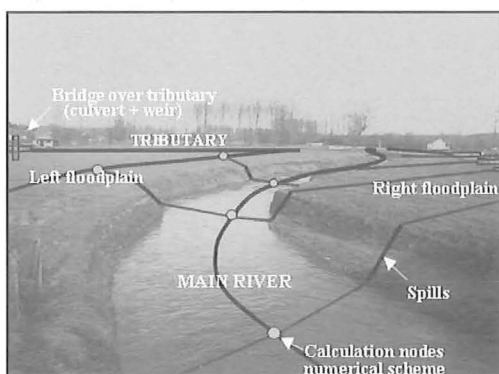


sen is. Zo worden schaalmodellen bijvoorbeeld gebruikt voor de ijkning van kunstwerken (zoals uitwateringsconstructies, stuwen, ...) of voor een gedetailleerd beeld van stromingspatronen. Deze resultaten worden dan verder gebruikt om de kunstwerken in een wiskundig vereenvoudigde vorm mee te kunnen nemen in grootschaliger numerieke modellen en om het waterbouwkundige ontwerp van de kunstwerken te kunnen

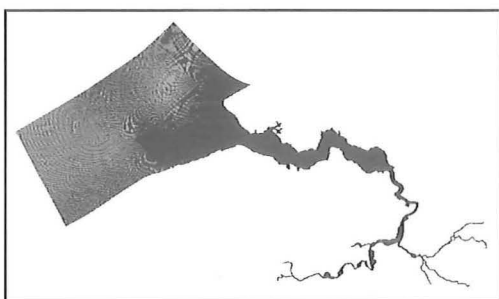
maken (o.a. krachtswerking, energiedissipatie, erosiebescherming).

Wiskundige hydraulische modellen worden gebruikt om de (over)stroming in de rivier of in de gebieden langs de rivier na te bootsen (Figuur 3). Bestaande modellen, gaande van geschematiseerde, snel rekenende modellen tot complexe en gedetailleerde driedimensionale modellen, worden elk afzonderlijk of samen ingezet voor het berekenen van scenario's, het maken van overstromingskaarten, het berekenen van actuele waterstand- en debietvoorspellingen, ... De resultaten van wiskundige modellen worden verder verwerkt tot afgeleide producten zoals overstromingskaarten, schadekaarten en risicokaarten.

Figuur 3: Principe van de schematisatie in een eendimensionaal hydraulisch model (bron: KU Leuven)



Figuur 4: Modelrooster van een tweedimensionaal hydraulisch model van de Schelde (bron: WL)



Figuur 5: Verschillende projectlocaties langs de Schelde (van opwaarts naar afwaarts): 1. OpenMI project Dender – Schelde, 2. proefproject Lippenbroek, 3. overstromingsgebied Kruibeke – Bazel – Rupelmonde, 4. voorspellingen van waterpeilen in Antwerpen



3. Op excursie

In dit artikel wordt met behulp van een kaart ingezoomd op een aantal projectlocaties langs de Schelde (Figuur 5). Op elke locatie wordt een kort overzicht gegeven van het probleem dat wordt aangepakt en de manier waarop het wordt opgelost. Hierbij wordt geschetst met welk modelinstrumentarium dit gebeurt, welke interacties er tussen verschillende modellen zijn en wat de resultaten van de studie opleveren.

3.1 Combinatie schaalmodel – wiskundig model: Overstromingsgebied Kruibeke – Bazel – Rupelmonde

In het Sigmaplan, dat werd opgesteld ter beveiliging van het Scheldebekken tegen overstromingen, worden verschillende soorten gecontroleerde overstromingsgebieden voorzien. Een klassiek gecontroleerd overstromingsgebied (GOG) is een gebied naast de rivier, dat afgebakend is door

een hoge dijk. De rivierdijk is op de plaats van het overstromingsgebied een beetje verlaagd. Op die manier kan het water uit de rivier vanaf een gekozen hoogte in het overstromingsgebied stromen. Via kokers door de rivierdijk, zogenaamde uitwateringsduikers met terugslagkleppen, wordt het water zo snel mogelijk terug naar de rivier afgevoerd eens het peil in de rivier terug verlaagt. Tijdens een belangrijke storm kan een GOG als een getijrivier zoals de Schelde tijdens één getijcyclus vullen en grotendeels terug leeglopen.

Een gereduceerd getijgebied (GGG) werkt gelijkaardig aan een GOG, maar heeft bijkomend een beperkte waterberging tijdens elke getijcyclus. Door inwateringsconstructies met beperkte opening halverwege de rivierdijk kan een deel van het water 2 keer per dag in het gebied stromen. De uitwateringsconstructies voeren het water opnieuw af. Zo is het overstromingsgebied onderhevig aan

een permanent getij met een beperkte amplitude. Het grootste deel van de bergingscapaciteit blijft wel beschikbaar voor extreme stormperiodes.

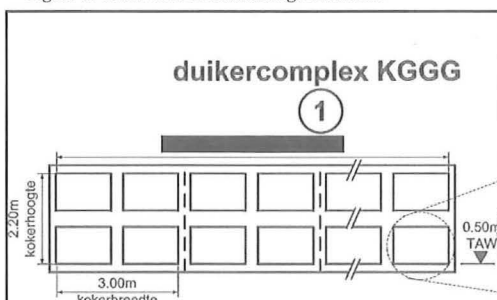
Eén van de overstromingsgebieden die voor het Sigmaplan worden aangelegd, is het overstromingsgebied van Kruikebeke – Bazel – Rupelmonde (KBR). Een deel van dit gebied wordt GOG, een ander deel wordt als GGG ingericht.

Om het aantal in- en uitwateringsconstructies en de grootte en ligging ervan te kunnen bepalen, werd een fysisch model gebouwd. In een diepe tank werden kokers op schaal gebouwd, die twee compartimenten met een verschillend waterpeil met elkaar verbinden (Figuren 7 en 8). De kokers zijn voorzien van terugslagkleppen zodat stroming maar in één richting mogelijk is. Door de debieten door de kokers te meten kon voor verschillende stromingscondities onderzocht worden wat de verliezen in de kokers zijn. De resultaten van deze metingen werden gebruikt om de verliescoëfficiënten van de duikers in de wiskundige modellen in te stellen. Het uiteindelijke ontwerp van zo'n duikercomplex is te zien in Figuur 6.

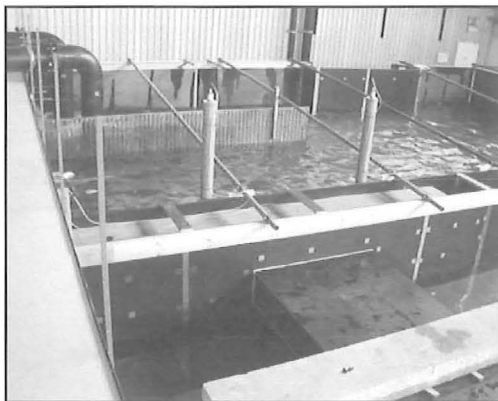
3.2 Combinatie metingen – wiskundig model: proefproject Lippenbroek

Door gerichte meetcampagnes kunnen de resultaten van wiskundige modellen getoetst en verbeterd worden. Een voorbeeld hiervan is de meetcampagne in het gecontroleerd gereduceerd getijgebied (GGG) Lippenbroek (Figuur 9). In dit

Figuur 6: detail van een uitwateringsconstructie



Figuur 7: Zicht op het opwaartse compartiment van het schaal-model en de kokers



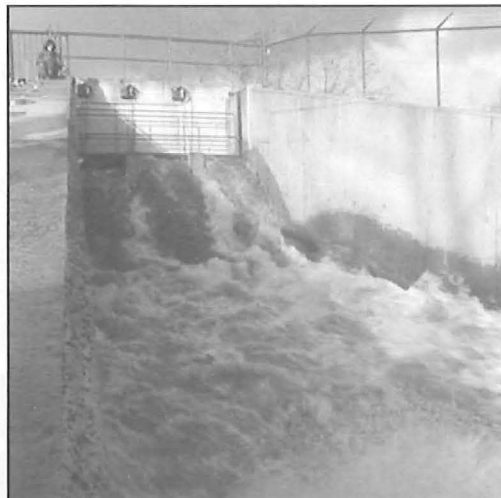
Figuur 8: detailzicht van de afwaartse rand van de kokers met terugslagkleppen



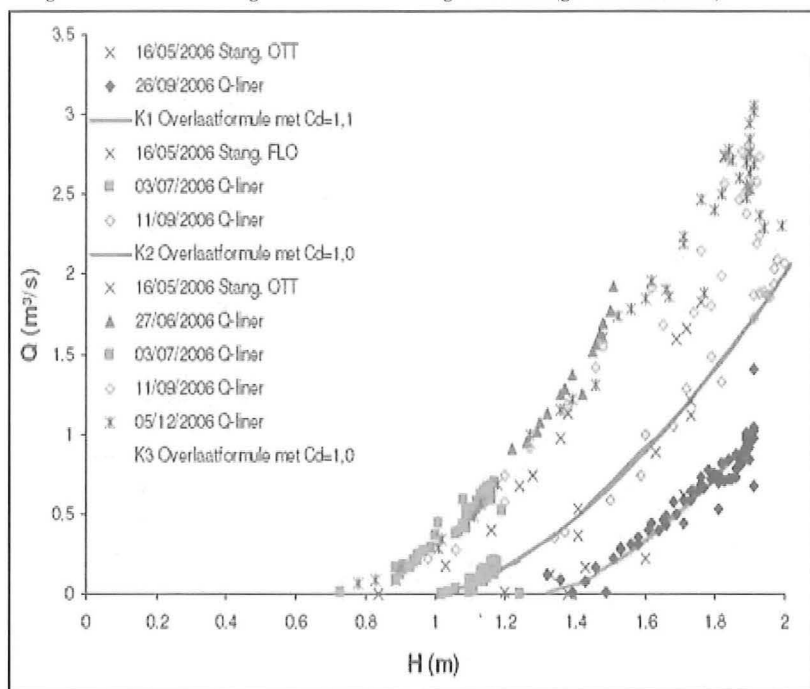
Figuur 9: Overzichtsfoto Lippenbroek



Figuur 10: inwateringsconstructie in de Schelgedijk



Figuur 11: Verband waterhoogte – debiet in 3 inwateringsconstructies (gemeten en berekend)



gebied worden waterpeilen, stroomsnelheden en debieten intensief bemonsterd. Zo is de werking van de in- en uitwateringsconstructies van het gebied (Figuur 10) nauwkeurig gekend. Een wiskundig hydraulisch model van het gebied wordt zo afgeijkt dat de volumebalans in model en meting overeenstemmen (Figuur 11). Dit onderzoek levert parameters (verliescoëfficiënten voor de in- en uitwateringsconstructies) die gebruikt kunnen worden voor het ontwerp van toekomstige installaties GGG's in het Sigmaplan. Met deze informatie wordt dan bijvoorbeeld berekend wat

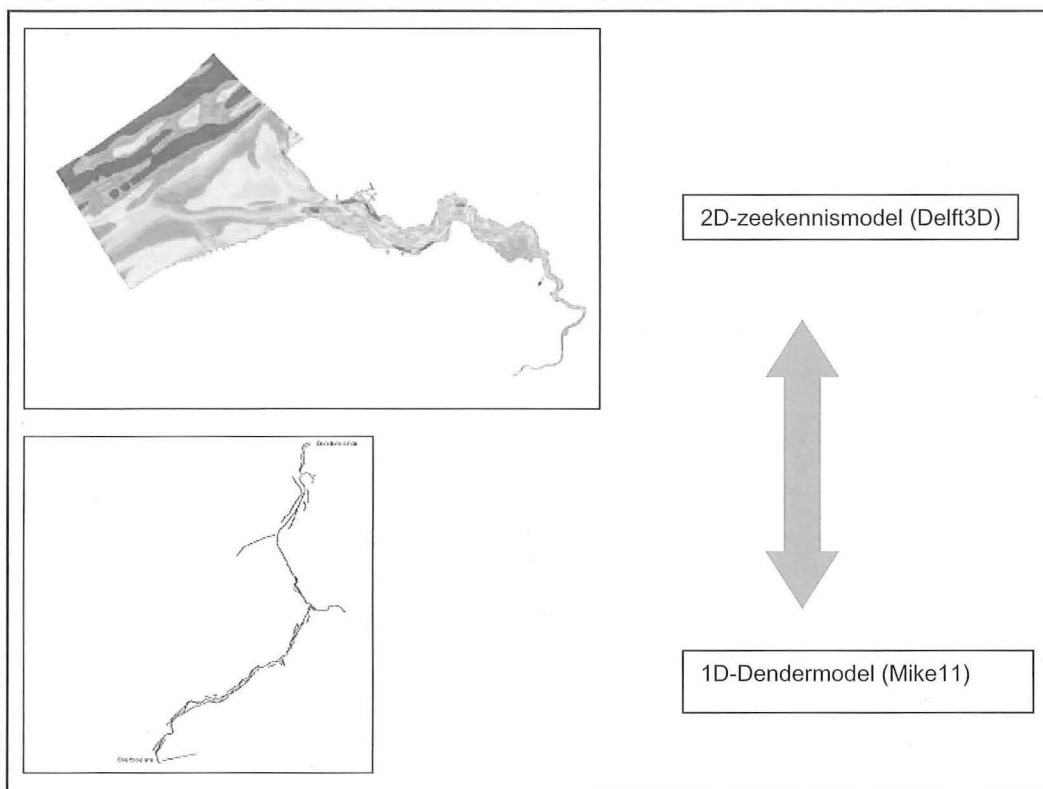
de nodige totale breedte van de inwateringsconstructies is om bij verschillende getijcondities een vooropgestelde overstroomde oppervlakte te bekomen. Deze oppervlakte is van belang om de gewenste ecologische invulling van het gebied te kunnen garanderen.

3.3 OpenMI project Dender – Schelde

Om het beschikbare modelinstrumentarium optimaal in te zetten, is afstemming nodig. Modellen die binnen eenzelfde project worden gebruikt, wisselen uiteraard onderling resultaten en randvoorwaarden uit. Maar ook los daarvan wordt tussen modellen en modelleerders gecommuniceerd. Er loopt een Europees project (OpenMI LIFE) om de koppeling van verschillende bestaande rekenmodellen te realiseren zonder de modellen drastisch te moeten wijzigen. Partners die hiervoor samenwerken in het Scheldebekken zijn het Waterbouwkundig Laboratorium (VL), Aquafin (VL), VMM (VL), RIKZ (NL), het Waterloopkundig Laboratorium (NL) en de leveranciers van de software die door deze organisaties wordt gebruikt.

De aanleiding van het project is de Europese Kaderrichtlijn Water, die een geïntegreerde aanpak vraagt voor waterbeheer. Dat vraagt de mogelijkheid om te voorspellen hoe processen in een bekken zullen interageren. In de meeste omstandigheden is het niet haalbaar om één enkel voorspellingsmodel te bouwen, dat alle processen op een nauwkeurige manier simuleert. Daarom is het nodig om verschillende modellen van de individuele processen te kunnen koppelen. De Open Modelling Interface and Environment (OpenMI) is een resultaat van het FP5 HarmonIT project dat tegemoet komt aan deze vraag door verschil-

Figuur 12: OpenMI: Koppeling van het 2D-Zeekennismodel van het Waterloopkundig Laboratorium met het 1D-Dendermodel van WL



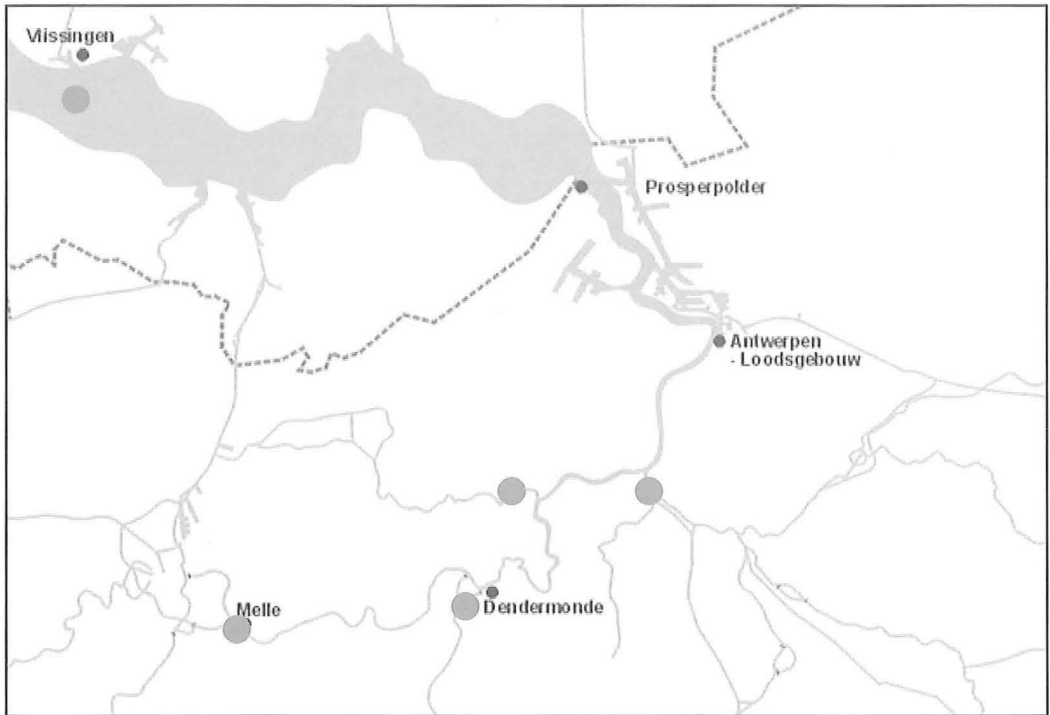
lende hydraulische modellen te koppelen. In het vervolgproject (OpenMI LIFE) wordt de koppeling gemaakt tussen hydraulische riviermodellen onderling, tussen riviermodellen en rioolmodellen en tussen riviermodellen en waterkwaliteitsmodellen met behulp van OpenMI. Zo wisselen onder meer het 2D-Zeekennismodel van het Waterloopkundig Laboratorium (opgemaakt met de software Delft3D) en het 1D-Dendermodel van het WL (opgemaakt met de software MIKE11) resultaten uit na elke rekenstap, die gebruikt worden om de volgende tijdstep mee te berekenen (Figuur 12). Meer informatie over het project is te vinden op <http://www.openmi-life.org/>.

3.4 Voorspellingen van waterpeilen in Antwerpen

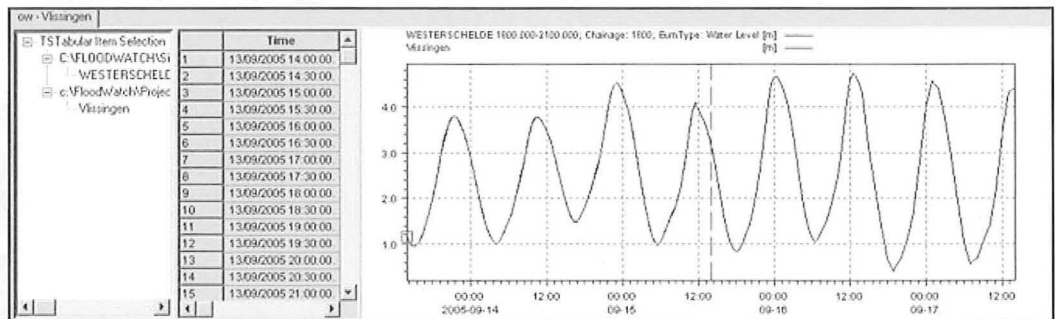
In het Waterbouwkundig Laboratorium worden hoogwaterberichten, laagwaterberichten en stormvloedwaarschuwingen opgesteld, waarin gewaarschuwd wordt in geval van extreem hoge of lage debieten in de Vlaamse rivieren en stormtijden op de Schelde. Om deze berichten te

kunnen opmaken worden voorspellingsmodellen gebruikt. Dat zijn wiskundige riviermodellen, die gevoed worden met data uit een hydrologische databank met meetgegevens van waterpeilen, debieten en neerslag die quasi ogenblikkelijk na de meting worden ingelezen. Op die manier kunnen de modellen zo goed mogelijk de hydrologische situatie van de voorbije uren simuleren. Om voor de volgende uren een kwaliteitsvolle voorspelling te kunnen maken, worden aan de opwaartse randen van de modellen voorspelde afvoeren opgelegd. Deze afvoeren worden berekend met een hydrologisch model dat voorspelde neerslagen, opgemaakt door het KMI, omzet in afvoeren. Aan de afwaartse randen van de modellen worden resultaten uit andere modellen opgelegd. Resultaten van verschillende voorspellingsmodellen worden uitgewisseld binnen het Waterbouwkundig Laboratorium zelf, maar ook tussen verschillende voorspeldiensten. Hydro Meteo Centrum Zeeland (HMCZ), dat in Nederland verantwoordelijk is voor de voorspelling van waterpeilen in de Westerschelde, de Oosterschelde en de kust van Zeeland en het

Figuur 13: Metingen en voorspellingen voor verschillende plaatsen in het getijdgebied van de Schelde worden uitgewisseld tussen Vlaanderen en Nederland



Figuur 14: Voorbeeld van een invoerreeks te Vlissingen voor het voorspellingsmodel van de Zeeschelde: voor de berekening van het verleden (links van de stippellijn) worden de waterpeilmetingen in Vlissingen gebruikt, voor de voorspelling (rechts van de stippellijn) worden de voorspelde waterpeilen van HMCZ gebruikt.



Waterbouwkundig Laboratorium werken hierin voor de Schelde nauw samen. Het WL ontvangt van HMCZ metingen en voorspellingen van waterpeilen in de Westerschelde, die als afwaartse rand worden gebruikt voor het voorspellingsmodel van de Zeeschelde (Figuur 14). Met dat model voorspelt het WL debieten, die samen met de debietmetingen naar HMCZ gezonden worden om als opwaartse rand voor hun voorspellingsmodel te dienen. Op die manier krijgen de opgelegde randvoorwaarden van de gebruikte modellen een aanzienlijk hogere kwaliteit waardoor de voorspellingen steeds juistere worden. Een overzicht van de uitgewisselde metingen en voorspellingen is te zien in Figuur 13.

Toekomstige modelontwikkelingen worden tussen beide voorspellingscentra maximaal afgestemd om investeringskosten minimaal te houden. Daarom is beslist om een kopie van het Nederlandse voorspellingsmodel (Figuur 15), dat bij HMCZ wordt gebruikt, bij het Waterbouwkundig Laboratorium te installeren. Beide voorspellings-systemen zullen onafhankelijk van elkaar werken. Bij uitval van één van beide dient het andere als back-up, zodat resultaten steeds gegarandeerd worden. Door na deze installatie de toekomstige aanpassingen in het modelinstrumentarium en de configuratie ervan af te spreken en gezamenlijk uit te voeren, wordt de investeringskost voor beide organisaties sterk gereduceerd. De resultaten van deze modellen zullen ook gebruikt worden door het Oceanografisch Meteorologisch Station (OMS) van de Afdeling Kust, dat voorspellingen van waterstanden en ook stormvloedwaarschuwingen voor de Belgische kust verspreidt. De installatie van deze modellentrein bij het Waterbouwkundig Laboratorium wordt in het najaar van 2007 gestart.

4. Conclusies

Wiskundige modellen zijn de laatste decennia een erg krachtig instrumentarium geworden voor het Vlaamse rivierbeheer. Deze kracht wordt sterk vergroot door de modelresultaten te toetsen aan metingen en fysische proeven. Ook het combineren van die modeltechnieken die het beste voldoen aan de inhoudelijke behoefte is nodig. Zo kan een tweedimensionaal model van een gebied met complexe stromingspatronen gecombineerd worden met een eendimensionaal model van een eenvoudig te beschrijven gebied. Technieken om modellen te koppelen bieden hierin heel wat per-

spectieven en maken het bovendien ook mogelijk om modellen die verschillende processen beschrijven te combineren. Deze toegevoegde waarde kan uiteraard niet gerealiseerd worden zonder samenwerking tussen de modelleerders zelf.

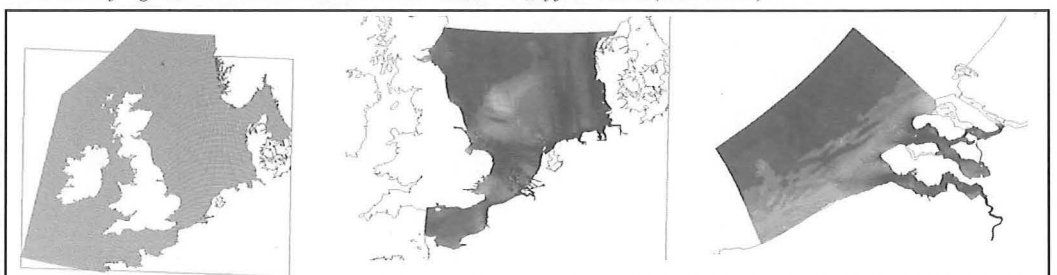
Referenties

- Anon. (2004). Haalbaarheidsstudie Nutriënten- en Sedimenttransportmodellering in 2D voor het Scheldebekken en het GOG KBR. Bestek 16EB/01/23. Deelopdracht 2: inventarisatie. [---]. IMDC/WL Delft Hydraulics/KUL/UA
- Anon. (2007). Overeenkomst tussen het Vlaamse gewest en Nederland betreffende de uitwisseling van hydrologische gegevens in het Scheldestroomgebied. ISC-CIE/PA7_PLEN_0601_VL-NL. [---].
- Berlamont, J. *et al.* (2000). Algemene methodologie voor het modelleren van de waterafvoer in bevaarbare waterlopen in Vlaanderen. [---]. Katholieke Universiteit Leuven. Faculteit Toegepaste Wetenschappen. Department Burgerlijke Bouwkunde. Laboratorium voor Hydraulica: Heverlee, Belgium. VIII, 158 pp.
- De Rouck, K. *et al.* (2005). Risicobenadering bij waterbeheersingsplannen: Optimaliseren van de risicomethodologie. Actualiseren van waterbeheersingsplannen. [---]. Modellen Waterbouwkundig Laboratorium (WL): Publicaties. Vrije Universiteit Brussel/Katholieke Universiteit Leuven: Borgerhout (Antwerpen) & Gent, België
- Vanneuville, W. (2002). Waterbeheersingsplannen op basis van een risicobenadering. [---]. RUG: Gent
- Vanneuville, W. *et al.* (2002). Risicobenadering bij waterbeheersingsplannen. Methodologie en case study Denderbekken. [---]. Universiteit Gent

K. Van Eerdenbrugh

Coördinator onderzoeksgroep Waterbeheer
Waterbouwkundig Laboratorium
Berchemlei 115
2140 Borgerhout
Tel: 03/224 61 93
Fax: 03/224 60 36

Figuur 15: Modellentrein zoals gebruikt bij HMCZ: Continental Shelf Model (CSM8), Zuidelijk Noordzeemodel en KustZuid model. Deze modellen zijn "genest" en dienen telkens als randvoorwaarde van het fijnere model. (Bron: HMCZ)



Huidig en toekomstig gebruik van rioolmodellen in Vlaanderen

Hydrodynamische modellering van rioolstelsels wordt sinds het begin van de jaren '90 op steeds grotere schaal toegepast in Vlaanderen. Gedurende die periode zijn deze modellen sterk geëvolueerd van eenvoudige rekeninstrumenten naar hoogwaardige geografisch gebaseerde beheerssystemen. Dankzij deze ontwikkelingen is het niet alleen mogelijk geworden om de modellen heel wat performanter te maken, maar ook om in te spelen op het steeds complexer wordende regelgevingskader, waarbinnen rioleringsystemen vandaag de dag moeten worden ontworpen en beheerd. In het artikel wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste recente en toekomstige evoluties op het vlak van rioolmodellering en wordt aangegeven hoe dit kan worden afgestemd op andere modellen voor integraal waterbeheer in Vlaanderen.

Van rekenpakket tot beheerssysteem

Het opstarten van het Hydronaut-modelleringsprogramma in opdracht van het Vlaams Gewest (1992) en de daarop volgende initiatieven van gemeenten of andere beheerders van gemeentelijke rioolstelsels, heeft er voor gezorgd dat de gegevens van de Vlaamse rioolstelsels vandaag grotendeels zijn gedigitaliseerd in de vorm van riooldatabanken en hydrodynamische rioolmodellen (Figuur 1). In deze periode hebben zich vanzelfsprekend een aantal evoluties voorgedaan in de aanpak en de doelstellingen van deze modelleringsstudies. Terwijl oorspronkelijk vooral werd gefocust op het ontwerp van nieuwe collectoren, werd mettertijd ook meer en meer aandacht besteed aan de visie-ontwikkeling voor de toekomst (met name de overgang van gemengde naar gescheiden stelsels) en het oplossen en optimaliseren van bestaande knelpunten in het gemeentelijk stelsel.

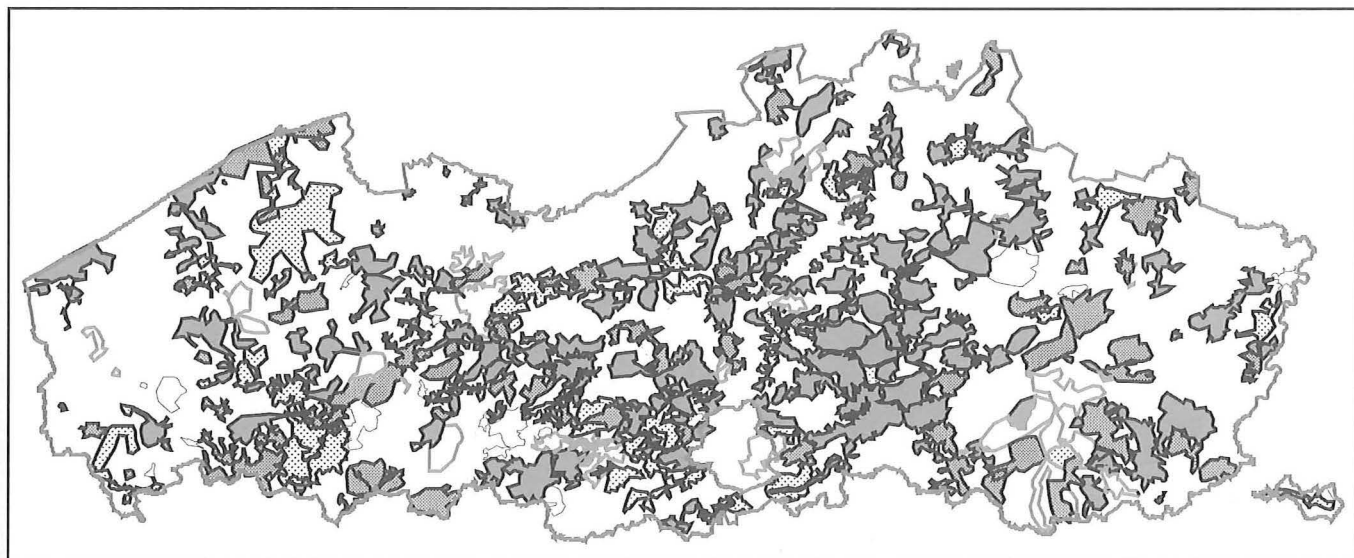
Vroegere generaties van modellen leidden in de praktijk vaak tot een ongestuctureerde verzameling van honderden losse bestanden. Vandaag is daarentegen alles opgevat in de vorm van

relationele databanken, die het mogelijk maken om zeer grote hoeveelheden informatie en de historie van de wijzigingen en scenario-analyses op een gecontroleerde manier te beheren. Op die manier kunnen de talrijke deelmodellen die in de afgelopen jaren werden opgemaakt, langzaam maar zeker geconsolideerd worden tot operationele modellen op het niveau van de verschillende zuiveringsgebieden.

De basis van een rioolmodel wordt weliswaar nog steeds gevormd door het onderliggende berekeningspakket, maar in de laatste jaren is de nadruk steeds meer komen te liggen op functionaliteiten voor grootschalig beheer en voor een gestandaardiseerde en geografisch ondersteunde bepaling van een aantal belangrijke modelparameters [1].

Een belangrijk voorbeeld hiervan is het gebruik van de talrijke geografische (GIS) informatie-lagen die in steeds toenemende mate door de Vlaamse (en federale) overheid beschikbaar gesteld worden. Deze GIS-informatie kan een belangrijk hulpmiddel vormen, bijvoorbeeld bij de bepaling van de verharde oppervlakten die naar

Figuur 1 : Overzicht rioolmodellen in Vlaanderen (toestand maart 2007).



het rioolstelsel afwateren. Terwijl deze vroeger vaak vrij ruw werden ingeschat (onder de vorm van globale verhardingspercentages of op basis van gemiddelde waarden voor straatbreedten en dakoppervlakten), wordt het vandaag -met het oog op de overgang naar gescheiden stelsels- steeds belangrijker om dit met toenemende nauwkeurigheid en tot op het niveau van individuele gebouwen en straatoppervlakten te gaan bepalen (Figuur 2). Een belangrijk aandachtspunt hierbij blijft wel de nauwkeurigheid en de frequentie van update van de gebruikte GIS-lagen.

Figuur 2 : Voorbeeld van oppervlaktebepaling op basis van NGL-vectorinformatie (2a,b : overzicht en detailbeeld).



Een andere belangrijke bron van informatie zijn de digitale hoogtemodellen (DHM), die met zeer hoge resolutie de topografie van het terrein beschrijven. Vandaag worden deze in de waterloopmodellering al courant gebruikt bij het voorspellen en afbakenen van overstromingszones, en deze trend zal zich in de komende jaren doorzetten naar de rioolmodellering. Een goede kennis van de topografie van het terrein is immers

cruciaal om de lokale impact van overstromingen in het rioolstelsel beter te kunnen voorspellen en controleren. Ook fenomenen zoals de snelle afstroming over onverharde oppervlakte tijdens hevige onweders (met vaak modderstromen tot gevolg) zouden op basis van dergelijke modellen beter kunnen worden bestudeerd. Vandaag bevinden deze berekeningen zich in de praktijk echter nog in het experimentele stadium, en het zal allicht nog enkele jaren duren vooraleer dit als een standaard aspect van rioolmodellering kan worden beschouwd.

De grenzen van de rekensnelheid afgestast

Ook op het vlak van de rekensnelheid en prestatie van de modellen hebben zich de laatste jaren belangrijke wijzigingen voorgedaan, en het valt te voorspellen dat het einde van deze evolutie nog lang niet in zicht is.

Hydrodynamische rioolmodellering is omwille van de beperkingen in rekensnelheid lange tijd beperkt gebleven tot het doorrekenen van zgn. ontwerpbuizen. Dit zijn buizen met een duur van 48 uur waarvan de neerslaghoeveelheden statistisch representatief zijn voor bepaalde terugkeerperioden (bijv. eens om de 2 of 5 jaar) [2] (Figuur 3). De huidige ontwerprichtlijnen voor rioleringen zijn gebaseerd op het gebruik van deze ontwerpbuizen en leggen beperkingen op aan de maximale waterpeilen die zich in het rioolstelsel voordoen als gevolg van dergelijke buizen : bijv. geen overstroming bij gebruik van een ontwerp bui met terugkeerperiode 2 of 5 jaar, minimum 50 cm vrijwaring van overstromingen en geen overschrijding van de hydraulische capaciteit van leidingen bij gebruik van een ontwerp bui met terugkeerperiode 2 jaar, enz.

Hoewel ontwerpbuizen eenvoudig en snel te gebruiken zijn, zijn er toch een aantal belangrijke beperkingen aan verbonden. Door het complexe hydraulisch gedrag van rioolstelsels is de statistische terugkeerperiode van oorzaak (neerslag) en gevolg (wateroverlast) immers niet noodzakelijk gelijklopend, waardoor wateroverlast in de praktijk eventueel frequenter kan voorkomen dan de ontwerp bui waarmee het stelsel werd ontworpen. Ook over de duur en opeenvolging van verschillende perioden met wateroverlast kan men op basis van ontwerp buizen geen nauwkeurige uitspraak doen.

Eenzelfde problematiek doet zich voor bij het ontwerpen van overstorten en de bepaling van de frequentie waarmee overstorten zullen werken. Ook hier zijn ontwerp buizen slechts een hulpmiddel, waarmee een benaderende overstortfrequentie kan worden berekend, maar kunnen zij geen gedetailleerd antwoord geven op de vraag waar, wanneer en hoelang overstorten in werking zullen treden.

Indien men een beter antwoord wil krijgen op het werkelijke statistisch gedrag van rioolstelsels over een lange periode, moet men gebruik maken van voldoende lange reeksen van reële neerslaginten-

siteiten. Zo werden de ontwerpbuïen bijvoorbeeld opgesteld door statistische verwerking van de neerslagreeksen van Ukkel voor de periode 1967-1993. Het spreekt vanzelf dat het doorrekenen van 27 jaar neerslag in vergelijking met een ontwerpbuï van 48 uur (hetgeen overeenkomt met een factor 5000 !) een enorme impact heeft op de duur van de berekeningen. Tot voor kort was dit dan ook onmogelijk en moest men hiervoor zijn toevlucht nemen tot sterk vereenvoudigde (conceptuele) modellen, die dan weer als nadeel

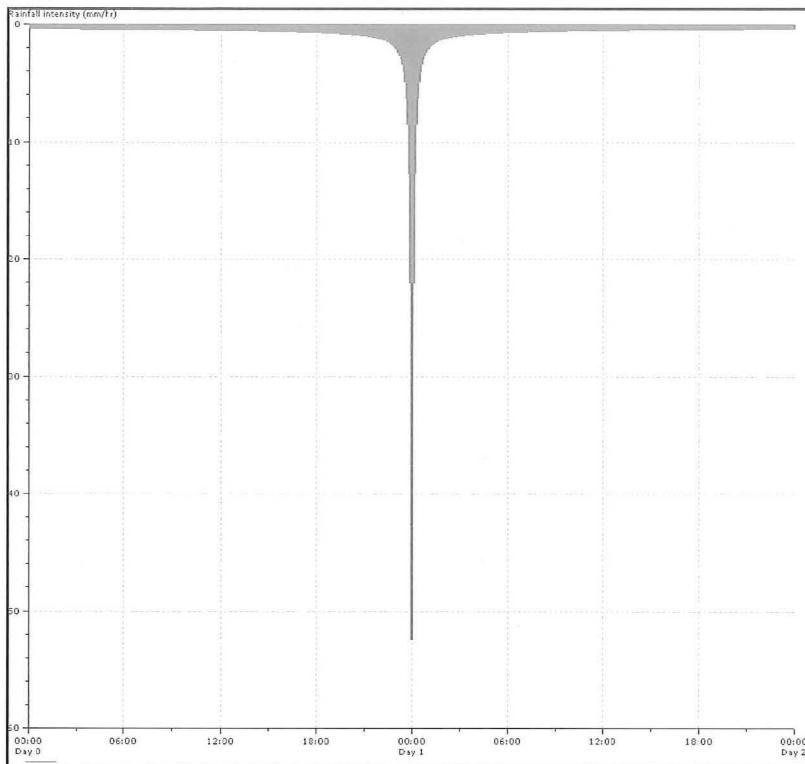
hebben dat ze bijv. geen uitspraak kunnen doen over waterpeilen, maar enkel over debieten en volumes.

De permanente evoluties in computertechnologie (zowel hardware- als softwarematig) hebben er echter voor gezorgd dat langzaam maar zeker ook gedetailleerde berekeningen met langere werkelijke neerslagreeksen binnen bereik komen. Op die manier kan men een beter inzicht verkrijgen in de dynamiek van kort opeenvolgende buïen, hetgeen op zijn beurt de weg moet effenen voor het onderzoek naar mogelijke realtime sturing op een aantal kritische punten (pompstations, bufferbekkens, ...) in het stelsel (Figuur 4). Ook in het optreden van overstortingen en de statistische spreiding op de jaarlijkse overstortfrequentie als gevolg van de variatie in de neerslag, kan een beter inzicht worden verkregen door het gebruik van continue neerslagreeksen.

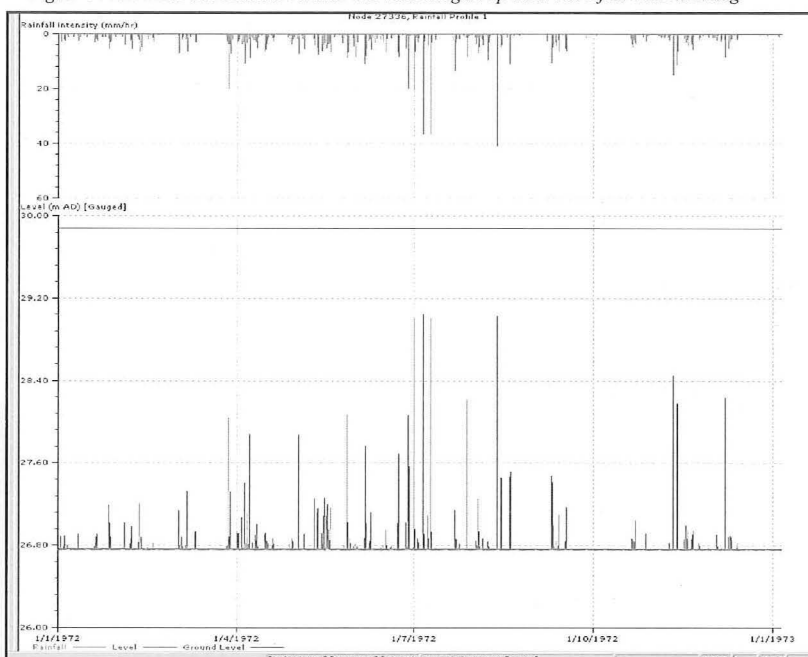
Op basis van een interne studie medio 2006 [3] werd vastgesteld dat de grens voor praktische haalbaarheid van lange simulaties (minder dan 1 week simulatieduur voor 27 jaar neerslag) te situeren was bij modellen met ca. 1500 rekenknopen (hetgeen typisch overeenkomt met een dichtbebouwde middelgrote gemeente). Rekening houdend met de laatste evoluties valt het te verwachten dat binnen afzienbare tijd ook voor grotere modellen (bijv. tot 5000 knopen) lange neerslagreeksen zullen kunnen worden uitgevoerd in enkele dagen tijd.

Hoewel dit een zeer significante verbetering is tegenover pakweg vijf jaar geleden, is het duidelijk dat de ontwerpbuïen nog altijd een vaste waarde zullen blijven om snel talrijke ontwerpscenario's met elkaar te vergelijken, en dat de toepassing van lange neerslagreeksen vooralsnog beperkt zal blijven tot controleberekeningen op een gekozen ontwerp.

Figuur 3 : Voorbeeld van een ontwerpneerslag (composietbuï T = 2 jaar).



Figuur 4 : Voorbeeld van continue variatie van waterhoogten op basis van 1 jaar reële neerslag



Wijzigende visies en concepten

In de voorbije jaren werd niet alleen een evolutie waargenomen op het vlak van de technische aspecten van rioolmodellering. Een minstens even belangrijk aspect betreft de wijzigingen in het regelgevingskader en het effect dat dit heeft gehad op recente rioolontwerpen.

Het klassieke (gemengde) rioleringsstelsel, zoals het in de jaren '80 en tot in het begin van de jaren '90 werd ontworpen in het kader van de Totale Rioleringsprogramma's (TRP's) was -naast het transport van afvalwater naar de rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI) - vooral gericht op het vermijden van wateroverlast en het beperken van de overstortfrequentie. Dit leidde tot het typische ontwerp van (zeer) grote bergingscollectoren en bergbezinkbekkens, met als bijkomend operationeel gevolg het optreden van langdurige en belangrijke verdunningen in de aanvoer naar de RWZI.

In de afgelopen tien jaar is het ontwerp van rioolstelsels grondig gewijzigd, met als belangrijkste aandachtspunten :

- het opleggen van bronmaatregelen op open-

baar en particulier domein om de instroom van regenwater in het rioolstelsel te minimaliseren;

- de overgang van gemengde naar (gedeeltelijk) gescheiden stelsels;
- en het opleggen van striktere lozingsvoorwaarden ter plaatse van de ontvangende waterlopen. Waar men vroeger vaak de waterloop ging hercalibreren om het geloosde debiet te kunnen opvangen, worden nu strikte eisen van buffering in het rioolstelsel opgelegd om de waterloop niet overmatig te belasten.

Deze gewijzigde ontwerpvisie leidt meestal tot kleinere collectoren (als gevolg van de belangrijke afkoppeling van regenwaterdebieten), maar leidt anderzijds wel vaak tot meer complexe configuraties van gescheiden leidingen, grachten, bufferconstructies e.d. Hierbij worden vaak ook tal van nieuwe materialen en oplossingen voorgesteld (doorlaatbare verhardingen, infiltratiebuizen, ...) en winnen aspecten zoals hergebruik (bijv. uit regenwaterputten) aan belang.

Bij dergelijke complexe ontwerpen neemt enerzijds het belang van hydrodynamische rioolmodellen toe, maar moet men zich anderzijds realiseren dat het steeds moeilijker wordt om het werkelijke gedrag van het systeem te simuleren en dat de onzekerheid op een aantal hydraulische parameters steeds groter wordt. Vandaag is moeilijk te voorspellen hoe elementen zoals doorlaatbaarheid en infiltratiecapaciteit zullen worden beïnvloed door de frequentie van onderhoud, occasionele verontreiniging van het wegooppervlak met bijv. koolwaterstoffen enz.

In het algemeen zal de hele ombouw van gemengde naar gescheiden rioolstelsels leiden tot een minder duidelijke afbakening van de verantwoordelijkheden voor riool- en waterloopbeheerder, en zal in de praktijk een soort van overgangszone tussen beide systemen ontstaan waarbij bijv. ook interactie met het grondwater van belang kan zijn.

Integrale modellering

In de laatste jaren is in toenemende mate het besef gegroeid dat verschillende deelsystemen van de waterketen mekaar wederzijds beïnvloeden en dat het dus niet langer wenselijk is om deze deelsystemen als alleenstaande systemen te gaan ontwerpen en beheren. Rioolstelsels, of ze nu gescheiden of gemengd zijn, leveren een belangrijke bijdrage tot de waterafvoer in de ganse keten van ontvangende waterlopen (gaande van grachten over onbevaarbare tot bevaarbare waterlopen). Anderzijds hebben de waterlopen ook hun impact op het gedrag van rioolstelsels : perioden van hoge waterafvoer in de beken en rivieren kunnen een belangrijke belemmering vormen voor de normale werking van het rioolstelsel en kunnen op die manier op hun beurt zelfs lokale overstroming in het rioolstelsel veroorzaken of versterken. Om dergelijke interacties te begroten zouden watersystemen op een meer geïntegreerde

manier moeten worden benaderd en gemodelleerd. Hiervoor staan verschillende concepten en technologieën ter beschikking, maar de meeste bevinden zich nog steeds in een onderzoeksstadium of worden in hun toepassing beperkt door een gebrek aan gegevens of onvoldoende detailkennis over de verschillende deelsystemen. Een veelbelovende nieuwe technologie vormt de OpenMI (Open Modelling Interface) technologie, die het mogelijk maakt om verschillende bestaande modellen op een relatief eenvoudige manier met elkaar te linken. Een toepassing hiervan vormt het Europees gesubsidieerde project OpenMI-Life¹, waarin o.a. de koppeling gemaakt wordt tussen bestaande rioolmodellen en waterloopmodellen.

Het langetermijnperspectief

Tot hiertoe werden enkel hydrodynamische aspecten van de rioolmodellering beschouwd. Nochtans zijn er ook reeds verscheidene jaren modellen beschikbaar die niet alleen de afvoer van water, maar ook de afvoer van sedimenten en vuilvrachten in het rioolstelsel berekenen. Hoewel reeds een aantal studies en onderzoeken werden gewijd aan het gebruik van dergelijke modellen [4], lijkt een grootschalige toepassing ervan voorlopig nog niet haalbaar.

Enerzijds zijn er op het vlak van sediment- en vuilvrachttransport in rioolstelsels nog heel wat belangrijke kennishiaten, zoals :

- het sedimenttransport in de leidingen en meer bijzonder het gedrag van mengsels van sedimenten van organische en niet-organische oorsprong;
- de biologische processen die zich afspelen in het rioolstelsel (zowel in de waterlaag als in de biofilm op de buiswand);
- de opbouw en afbraak van sedimenten (en de eraan gehechte vuilvrachten) aan de oppervlakte, die grotendeels mee door menselijk gedrag worden beïnvloed en dus uitermate onvoorspelbaar zijn.

Anderzijds wordt een even grote hinderpaal voor een doorbraak van vuilvrachtmodelleringen vandaag nog steeds gevormd door het ontbreken van kostenefficiënte en algemeen toepasbare meet- en analysetechnieken voor een continue monitoring van waterkwaliteitsparameters in het rioolstelsel (Figuur 5). Voorlopig moet men nog steeds zijn toevlucht nemen tot hetzij beperkte staalnamecampagnes, hetzij online metingen van een beperkte set van parameters die enkel een indirecte indicatie voor waterkwaliteit leveren (zoals bijv. turbiditeit, conductiviteit).

Niettemin is er de hoop dat het op relatief korte termijn toch mogelijk zou moeten zijn om tegen een haalbare kost een aantal basisfenomenen van vuilvrachttransport te voorspellen, zoals bijv.

¹ Het project OpenMI-Life wordt gesubsidieerd door de Europese Commissie onder het LIFE Environment Programma onder contractnr. LIFE06ENV/UK/000409). Voor verdere details wordt verwezen naar de bijdrage van VMM-Afdeling Water in ditzelfde nummer, pagina 15.

de duur van overmatige verdunning als gevolg van regenweerafvoer, de identificatie van sedimentatiegevoelige locaties in het rioolstelsel en het daaraan gekoppelde risico op belangrijke first-flush² effecten.

In elk geval mag op lange termijn het belang van dergelijke vuilvrachtsimulaties niet worden onderschat, omdat zij een belangrijke bijdrage zouden kunnen leveren tot het nauwkeuriger begroten van de impact van rioollozingen op de kwaliteit (en daaraan gekoppeld de ecologische status) van de ontvangende waterloop. Belangrijk hierbij is te beseffen dat ook regenwaterleidingen

² "First flush" is het voorkomen van sterk vervuilde afvoerpieken in het rioolstelsel aan het begin van een regenbui, als gevolg van de opwoeling van sedimenten die tijdens de voorafgaande droogweelperiode waren bezonken. Algemeen wordt aangenomen dat dergelijke first-flush effecten in bepaalde omstandigheden verantwoordelijk kunnen zijn voor het optreden van piekverontreiniging door overstorten.

Figuur 5 (a,b): Voorbeeld van een opstelling voor continue waterkwaliteitsmeting in het rioolstelsel



in gescheiden stelsels in sommige gevallen een aanzienlijke vuilvracht kunnen transporteren en op die manier verontreiniging kunnen veroorzaken in grachten en andere oppervlaktewaters.

Een tweede belangrijke toepassing is de voorspelling van influentvrachten naar de RWZI en daaraan gekoppeld een meer geïntegreerde afstemming tussen de RWZI en het rioolstelsel.

Besluiten

Samenvattend kan worden gesteld dat in de voorbije vijftien jaar rioolmodellering een vaste plaats heeft verworven in de Vlaamse rioolwereld, en dat door de snel evoluerende technologische mogelijkheden de vooruizichten op een technisch hoogwaardig en gestructureerd operationeel rioolbeheer in de komende jaren enkel maar zullen toenemen. Evoluties op middellange en lange termijn situeren zich vooral op het vlak van een verdere integratie met andere modellen uit de waterketen en op de uitbreiding van de modellen met waterkwaliteitsaspecten.

Referenties

- [1] Aquafin (2005, 2007), "Hydronaut-Procedure v6.0" en "Code van Goede Modelleringspraktijk v6.03".
- [2] Vaes G. en Berlamont J. (1996), "Composietbuien als neerslaginvoer voor rioleringsberekeningen", Water nr. 88.
- [3] Van Assel J. (2006), "Gebruik van Continue simulaties voor berekening van overstortfrequenties", intern onderzoeksrapport, Aquafin.
- [4] Bouteligier R. (2002), "Transport models for Combined Sewer systems", onderzoeksproject uitgevoerd door K.U.Leuven i.o.v. Aquafin en Severn Trent Water.

J. Van Assel

studieverantwoordelijke onderzoek en productontwikkeling, Aquafin nv
johan.vanassel@aquafin.be
tel: 03 450 40 82 - fax: 03 450 44 44

G. Dirckx

studieverantwoordelijke onderzoek en productontwikkeling, Aquafin nv
johan.vanassel@aquafin.be
tel: 03 450 45 55
Dijkstraat 8, 2630 Aartselaar

Interacties tussen modellen; het OpenMI-LIFE project

Bij het waterbeheer wordt meer en meer beroep gedaan op modellering om zowel het gedrag van het watersysteem als de waterketen na te bootsen. Binnen het kader van het integraal waterbeheer was er nood aan een koppeling tussen de verschillende modellen om de raakvlakken tussen de verschillende waterbeheerstaken beter op elkaar af te stemmen. Deze verschillende taken waren en zijn nog steeds de verantwoordelijkheid van verschillende instanties, ieder met zijn eigen bevoegdheid en zijn eigen modellen en software.

Om die koppeling te realiseren, werd het instrument OpenMI, Open Modelling Interface, ontwikkeld. Onder de vorm van een standaard interface, zorgt OpenMI dat eender welk model dat compatibel is met de OpenMI-standaard data kan opvragen en ontvangen van elk ander compatibel model. Nadat het instrument OpenMI ontwikkeld was, is een nieuw project van start gegaan "OpenMI-LIFE", met als toenaam "Bringing OpenMI to Life". OpenMI-LIFE wil er voor zorgen dat OpenMI uit de ontwikkelingsfase treedt en werkelijk gebruikt kan worden als instrument bij het integraal modelleren van watersystemen.

Bij het waterbeheer wordt meer en meer beroep gedaan op modellering om zowel het gedrag van het watersysteem als de waterketen na te bootsen en daarmee overstromingen en de impact van (incidentele) afvalwaterlozingen te voorspellen. Met behulp van deze instrumenten kan het effect van toekomstige ingrepen op waterkwantiteit en -kwaliteit, op maatschappij en milieu op voorhand bepaald worden.

De Europese Kaderrichtlijn Water heeft geleid tot de evolutie naar integraal waterbeheer in Europa. Het Decreet integraal Waterbeheer is de vertaling van deze Europese kaderrichtlijn in nationale wetgeving. Integraal waterbeheer bekijkt het water als één systeem, één geheel per bekken en heeft als doel het beheer van de waterhoeveelheden, van de waterkwaliteit en van het leven in en rond het water beter op elkaar af te stemmen. Deze verschillende aspecten van waterbeheer waren en zijn nog steeds de verantwoordelijkheid van verschillende instanties en iedere instantie heeft eigen modellen en software ter beschikking in functie van hun eigen doelstellingen. Als watersysteembeheerders, actief rond modellering, is VMM afdeling Kwaliteitsbeheer, bevoegd voor de modellering van de oppervlaktewaterkwaliteit. Voor waterkwantiteitsmodellering van grondwater en waterlopen 1^e categorie is VMM afdeling Water bevoegd en het Waterbouwkundig Laboratorium van het departement Mobiliteit en Openbare Werken voor modelleringaspecten van de bevaarbare waterlopen. Op het gebied van afvalwaterafvoer en -zuivering is Aquafin actief met betrekking tot de ontwikkeling van modellen. Elk van deze instanties heeft zijn eigen modellen opgebouwd met verschillende software die aan hun specifieke eisen en detaillering voldoen.

Een van de grote uitdagingen op dit moment is het omzetten van integraal waterbeheer naar de praktijk. Om de verschillende waterbeheerstaken en -instanties beter op elkaar af te stemmen is er nood aan een koppeling tussen de verschillende digitale modellen.

Het OpenMI-LIFE Project

Doelstellingen OpenMI-LIFE

Er is dus nood aan integraal modelleren van watersystemen en in relatie tot de waterketen. Daarom werd het instrument OpenMI, Open Modelling Interface, ontwikkeld door een samenwerking van verschillende software ontwikkelaars binnen de wereld van de waterstudie. Onder de vorm van een standaard interface zorgt OpenMI dat eender welk model, dat compatibel is met de standaard, data kan opvragen en ontvangen van elk ander compatibel model. Nadat het instrument OpenMI ontwikkeld was, is een nieuw project van start gegaan "OpenMI-LIFE". Dit nieuwe project kreeg als toenaam "Bringing OpenMI to Life" en ging van start op 1 oktober 2006 onder leiding van de UK National Environment Research Council (Centre for Ecology and Hydrology). Het OpenMI-LIFE project wordt gesteund door de Europese Commissie binnen het Life Programme (the financial instrument for the environment) en draagt bij tot de implementatie van de thematische component LIFE-Environment in het beleidsdomein van grond- en oppervlaktewater beheer.

OpenMI-LIFE wil er voor zorgen dat OpenMI uit de ontwikkelingsfase treedt en werkelijk gebruikt kan worden als instrument bij het integraal modelleren van watersystemen. Ook de technische support en coördinatie worden via dit project getest en gedemonstreerd. Aan de hand van twee grote gevalstudies wordt het gebruik van OpenMI in een operationele omgeving getest en waar nodig worden aanpassingen en verbeteringen doorgevoerd. Binnen dit project worden de verschillende modellen gelinkt en gerund op één en dezelfde computer. Een streefdoel voor later (eventueel in een aansluitend project) is om via remote linking te werken waarbij de verschillende modellen gerund worden op de eigen computers zodat software en licenties niet uitgewisseld moeten worden.

Naast de gevalstudies wordt in OpenMI-LIFE de OpenMI-Association bestendigd. De OpenMI-Association zal ervoor zorgen dat er een kader wordt gecreëerd waarin de continuïteit van

OpenMI verzekerd blijft. Sinds 4 juni 2007 is de OpenMI-Association een rechtskundige eenheid onder de Nederlandse wet geregistreerd te Delft. Lidmaatschap is open voor alle organisaties en personen ouder dan 18 die geïnteresseerd zijn in het gebruik en de ontwikkeling van OpenMI. Alle informatie betreffende het project en de OpenMI-Association kan men vinden op de website <http://www.openmi.org>.

Gevalsstudies

Een eerste gevalstudie situeert zich in de Pinniosvallei in Thessaly, Griekenland. De tweede gevalstudie behelst het stroomgebied van de Schelde in Vlaanderen. Binnen deze Scheldestudie werden vier testprojecten gedefinieerd. In deze vier projecten worden volgende modellen gelinkt.

- i) twee waterkwantiteitsmodellen
- ii) een rioolmodel en waterkwantiteitsmodel
- iii) een waterkwaliteits- en waterkwantiteitsmodel
- iv) een waterkwantiteitsmodel en een getijdenmodel gelinkt.

Vooraleer deze modellen kunnen gelinkt worden dienen eerst bepaalde aanpassingen aan de modellen te gebeuren. De temporele en ruimtelijke dimensies moeten op elkaar afgestemd worden; overlappingen moeten worden verwijderd en eventueel moeten bijkomende knopen gedefinieerd worden voor de input vanuit het andere model.

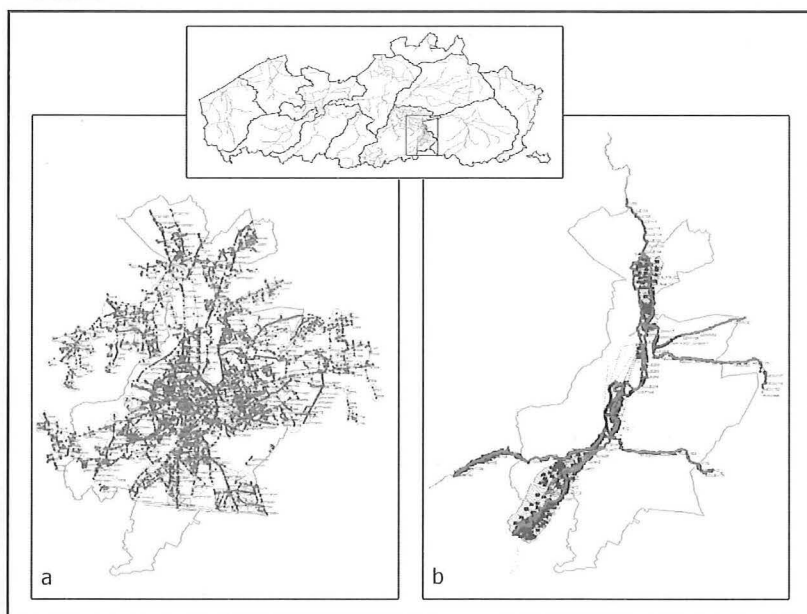
In het eerste project is het de bedoeling om het rioleringsmodel van Leuven opgebouwd door (of in opdracht van) Aquafin en de stad Leuven te koppelen met het waterkwantiteitsmodel van de Dijle opgebouwd door de Afdeling Water van de Vlaamse Milieumaatschappij. Het rioleringsmodel is opgesteld in Infoworks CS software van

Wallingford software en overspant het gebied van de stad Leuven en omgeving (figuur 1a). Het waterkwantiteitsmodel bevat de rivier Dijle en haar zijrivieren de Voer, de Vunt, de Molenbeek, de Abdijbeek en de Lemingbeek en is opgesteld in Infoworks RS software van Wallingford software (figuur 1b). Onder normale omstandigheden zijn er twee links die kunnen gedefinieerd worden. Enerzijds een debiet van het rioolmodel naar het riviermodel aan verschillende lozingspunten, dit zijn permanente lozingspunten, overstorten en de afvoer van de RWZI's. Bij afwezigheid van terugslagkleppen kan het water in tegengestelde richting lopen bij hoge waterstanden in de rivier. Anderzijds legt het peil van de rivier beperkingen op aan de verschillende lozingspunten. In het geval van overstromingen zijn er nog twee bijkomende links. Als het riool nog overschot aan capaciteit heeft, kan het water uit de overstromingszone via de mangaten en de straatkolken langs het riool afgevoerd worden. Als de druk in de riolen te hoog wordt, kunnen er bijkomende overstromingen vanuit het riool optreden, maar ook hier legt de waterstand in de overstromingszone beperkingen op.

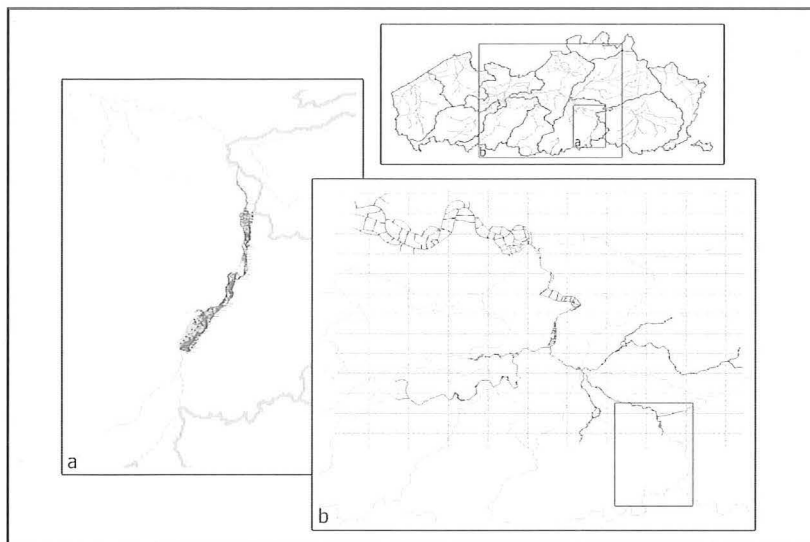
De toegevoegde waarde die het koppelen van deze twee modellen levert, is het verbeteren van randvoorwaarden in beide modellen en zodoende betere voorspellingen te krijgen van overstromingen, zowel op de rivieren als op het rioolstelsel. Daardoor kunnen de investeringen en operationele strategieën van riool- en rivierbeheerders geoptimaliseerd worden.

Het tweede project beoogt de koppeling tussen twee waterkwantiteitsmodellen. Stroomopwaarts is er het waterkwantiteitsmodel van de Dijle tot in Werchter (aan de samenvloeiing van Dijle en Demer) van de Vlaamse Milieumaatschappij (figuur 2a), opgesteld in Infoworks RS, Wallingford software. Stroomafwaarts daarop aansluitend is het getijdenrivier model van de Dijle-Schelde tot in Terneuzen van het Waterbouwkundig laboratorium opgesteld in Mike 11 software, DHI software (figuur 2b). Aangezien de twee modellen gelinkt worden op de plaats van de samenvloeiing met de Demer moet er ook rekening gehouden worden met deze rivier en de Grote Laak die de Demer stroomopwaarts van de samenvloeiing en de Dijle stroomafwaarts van de samenvloeiing overbrugt. De Demer wordt mee opgenomen in het getijdenriviermodel, de Grote Laak wordt in een latere fase als een tweede afzonderlijk infoworks RS model gelinkt aan hetzelfde Mike 11-model. Het niet-getijdenrivier model levert een opwaartse randvoorwaarde aan het getijdenrivier model van Dijle-Schelde in de vorm van een debiet. Omgekeerd levert het afwaartse model een afwaartse randvoorwaarde in de vorm van een waterpeil. Het koppelen van de modellen zorgt voor verbeterde randvoorwaarden waardoor de overstromingsvoorspellingen van beide modellen verbeterd worden. Door het linken van de modellen kunnen beide instanties ook beter rekening houden met de impact die het beleid van de andere instantie heeft op hun deel van de waterloop zoals het gebruik van wachtbek-

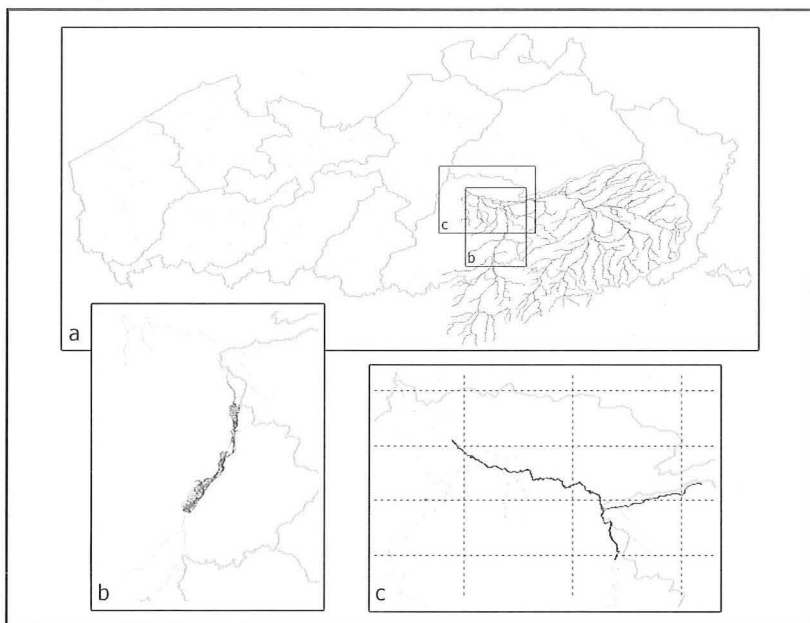
Figuur 1. a) het CS rioolmodel van Leuven en b) het RS model van de Dijle en haar belangrijkste zijlopen in Leuven



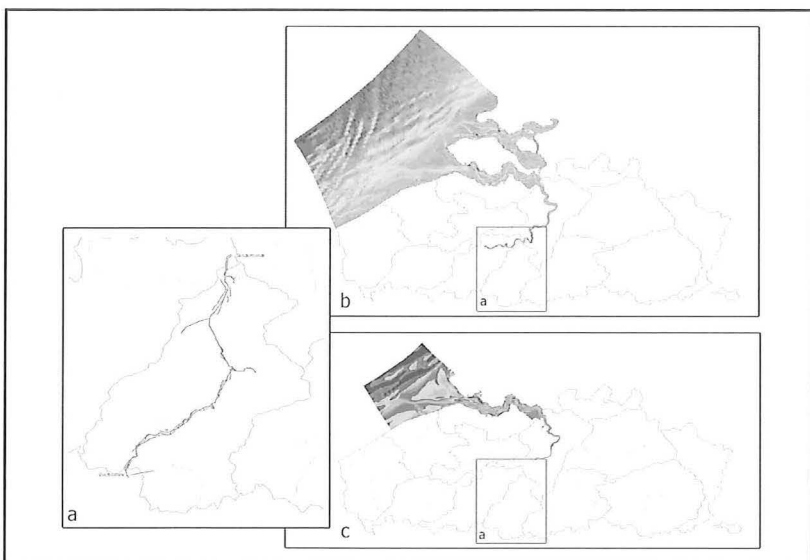
Figuur 2. a) het RS model van de Dijle tot in Werchter en b) het Mike11 model van de Schelde, de Dijle en de Demer



Figuur 3. a) het PEGASE model van de Dijle en Demer b) het RS model van de Dijle c) het Mike11 model van de Dijle



Figuur 4. a) het Mike11 model van de dender b) het Waqua Kustzuid model c) het Delft 3D Zeekennis model



kens of natuurlijke overstromingszones in tijden van hoogwater.

Het derde project bestaat uit 2 delen waarin telkens een waterkwantiteitsmodel gekoppeld wordt met het waterkwaliteitsmodel PEGASE van de Vlaamse Milieumaatschappij afdeling Kwaliteitsbeheer, een software ontwikkelt door de Universiteit de Liège. Het bevat bijna alle waterlopen in het gehele stroomgebied van de Dijle en de Demer, inclusief de waterlopen op het Waalse grondgebied (figuur 3a). Dit waterkwaliteitsmodel wordt enerzijds gelinkt met het bovengenoemde info-works RS Dijle model van de Vlaamse Milieu- maatschappij afdeling Water (figuur 3b) en anderzijds met het bovengenoemde Mike11 getijdenrivier model van Dijle-schelde van het Waterbouwkundig Laboratorium (figuur 3c). Het PEGASE model is ruimtelijk veel uitgebreider dan de waterkwantiteitsmodellen. Voor de gemeenschappelijke delen zal het waterkwantiteitsmodel het waterkwaliteitsmodel voorzien van de stromingssnelheden in de gelinkte punten. Voor de overige delen zal het PEGASE model onafhankelijk de stroomsnelheden berekenen zoals in een niet-gekoppeld model. Het waterkwaliteitsmodel levert de debieten van lozingspunten als RWZI's, bedrijven, ongezuiverde huishoudelijke lozingen aan het waterkwantiteitsmodel. Aangezien waterkwaliteit sterk afhankelijk is van de stroomsnelheid zal de gecorrigeerde stroomsnelheid vanuit de waterkwantiteitsmodellen, de resultaten van het PEGASE model sterk verbeteren. Een voordeel voor de afdeling Water en het Waterbouwkundig laboratorium van deze koppeling is, naast de correctie van het debiet ten gevolge van lozingen, dat men bij de selectie en constructie van overstromingszones rekening kan houden met de vervuilingsgraad van het water bij de overstroming.

In het laatste project wordt een 1-dimensionaal riviermodel van de Dender gekoppeld met een twee 2-dimensionale getijdenmodellen. Het 1D-riviermodel is een Mike11 model van het Waterbouwkundig Laboratorium en bevat het Vlaamse gedeelte van de Dender tot in Dendermonde (figuur 4a). Het eerste 2D-model is het Kustzuid model van het Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Nederland en is opgemaakt in Waqua (figuur 4b). Het omvat de Ooster- en Westerschelde en de Schelde tot Dendermonde en een groot deel van de Noordzee. Het tweede getijdenmodel is het Zeekennis model van WL Delft hydraulics en is opgemaakt in Delft3D (figuur 4c). Het Zeekennis model is iets kleiner dan het Kustzuid model. Het bevat de Oosterschelde niet en de Schelde slechts tot in Rupelmonde. Het ontbrekende deel (van Rupelmonde tot Dendermonde) wordt aangevuld met gegevens uit het Kustzuid model. Daarnaast worden ook gegevens van debiet van de Rupel, de Durme en de Schelde opwaarts van Dendermonde ingevoerd als een tijdreeks, dus zonder hiervoor een extra model te koppelen. De interactie van deze koppeling gebeurt ter hoogte van de randvoorwaarden. Een gedetailleerd afwaartse rand wordt geleverd aan het 1D-model en één of meerdere opwaartse randen aan het

2D-getijdenmodel.

Het koppelen van deze verschillende waterkwantiteitsmodellen heeft als doel i) het verbeteren van de randvoorwaarden voor ieder model, ii) het nauwkeuriger voorspellen van overstromingen en iii) een beter inzicht te verkrijgen in de toegankelijkheid van de Antwerpse haven.

Het OpenMI-LIFE Project

Integraal waterbeheer leidt tot grote uitdagingen voor de waterbeheerders in Vlaanderen. Ook de modellen die de waterbeheerders gebruiken moeten op elkaar afgestemd zijn. Via het project OpenMI-LIFE wordt een eerste stap gezet naar integrale modellering van watersysteem door waterkwaliteits-, waterkwantiteits- en rioolmodellen te linken met behulp van de OpenMI-interface.

Aan de hand van verschillende reële gevalstudies wordt de OpenMI-technologie getoetst aan de wensen van de waterbeheerders. Op de website <http://www.openmi.org> is meer uitleg te vinden rond dit project en worden ook de vorderingen gecommuniceerd.

S. Vits en N. Devroede

*Waaistraat 1, 3000 Leuven
neel.devroede@lin.vlaanderen.be
016/21 12 60
Hydroloog, VMM*

*Vlaamse Milieumaatschappij,
A. Van de Maelestraat 96, 9320 Erembodegem*

Modellering van de hydraulische interactie tussen riolen en waterlopen

Waterlopen en rioleringen worden meestal afzonderlijk bestudeerd. Dit is zo vanwege de verdeling van de bevoegdheden in het waterbeleid, maar ook vanwege de technologische specificiteit van de respectievelijke modellen. Nochtans bestaat er tussen beide systemen een belangrijke wisselwerking. Zo kunnen enerzijds rioleringen een belangrijke impact hebben op de waterloop, voornamelijk via de overstorten. Anderzijds kan gedurende periodes van hoogwater in de waterloop de rioleringsafvoer naar de waterloop belemmerd worden, waardoor de overstromingskans voor de riolering verhoogt. Om deze interacties te kunnen modelleren, moeten modellen aan elkaar worden gekoppeld : eenzijdig (al dan niet iteratief) of tweezijdig.

Om op een statistisch verantwoorde manier de interacties te begroten, zijn lange-termijn-simulaties onontbeerlijk. Aangezien gedetailleerde hydrodynamische simulaties hiervoor minder geschikt zijn wegens de lange simulatietijden en de hoge vereisten wat betreft de opslag- en geheugencapaciteit en naverwerking, kan hiervoor een beroep worden gedaan op vereenvoudigde, conceptuele modellen.

1. Inleiding

Waterlopen en rioleringen worden meestal afzonderlijk bestudeerd. Dit is in belangrijke mate zo vanwege de verdeling van de bevoegdheden in het waterbeleid. Het gevolg is dat ook de modelbenaderingen voor beide systemen vrij strikt gescheiden werelden zijn.

Nochtans bestaat er tussen beide systemen (waterlopen versus rioleringen) een belangrijke wisselwerking. Zo kunnen enerzijds rioleringen een belangrijke impact hebben op de waterloop, voornamelijk via de overstorten. Traditioneel wordt met deze interacties rekening gehouden door randvoorwaarden in de afzonderlijke modellen op te leggen, zodat men ze afzonderlijk kan blijven gebruiken. Met deze interacties kan worden rekening gehouden door de uitvoer van het rioolmodel als invoer voor het riviermodel te gebruiken (eenzijdige koppeling). Anderzijds kan gedurende periodes van hoogwater in de waterloop de rioleringsafvoer naar de waterloop belemmerd worden, waardoor de overstromingskans voor de riolering verhoogt. Om bij de modellering met deze interacties rekening te houden moet er ofwel op een iteratieve manier gewerkt worden met eenzijdig gekoppelde modellen, ofwel gezorgd worden voor een tweezijdige koppeling via de integratie van de numerieke schema's van beide modellen. De laatste jaren zijn er verschillende initiatieven en studies geweest om rioolmodellen en waterloopmodellen tweezijdig te koppelen, maar de verschillen in modelconcept en technologie maken dit niet eenvoudig.

Niet enkel de technische (softwarematige) koppeling van verschillende modellen is in deze discussie belangrijk, ook de methodologische koppeling is van belang. De verschillende watersystemen, enerzijds het natuurlijke watersysteem van de waterlopen en anderzijds het stedelijke watersysteem van riolen, hebben een sterk verschillende afwateringsrespons. Door de traditionele benadering om de stedelijke afwatering zo snel als mogelijk te organiseren en door de grote hoeveelheid

verharde oppervlakte, leidt dit tot snelle en sterk gepiekte afvoer van stedelijke gebieden, terwijl de landelijke afvoer meer afgevlakt is en sterk afhangt van de verzadiging van de ondergrond. Wanneer bij een integrale modellering van waterlopen en rioleringen onvoldoende rekening wordt gehouden met deze verschillen in afwateringsrespons, kan dit tot sterk verkeerde resultaten leiden. Een voorbeeld hiervan is het gebruik van een globaal hydrologisch model (bvb. PDM, NAM) voor de toevoer naar een waterloop in een gebied met een sterke verstedelijking : dit kan leiden tot een significante onderschatting van de piekdebieten in de waterloop.

Dit artikel geeft een overzicht van de verschillende mogelijkheden van eenzijdige en tweezijdige koppelingen tussen rioolmodellen en waterloopmodellen :

- o Eénzijdige koppeling van rioolmodel naar waterloopmodel
- o Eénzijdige koppeling van waterloopmodel naar rioolmodel
- o Dubbelzijdige koppeling met specifieke software

Dit gebeurt aan de hand van een aantal uitgevoerde studies voor praktijkgevallen met verschillende soorten software :

- Enkelzijdige koppeling toegepast voor Erpe-Mere en de Molenbeek gebruik makend van Hydroworks (Wallingford Software, Groot-Britannië) en Mike 11 (DHI, Denemarken) en hieraan gecalibreerde conceptuele modellen (Remuli voor het rioolstelsel [Vaes, 1999]) [Vaes et al., 2002a,b].
- Enkelzijdige koppeling toegepast voor Roeselare en de Mandel gebruik makend van Hydroworks RS (Wallingford Software) en de hierin ingewerkte Urban Boundary (implementatie van Remuli) [HydroScan, 2007].
- Dubbelzijdige koppeling gebruik makend van SOBEK (Delft Hydraulics, Nederland) toegepaste voor Erpe-Mere en de Molenbeek [Bolte & Demuyne, 2005; Bolte et al., 2006].

- Dubbelzijdige koppeling van Infoworks RS en CS via OpenMI [Neyskens & Smolders, 2007].

2. Eenzijdige koppeling van riolering naar waterloop

2.1 Rioolmodellen versus waterloopmodellen

Traditioneel bestaan waterloopmodellen uit twee componenten : een hydrologische en een hydraulische. De hydrologische component beschrijft de waterafvoer naar de waterloop en de hydraulische component beschrijft de waterstroming doorheen de waterloop. Voor het hydrologisch gedeelte wordt in Vlaanderen gebruik gemaakt van een conceptueel model (NAM, PDM, ...) dat de lan-

delijke toevoer naar de waterloop beschrijft. Voor het hydraulische gedeelte wordt in Vlaanderen gebruik gemaakt van een gedetailleerd hydrodynamisch model (ISIS/Infoworks RS, Mike11, ...) [Berlamont et al., 2000].

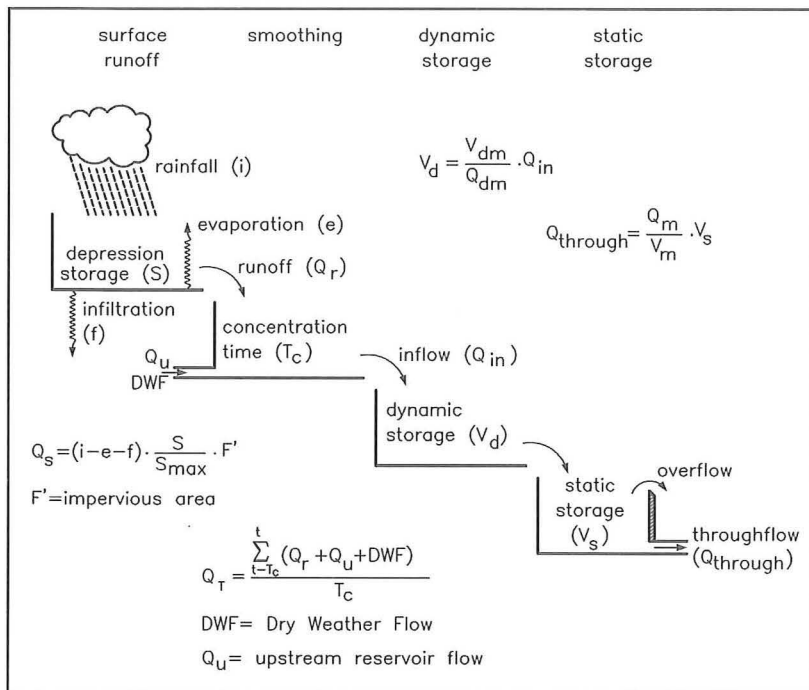
Rioolmodellen omvatten ook deze twee componenten, maar de hydrologische component wordt zeer rudimentair ingevuld, omdat het bij stedelijke afwatering (vooral) om snelle afvoer van verharde oppervlakten handelt, waarbij oppervlakteafstroming naar de riolen enigszins minder belangrijk is. De stroming doorheen de riolen gebeurt ook met een gedetailleerd hydrodynamisch model (Hydroworks/Infoworks CS, Mouse, ...) [Vaes et al., 2004].

De relevantie van een eenzijdige koppeling van riolering naar waterloop zit in de betere voorspelling van de debieten en waterhoogten in de waterlopen. In de meeste waterloopstudies wordt de stedelijke afwatering mee gemodelleerd in het hydrologisch gedeelte via een globaal conceptueel model voor het gehele gebied (landelijk + stedelijk), zonder rekening te houden met het verschil in afwateringsrespons. In bepaalde gevallen wordt de uitvoer van het rioolmodel (bvb. ter hoogte van de overstorten) als tijdreeksen ingevoerd in het waterloopmodel. Wanneer men rekent met gedetailleerde hydrodynamische modellen voor riolering en/of waterloop, kan men dit slechts voor beperkte tijdreeksen doen binnen een aanvaardbare rekentijd. Een alternatief is het gebruik van vereenvoudigde modellen voor riolering en eventueel waterloop.

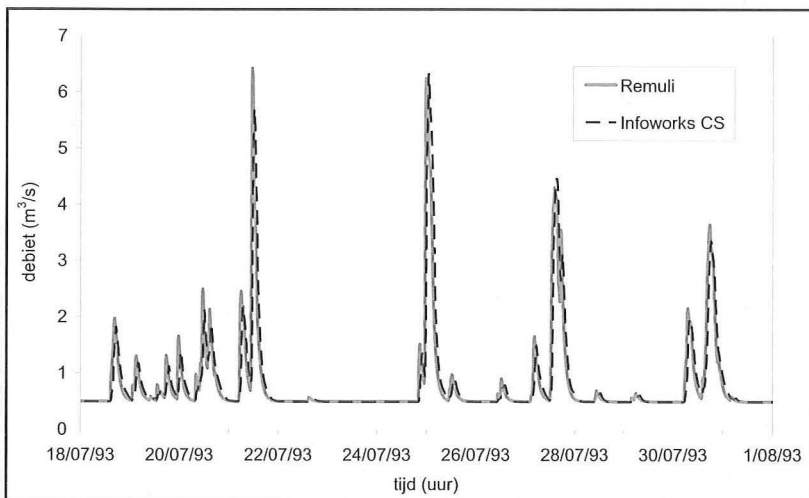
2.2 Vereenvoudigde rioolmodellen

Het gebruik van vereenvoudigde rioolmodellen kan zeer effectief zijn, op voorwaarde dat de modellen de correcte modelstructuur hebben en goed gekalibreerd zijn [Vaes, 1999, 2000]. Een voorbeeld van een dergelijk vereenvoudigd rioolmodel met een modelstructuur die aangepast is aan de werking van riolen is Remuli dat aan de K.U.Leuven werd ontwikkeld (figuur 1) [Vaes, 1999, 2000]. Deze modelstructuur werd overgenomen en geïmplementeerd als 'Urban Boundary' in Infoworks RS [WS, 2005]. Onder deze voorwaarden kan een vereenvoudigd rioolmodel de nauwkeurigheid van een gedetailleerd hydrodynamisch model relatief dicht benaderen met een fractie van de rekentijd. Een voorbeeld hiervan wordt gegeven in figuur 2 voor de afvoer van de stad Roeselare, waar voor een lokale zomerse neerslagreeks de doorvoer- en overstortdebieten in een rioolstelsel worden weergegeven voor enerzijds het Remuli model en anderzijds het Infoworks CS model [HydroScan, 2007]. Een dergelijk conceptueel model moet worden gekalibreerd aan een gedetailleerd hydrodynamisch model [Vaes, 1999, 2000], omdat de nodige kalibratiegegevens zeer moeilijk voldoende nauwkeurig via metingen of rechtstreeks uit de fysische gegevens te bepalen zijn. De rekentijd van het Remuli model is een factor 10^4 tot 10^6 kleiner dan bij een hydrodynamisch model. In opdracht van VMM, Afdeling Water werd de 'Urban Boundary' in Infoworks RS uitgetest en vergeleken met het

Figuur 1 : Schematisch overzicht van het Remuli model [Vaes, 1999, 2000].



Figuur 2 : Vergelijking van de totale uitstroom van een rioolstelsel (doorvoer + overstorten) enerzijds met een hydrodynamisch model anderzijds met het conceptuele Remuli model; voor de stad Roeselare [HydroScan 2007].

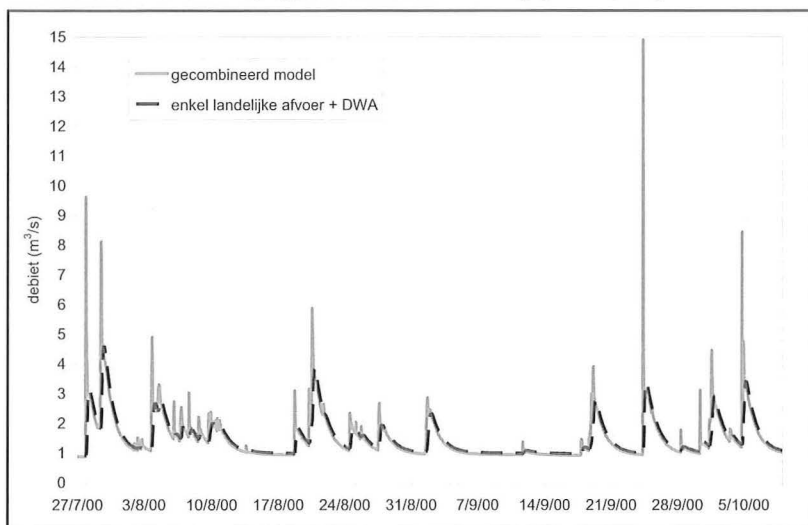


oorspronkelijke Remuli model [HydroScan, 2007]. De resultaten komen vrij goed overeen mits een voldoende kleine rekentijdstep wordt gekozen in Infoworks RS. De numerieke stabiliteit en de rekentijd zijn nog voor verbetering vatbaar in Infoworks RS. Voor het simuleren van een tijdreeks van 100 jaar gebeurde dit in Remuli in 30 seconden en in Infoworks RS in 2,5 uur (enkel voor de Urban Boundary).

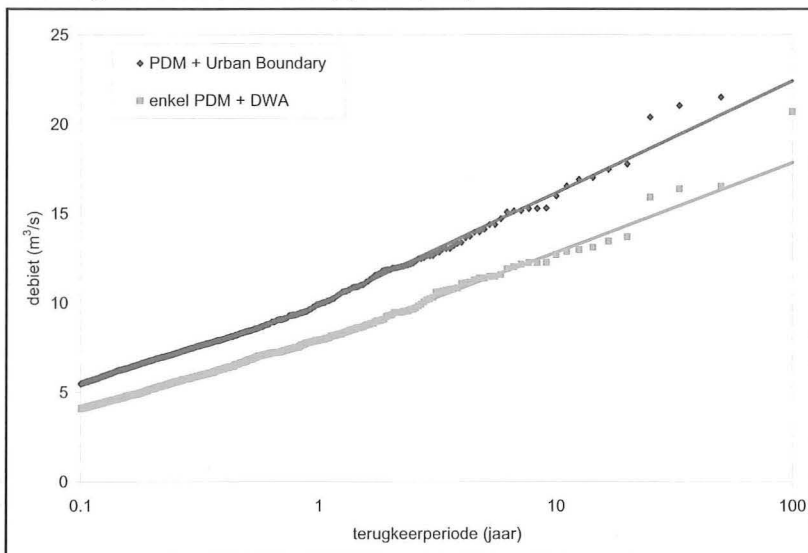
2.3 Combinatie van landelijke en stedelijke afvoer

Gezien de sterke verschillen in respons tussen de landelijke en stedelijke afvoer, kan een voldoende nauwkeurige en betrouwbare combinatie van deze twee componenten enkel gebeuren door het combineren van de tijdreeksen bekomen met continue lange-termijn-simulaties. Het combineren van deze twee tijdreeksen om het globale effect te bekomen, behoeft geen gedetailleerd

Figuur 3 : Vergelijking van een modellering met enkel PDM en een constante DWA versus een combinatie van PDM met een Urban Boundary; voor de Mandel te Roeselare [HydroScan, 2007].



Figuur 4 : Vergelijking van de extreme-waarden-verdelingen voor uurlijkse debieten in de waterloop enerzijds voor het geval met enkel PDM + DWA en anderzijds voor het gecombineerde model PDM + Urban Boundary; voor de Mandel te Roeselare [HydroScan, 2007].



model, maar kan via een eenvoudig bakmodel [Vaes et al. 2002a,b]. De vraag is wat men er daarna mee kan doen. Hiertoe zijn er volgende mogelijkheden :

- o Continue lange-termijn-simulatie van het hydrodynamische waterloopmodel met als invoer de tijdreeksen van landelijke en stedelijke afvoer : Dit is omwille van de rekentijd niet realistisch. Bovendien vereist dit een zware naverwerking van de bekomen simulatiere resultaten.
- o Combineren van de tijdreeksen van landelijke en stedelijke afvoer via een eenvoudig bakmodel of een eenvoudige sommatie en daarna :
 - o Opstellen van compositiehydrogrammen op basis van de samengestelde tijdreeksen voor simulatie in het hydrodynamisch waterloopmodel [Vaes et al., 2000, 2002c].
 - o Selectie van representatieve tijdreeksen (deelreeksen) op basis van de samengestelde tijdreeksen en simuleren in het hydrodynamisch waterloopmodel van de overeenkomstige periodes met als invoer de afzonderlijke tijdreeksen [Vaes et al., 2002c]. Dit vereist ook een significante naverwerking van de bekomen simulatiere resultaten.

2.4 Resultaten van gevalstudies

Deze aanpak werd toegepast op twee verschillende gevallen :

- o Een eerste studie omvatte de combinatie van het rioolstelsel van Erpe-Mere met de waterloop Molenbeek [Vaes et al., 2002a]. Deze resultaten werden reeds gepubliceerd in Water nr. 4 van oktober 2002 [Vaes et al., 2002b]. Uit deze studie bleek dat de impact van de riolering van Erpe-Mere op de hoogwaterdebieten in de Molenbeek verwaarloosbaar is, alhoewel in de zomer de invloed van de overstorten bij laag water wel belangrijk is.
- o Een tweede studie omvatte de combinatie van het rioolstelsel van Roeselare met de waterloop Mandel [HydroScan, 2007]. De resultaten van deze studie worden getoond in figuren 3 en 4. In figuur 3 wordt een deel van de lange tijdreeksen getoond, enerzijds bekomen met het gecombineerde model (PDM en Urban Boundary) en anderzijds met enkel het globale landelijke model (PDM voor totale oppervlakte) in combinatie met de Droog Weer Afvoer (DWA) van de rioolwaterzuiveringsinstallatie. In figuur 4 worden de extreme waarden verdelingen van de twee modellen gegeven. Hieruit blijkt dat de invloed van de riolering van de stad Roeselare op de Mandel zeer groot is. Een dergelijke invloed kan enkel voldoende nauwkeurig worden ingeschat door het gebruik van afzonderlijke specifieke modellen voor de riolering enerzijds en voor de landelijke afvoer anderzijds.

3. Eenzijdige koppeling van waterloop naar riolering

Een terugkoppeling van de waterloop naar de riolering kan nuttig zijn voor een betere inschatting van de invloed van de waterhoogte in de

waterloop op de werking van overstorten en/of rechtstreekse lozingen. Wanneer de resultaten van een waterloopmodel beschikbaar zijn om als randvoorwaarde te gebruiken bij rioolmodellering, blijft de vraag hoe dit te combineren valt. Er moet rekening worden gehouden met zowel de extremen in debiet in de riolering als met de extremen in waterhoogte in de afwaartse waterloop waarbij de extremen zich niet steeds gelijktijdig voordoen. Volgende methodes zijn mogelijk :

- o Wanneer men beschikt over tijdreeksen van waterhoogten in de waterloop en gelijktijdige neerslagreeksen kan men enerzijds de extreme deelreeksen van waterhoogten in de waterloop selecteren en anderzijds extreme neerslaggebeurtenissen op basis van IDF-relaties [Vaes, 1999] en gebruikt men de enveloppe van de deelreeksen.
- o Wanneer men beschikt over simulaties met composiethydrogrammen, kan men composietlimnigrammen opstellen ter hoogte van de rioollozingen en deze combineren met de overeenkomstige composietbuizen voor het rioolstelsel met dezelfde terugkeerperiode. Deze aanpak kan echter tot een (sterk) overschatte invloed leiden [Vaes et al., 2004].

Hieruit kan worden besloten dat een eenzijdige koppeling van waterloop naar riolering en het correct inrekenen van afwaartse randvoorwaarden bij rioleringsberekeningen complex is en dat de huidig gehanteerde methodes niet altijd tot betrouwbare resultaten leiden [Vaes et al., 2004].

4. Dubbelzijdige koppeling

Een dubbelzijdige koppeling is niet rechtstreeks mogelijk in de Infoworks software die in Vlaanderen het meest gebruikt wordt. In de Sobek software (Delft Hydraulics) is dit wel mogelijk. Deze koppeling in Sobek werd uitgetest in het kader van een eindwerk aan de K.U.Leuven [Bolle & Demuynck, 2005; Bolle et al., 2006]. Uit de gevalstudie die hierbij werd gebruikt blijkt een complexe interactie tussen de twee systemen die elkaar in beide richtingen beïnvloeden. De significantie van deze beïnvloeding hangt sterk af van de specifieke riool- en waterloopsystemen.

Een dubbelzijdige koppeling van hydraulische modelleringspakketten is mogelijk via de OpenMI interface [OpenMI, 2007], bijvoorbeeld Infoworks CS en RS, Infoworks CS of RS en Mike11, ... In het kader van een eindwerk aan de K.U.Leuven werd de koppeling tussen InfoWorks CS en RS uitgetest [Neyskens & Smolders, 2007]. Hieruit blijkt dat deze OpenMI software nog prematuur is en de toepassing ervan bijgevolg nog niet erg vlot gebeurt. De interface biedt wel heel wat perspectieven, maar laat omwille van de grote rekentijd en geheugenopslag bij het verbinden van gedetailleerde modellen slechts simulaties van korte tijdreeksen toe (gebeurtenissimulaties). De totale rekentijd bleek bij deze toepassing 2 maal de som van de reketijden van de individuele modellen. De verbinding zorgt verder voor een kleine tijdsverschuiving van de resultaten.

Het nadeel van het gebruik van dubbelzijdige koppeling van gedetailleerde modellen situeert zich dus in dezelfde sfeer als bij eenzijdige koppelingen. Omwille van de sterk verschillende respons van riool- en waterloopsystemen zijn continue lange-termijn-simulaties nodig die tot zeer lange reketijden leiden. Bovendien is een zware naverwerking van de bekomen simulatieresultaten nodig. Om de reketijd te beperken kan men met geselecteerde representatieve korte tijdreeksen werken, maar deze selectie moet dan ook weer gebaseerd zijn op vereenvoudigde modellen voor de verschillende componenten (zoals eerder in dit artikel besproken).

5. Conclusie

De meeste leveranciers voor hydraulische modelleringspakketten evolueren naar een (betere) technische koppeling tussen de software voor enerzijds rioolberekeningen en anderzijds waterloopberekeningen. De open koppelingsstandaard en -software OpenMI levert hierbij een grote vrijheid m.b.t. de keuze van de software in functie van de toepassing en andere randvoorwaarden.

Wat de interactie tussen riolen en waterlopen betreft, is niet enkel een technologische (software) koppeling van belang. Zeker ook de wijze waarop de modellen worden gebruikt heeft een grote invloed op de betrouwbaarheid van de berekeningsresultaten.

Om op een statistisch verantwoorde manier de hydrologische impact (bv. de toename van de overstromingskans) ten gevolge van de een- of tweezijdige koppeling te kunnen bepalen, zijn lange-termijn-simulaties onontbeerlijk. Aangezien gedetailleerde hydrodynamische simulaties hiervoor niet even geschikt zijn wegens de lange simulatietijden en de hoge vereisten wat betreft de opslag- en geheugencapaciteit en naverwerking, kan hiervoor een beroep worden gedaan op vereenvoudigde, conceptuele modellen. Deze vereenvoudigde modellen kunnen voldoende nauwkeurige resultaten geven in een fractie van de rekentijd op voorwaarde dat ze oordeelkundig worden gekozen, gekalibreerd en gebruikt.

In de toekomst zal het belang van deze interacties tussen riolen en waterlopen nog toenemen door de aanleg van gescheiden rioleringen met rechtstreekse verbindingen tussen regenwaterafvoersysteem en waterlopen. Door het toepassen van bronmaatregelen zullen bovendien een aantal hydrologische tussenvormen ontstaan die de interacties (nog) meer complex zullen maken.

Referenties

Berlamont J., Willems P., Qvick A., Vaes G., Feyen J. & Christiaens K. (2000). Algemene methodologie voor het modelleren van de waterafvoer in bevaarbare waterlopen in Vlaanderen. Studie in opdracht van Administratie Waterwegen en Zeewezen, april 2000.

Bolle A. & Demunynck A. (2005). Tweezijdige koppeling van riolerings- en waterloopmodellen. Eindwerk K.U.Leuven, Departement Burgerlijke Bouwkunde.

Bolle A., Demunynck A., Willems P., Bouteligier R. & Berlamont J. (2006). Hydraulische modellering van de tweezijdige interactie tussen riool- en rivierstelsels. Rioleringswetenschap, nr. 23, September 2006.

HydroScan (2007). Hydrologische modellering van Roeselare als invoer voor de Mandel. Studie in opdracht van VMM, Afdeling Water, januari 2007.

Neyskens I. & Smolders S. (2007). Linking of hydraulic models through the OpenMI. Eindwerk InterUniversity Programme in Water Resources Engineering, K.U.Leuven & V.U.Brussel.

OpenMI (2007). www.OpenMI.org. The OpenMI Association.

Vaes G. (1999). The influence of rainfall and model simplification on combined sewer system design. Doktoraatsthesis, K.U.Leuven, www.kuleuven.be/hydr/PhDvaes.htm.

Vaes G. (2000). De invloed van neerslag en modelvereenvoudiging op het ontwerp van gemengde rioleringen", @WEL – Water, nr. 3, februari 2000.

Vaes G., Willems P. & Berlamont J. (2000). Selection and composition of representative hydrographs for river design calculations. ERB2000, conference on monitoring and modelling catchment water quantity and quality, Gent, september 2000.

Vaes G., Willems P. & J. Berlamont (2002a). Het gebruik van bakmodellen voor de voorspelling van de invoer in riviermodellen met het oog op een geïntegreerde modellering. Laboratorium voor Hydraulica, K.U.Leuven, in opdracht van Aminal, Afdeling Water.

Vaes G., Willems P. en Berlamont J. (2002b). Het gebruik van bakmodellen voor de voorspelling van de invoer in waterloopmodellen ter plaatse van riooloverstorten, Water, nr. 4, oktober 2002.

Vaes G., Willems P. & Berlamont J. (2002c). Selectie en compositie van representatieve hydrogrammen voor riviermodellering. Water nr. 1, mei 2002.

Vaes G., Bouteligier R., Luyckx G., Willems P. & Berlamont J. (2004). Toelichting bij de Code van goede praktijk voor het ontwerp van rioleringen. Studie in opdracht van Aminal, Afdeling Water, april 2004, www.mina.be/code_goede_praktijk.html.

WS (2005). Infoworks RS, versie 6.0. Wallingford Software, Groot-Brittannië.

G. Vaes

*Projectmanager; HydroScan NV,
Tiensevest 26/4, 3000 Leuven,
tel: 0473 947 320
tel: 016 24 05 01, fax: 016 24 05 09*

P. Willems

*Postdoctoraal onderzoeker FWO-Vlaanderen en
gastdocent K.U.Leuven
Katholieke Universiteit Leuven, Afdeling Hydraulica,
Kasteelpark Arenberg 40, 3001 Leuven,
tel: 016 32 16 58*

Verwacht: onzeker hoogwater op Schelde en Dender

De voorspellingsmodellen geven meermaals per dag voorspellingen van waterstanden en debieten en dit tot 48 uur in de toekomst. Voor deze berekeningen wordt gebruik gemaakt van de huidige waterstanden en debieten, de neerslagvoorspellingen en het verwachte zeeniveau aan de Belgische kust en aan de Scheldemonding. Uiteraard bevatten de resultaten van de voorspellingen verschillende onnauwkeurigheden. De belangrijkste daarvan zijn terug te voeren tot de gebruikte invoergegevens en de kwaliteit van de modelberekeningen.

Ter controle van de modelresultaten werd een procedure uitgewerkt die de voorspellingen vergelijkt met de geobserveerde waarden. Dit levert finaal percentielwaarden op die gebruikt worden om nauwkeurigheidintervallen in de toekomst te bepalen. Deze techniek is zowel toepasbaar op voorspelde debieten als op waterstanden. De bekomen resultaten worden aangewend om de gebruiker een idee te verschaffen van de mogelijke variabiliteit of onzekerheid van de gepubliceerde modelvoorspellingen. Deze techniek werd toegepast voor de waterstanden op de Schelde en de debieten op de Dender.

De real-time voorspellingsmodellen van de Vlaamse bevaarbare waterlopen leveren tijdreeksen van debieten en waterstanden voor verschillende plaatsen langs de rivier. Deze tijdreeksen bevatten een voorspelling van de verwachte waarden tot 48 uur in de toekomst. Uiteraard zijn deze voorspellingen onderworpen aan verschillende onnauwkeurigheden, waarvan de belangrijkste terug te voeren zijn tot de gebruikte invoergegevens en de kwaliteit van de modelberekeningen.

De voorspellingsmodellen op het Waterbouwkundig Laboratorium

Het voorspellingssysteem laadt verschillende keren per dag de meest recente meetgegevens van waterstanden, debieten, neerslag etc. in om te gebruiken in de modelberekeningen. Als bijkomende invoer in de voorspellingsperiode wordt er gebruik gemaakt van neerslagvoorspellingen van het KMI. Al deze data worden gebruikt in de real-time gecombineerde hydrologisch-hydrodynamische modellen. Op basis van de 48 uren dat het model terugreken in de tijd worden bepaalde foutcorrectie-termen bepaald en worden de optimale begincondities bereikt om de voorspellingen in de toekomst te berekenen.

Kwaliteitscontrole van de voorspellingsresultaten

Om de nauwkeurigheid van de voorspellingsmodellen in te schatten, wordt er een vergelijking gemaakt tussen voorspellingsresultaten en de overeenkomstige meetgegevens. Dit houdt in dat over een langere periode berekeningen gedaan worden alsof elk specifiek moment in deze periode het "nu" is en er ook telkens 48 uur voor dat moment en 48 uur na dat moment gerekend wordt. Door deze tijdreeksen statistisch te vergelijken met de beschikbare meetreeksen over dezelfde periode wordt een idee gevormd van de voorspellingsnauwkeurigheid van de modellen.

Niet-normaliteit

De afwijkingen tussen modelresultaten en meetgegevens vertonen geen normaal verdeeld gedrag. Ook andere kansverdelingsvormen blijken geen goede overeenkomsten te vertonen. Het centraal gedeelte van verdeling en de grotere en lagere waarden (de zogenaamde staarten van de verdeling) hebben bovendien een sterk verschillend gedrag (geen unimodale verdeling). Dat houdt in dat standaard statistische technieken niet gebruikt kunnen worden. De redenen voor het niet-unimodaal gedrag van de verschillen hebben onder andere te maken met een aantal foutcorrecties uitgevoerd door het voorspellingssysteem waardoor getracht wordt om de modelresultaten beter te laten overeenkomen met de geobserveerde waarden (data-assimilatie) en met onnauwkeurigheden in de voorspelde neerslag.

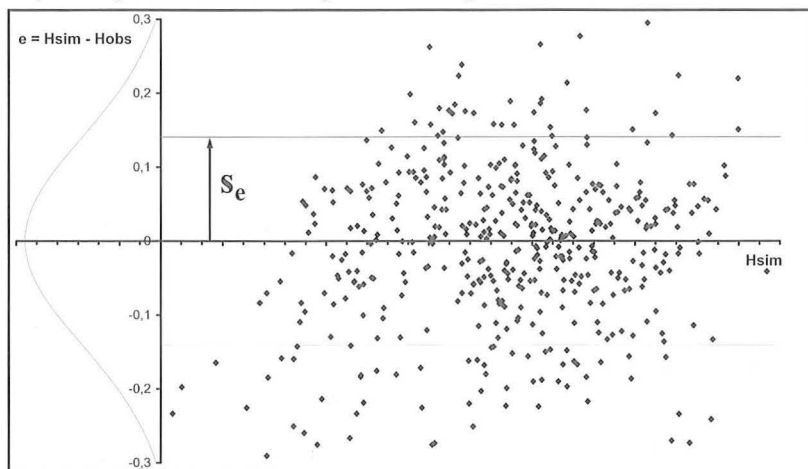
Daarom wordt er overgegaan tot het gebruik van verdelingsvrije statistiek. Hierbij wordt er geen verdeling gefit aan de reeks van modelafwijkingen (vandaar de benaming), maar worden de vastgestelde waarden rechtstreeks gebruikt (empirische benadering). In de praktijk komt het er dan op neer dat de verschillen tussen meet- en modelwaarde gerangschikt worden van klein naar groot. Elke waarde krijgt een rangnummer en zijn bijhorende procentuele locatie in de reeks. Dit laat toe om zeer snel de verschillende percentielwaarden van de afwijkingen te bepalen. Een bijkomend voordeel van deze manier van werken is dat op een zeer eenvoudige manier een automatisering mogelijk wordt, zodat de berekeningen snel voor verschillende meetplaatsen uitgevoerd kunnen worden.

Verschillen getij – niet-getij

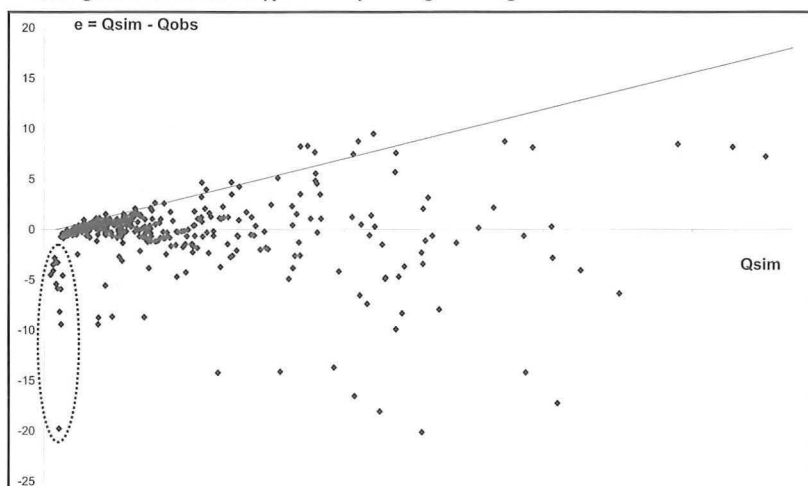
Het voorkomen van lichte tijdsverschuivingen leidt vaak tot grote afwijkingen tussen een voorspelde waarde en een gemeten waarde. Omwille van de harmonische beweging in het geval van een tijpost (meetstation met waterhoogte- of debietmetingen onderhevig aan het getij) kan dit tot een sterke

vervalsing van de resultaten leiden. Daarom wordt er een verschillende werkwijze gevolgd voor tij- en niet-tijposten. In het geval van tijstations wordt er eerst een extractie uitgevoerd van de hoog- en laagwaters met het bijhorende tijdstip uit zowel de voorspelde als de gemeten reeksen. Vervolgens

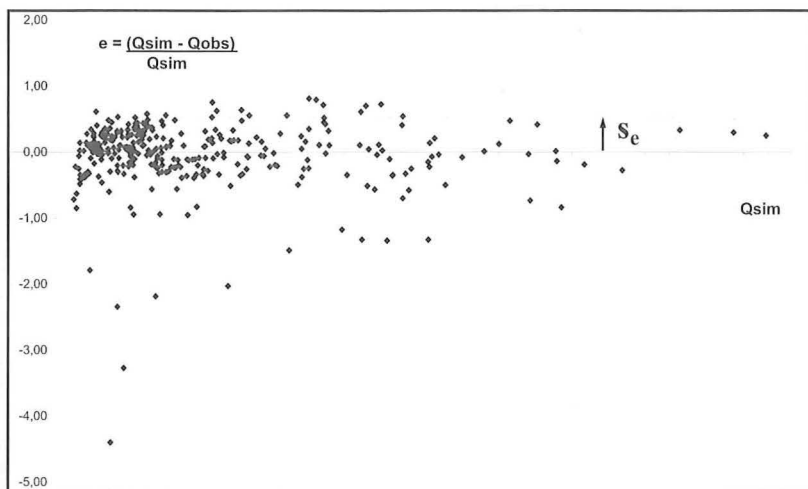
Figuur 1: Gecorrigeerde absolute modelafwijkingen ($H_{sim} - H_{obs}$) voor het station Antwerpen-Loodsgebouw (Zeeschelde) ten opzichte van de gesimuleerde waterstanden, met aanduiding van de standaardafwijking op de modellfouten en de overeenkomstige normaalverdeling.



Figuur 2: Absolute modelafwijkingen ($Q_{sim} - Q_{obs}$) voor het station Overboelare (Dender) ten opzichte van de gesimuleerde debieten: typische trompetvormige verdeling.



Figuur 3: Relatieve modelafwijkingen ($\frac{Q_{sim} - Q_{obs}}{Q_{sim}}$), Vaak voor het station Overboelare (Dender) ten opzichte van de gesimuleerde debieten, met aanduiding van de standaardafwijking op de relatieve fouten en de overeenkomstige normaalverdeling.



wordt het gemeten hoog-/laagwater gezocht dat het dichtst in de buurt ligt van het voorspelde hoog-/laagwater. Aldus wordt de foutenanalyse niet vertekend omwille van tijdsverschuivingen én is het tevens mogelijk om een onzekerheid op het tijdstip van voorspelling te definiëren.

Omdat het in het geval van niet-tijposten vrij moeilijk is om een eventuele tijdsverschuiving te ontdekken en te kwantificeren, wordt er een eenvoudige overeenkomst gezocht tussen voorspelde waarde en gemeten waarde door hetzelfde tijdstip voor beide reeksen te nemen. De onzekerheid op het resultaat ten gevolge van tijdsverschuivingen wordt dan meegenomen in de algemene onzekerheid, als een deel van de onzekerheid op de grootte van de voorspelde waarde. Als we over onzekerheid spreken, zullen we immers voornamelijk denken aan het verschil in grootte tussen het debiet of de waterstand van de voorspelling en die van de werkelijkheid, en die is mogelijk mede het gevolg van tijdsverschuivingen op het voorspellingsresultaat.

Uitwerking van de methodologie

Om verantwoorde uitspraken te kunnen doen over het volledige bereik van waterstanden of debieten, is het noodzakelijk dat men het verband onderzoekt tussen de modellfout en de grootte van de modeluitvoer. Dit verband kan zich op verschillende manieren manifesteren, met in de uiterste gevallen een constante absolute fout, of een constante relatieve fout. Indien de reeks over het ganse bereik eenzelfde verdeling van absolute modellfouten vertoont ($e = H_{sim} - H_{obs}$, waarbij H_{sim} de gesimuleerde waterstand, H_{obs} de geobserveerde waarde en e de modellfout voorstelt), is er geen transformatie nodig. Dit is vaak typisch het geval voor waterstanden, zoals getoond wordt in Figuur 1.

Echter, wanneer de absolute modellfouten voor de debieten ($e = Q_{sim} - Q_{obs}$) uitgezet worden tegen het gesimuleerde debiet, dan wordt typisch een trompetvormige figuur verkregen zoals getoond in Figuur 2. In dit geval is er dus geen sprake van een constante absolute afwijking over het volledige debietbereik. Wanneer de absolute fouten echter gedeeld worden door het overeenkomstige gesimuleerde debiet, dan spreekt men van relatieve fouten ($e = \frac{Q_{sim} - Q_{obs}}{Q_{sim}}$). Vaak blijkt daarbij dat de verdeling van de relatieve fouten voor debieten wel constant wordt over het volledige bereik. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 3. Om deze constante verdeling van relatieve fouten te bereiken is het noodzakelijk om de debieten te onderwerpen aan een logaritmische transformatie.

Bijkomende voordelen van het gebruik van een logaritmische transformatie voor de debietreeksen zijn:

- De toepassing van de verdeling van modellfouten voor de berekening van betrouwbaarheidsintervallen op het debiet of de waterhoogte leidt nooit tot negatieve waarden.

- De grootte van de afwijkingen is recht evenredig met de grootte van het gesimuleerde debiet, zodat de standaarddeviatie van de modelfouten kan voorgesteld worden via een constant percentage modelfout.

Uit de bovenstaande redenering volgt dat er geen transformatie wordt doorgevoerd op de waterstandsgegevens, maar wel op de debietgegevens. Na correctie met de mediane afwijking wordt er immers een constante absolute fout bereikt voor de waterstanden, terwijl de debieten voldoen aan een constante relatieve fout. De realiteit is evenwel vaak niet zo idealistisch. De mediaanfout verschilt vaak van nul en is net zoals de standaarddeviatie, vaak variabel met de debietgrootte, zelfs na eventuele transformatie. Om tegemoet te komen aan de variabiliteit in nauwkeurigheid overeenkomstig de grootte van de waarde, worden de gesimuleerde debietwaarden of waterstanden eerst ingedeeld in drie klassen met elk evenveel punten: laag, midden en hoog. Voor elke klasse worden de berekeningen herhaald zodat er afzonderlijke percentielwaarden bekomen worden. De bekomen percentielen worden dan als constante waarde toegepast op alle waarden die binnen die klassen vallen.

Een grafische voorstelling van deze techniek wordt voorgesteld in *Figuur 4*. De drie debietklassen worden getoond in combinatie met de bijhorende 10°, 50° en 90° percentiel per klasse. De horizontale lijnen duiden op het constant houden van de percentielwaarden over de volledige klasse.

Zoals kan opgemerkt worden in *Figuur 4*, is de mediaan (= 50° percentiel) van de gebruikte datareeks verschillend van nul en wordt deze ook groter naar hogere debieten toe. De mediaan verschillend van nul duidt op een systematische afwijking van de gesimuleerde waarden ten opzichte van de gemeten waarden. Deze mediaan

kan daarom gebruikt worden als correctiefactor om de systematische afwijkingen weg te werken.

Op termijn zal het de bedoeling zijn dat een geautomatiseerd systeem de databank HYDRA, waarin zowel de voorspellingsresultaten als de meetgegevens opgeslagen zijn, bevraagt voor het gewenste station en de gewenste periode. Dit levert twee tijdreeksen op: de voorspelde waarden en de bijhorende meetgegevens. In het geval van een tijdstation worden uit deze ruwe data eerst nog de hoog- en laagwaterwaarden geëxtraheerd met de bijhorende tijdstippen. Voor elke voorspelde waarde kan nu op basis van de mediaan een gecorrigeerde waarde berekend worden om te compenseren voor systematische afwijkingen in het model. Daarnaast kunnen ook verschillende percentielwaarden bepaald worden die gebruikt kunnen worden voor de voorstelling van nauwkeurigheidsintervallen.

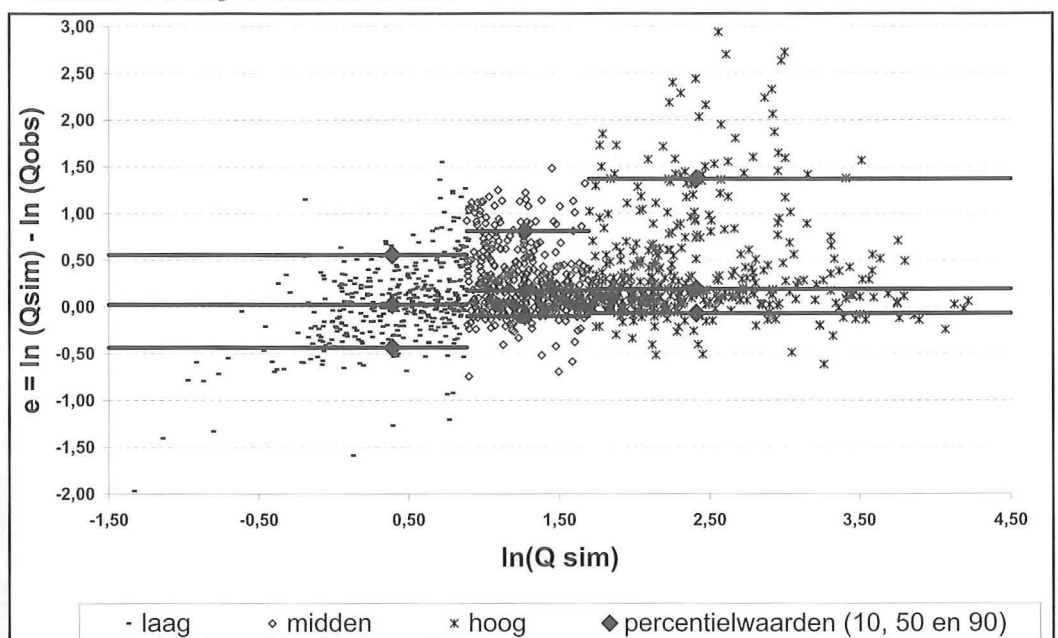
Resultaten

De methodologie werd ontwikkeld aan de hand van gedeelten van de tijdreeksen van het debietstation op de Dender te Overboelare en van de waterstanden op de Zeeschelde te Antwerpen – Loodsgebouw. Nadien werden validatieberekeningen uitgevoerd aan de hand van andere delen van deze tijdreeksen.

Zeeschelde – station Antwerpen - Loodsgebouw: hoogwaterstanden

Voor het station Loodsgebouw werden de voorspelde data en de gemeten data van de periode van 02/03/2006 tot 16/01/2007 gebruikt voor de bepaling van de berekeningsparameters. Dit werd uitgevoerd voor verschillende zichttijden (= het moment in de toekomst), met telkens een interval van 6 uur. In de eerste plaats werd ge-

Figuur 4: Voorstelling van de afwijkingen ten opzichte van de gesimuleerde debieten (ln-transformatie). Tevens voorgesteld zijn de percentielwaarden voor de drie grootte-klassen van de debieten.



bruik gemaakt van alle data, m.a.w. zonder een opsplitsing te maken naar lage, normale en hoge waarden. De resultaten van de berekeningen zijn terug te vinden in *Figuur 5*.

Uit *Figuur 5* valt af te leiden dat er een systematische overschatting van gemiddeld 10 cm is van de waterstanden op het moment van hoogwater

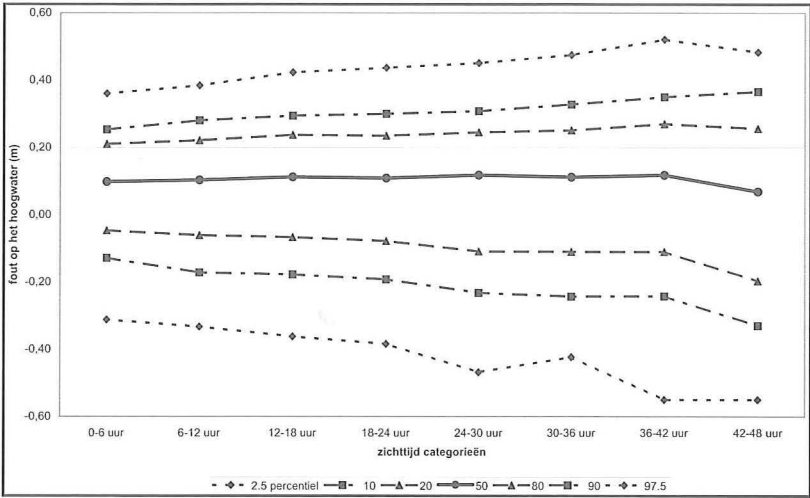
(= 50^e percentiel H50). De waarden van de 50^e percentiel kunnen daarom gebruikt worden als correctie om deze systematische afwijking te compenseren. Er volgt ook uit *Figuur 5* dat de onnauwkeurigheid groter wordt bij grotere zichttijden. In *Tabel 1* wordt de verwachte afwijking op de hoogwaterwaarden gegeven, voor drie verschillende klassen. De gevonden percentielwaarden van de afwijkingen zijn in een volgend stadium gebruikt voor validatieberekeningen op basis van een andere periode 17/01/2007 tot 25/02/2007. Voor een zichttijd van 0 tot 6 uur in de toekomst wordt een gecorrigeerde waterstand berekend (gebaseerd op de H50) en geven H10 en H90 (10% en 90% percentielen) een interval weer waarin 80 % van de observaties verwacht worden. Tussen de aldus bekomen gecorrigeerde waterstandreeksen en de meetresultaten werden enkele statistische parameters bepaald. De gemiddelde afwijking bedroeg -2.7 cm, met een maximale onderschatting van 44 cm en een maximale overschatting van 23 cm. Van alle meetresultaten over die periode viel ruim 78 % binnen het interval gevormd door H10 en H90. De breedte van dit interval is, omwille van de toegepaste rekentechniek, niet constant maar varieert tussen 18 cm voor de lagere hoogwaters en 45 cm voor de hogere hoogwaters. Het resultaat van de validatie over een deel van de beschouwde periode is terug te vinden in *Figuur 6*.

Dender – station Overboelare: debieten

Voor station Overboelare werden de data gebruikt over de periode 14/05/2006 tot 27/02/2007. Deze reeks werd in twee gesplitst, zodat ongeveer twee derde als calibratiedeel dienst deed, m.a.w. om de parameters te bepalen, en het resterende derde als validatiedeel. De verdeling van de voorspelde debietwaarden in deze twee groepen gebeurde op een willekeurige manier, om zeker te zijn van een zo evenwichtig mogelijke verdeling van de hoge en lage debieten over beide groepen. Er werd enkel rekening gehouden met de debietwaarden afkomstig van de voorspelling van 6 uur in de toekomst.

Voor de debietwaarden werd er een logaritmische transformatie uitgevoerd op de originele data. Gelijkaardig aan het station Antwerpen - Loodsgebouw werd de mediaan gebruikt om een gecorrigeerd debiet te berekenen. *Tabel 2* geeft de resultaten weer van de berekeningen voor de voorspelling van 6 uur in de toekomst. Aangezien hier gewerkt werd met een logaritmische transformatie, worden er geen absolute afwijkingen getoond, maar verhoudingen. De waarden in *Tabel 2* geven de verhoudingen weer tussen de bekomen gecorrigeerde debieten (Q50) en de nauwkeurigheidsgrenzen (Q10 en Q90) enerzijds, en het overeenkomstige modelresultaat anderzijds voor drie verschillende grootte-klassen. Omwille van de gebruikte techniek zijn deze verhoudingen constant over de klassen, hetgeen niet geldt voor de absolute afwijkingen (Q50 – Qsim bijvoorbeeld). De waarden in *Tabel 2* hebben de volgende betekenis: in de debietklasse “Normaal”

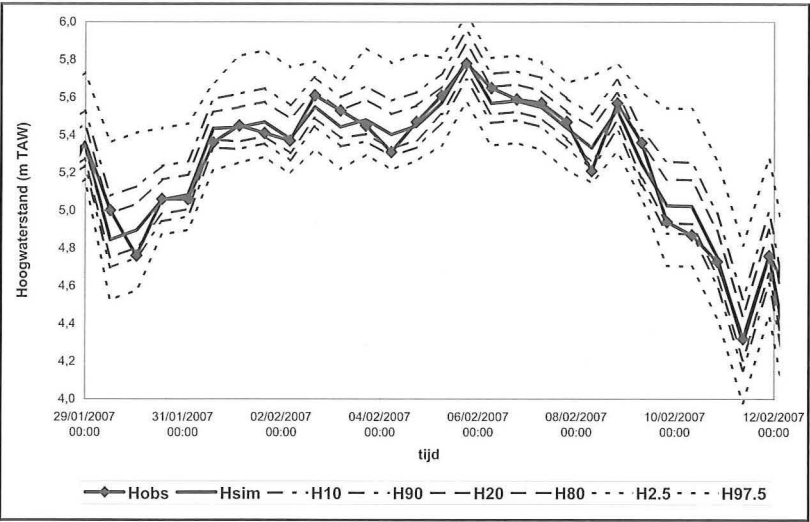
Figuur 5: Verloop van de fout op de hoogwatervoorspelling over de verschillende zichttijden (Zeeschelde, station Antwerpen-Loodsgebouw).



Tabel 1: Zeeschelde Station Antwerpen-Loodsgebouw; te verwachten waterstandsafwijking van het modelresultaat bij hoogwater bij de opgesomde percentielen en in de vermelde klassen voor een voorspelling van 6 uur in de toekomst (m).

percentielen	Laag (< 5.18 m TAW)	Normaal	Hoog (> 5.61 m TAW)	
90	-0.27	-0.05	0.03	= Hsim – H90
50	-0.04	0.13	0.19	= Hsim – H50
10	0.11	0.24	0.29	= Hsim – H10

Figuur 6: Voorstelling van de gecorrigeerde hoogwaterpeilen (Hsim) voor de Schelde te Antwerpen (voorspelling 6 uur in de toekomst), de bijhorende percentielgrenzen (H2,5 tot H97,5) en de gemeten waterstanden (Hobs).



Tabel 2: Station Dender – Overboelare: te verwachten verhouding tussen de opgesomde percentielen en het modelresultaat in de drie vermelde klassen voor een voorspelling 6 uur in de toekomst (-).

percentielen	Laag (< 3.16 m³/s)	Normaal	Hoog (> 6.33 m³/s)	
90	1.37	1.14	1.49	= Q90/Qsim
50	0.71	0.80	0.98	= Q50/Qsim
10	0.43	0.34	0.37	= Q10/Qsim

heeft de 50^e percentiel een waarde van 0.80. Dit betekent dat het modelresultaat gemiddeld 20 % hoger is dan de verwachte meting. Het gecorrigeerde modelresultaat wordt dan berekend als 80 % van het oorspronkelijke modelresultaat. De bovengrens volgt dan op een gelijkaardige manier: nl. 14 % groter dan het oorspronkelijke modelresultaat, terwijl de ondergrens 66 % lager ligt.

Toepassing van de methodologie in de praktijk

Het uitvoeren van deze berekeningen leidt ertoe dat aan de resultaten van de voorspellingsmodellen een nauwkeurigheid kan meegegeven worden. Hierdoor stijgt de waarde van de resultaten aangezien de gebruiker daarmee een idee verkrijgt van de variatie die mogelijk is op de gepubliceerde debiet- of waterstandwaarde.

Daarnaast kan de techniek gebruikt worden om het effect van modelverbeteracties in te schatten. Er worden immers nog regelmatig wijzigingen aangebracht aan de modellen, ter verbetering van de resultaten. Door de kwaliteit van de resultaten te vergelijken voor en na de ingreep, kan een effectieve validatie doorgevoerd worden van het nut en de effectiviteit van die actie.

Conclusie

Ter controle van de modelresultaten van de hydrologisch-hydrodynamische real-time voorspellingsmodellen werd een procedure uitgewerkt die de voorspellingen vergelijkt met de geobserveerde waarden. Dit levert finaal percentielwaarden op

die gebruikt worden om nauwkeurigheidsintervallen te bepalen. De bekomen resultaten worden aangewend om de gebruiker een idee te verschaffen van de mogelijke variabiliteit of onzekerheid van de gepubliceerde modelvoorspellingen. De onzekerheidsresultaten zullen in de nabije toekomst gecommuniceerd worden naar de waterbeheerders. Op basis van hun feedback zal het systeem van onzekerheidsberekening en -communicatie stapsgewijs verder verfijnd en uitgebreid worden. Het instrument zal ook gebruikt worden door het Waterbouwkundig Laboratorium om modelverbeteracties stapsgewijs te evalueren.

*J. Ronsijn
Projectingenieur*

*KULeuven - Laboratorium voor Hydraulica
Kasteelpark Arenberg 40
3001 Heverlee
tel: +32 16 32 16 58
fax: +32 16 32 19 89
Email: jan.ronsyn@mow.vlaanderen.be
<http://www.kuleuven.be/hydra>*

*Vlaamse Overheid - Departement Mobiliteit en
Openbare Werken
Afdeling Waterbouwkundig Laboratorium
Hydrologisch Informatiecentrum HIC
Berchemlei 115
2140 Borgerhout
tel + 32 3 224.60.35
fax + 32 3 224.60.36
<http://watlab.lin.vlaanderen.be>*

Onzekerheidsanalyse van overstromingen met behulp van hydrologische ensemble voorspellingen

De voornaamste bron van onzekerheden in de voorspellingen van rivierafvoeren op middenlange tot lange termijn ligt hoofdzakelijk in de onzekerheid van de meteorologische voorspellingen. Sinds ongeveer één decennium leveren de grote operationele voorspellingscentra die wereldwijde modellen runnen zogenaamde ensemble voorspellingen. Hun model draait niet alleen één keer vertrekkende vanuit de beste beginvoorwaarden die gehaald worden uit de talrijke waarnemingsbronnen maar tevens een aantal keer vertrekkende vanuit verschillende beginvoorwaarden en fysische parametrisaties zodat de onzekerheden van de waarnemingen en van de modellering ingebouwd worden.

Recentelijk werd aangetoond dat de informatie bevat in de ensemble voorspelling nuttig kan gebruikt worden in de voorspelling van overstromingsrisico's. Het KMI heeft een dergelijk hydrologisch ensemble voorspellingsmodel ontwikkeld dat experimenteel draait voor twee testbekkens, namelijk de Demer te Diest en de Ourthe te Tabreux. Sinds één jaar wordt de waarschijnlijkheid dat de afvoer een gegeven drempel overschrijdt geschat door middel van een automatische procedure die gebaseerd is op het gebruik van de waargenomen gegevens en van het "Ensemble Prediction System (EPS)" van het ECMWF te Reading in een waterbalans hydrologisch model. De resultaten ervan werden toegankelijk gemaakt voor de Regionale Waterbeheerders. De gebruikte methode wordt vervolgens geschetst en verificatie scoren voor de waarschijnlijkheidsvoorspelling worden ingevoerd. In het licht van de resultaten van de validatie zal een leidraad naar een vroegtijdig waarschuwingssysteem uitgetekend worden.

Overstromingen zijn van alle tijden. Het is dan ook vanzelfsprekend dat de waterbeheerders zich zo goed mogelijk proberen in te dekken tegen overstromingsrisico's die bij de bevolking – en vooral diegenen onder hen die meermaals getroffen werden – veel materiele schade maar ook leed aanrichten.

De meest voorkomende vormen van overstroming in Vlaanderen zijn ofwel het gevolg van hevige lokale zomerregens en treden meestal vrij snel op na de bui of zijn te wijten aan het overtrekken van aanhoudende winterregens over grote gedeelten van het land. De gebruikte numerieke weersvoorspellingmodellen zijn verschillend: in het eerste geval worden modellen met hoge resolutie en een beperkte horizon gebruikt terwijl in het tweede geval globale atmosferische circulatiemodellen met grotere maas en langere voorspellingshorizon gehanteerd worden. De in het artikel voorgestelde methodologie situeert zich voornamelijk in het laatste domein en richt zich, in het bijzonder, tot de winterperiode.

De Afdeling Water van de VMM en het Waterbouwkundig Laboratorium van het Departement Mobiliteit en Openbare Werken van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap houden zich intensief bezig met het opmaken van verwachtingen van waterpeilen en debieten zowel voor onbevaarbare als voor bevaarbare waterlopen (Overstromingen in Vlaanderen, 2003; Van Eerdenbrugh, 2003). De Afdeling Water concentreert zich sinds jaren op het probleem van de oorzaken en oplossingen van overstromingen. Deze aanpak culmineerde onlangs in de overstromingsvoorspeller die op volgende web-pagina kan geconsulteerd worden: <http://www.overstromingsvoorspeller.be/>.

Deze wetenschappelijke bijdrage over hydrologische ensemble voorspellingen kadert volledig in de lijn van onderzoek en beheer en illustreert hoe automatische voorspellingen met een voorspellingshorizon van 9 tot 10 dagen aangeemaakt worden die bruikbaar kunnen zijn voor de hydrologische operator en tevens een tastbare economische waarde hebben.

De toekomst is en blijft onzeker. Het vertrouwen dat men al dan niet heeft in de meteorologische voorspellingen en specifiek in de neerslagvoorspellingen is een gespreksonderwerp van iedere dag. Het gebruik van neerslagvoorspellingen in de operationele hydrologie is slechts van een recente datum. Voor praktische redenen wordt nog meestal een uniek scenario voor de neerslag voor de eerstvolgende uren ja zelfs voor de volgende dagen verkozen zodat de *a posteriori* waargenomen fouten in de debieten toegeschreven worden aan de meteorologische voorspellingen. Nochtans zijn de beperkingen van de atmosferische voorspellingen bij de modelleerders sinds geruime tijd bekend. Sinds één decennium hebben de voornaamste centra voor weersvoorspellingen zoals het Europees Centrum voor Middenlange Weersvoorspellingen (ECMWF) te Reading (Verenigd Koninkrijk) ensemble voorspellingssystemen (EPS) ontwikkeld. Het gaat er niet om slechts één voorspelling voor de volgende tien dagen te maken maar een ensemble van bijkomende voorspellingen waarvoor de beginvoorwaarden van het numerieke weersvoorspellingmodel (NWP) verstoord werden ten einde de onzekerheden betreffende de kennis van de staat van de atmosfeer op het beginogenblik van de voorspelling in rekening te brengen. De onzekerheden gebonden aan

het numerieke weersvoorspellingmodel worden zo in rekening gebracht. De ruimtelijke resolutie van het numerieke model dat gebruikt wordt voor de ensemble voorspellingen is groter dan in de zogenaamde deterministische systemen. Het komt erop aan de beschikbare rekencapaciteit toe te kennen aan een ensemble van supplementaire simulaties. Dit is voor het ECMWF een ensemble van vijftig leden benevens de controle simulatie. De winst voor dit systeem is informatie over de onzekerheden die met de voorspellingen geassocieerd worden. Het ensemble voorspellings-systeem dat in onderliggend artikel beschreven wordt vormt een aanpak die gebruik maakt van deze complementaire informatie betreffende de neerslag voor de volgende dagen en die kan bijdragen tot het op punt stellen van vroegtijdige waarschuwingssystemen.

Hydrologische ensemble voorspellingen

De hydrologische ensemble voorspellingen bestaan niet alleen uit 50 scenario's voor de neerslag maar tevens voor de temperatuur en voor andere meteorologische veranderlijken die belangrijk zijn voor de waterbalans. Binnen de beperkingen van de meteorologische modellering is ieder van die scenario's coherent zowel in de ruimte als in de tijd. Het hier voorgestelde systeem bestaat erin ieder van deze scenario's afzonderlijk in een hydrologisch model te gebruiken ten einde de evolutie van het debiet van de rivier te schatten. Vijftig hydrogrammen voor de volgende dagen worden aangemaakt die in principe allen dezelfde waarschijnlijkheid hebben om zich voor te doen. Dit laat toe om voor een gegeven toekomstig ogenblik aan de voorspelling van een debiet een betrouwbaarheidsinterval te hechten. In het algemeen worden deze voorspellingen vergeleken met drempels van pre-waarschuwing of van waarschuwing ten einde de gepaste maatregelen te beslissen. Daarvoor wordt in de eenvoudigste configuratie het aantal hydrogrammen dat de drempelwaarde overschrijdt geteld.

Het model dat gebruikt wordt is het SCHEME model (dit staat voor **SCHE**de en **Maas**). Dit model is een gedistribueerde versie van het conceptuele IRMB model (Bultot en Dupriez, 1976). Het stroombekken wordt verdeeld in een rooster met een maaslengthe van 7 km. Binnen in elke maas wordt het conceptueel IRMB model gebruikt om verschillende delen van de hydrologische cyclus voor te stellen: accumulatie en smelten van het sneeuwdek, interceptie van de neerslag door de vegetatie en verdamping, bevochtiging van de bodem en zijn uitdroging door evapotranspiratie, doorsijpeling of percolatie naar de ondergrondse reserves, oppervlakte-afvoer met behulp van een eenheidshydrogram. Daarenboven worden, binnen iedere cel 9 verschillende bedekkingen voorgesteld door de fractie van de oppervlakte die ze innemen en worden de conceptuele reservoirs die de vegetatie simuleren en de twee bodemlagen afzonderlijk bepaald voor deze bedekkingen. De transfer van het berekende debiet voor de

verschillende roostercellen van het stroombekken naar een stroomafwaartse uitlaat wordt berekend met behulp van een ééndimensionaal model gebaseerd op het histogram van het aantal waterlopen met toenemende afstand van de uitlaat. Het aantal parameters werd beperkt ten opzichte van het oorspronkelijke IRMB model. De parameterwaarden werden geoptimaliseerd aan de hand van de waargenomen debietreeksen en de meteorologische veranderlijken over de deelbekkens die de verschillende hydrologische condities voorstellen. Zij worden vervolgens geregionaliseerd met behulp van empirische niet-lineaire relaties bekomen door neuronale netwerken tussen deze waarden en de fysiografische kenmerken.

Het hydrologisch model wordt eerst gebruikt om de beginvoorwaarden te berekenen die de waarden van de verschillende veranderlijken uitmaken: de waterinhoud van alle conceptuele reservoirs en de afvoeren, die de uitlaat nog niet bereikt hebben. Door vervolgens van deze beginvoorwaarden te vertrekken wordt de hydrologische simulatie voortgezet door de neerslag te gebruiken die voor de volgende dagen voorspeld wordt. Deze simulaties in voorspellingsmode worden herhaald voor de vijftig leden van de EPS voorspellingen.

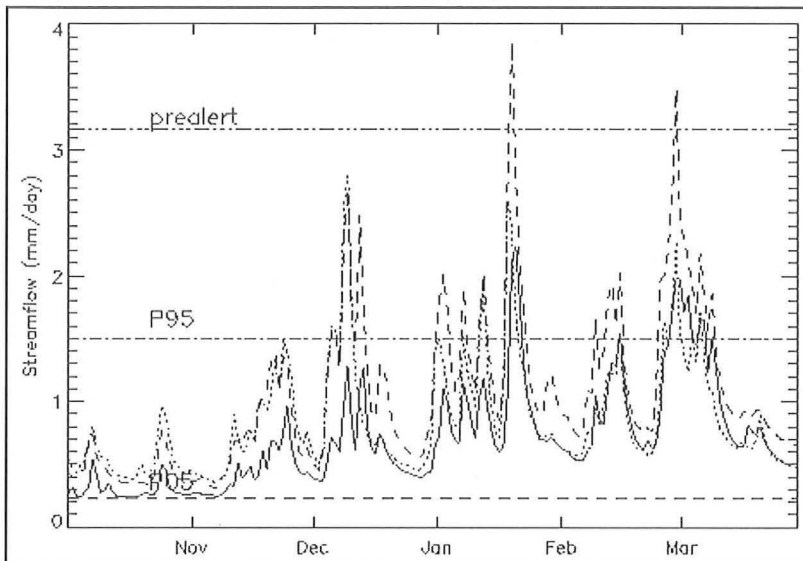
Een prototype van het systeem werd ontwikkeld ten einde de bruikbaarheid van de neerslagvoorspellingen van het systeem van ensemble voorspellingen van het ECMWF te evalueren. Gezien de efficiëntie van het systeem aangetoond werd (Termonia en Roulin, 2003; Roulin and Vannitsem, 2005), werd er een automatische procedure ontwikkeld die alle informatie gebruikt die op operationele manier beschikbaar is. Voorspellingen voor overstromingsrisico's voor de twee testbekkens worden sinds 2005 automatisch gegenereerd. Gedurende het jaar 2006 en tot de lente van 2007 werden deze voorspellingen ter beschikking gesteld aan de gewestelijke bekenbeheerders.

Voorspellingen in de winter 2006-2007

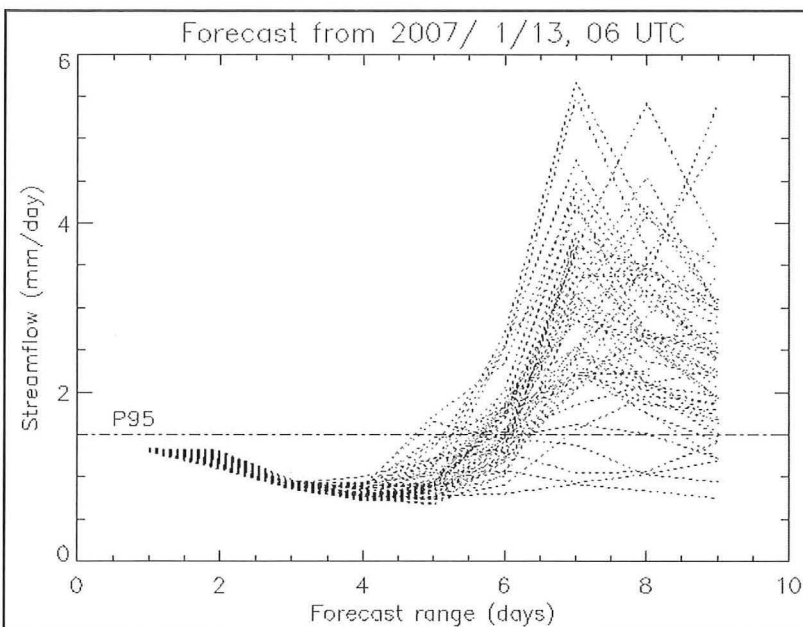
Om dit systeem te illustreren worden enkele resultaten voorgesteld die behaald werden met de automatische procedure in het Demerbekken in de loop van de vorige winter. In de Figuur 1 worden de twee met het model gesimuleerde debieten vergeleken met het gemeten debiet (bron HIC). De eerste reeks van de gesimuleerde debieten wordt dagelijks aangemaakt met de neerslaggegevens van de meteorologische radar te Wideumont gecumuleerd over de laatste 24 uren (vanaf 8h00 lokale tijd de vorige dag tot 8h00 de dag van de voorspelling). De tweede reeks debieten wordt uitgesteld aangemaakt wanneer de gegevens van het pluviometrisch meetnet van het KMI verzameld en gevalideerd werden. In de toekomst zullen verbeteringen aan dit aspect van de automatische procedure aangebracht worden. Inderdaad worden de radargegevens nu verbeterd met behulp van een aantal automatische stations. Het

hydrologisch model werd geoptimaliseerd voor gemiddelde condities en de modefficiëntie (de coëfficiënt van Nash-Sutcliffe) is 0.72 voor de jaren 2000 tot 2005. Geen enkele procedure voor assimilatie van het gemeten debiet werd reeds geïmplementeerd en geen enkele voorstelling van eender welke beleidsmaatregel van de waterloop werd gemodelleerd. De parameterwaarden van het hydrologisch model bleven onveranderd ten opzichte van 2000-2005. Nochtans vertonen de resultaten van de simulaties sinds de zomer van 2006 een positieve systematische fout ten opzichte van de waarnemingen. Deze resultaten moeten nog eerst kritisch geanalyseerd worden en hun impact op de voorspelde risico's moet geëvalueerd worden.

Figuur 1. Hydrologische winter 2006-2007: debiet van de Demer te Aarschot (in volle lijn, bron HIC) en het gesimuleerde debiet te Diest door het SCHEME-model met de gegevens van de radar te Wideumont (in streepjeslijn) en met de gegevens van de regenmeters (in puntlijn).



Figuur 2. Berekende hydrogrammen met het SCHEME-model aan de hand van de meteorologische ensemble voorspellingen van het ECMWF op 13 januari 2007.



De gebeurtenissen van januari tot maart 2007 worden geanalyseerd. Met de gesimuleerde debieten van de Figuur 1 corresponderen dus de beginvoorwaarden van het hydrologisch model waarmee de hydrologische voorspellingen worden aangemaakt op basis van de ensemble meteorologische voorspellingen. Figuur 2 toont de resultaten van deze hydrologische voorspellingen voor de 13^{de} januari 2007. Deze hydrogrammen worden vergeleken met de debietdrempel die overeenkomt met het percentiel 95. Bij voorbeeld moet men wachten tot de vijfde dag vanaf de datum van de voorspelling – dit is de 18^{de} januari – vooraleer de hydrogrammen de drempel van P95 overschrijden. Met twee hydrogrammen op de vijftig die het ensemble bevat komt dit overeen met een overschrijdingskans van 1%. Het aantal vermeerderd snel in de loop van de volgende dagen. Hierbij moet men opmerken dat de waarde van de piek en het ogenblik van de piek van scenario tot scenario verschillen.

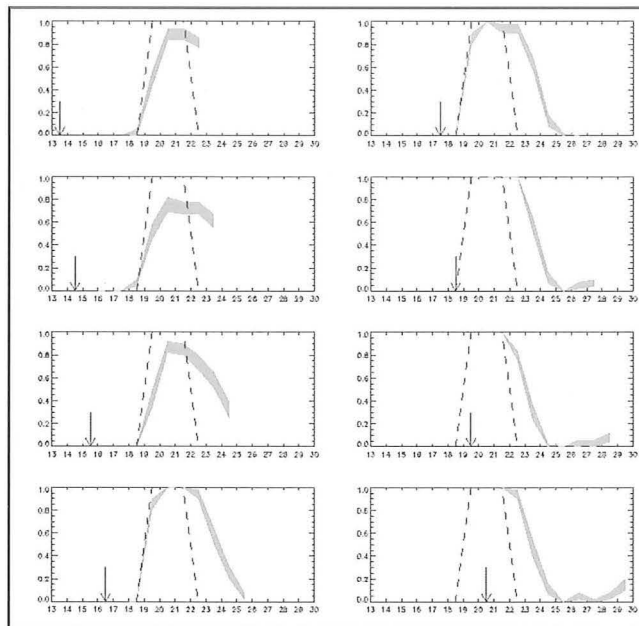
De Figuren 3 t.e.m. 5 stellen sequenties van hydrologische voorspellingen voor uit de winter 2006-2007. Op de grafiek duidt de pijl de dag van de voorspelling aan. De grijze band komt overeen met de overschrijdingskans van het debiet en de dikte van de band met de onzekerheid verbonden aan het aantal leden van het ensemble. De streepjeslijn werd *a posteriori* bepaald: deze komt overeen met de waarnemingen en de waarden die eraan gehecht worden zijn ofwel 1 indien het waargenomen debiet effectief de drempel van P95 overschreed en de waarde 0 in het tegenovergestelde geval. De opeenvolging van dergelijke grafieken werd in één figuur voorgesteld en laat toe van de loop der voorspellingen en gebeurtenissen te volgen.

De gebeurtenis van januari 2007 (zie Figuur 3) werd reeds 6 dagen vooruit met een hoge waarschijnlijkheid voorspeld. Bij het naderen van het hoogwater werd een vermindering van de waarschijnlijkheid voorspeld voor de volgende dagen en komt met een verlaging van het debiet overeen. De dagen waarvoor de variaties van de waarschijnlijkheid het grootst zijn schijnen vertraagd te zijn ten opzichte van de dagen waarop het debiet werkelijk de drempel overschreed of er terug onder gegaan is.

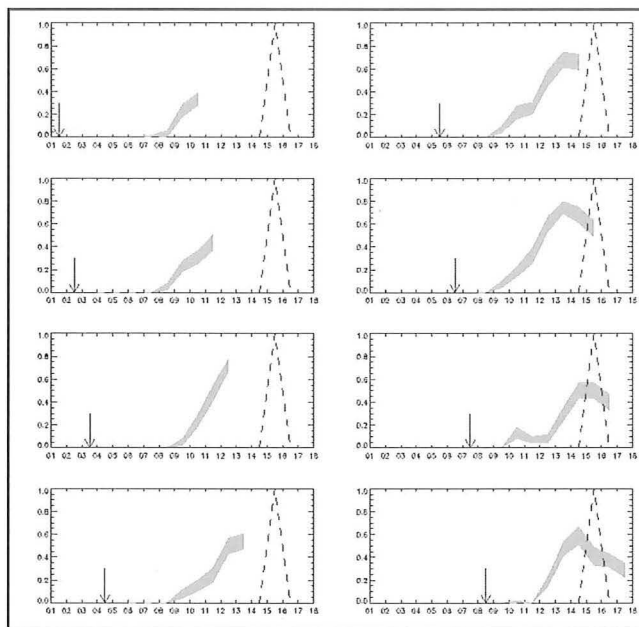
In de loop van de gebeurtenis van midden februari 2007 (zie Figuur 4) is volgens de gemeten debieten de drempel slechts één dag, namelijk op 15 februari 2007, overschreden geweest. De hydrologische voorspellingen hebben een belangrijke verhoging van het risico van hoogwater aangetoond voor de 12^{de} of de 13^{de} en dit negen dagen vooruit.

De gebeurtenis van februari-maart 2007 (zie Figuur 5) heeft één week geduurd. Ook deze gebeurtenis werd verschillende dagen vooruit ontdekt. Deze keer, bij het naderen van het hoogwater, bleven de waarschijnlijkheden zeer groot tot aan het einde van de voorspellingstermijn wat als correct ervaren werd gezien de duur

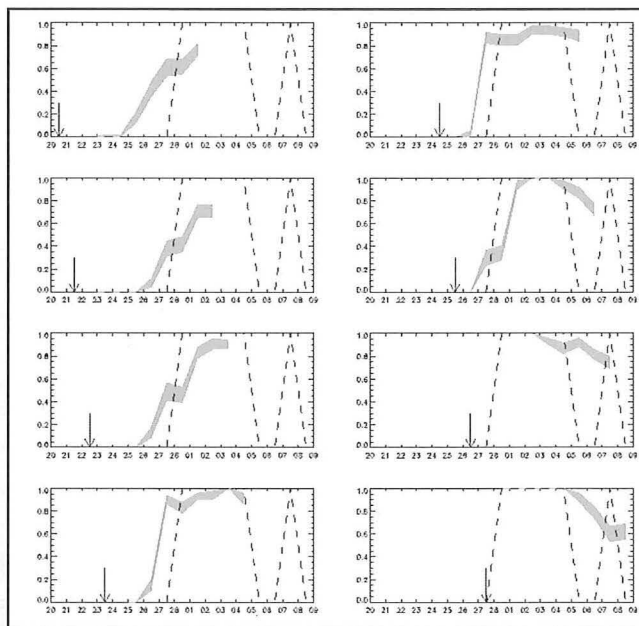
Figuur 3. Januari 2007: voorspelling van de waarschijnlijkheid dat het debiet van de Demer te Diest een drempel overschrijdt die overeenkomt met het percentiel 95 (in het grijs). De pijl wijst op de dag dat de voorspelling aangemaakt werd; a posteriori verificatie van de gebeurtenis (in streepjeslijn), de waarde 1 indien de drempel overschreden werd of 0 indien niet.



Figuur 4. Midden februari 2007: zelfde als Figuur 3.



Figuur 5. Februari – maart 2007: zelfde als Figuur 3.



van het hoogwater. Deze voorbeelden illustreren de gebruikte voorspellingstechniek bij zeer uiteenlopende situaties en tonen het voordeel van deze voorspellingen niet alleen om een kans op hoogwater op te sporen maar tevens om de duur van het hoogwater in te schatten. De ogenschijnlijke verschillen tussen de dagen waar de voorspelde kansen maximaal zijn en deze waarop de drempels effectief overschreden werden kunnen geval per geval uitgelegd worden op basis van de dispersie van de ensemble voorspellingen net zoals de verschillen tussen de gesimuleerde en de gemeten debieten. Een volgende stap zal bestaan uit het in rekening brengen van andere bronnen van onzekerheden dan deze van de neerslagvoorspellingen en deze voor te stellen in grafieken zoals in de Figuren 3 t.e.m. 5.

Validatie

Deze voorbeelden laten op zich zelf niet toe over het nut van de hydrologische voorspellingen te oordelen. Langere periodes moeten in rekening gebracht worden ten einde een voldoende aantal gevallen te omvatten. Uitgebreide verificaties werden in het hierboven vermelde project gerealiseerd. Daarvoor maakte men gebruik van de archieven van het ECMWF. Hydrologische voorspellingen werden aangemaakt op basis van de gearchiveerde ensemble voorspellingen (hindcasts). De indices die gebruikt werden om de hydrologische waarschijnlijkheidsvoorspellingen te kenmerken werden ontleend aan beproefde verificatiemethodes uit het domein van de meteorologische voorspellingen (Roulin en Vannitsem, 2005; Roulin, 2007).

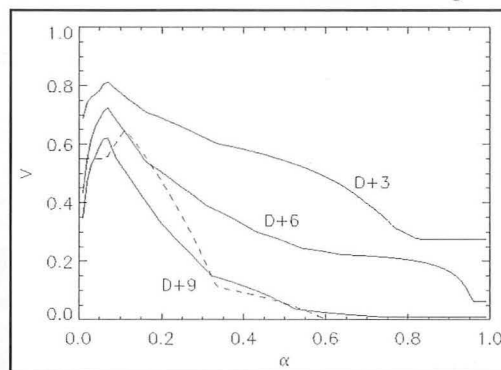
Een van deze methodes bestaat uit het karakteriseren van de gemaakte fout in de waarschijnlijkheidsvoorspelling. Dit komt erop neer van de afstand tussen de grijze band en de streepjeslijn in de Figuren 3 t.e.m. 5 te berekenen. De voornaamste conclusies waren als volgt: de hydrologische voorspellingen op middenlange termijn (hier tot 9 dagen) waren efficiënt. Hun prestatievermogen was hoger in de winter dan in de zomer wat overeen komt met een grotere moeilijkheid om de convectieve neerslag te voorspellen. Deze wordt gekarakteriseerd door kleinere ruimtelijke schalen dan deze die gebruikt wordt in het numerieke weersvoorspellingmodel. Daarenboven is de efficiëntie verbonden aan een goede betrouwbaarheid in de zin dat voor een voorspelde kans deze waarde overeenkomt met de waarschijnlijkheid waarmee de gebeurtenis zal waargenomen worden. Tevens werd een verbetering van de scores gevonden ten gevolge van de vermindering van de ruimtelijke resolutie van het ECMWF-model van 120 naar 80 km.

In een operationele context moeten de voorspellingen van de kansen op hoogwater aan de bekkenbeheerders toelaten om beslissingen te nemen. Zij moeten ook geëvalueerd worden met betrekking tot hun mogelijkheden om informatie te verstrekken die toelaat om optimale beslissingen

te nemen. In deze context werd een vereenvoudigd beslissingsmodel gebruikt (Roulin, 2007). Het gaat erom voor een gegeven periode de kosten veroorzaakt door de overstromingen en de kosten van de preventieve acties die beslist werden ten gevolge van de voorspellingen in rekening te brengen. Daar de kosten en de verliezen in reële situaties moeilijk in te schatten zijn wordt een relatieve economische waarde berekend door het voorspellingssysteem te vergelijken enerzijds met een perfect voorspellingssysteem en anderzijds met een voorspellingssysteem waarin enkel de frequentie van de overstromingen in het verleden gekend is (klimatologie). Deze waarde hangt af van het voorspellingssysteem, de te beheren toestand en het risico waartegen men zich wapent. Het voorspellingssysteem wordt gekenmerkt door de frequentie waarmee de gebeurtenissen correct voorspeld werden en waarmee valse alarmen werden gegeven. De te beheren situatie wordt bepaald door de verhouding tussen de kosten van de voorspellingsacties en het gedeelte van de kosten veroorzaakt door de overstromingen dat had kunnen vermeden worden door geschikte acties te ondernemen. Het risico wordt bepaald door de frequentie van de overstromingen in het verleden. De relatieve economische waarde die berekend wordt volgens dit vereenvoudigd beslissingsmodel is dus een positieve grootheid indien het systeem krachtiger is dan een systeem dat enkel op de klimatologie gebaseerd is en die gelijk is aan 1 in het geval van een perfect systeem.

Figuur 6 toont de resultaten voor de Demer voor de voorspellingen van 2000 tot 2006 voor een ruimtelijke resolutie van 80 km van het ECMWF-model. Men kan zien dat de hydrologische voorspellingen een grote relatieve economische waarde hebben voor een grote verscheidenheid in toestanden. Zelfs met een horizon van 9 dagen kan het voordelig blijken rekening te houden met de hydrologische ensemble voorspellingen wanneer de kosten van de preventieve acties relatief klein zijn ten opzichte van de verliezen die door deze acties beschermd worden. Op dezelfde figuur wordt tevens de waarde van de hydrologische voorspellingen voortgebracht door

Figuur 6. Relatieve economische waarde (V) van de hydrologische ensemble voorspellingen in functie van de verhouding kosten/verliezen (α), de voorspelling dat het debiet van de Demer de drempel die correspondeert met het percentiel 95 overschrijdt; in volle lijn: 2000-2006, met de EPS voorspellingen met een resolutie van 80 km en voor de horizons van 3, 6 en 9 dagen; in streepjeslijn: de winter 2006-2007, resolutie van 50 km, horizon van 6 dagen.



de automatische procedure gebaseerd op de EPS voorspellingen met een ruimtelijke resolutie van 50 km voorgesteld. De vergelijking tussen de prestaties bereikt met de beide resoluties is beperkt, enerzijds daar één enkele winter een te korte periode is voor de validatie van een gebeurtenis die niet frequent voorkomt en anderzijds moeten de referentiedebieten – hier via de radargegevens bekomen – nog verbeterd worden.

Het voordeel van een systeem van waarschijnlijkheidsvoorspellingen ten opzichte van een meer klassiek systeem die slechts één enkele hydrologische simulatie nodig heeft ligt in het feit dat de beheerder de mogelijkheid heeft de drempel te kiezen waarboven hij zal beslissen tussen te komen.

Conclusies en perspectieven

Een voorspellingssysteem gebaseerd op het gebruik van de ensemble voorspellingen van het ECMWF in een hydrologisch model werd beschreven. De resultaten bekomen met een automatische procedure in de loop van de vorige winter (2006-2007) werden voorgesteld. Een meer systematische verificatie werd gedaan aan de hand van de archieven van het ECMWF voor de langere referentieperiode 2000-2006, d.w.z. voor een vorige versie van het numerieke weersvoorspellingmodel dat gekarakteriseerd werd door een grovere ruimtelijke resolutie. De efficiëntie en de waarde van de voorspellingen werden aangetoond.

De validatie van de hydrologische ensemble voorspellingen met behulp van objectieve methodes is een belangrijke fase in de ontwikkeling van het voorgestelde systeem van waarschijnlijkheidsvoorspellingen zoals bij ieder voorspellingssysteem. Onderzoek zoals gerapporteerd in Roulin en Vannitsem (2005) en in Roulin (2007) zal herhaald worden en de methodes voor verificatie zullen verder bestudeerd worden, onder andere, om rekening te houden met kleinere steekproeven.

De ontwikkeling van een hydrologisch ensemble voorspellingssysteem zal voortgezet worden. Onder de te bewandelen wegen wordt het in rekening brengen van andere bronnen van onzekerheden verbonden met de parameterwaarden van het hydrologisch model of nog met de waargenomen gegevens om de beginvoorwaarden te bepalen. Verder wordt nog gedacht aan de assimilatie van gegevens zoals de waargenomen debieten, de geschiktheid van de EPS voorspellingen op

schaal van het hydrologisch model of nog de verbetering van de voorspellingen in functie van de statistische analyse van voorbije fouten. Op die manier zullen de waarschijnlijkheidsvoorspellingen gebaseerd op de ensemble voorspellingen van het ECMWF zich nog nuttiger tonen voor de beheerders van de stroombekkens en van de bevaarbare waterlopen.

Referenties

BULTOT, F. en G.L. DUPRIEZ (1976), Conceptual hydrological model for an average-sized catchment area, *J. Hydrol.*, vol. 22, 251-292.

MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP, AFDELING WATER (2003), Overstromingen in Vlaanderen - Oorzaken en oplossingen - Met sprekende luchtfoto's, 83 pp.

TERMONIA, P. en E. ROULIN (2004), Numerieke voorspellingen ten behoeve van neerslagvoorspellingen en hydrologische toepassingen, Wetenschappelijke en technische publicatie nr. 035, Koninklijk Meteorologisch Instituut van België, Brussel, 15 pp.

ROULIN, E. and S. VANNITSEM (2005), Skill of medium-range hydrological ensemble predictions, *J. Hydrometeor.*, vol. 6, 729-744.

ROULIN, E. (2007), Skill and relative economic value of medium-range hydrological ensemble predictions, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, vol. 11, 725-736.

VAN EERDENBRUGH, K. (2003), Numerieke modellen ter ondersteuning in crisisperiodes, In: Waterbouwkundig Laboratorium en Hydrologisch Onderzoek (Ed.), Colloquium: Numerieke oppervlaktewater modellering, mogelijkheden en beperkingen, Antwerpen 23-24 oktober 2003.

E. Roulin

*Koninklijk Meteorologisch Instituut van België
Ringlaan, 3, B-1180, Brussel
02 373 05 54*

G. Demarée

*Koninklijk Meteorologisch Instituut van België
Ringlaan, 3, B-1180, Brussel
02 373 05 40*

Het waterkwaliteitsmodel PEGASE als beleidsonder- steunend instrument bij de opmaak van het stroomgebied- beheerplan van de Schelde

De waterkwaliteit van onze waterlopen wordt beïnvloed door de uitwisseling van stofstromen. Stoffen worden aangevoerd naar de waterlopen via verschillende transportroutes. In de waterloop zelf vinden biologische processen plaats, met inbegrip van de interacties van de waterkolom met de waterbodem en de lucht. Via zoninstraling wordt energie aan het ecosysteem toegevoegd. Dit vormt de belangrijkste energiebron voor de processen.

Een waterkwaliteitsmodel moet rekening houden met de achterliggende processen in het aquatisch ecosysteem om de fysisch-chemische waterkwaliteitsvariabelen op een betrouwbare manier te kunnen berekenen. Het waterkwaliteitsmodel PEGASE (Plannification Et Gestion de l'Assainissement des Eaux) ontwikkeld door de Universiteit van Luik (ULg) is zo'n model. Het is een gedetailleerd hydrodynamisch, deterministisch waterkwaliteitsmodel dat drie submodellen omvat: een hydrologisch en hydrodynamisch submodel, een thermisch submodel en een biologisch submodel. Specifiek kan met PEGASE de zuurstofhuishouding en de nutriëntenproblematiek in de waterlopen onderzocht worden.

2. Doelstellingen van de Vlaamse Milieumaatschappij met betrekking tot waterkwaliteitsmodellering

De Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) gebruikt sinds 2002 het waterkwaliteitsmodel PEGASE voor het Scheldestroomgebied als beleidsondersteunend instrument ter voorbereiding van het stroomgebiedbeheerplan van de Schelde. In eerste instantie werd in 2004 een evaluatie van de emissie-immissie relaties gemaakt voor het referentiejaar 2000. Er werd vervolgens een eerste risico-analyse van de fysisch-chemische waterkwaliteit voor het jaar 2015 opgemaakt in functie van Artikel 5 van de Kaderrichtlijn Water (KRW) - kenmerken van het stroomgebiedsdistrict, beoordeling van de milieueffecten van menselijke activiteit en economische analyse van het watergebruik -, omgezet in de Vlaamse wetgeving via artikel 60 van het Decreet Integraal Waterbeleid.

Na een revisie van het waterkwaliteitsmodel PEGASE naar het referentiejaar 2006 zal opnieuw een risico-analyse van de fysisch-chemische waterkwaliteit voor het jaar 2015 uitgevoerd worden. De centrale vraag is of de goede toestand in de Vlaamse oppervlaktewaterlichamen in 2015 al dan niet behaald zal worden.

Bij de behandeling van de risico-analyse van de fysisch-chemische waterkwaliteit voor het jaar 2015 komen verschillende scenario's aan bod. In eerste instantie wordt een scenario Basismaatregelen opgesteld, vertrekkende van de bepalingen hieromtrent in artikel 11 van de KRW. Indien de goede toestand met de basismaatregelen niet behaald wordt, worden via diverse scenario's aanvullende maatregelen onderzocht. Met behulp van het PEGASE-model zal nagegaan worden in welke mate aanvullende maatregelen de gewenste waterkwaliteitsverbetering teweegbrengen. Het Milieukostenmodel Water - welke bij de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO) in

ontwikkeling is - wordt gebruikt om de kosteneficiëntie van de maatregelen te onderzoeken. Op die manier is het PEGASE-model een belangrijk beleidsondersteunend instrument bij de opmaak van het maatregelenprogramma in het stroomgebiedbeheerplan van de Schelde

3. Opbouw van het waterkwaliteitsmodel PEGASE

Het waterkwaliteitsmodel PEGASE voor het Scheldestroomgebied wordt in vier stappen opgebouwd, welke achtereenvolgens toegelicht worden.

- stap 1: voorstelling van het rivierennetwerk en van het stroomgebied,
- stap 2: beschrijving van de gemodelleerde processen per submodel,
- stap 3: beschrijving van de nodige invoergegevens,
- stap 4: kalibratie en validatie van het model.

3.1 Voorstelling van het rivierennetwerk en van het stroomgebied

De basiskaart voor het aanmaken van het rivierennetwerk in het PEGASE-model, is de VHA kaartlaag van de waterlopen in Vlaanderen. Er wordt een selectie gemaakt van het rivierennetwerk in het Vlaams gedeelte van het Scheldestroomgebied vanuit de VHA kaartlaag. Eerst worden alle hoofdwaterlopen van de negen samenstellende bekkens in Vlaanderen opgenomen: de bekkens van de Bovenschelde, Benedenschelde, Leie, Dender, Dijle-Zenne, Demer, Nete, Gentse kanalen en Brugse polders. In het bekken van de Gentse kanalen en de Brugse polders worden de kanalen opgenomen vanwege hun rol als afleiding van het Leie- en Scheldewater. Deze kanalen vormen belangrijke secundaire outputs van het Scheldestroomgebied. Typische polderwaterlopen worden

vanwege hun specifieke karakter in het PEGASE-model niet opgenomen.

Naast de hoofdwaterlopen worden alle zijwaterlopen geselecteerd waarlangs een belangrijke vuilvracht afstroomt. Dit is het geval wanneer minstens één rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI), een of meerdere bedrijven en een reeks ongezuiverde huishoudelijke lozingen op de waterloop lozen. Tevens werden enkele belangrijke afvoer- of bypasskanalen eveneens opgenomen, waaronder het Zeekanaal Schelde-Brussel en het kanaal Brussel-Charleroi als voornaamste.

De kaartlaag heeft een voorbehandeling ondergaan om een coherent routesysteem op te bouwen en om de topologie van het rivierennetwerk te controleren. Het rivierennetwerk in het Vlaams gedeelte van het Scheldestroomgebied voor het jaar 2000 wordt in figuur 1 weergegeven.

3.2 Beschrijving van de gemodelleerde processen per submodel

PEGASE bevat drie submodellen om het functioneren van het aquatisch ecosysteem te modelleren en de resulterende fysisch-chemische waterkwaliteit te berekenen: een hydrologisch en hydrodynamisch submodel, een thermisch submodel en een biologisch submodel. De processen die in elk submodel behandeld worden, worden hier achtereenvolgens bondig toegelicht.

3.1.1 De hydrologische en hydrodynamische modellering in PEGASE

De kennis van de debieten is onontbeerlijk om de waterkwaliteit te berekenen omdat het water in de waterlopen de drager is van alle stofstromen die in de waterlopen aanwezig zijn. Vuilvrachten worden gekenmerkt door het debiet van het water en de concentratie aan verontreinigende stoffen in het water.

In PEGASE wordt geen klassiek neerslagafvoermodel gebruikt. De debieten worden berekend op basis van debietmeetreeksen van de debietmeetposten op de waterlopen. Uitgaande van de gemeten debieten wordt een natuurlijk debiet bepaald door de debieten van de puntlozingen af te trekken en de debieten van wateronttrekkingen op te tellen bij de debietmeetreeksen. Dit wordt

in eerste instantie uitgevoerd voor het gebied stroomopwaarts de debietmeetpost welke het meest stroomopwaarts op een waterloop gelegen is. Door het natuurlijk debiet door de oppervlakte van het stroomopwaarts gebied te delen verkrijgt men een specifiek debiet. Vervolgens beschouwt men een gebied tussen een stroomopwaarts en een stroomafwaarts debietmeetpost op de waterloop. Door middel van het verschil in natuurlijk debiet tussen beide debietmeetposten kan een specifiek debiet berekend worden door dit debiet te delen door de afstroomoppervlakte tussen beide debietmeetposten. Dit specifiek debiet stelt de natuurlijke afvoer via de bodem naar het oppervlaktewater voor.

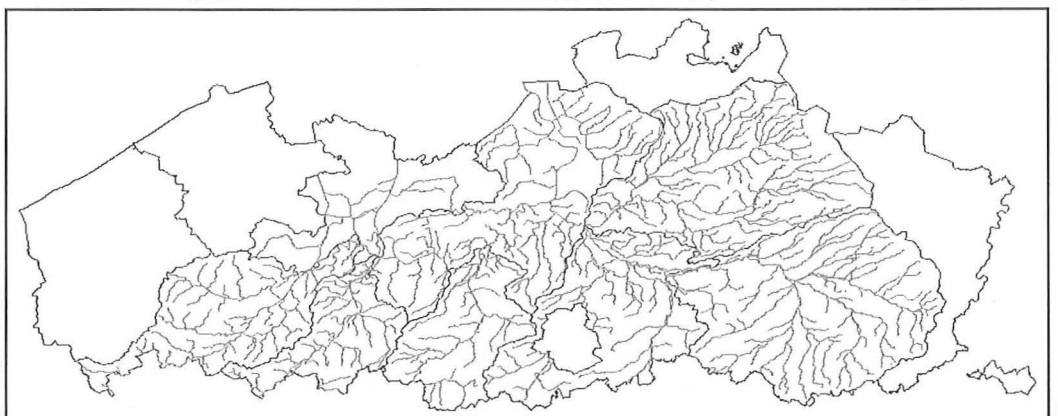
Het uiteindelijk debiet wordt in alle knooppunten herberekend door rekening te houden met het specifiek debiet en de debieten van de lozingen en wateronttrekkingen. Deze werkwijze heeft het voordeel om debieten in toekomstscenario's uit te rekenen. Het natuurlijk specifiek debiet blijft ongewijzigd. Het debiet in de waterloop kan wijzigen op basis van de prognoses op de debieten van de diverse lozingen en wateronttrekkingen in de toekomst. Deze berekeningswijze wordt van stroomopwaarts naar stroomafwaarts toegepast.

3.1.2 De thermische modellering in PEGASE

Het is belangrijk om de watertemperatuur te modelleren aangezien de watertemperatuur de kinematica van de processen van het aquatisch ecosysteem sterk beïnvloedt.

Om het verloop van de watertemperatuur in de waterlopen in PEGASE te modelleren wordt gebruikt gemaakt van continue watertemperatuurmeetreeksen op bijzondere meetplaatsen in de waterlopen. Aangezien deze watertemperatuurmeetposten schaars zijn, wordt een extrapolatie uitgevoerd op de maandelijkse watertemperatuurmeting van de VMM op een gegeven rivier met behulp van de curve van een continue watertemperatuurmeetreeks op de dichtst nabij gelegen rivier met een continue watertemperatuurmeetreeks. Ook hier wordt een aanpassing doorgevoerd op basis van de ligging en kwantificatie van thermische lozingen

Figuur 1: voorstelling van het rivierennetwerk in het Vlaams gedeelte van het Scheldestroomgebied voor het jaar 2000 (De waterlopen in het bekken van de Brugse polders welke recent in het PEGASE-model opgenomen werden, zijn in deze kaart niet weergegeven).



(meestal bij electriciteitscentrales). De resulterende curve met het verloop van de watertemperatuur gedurende een jaar wordt in grafiek weergegeven. In figuur 2 is het verloop van de temperatuur in de Mark weergegeven (waarbij geen thermische lozing aanwezig is).

3.1.3 De modellering van het aquatisch ecosysteem in PEGASE

De volgende vier types processen die zich in het aquatisch ecosysteem voordoen, worden in PEGASE gemodelleerd:

- transport en verdunning,
- biochemische processen in de waterkolom,
- interacties van de waterkolom met de lucht aan het wateroppervlak
- interacties van de waterkolom met de waterbodem

3.1.3.1 Transport en verdunning

Stoffen komen in hun minerale of organische vorm in de waterlopen terecht via bronwater of kwel, via zijwaterlopen, via puntlozingen op de waterloop of via diffuse bronnen. Deze stoffen worden in de waterloop verdund en getransporteerd via advectie en dispersie.

3.1.3.2 Biochemische processen in de waterkolom

In PEGASE wordt rekening gehouden met de organische en de anorganische vorm van de stoffen in de waterkolom. De organische stoffen zijn afkomstig van de biologische processen in de rivier en van antropogene bronnen. Bij de particuliere organische stoffen wordt tevens een onderscheid gemaakt tussen het levend organisch materiaal (uitgedrukt in een biomassa) en dood organisch materiaal. De flux van materie en van energie die door het aquatisch ecosysteem stroomt, wordt gebruikt door verschillende organismen

die kunnen ingedeeld worden in produceerders, consumenters en decomposeerders.

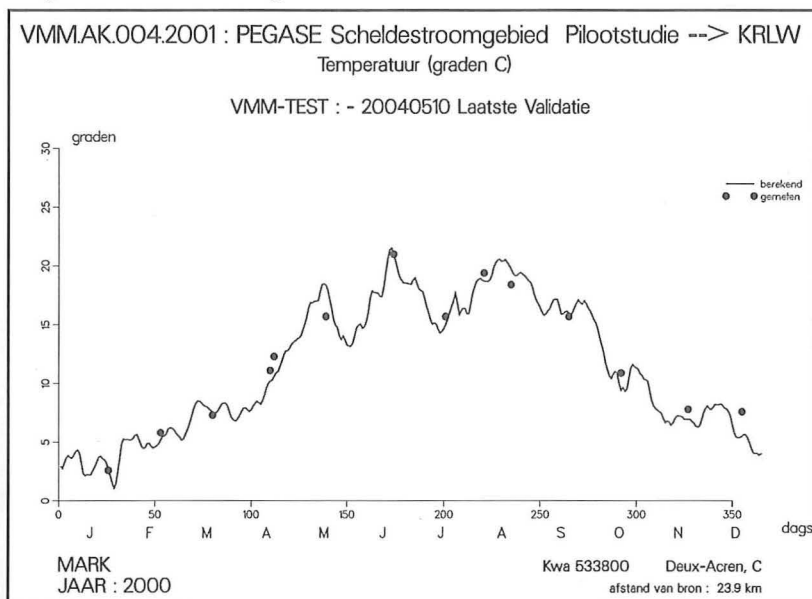
De voornaamste produceerders zijn de fotosynthetische planten. Door middel van de zoninstraling worden CO_2 en nutriënten geassimileerd en levend materiaal geproduceerd. De productie van zuurstof bij het fotosyntheseprocess speelt een essentiële rol bij het evenwicht van de zuurstofconcentratie in het aquatisch milieu. Het afsterven van de waterplanten is een bron van dood organisch materiaal.

In het PEGASE-model wordt de biomassa van fytoplankton en het fytobenthos gemodelleerd. Het fytoplankton is onderverdeeld in 4 soortengroepen die elk expliciet gemodelleerd worden omdat één of meerdere soortengroepen zich ontwikkelen op basis van de omstandigheden in de waterloop (debiet, temperatuur, zoninstraling, ...). De biomassa van het fytobenthos wordt gemodelleerd met een semi-statistisch submodel dat rekening houdt met de hellingsgraad van de rivierbodem, de geomorfologie van de rivier, de belasting met organisch materiaal en de tijd van het jaar. In totaal worden een 4-tal soorten gemodelleerd: *ranunculus fluitans*, *ranunculus peltatus*, *potamogeton pectinatus* en de bryofyten.

De consumenters of heterotrofen voeden zich met dood en levend organisch materiaal. Hierbij wordt zuurstof verbruikt en CO_2 en excretiestoffen gevormd. Deze organismen zijn heterotroof omdat organisch materiaal geproduceerd door andere organismen afgebroken wordt. In het PEGASE-model wordt de biomassa van zoöplankton en benthische filtreerders gemodelleerd. Het zoöplankton graast op het fytoplankton en dus heeft dus een invloed op de ontwikkeling van het fytoplankton in de rivier. Voor zoöplankton worden de biomassa's van *brachionus* en *keratella* gemodelleerd. De benthische filtreerders bevinden zich op de waterbodem, waarbij de populatie vooral uit Mollusca-soorten bestaat. De biomassa wordt geschat op basis van een semi-statistisch model.

De decomposeerders breken dood organisch materiaal af op aërobe of anaërobe wijze tot mineralen, waarbij zuurstof of nitraat wordt verbruikt. Dit zijn ook heterotrofe organismen. In PEGASE wordt de biomassa van de heterotrofe bacteriën in de waterkolom gemodelleerd. De groei van de heterotrofe bacteriën hangt samen met de hoeveelheid gedegradieerd organisch materiaal. De biomassa van bacteriën op biofilms wordt niet expliciet berekend, maar op indirecte wijze in rekening gebracht via de afbraak van de biofilms. Ook de activiteit van de bacteriën op de waterbodems wordt op indirecte wijze in rekening gebracht via een afbraakconstante. Bij aërobe omstandigheden wordt zuurstof verbruikt, bij anaërobe omstandigheden wordt nitraat als oxydans verbruikt waarbij tevens de groei van de bacteriën vertraagt en de nitrificatie stilvalt. Bij nitrificatie wordt ammonium omgezet in nitraat door verbruik van zuurstof door autotrofe bacteriën. De biomassa's van bacteriën van het type *nitrosomonas* die ammonium omzetten in nitriet en van het type *nitrobacter* die nitriet omzetten in nitraat worden expliciet gemodelleerd in PEGASE

Figuur 2: thermische modellering in PEGASE



3.1.3.3 Interacties van de waterkolom met de lucht aan het wateroppervlak

Hier worden voornamelijk gasuitwisselingen waargenomen: invoer van zuurstof vanuit de lucht (re-aëratie) en stikstofuitstoot bij denitrificatie. Dit laatste wordt niet expliciet in PEGASE berekend.

3.1.3.4 Interacties van de waterkolom met de waterbodem

Er kunnen uitwisselingen tussen de waterkolom en de waterbodem in de twee richtingen optreden: sedimentatie en resuspensie. Daarom is het van belang dat bij waterkwaliteitsmodellering een onderscheid gemaakt wordt tussen de opgeloste vorm en de particuliere vorm van de stoffen, zoals bij PEGASE het geval is. Het particulier materiaal in de waterlopen is onderhevig aan sedimentatie, terwijl bij sterke stroming het gesedimenteerde materiaal terug in oplossing kan komen. Dit kan leiden tot een plotse stijging in de concentraties in de waterkolom. De sedimentatie wordt reeds door het PEGASE-model behandeld; de resuspensie is nog in volle ontwikkeling.

Een overzicht van deze processen die zich in het aquatisch ecosysteem voordoen, wordt in figuur 3 weergegeven. De vakken en pijlen in streepjeslijn in figuur 3 zijn delen van het aquatisch ecosysteem welke in PEGASE nog niet gemodelleerd zijn.

Verskillende biologische processen hebben aldus een directe invloed op de waterkwaliteit. De concentraties aan organische materie (gemeten via COD en BOD5), ammonium, nitraat, fosfaat en de zuurstofconcentratie worden bepaald door deze processen die de basis vormen voor het zelfreinigend vermogen van een waterloop. Verontreinigende stoffen afkomstig vanuit de industrie of de huishoudens worden in de waterlopen op dezelfde manier omgezet in het aquatisch milieu als de van uit natuur aangevoerde stoffen. De

mate waarin verontreinigende stoffen de waterlopen bereiken kan leiden in een verschuiving binnen het ecosysteem waardoor het zelfreinigend vermogen van de waterlopen daalt.

Gelet op bovenstaande processen worden volgende waterkwaliteitsvariabelen in PEGASE behandeld:

- organisch materiaal (C, N, P)
 - opgelost of particulier,
 - snel, traag of niet afbreekbaar
- minerale stikstof (nitraten, nitrieten en ammonium)
- minerale fosfor (orthofosfaten)
- biomassa's
 - produceerders (fytoplankton, macrofyten en fyto benthos)
 - consumeerders (zoöplankton en benthische filtreerders)
 - decomposeerders (bacteriën)
- opgeloste zuurstof
- zware metalen (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb en Zn)

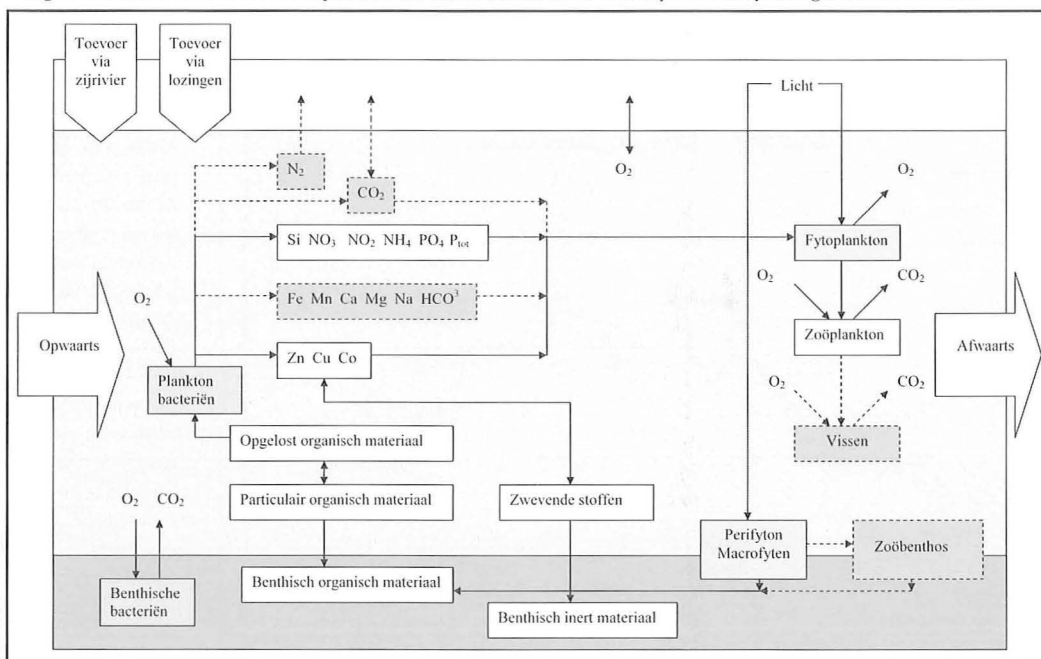
3.3 Beschrijving van de nodige invoergegevens

Om de bovenstaande processen te kunnen modelleren zijn een reeks invoergegevens nodig voor de opbouw van de submodellen van het PEGASE-model.

Voor de hydrologische en hydrodynamische modellering zijn waterkarakteristieken zoals breedte van de waterloop (in m), verval van de waterloop (in mm/m) en de ruwheid (de coëfficiënt van Manning (in $s/m^{1/3}$)) onontbeerlijk, naast de debietmetingen.

Karakteristieken van het stroomgebied zijn hierbij ook van belang, zoals de oppervlakte van het stroomgebied (in km^2) bij de bepaling van de specifieke debieten. Ook een digitaal hoogtemodel en het bodemgebruik worden gebruikt om de natuurlijke afstroming van stoffen naar de

Figuur 3: schematisch overzicht van de processen die in het PEGASE-model in het aquatisch ecosysteem gemodelleerd worden.



waterlopen in te schatten.

Voor de thermische modellering in PEGASE wordt gesteund op de gemeten watertemperatuur (in °C) in de waterlopen. De watertemperatuur is een belangrijke parameter voor de kinematica van de fysische, chemische en biologische processen. Daarnaast worden ook metingen van de zoninstraling (in W/m²) gebruikt wat belangrijk is voor de fotosynthetische processen.

De belangrijkste invoergegevens voor een modelgebruiker zijn de lozingsgegevens. Deze gegevens vormen de basis voor het uitwerken van scenario's, wat uiteindelijk de doelstelling is van het model. Er wordt in de lozingsgegevens een onderscheid gemaakt naar puntlozingen en diffuse lozingen.

Puntlozingen

- ongezuiverde gerioleerde huishoudelijke lozingen, via inventarisaties en inschattingen
- effluënten van rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's), via metingen
- effluënten van bemonsterde bedrijven, via metingen
- effluënten van niet-bemonsterde bedrijven, via inventarisaties en inschattingen

Diffuse lozingen

- ongezuiverde disperse huishoudelijke lozingen, via inventarisaties en inschattingen
- diffuse lozingen vanuit de landbouw, met behulp van het SENTWA-model
- diffuse lozingen vanuit andere bodemgebruikstypes, via inschattingen

De Vlaamse Milieumaatschappij gebruikt het SENTWA-model om de nutriëntenstromen van N en P vanuit de landbouw naar het oppervlaktewater te kwantificeren. Dit model is een semi-empirisch, deductief emissiemodel.

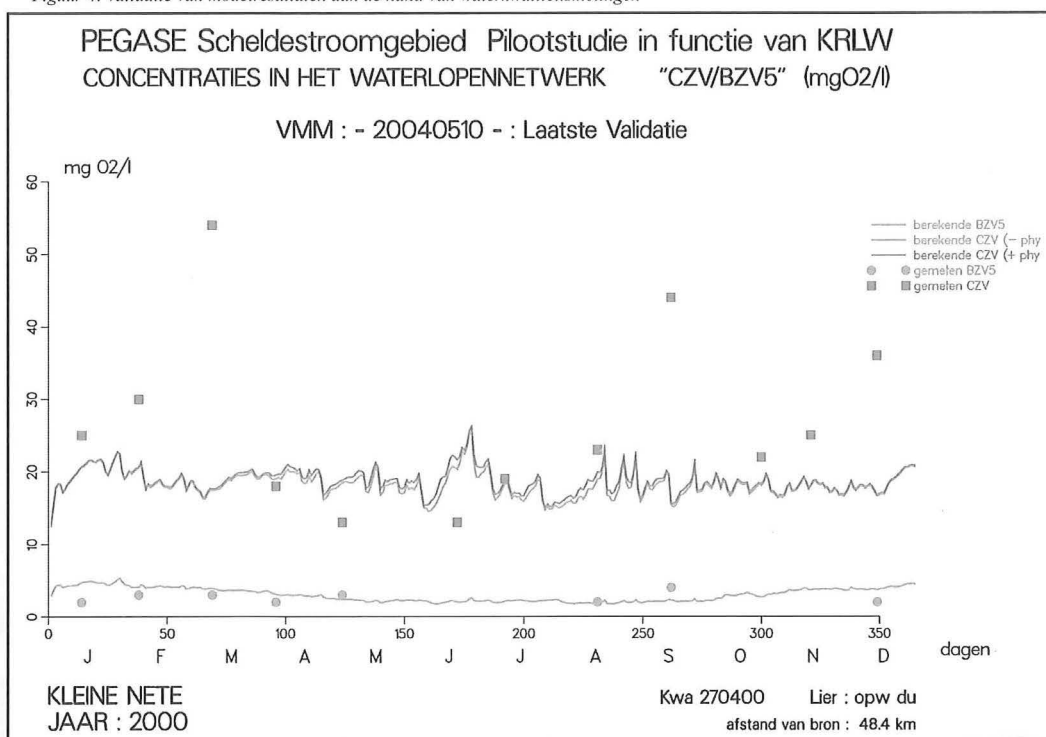
3.4 De kalibratie en validatie van het model

Bij de hydrodynamische modellering wordt een debietkalibratie uitgevoerd wanneer onbalansen optreden tussen de debietmeetreeksen van de verschillende debietmeetposten op de waterlopen. Van het biologisch submodel wordt enkel de module van de bodemverliezen welke de diffuse toevoer vanuit de bodem simuleert, omstandig gekalibreerd. Dit gebeurt aan de hand van waterkwaliteitsmetingen in gebieden waar puntlozingen schaars en gering zijn. Aangezien het biologisch submodel gedetailleerd opgebouwd is voor een grote verscheidenheid aan riviertypes wordt geen kalibratie uitgevoerd. Er wordt wel een uitgebreide validatie uitgevoerd aan de hand van de waterkwaliteitsmetingen. Dit is relevant omdat de waterkwaliteitsmetingen niet gebruikt worden bij de berekening van de waterkwaliteit door PEGASE. Deze metingen worden enkel voor validatie achteraf aangewend.

In figuur 4 wordt een voorbeeld van validatie van modelresultaten aan de hand van waterkwaliteitsmetingen weergegeven.

Het model wordt als gevalideerd beschouwd wanneer de gesimuleerde curve in het bereik ligt van de metingen (weergegeven door de punten op de grafiek). Er moet rekening mee gehouden worden dat PEGASE-resultaten berekende daggemiddelde concentraties zijn terwijl waterkwaliteitsmetingen een momentopname zijn. In het geval van een algenbloei in een waterloop wat gekarakteriseerd wordt door een grote dag-nachtvariatie in opgeloste zuurstof is het niet aangewezen om waterkwaliteitsmetingen te gebruiken voor de validatie, alsook in het geval van calamiteiten. Een overschatting van de waterkwaliteit kan er op wijzen dat een lozing niet

Figuur 4: validatie van modelresultaten aan de hand van waterkwaliteitsmetingen

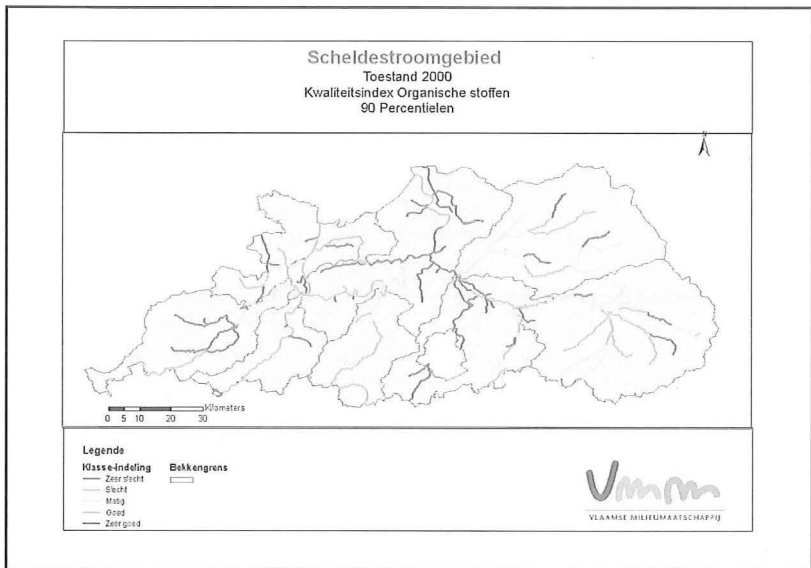


of te laag ingeschat werd. Figuur 4 toont aan dat het model correcte resultaten levert voor BZV; voor CZV is er geen goede kalibratie. De gesimuleerde curve geeft een onderschatting ten opzichte van de gemeten waarden.

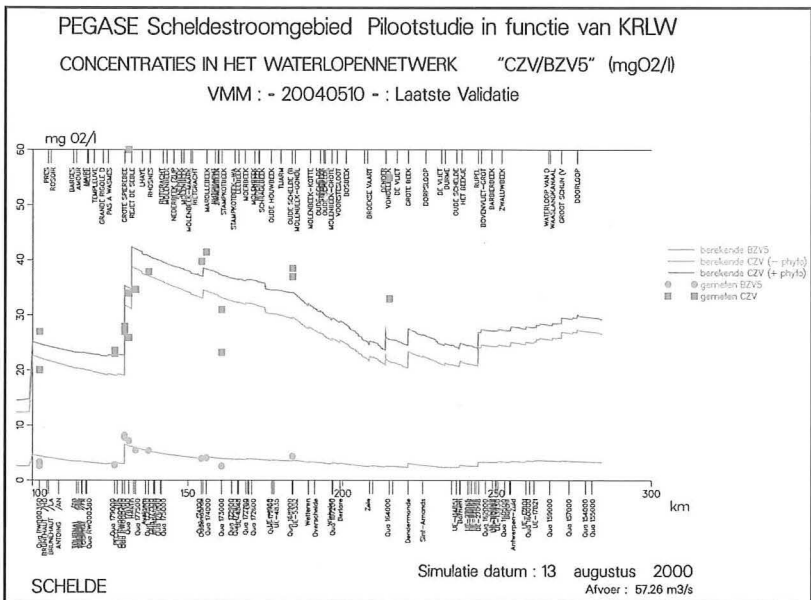
4 Voorbeelden van modelresultaten

Na kalibratie en validatie is het model klaar voor gebruik. In dit deel van de uiteenzetting worden enkele voorbeelden van modelresultaten weergegeven. Om een globaal beeld van de waterkwaliteit over heel het stroomgebied te hebben worden waterkwaliteitskaarten aangemaakt. Figuur 5 is een voorbeeld hiervan voor het Vlaams gedeelte van het Scheldestroomgebied. In deze figuur wordt de kwaliteitsindex Organische stoffen weergegeven,

Figuur 5: voorbeeld van een gebiedsdekkende waterkwaliteitskaart



Figuur 6: voorbeeld van een grafiek met het longitudinaal verloop van de waterkwaliteit over een rivier op één dag in het jaar



berekend als 90 percentiel voor het jaar 2000 op het niveau van de Vlaamse oppervlaktewaterlichamen.

Figuur 4 in paragraaf 3.4 is een voorbeeld van een grafiek om het verloop van de waterkwaliteit over een jaar op een welbepaalde plaats op een waterloop weer te geven. De evolutie van de kwaliteit van BZV₅ en CZV over het jaar 2000 op de Kleine Nete stroomopwaarts van Lier wordt er getoond. Op analoge wijze kan het verloop van de kwaliteit over een waterloop op een welbepaalde dag voorgesteld worden. In het voorbeeld van figuur 6 worden de concentraties aan BZV₅ en CZV over de loop van de Schelde in België op 13 augustus 2000 weergegeven. Hierbij valt het effect van de samenvloeiing van de Grote Spierebeek op de Schelde onmiddellijk op. Ook de invloed van andere belangrijke lozingen op de Schelde kan waargenomen worden.

Tenslotte is het eveneens mogelijk om stofstromenbalansen op te stellen op bekkenniveau voor organisch koolstof, stikstof en fosfor. Hierbij worden de stroomopwaartse aanvoer van stoffen, de aanvoer via puntlozingen en diffuse toevoer, het effect van de biochemische processen in de waterlopen en de sedimentatie op de waterbodem op de stofstromenbalans gekwantificeerd.

5. Besluit

Het PEGASE-model berekent de fysisch-chemische waterkwaliteit op basis van modellering van de fysische en biochemische processen die zich in het aquatisch ecosysteem voordoen. Hiervoor werd het model uitgerust met een hydrologisch en hydrodynamisch submodel, een thermisch submodel en een biologisch submodel. Met behulp van dit model onderzoekt de Vlaamse Milieumaatschappij mogelijke evoluties van de waterkwaliteit voor de zuurstofhuishouding en de nutriënten in de waterlopen. Diverse scenario's met betrekking tot het saneren van lozingen kunnen worden opgesteld. De effecten van deze scenario's op de fysisch-chemische waterkwaliteit kan worden gemodelleerd en getoetst aan de normen. Het PEGASE-model is bijgevolg een geschikt beleidsondersteunend instrument ter voorbereiding van het stroomgebiedbeheerplan van de Schelde.

Y. Ronse en T. D'heygere

Vlaamse Milieumaatschappij,
Afdeling Kwaliteitsbeheer,
DVP Waterkwaliteitsmodellering
Van de Maelestraat 96, 9320 Erembodegem
Tel. 053/72.66.31. en 72.65.78.
Fax 053/72.66.30.

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 beleidsopties, 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 goeie 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 modelleerwerk 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 advectie-dispersie model gecalibreerd op saliniteitsgradiënten, toegepast op de Zeeschelde stroomafwaarts Rupelmonde en de Westerschelde.

Het modelleerwerk 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 sulfaatreductie) 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 polluenten 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 (NI.)) ontwikkeld om in het stroomafwaarts 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 advectief	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. CO_2) met de atmosfeer (Vanderborgh 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 (Vanderborgh 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 stroombekken. 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 stroombekken volgens de 'orde' van de rivieren in een bekken (Billen et al., 1994). Hiermee wordt enkel advectioneel 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 stroombekken, en is toegepast op het Scheldebekken (Smitz et al., 1997). Het is echter niet toepasbaar op getijdenrivieren omdat enkel advectioneel transport gemodelleerd wordt. Over de modelformuleringen en over de preformantie 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 zo wat 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; Vanderborgh 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 calibreerbaar 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 principeel 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 tijdspanne van de data waarop het is gec calibreerd, 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 toekoms-scenario'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 Seine 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.; Smitz, 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. & Roubex, 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 Sigmaplan (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. & Roday, 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.; Verdievel, 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.; Uhrenfeld, 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.)

Stromingsweerstand in rivieren door de aanwezigheid van macrofyten

¹ Universiteit Gent, Labo Hydraulica, Vakgroep Civiele Techniek

² Universiteit Antwerpen, Departement Biologie, Ecosystem Management Research Group

³ Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek, Land & Water Management

Onderzoek in rivierecosystemen omhelst de studie van fysische, chemische en biologische processen in rivieren. Het betreft een multidisciplinair geheel waarin het water, de macrofyten, de opgeloste stoffen, het sediment, ... een belangrijke rol spelen. Doel is om door de ontwikkeling van geïntegreerde ecosysteemmodellen een beter inzicht te krijgen in deze processen en in de interacties van de verschillende componenten. Het meten, analyseren en modelleren van hydraulische eigenschappen vormt een essentieel onderdeel. In dit artikel wordt de interactie tussen de waterstroming en de vegetatie in bekecosystemen beschouwd. De aanwezigheid van macrofyten in beken en rivieren heeft een invloed op waterpeilen en stromingspatronen. De universiteiten van Gent (UGent) en Antwerpen (UA) verrichten onderzoek naar de verschillende parameters in deze interactieprocessen. Het geselecteerde studiegebied is de Aa, een rivier in het Netebekken (provincie Antwerpen, België).

De studie van het effect van macrofytengroei op de stromingsweerstand in de Aa is onderdeel van een lopend FWO-project (Buis et al., 2006, 2007). De hoofddoelstelling van dit project is om te onderzoeken hoe de diverse fysische, chemische en biologische processen en hun interacties invloed hebben op uitwisseling van water, opgeloste stoffen en particulier materiaal in twee kenmerkende rivierecosystemen; beken met hun oeverzones (de Aa in de Kleine Nete vallei) en overstromingsgebieden in verbinding met de rivier (het Demerbroek tussen Zichem en Testelt). In kader van dit onderzoek worden zowel metingen (veldcampagnes, monitoring en experimenten) als modelontwikkelingen uitgevoerd. De metingen kennen een tweeledig karakter. Enerzijds worden daarmee data gegenereerd om de modellen te kalibreren en valideren. Anderzijds worden de uitgevoerde metingen en experimenten gebruikt om procesbeschrijvingen te formuleren en te ijken.

Hierna wordt de invloed van vegetatie, in het bijzonder de aanwezigheid van macrofyten in de rivier, op de stromingsweerstand in een pand van de Aa nader onderzocht, op basis van uitgevoerde veldmetingen en numerieke modellering van oppervlaktewaterstroming.

Het onderzoeksgebied van de Aa

Het Aa-bekken is gesitueerd in de provincie Antwerpen, en is hydrologisch gezien een onderdeel van het Nete-bekken. Meer dan 40% van het water in het Nete-bekken wordt aangevoerd via de Aa. De Aa mondt uit in de Kleine Nete ter hoogte van Grobbendonk. De totale lengte van de Aa bedraagt 36.8 km, en stroomt van Merksplas en Turnhout naar Poederlee en Vorselaar. Het studiegebied is gelegen in het meer afwaartse gedeelte van de Aa, in een pand bediend door 2 stuwen, met tussenafstand 1.4 km (cf. Figuur 1).

Figuur 1. Studiegebied van de Aa te Poederlee, in de provincie Antwerpen, tussen stuw 3 en stuw 4 (weir 3 – weir 4). Stroomrichting is van stuw 3 naar stuw 4.



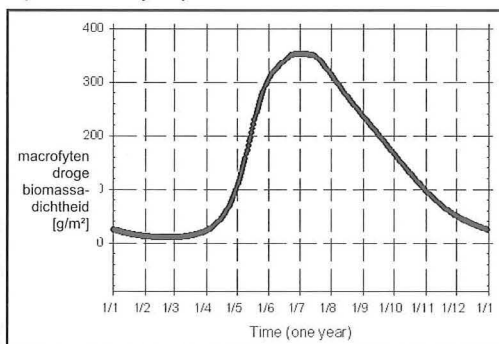
Belang van stromingsweerstand in een rivier

Kennis van de stroming van het water in een waterloop is essentieel aangezien de waterstroming een fundamentele sturende factor is voor alle andere watergerelateerde processen. Metingen van waterpeil en debiet in dwarssecties van de waterloop geven informatie over de effectief opgetreden stromingscondities, terwijl hydraulische modellering (of flood-routing) verder toelaat om parameterinvloed en scenarioberekening uit te voeren. Ten behoeve van de modellering is het vereist dat een representatief model beschikbaar is. Eén van de belangrijkste parameters die hierbij gebruikt wordt, is de stromingsweerstand ten gevolge van de ruwheid van bodem, oevers, vegetatie, enz. Deze stromingsweerstand wordt hier uitgedrukt als een coëfficiënt van Manning, n (Chow, 1959; Yen, 2002). In de literatuur worden verschillende empirische formules voorgesteld ter begroting van deze stromingsweerstand, die de afzonderlijke invloed proberen te vatten van het bodemmateriaal, meandering, vegetatie, enz. (b.v. Green, 2005, 2006, Cowan 1956) Deze methodes leiden niet gegarandeerd tot nauwkeurige inschatting van de stromingsweerstand, waardoor een berekening ervan op basis van metingen aangeraden is. Indien waterplanten in de rivier voorkomen, is het bovendien nodig diverse metingen uit te voeren doorheen het jaar omdat de hoeveelheid aanwezige vegetatie varieert doorheen de seizoenen. Bijgevolg krijgt ook de stromingsweerstand een variabel karakter (Verweken et al., 2006). In De Doncker et al. (2006) worden enkele methodes voor de berekening van de stromingsweerstand voorgesteld, op basis van gekende geometrische karakteristieken, waterpeil en debiet, voor het studiegebied van de Aa.

Geïntegreerde modellering van het rivierecosysteem

In het kader van het eerder vermelde FWO-project is een geïntegreerde modellering van watersystemen ontwikkeld. Met "geïntegreerd" wordt hier niet enkel een verbinding van disciplines (hydraulica, grondwater, ecologie) bedoeld, maar ook een daadwerkelijk interactieve koppeling waardoor cascade- en terugkoppelingsprocessen

Figuur 2. Evolutie van de droge biomassadichtheid in het pand in functie van een jaarcyclus.



gevat kunnen worden. Deze modelontwikkeling is uitgevoerd binnen de Femme-omgeving (Soetaert et al., 2002). Troch (2005) geeft een korte beschrijving van de hydraulische module die is gebruikt bij de modellering van enkele rekenvoorbeelden in dit artikel.

Veldmetingen

Maandelijks is het debiet en het waterpeil ter plaatse van de opwaartse en afwaartse rand van het pand opgemeten (aan stuw 3 en 4 respectievelijk). Simultaan wordt het waterpeil ter hoogte van beide stuwen continu opgemeten via het HIC (Hydrologisch Informatie Centrum) van het Waterbouwkundig Laboratorium. Tijdens enkele intensieve multidisciplinaire meetcampagnes in 2005-2007 is, naast debiet en waterpeil, ook grondwaterinfiltratie, biomassa en waterkwaliteit op verschillende locaties in het pand opgemeten. De verkregen dataset is gebruikt voor het opstellen van een typische jaarcyclus.

Stromingsweerstand in functie van biomassa aan macrofyten

Debietmetingen zijn uitgevoerd door het UGent-team in twee dwarssecties van het pand. In dezelfde secties is door het UA-team de aanwezige biomassa aan macrofyten opgemeten. De evolutie van de opgemeten biomassa in de tijd, zoals weergegeven in Fig. 2, vertoont een duidelijke jaarcyclus met quasi geen aanwezige biomassa in de wintermaanden januari tot en met april, waarna de biomassa zeer sterk toeneemt tot een maximale waarde gedurende mei-juni-juli en langzamerhand weer afneemt en verdwijnt in de periode augustus tot december (Bal et al., 2006; Desmet et al., 2006). De meest voorkomende soorten in de Aa zijn drijvende waterplanten zoals Drijvend fonteinkruid (*Potamogeton natans* L.) en ondergedoken waterplanten zoals Gewoon sterrenkroos (*Callitriche platycarpa* L.), Gedoordt hoornblad (*Ceratophyllum demersum* L.), Smalle waterpest (*Elodea nuttalli* (Planch) St John), Kleine egelskop (*Sparganium emersum* Rehm) en Schedefonteinkruid (*Stuckenia pectinatus* L.). Er kunnen ook enkele emergente soorten aangetroffen worden, zoals Gele waterkers (*Rorippa amphibia* (L.) Besser) en Pijlkruis (*Sagittaria sagittifolia* L.) (Van Belleghem et al., 2007).

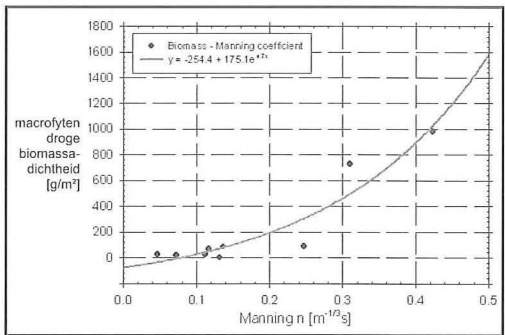
De Manning coëfficiënt n voor het pand van de Aa is bepaald met behulp van de Bresse vergelijking voor permanente ééndimensionale stroming (vereenvoudiging van de Saint-Venant vergelijkingen), op basis van elke meting van debiet en waterpeil. Een jaarcyclus is eveneens aanwezig voor de Manning coëfficiënt, analoog aan de trend getoond in Figuur 2. In Figuur 3 wordt het verkregen verband tussen de Manning coëfficiënt n en de biomassa op hetzelfde tijdstip geïllustreerd. Op tijdstippen wanneer de hoeveelheid biomassa klein is (tijdens de winter), is de corresponderende stromingsweerstand eveneens

klein (Manning-waarde n ongeveer gelijk aan $0.1 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$, terwijl bij toenemende biomassa (in de zomermaanden) de Manning-waarde sterk toeneemt tot $n = 0.4 \text{ m}^{-1/3}\text{s}$. Het is duidelijk dat de stromingsweerstand in de zomer veel groter is dan in de winter.

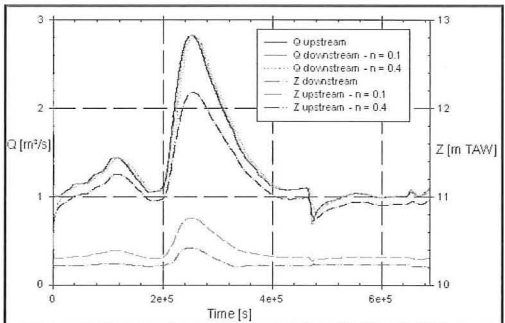
Impact van variabele stromingsweerstand op afvoercapaciteit van de rivier

Aan de hand van enkele modelleervoorbeelden wordt hierna de impact van een variabele stromingsweerstand op de afvoercapaciteit van de Aa geïllustreerd. Een wasgolf, geregistreerd

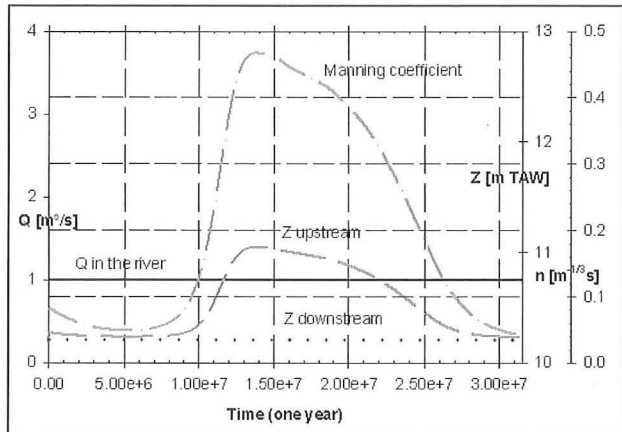
Figuur 3. Relatie tussen Manning coëfficiënt n en droge biomassa-dichtheid in het pand.



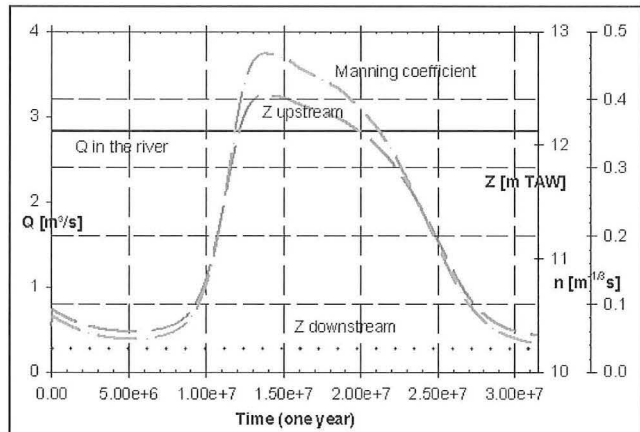
Figuur 4. Opgelegde randvoorwaarden (opwaarts debiet Qupstream en afwaarts waterpeil Zdownstream) en verkregen debieten afwaarts en waterpeilen opwaarts, bij een zomersituatie ($n = 0.4$) en een wintersituatie ($n = 0.1$).



Figuur 5. Opgelegde constante opwaartse debiet ((a) fig. links: $Q = 1.0 \text{ m}^3/\text{s}$; (b) fig. rechts: $Q = 2.83 \text{ m}^3/\text{s}$) en afwaartse waterpeil (voor beide fig. $Z_{\text{downstream}} = 10.21 \text{ m TAW}$), en verkregen opwaartse waterpeil gedurende een jaarcyclus, voor twee situaties, met inbegrip van seizoensvariatie van de stromingsweerstand.



(a)



(b)

alsook een verband tussen aanwezige biomassa en stromingsweerstand (uitgedrukt als een coëfficiënt van Manning), op basis van veldmetingen en numerieke modellering. Enkele rekenvoorbeelden illustreren de belangrijke invloed van een variërende stromingsweerstand op de afvoercapaciteit en waterpeilen van de rivier.

Dankwoord

Dit onderzoek kwam tot stand dankzij de steun van het Fonds voor Wetenschappelijk Onderzoek in Vlaanderen (FWO - G.0306.04), de afdeling Water van de Vlaamse Milieumaatschappij en het Waterbouwkundig Laboratorium te Borgerhout. Dank ook aan de heer Rudi Maes voor de logistiek medewerking bij de veldmetingen.

Referenties

Bal K.; Van Belleghem S., de Deckere E., Meire P., 2006. *The re-growth capacity of sago pondweed following mechanical cutting*. Journal of aquatic plant mangagement, 44, 139-141

Buis, K., Anibas, C., Bal, K., Banasiak, R., De Doncker, L., De Smet, N., Gerard, M., van Belleghem, S., Batelaan, O., Verhoeven, R. and Meire, P., 2006. *A multidisciplinary study on exchange processes in river ecosystems*. In W3M Wetlands: Monitoring, Modelling and Management, Abstracts. Ed. T. Okruszko, M. Jarecka and K. Kosinski, p. 60.

Buis K., C. Anibas, K. Bal, R. Banasiak, L. DeDoncker, N. DeSmet, M. Gerard, Sofie van Belleghem, O. Batelaan, P. Troch, R. Verhoeven, P. Meire, 2007. *Fundamentele studie van uitwisselingsprocessen in rivierecosystemen - Geïntegreerde modelontwikkeling*. Congres Watersysteemkennis, studiedag WSK8 'Modellen voor integraal waterbeheer', Universiteit Antwerpen.

Chow, V.T., 1959. *Open-channel hydraulics*, McGraw-Hill, 680 blz.

Cowan, W.L., 1956. *Estimating hydraulic roughness coefficients*. Agric Eng 37(7):473-5.

De Doncker, L., Troch, P., Verhoeven, R., Bal, K., Meire, P., 2006. *Influence of aquatic plants on the flow resistance and the hydraulic capacity of vegetated rivers*. River Flow 2006, 06-08 September 2006, Lisboa, Portugal.

Desmet N., Van Belleghem S., Seuntjens P., Meire P., 2006. *De effecten van waterplanten op de waterkwaliteit van een rivier*. Congres Watersysteemkennis, studiedag WSK3 'Een goede waterkwaliteit voor onze oppervlaktewaters: zorgen voor morgen!?', Universiteit Antwerpen.

Green J.C., 2005. *Modelling flow resistance in vegetated streams: review and development of new theory*. Hydrological Processes, 19, 1245-1259.

Green, J.C., 2006. *Effect of macrophyte spatial variability on channel resistance*. Advances in Water Resources, 29:426-438

Soetaert, K., V. DeClippele, P. Herman, 2002. *Femme, a flexible environment for mathematically modelling the environment*. Ecol. Modell. 151: 177-193.

Troch P., 2005. *Implementatie van een hydrodynamisch model voor oppervlaktewaterstroming in de modelleeromgeving Femme*. Presentatie voor het behalen van het getuigschrift van de Leerstoel Integraal Waterbeheer, Titularis prof. dr. P. Meire, Universiteit Antwerpen.

Van Belleghem S, Bal K., Desmet N., Buis K., de Deckere E., Meire P., Vanderborgh J.P., Dehairs F., Brion N., De Brabandere L., 2007. *Macrophytes and nutrient dynamics in the upper reaches of the Schelde basin*. Final report - project EV/06/33A. Belgian Science Policy, Brussels.

Vereecken H., Baetens J., Viaene P., Mostaert F. & Meire P., 2006. *Ecological management of aquatic plants: effects in lowland streams*. Hydrobiologia, 570, 205-210.

Yen, B.C., *Open channel flow resistance*, 2002. Journal of hydraulic engineering, Vol. 128 – No. 1: 20-38.

L. De Doncker¹, P. Troch¹, R. Verhoeven¹, N. Desmet²⁺³, K. Buis² en P. Meire²

¹ Universiteit Gent, Labo Hydraulica, Vakgroep Civiele Techniek, Universiteit Gent
Sint-Pietersnieuwstraat 41, Gent

² Universiteit Antwerpen, Departement Biologie, Ecosystem Management Research Group, Universiteitsplein 1, Antwerpen,

³ Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek, Land & Water Management, Boeretang 200, 2400 Mol

Contactpersoon:
Prof.dr.ir. P. TROCH
Laboratorium voor Hydraulica Vakgroep Civiele Techniek Faculteit Ingenieurswetenschappen Universiteit Gent
Sint-Pietersnieuwstraat 41 9000 Gent
Tel +32(0)9 / 264 32 81
Fax +32(0)9 / 264 35 95

K. Buis¹, C. Anibas², K. Bal¹,
R. Banasiak³, L. DeDoncker³,
N. De Smet^{1,4}, M. Gerard¹,
S. van Belleghem¹,
O. Batelaan², P. Troch³,
R. Verhoeven³ en P. Meire¹

Fundamentele studie van uitwisselingsprocessen in rivierecosystemen - Geïntegreerde modelontwikkeling

¹ Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer

² Vrije Universiteit Brussel, Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde

³ Universiteit Gent, Laboratorium voor Hydraulica, Vakgroep Civiele Techniek

⁴ Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek, Land & Water Management

De hoeveelheid water die naar de kustzee stroomt, wordt voor een belangrijk deel bepaald door de eigenschappen van het stroomopwaarts gelegen bekken. Dit geldt tevens voor de kwaliteit van het water (e.g. nutriënten). Recentelijk komt steeds meer het besef dat de temporele dynamiek (de "hot moments") en de heterogeniteit van de watersystemen, waaronder de interactie met de terrestrische ecosystemen, (de "hot spots") van groot belang zijn voor het stroomafwaarts transport van materiaal.

Om dit te kunnen analyseren en bestuderen is geïntegreerde modellering van watersystemen nodig. Met "geïntegreerd" wordt hier niet enkel een verbinding van disciplines (e.g. oppervlaktewater(hydraulica), grondwater, ecologie) verstaan, maar ook een daadwerkelijk interactieve koppeling daartussen, waardoor cascade- en terugkoppelingsprocessen kunnen worden bestudeerd.

In dit artikel worden de ontwikkeling, de kenmerken en enkele illustraties van een dergelijk geïntegreerd model getoond. De accenten worden op dit moment gelegd op de rol van waterplanten en de interactie tussen het ondiepe grondwater en oppervlaktewater in de waterbodem op het functioneren van watersysteem.

Achtergrond

De kwaliteit en kwantiteit van het naar zee afgevoerde water wordt bepaald in het rivierbekken. Niet alleen vindt daar de toevoer plaats, maar resulteren hydrologische, chemische en biologische processen in omzetting en verwijdering van materiaal (Billen et al. 1991; Fisher et al. 1998).

Er bestaan rekenmodellen en studies waar men voor (deel)stroomgebieden het transport van verschillende componenten probeert te begrijpen en kwantificeren door koppeling van landschapseenheden (bos, landbouw, wetlands, bebouwing) aan het waterloopnetwerk. De uitwisseling tussen de landschapseenheden is veelal sterk vereenvoudigd beschreven en vaak is de studie gericht op één of enkele componenten (pesticiden, stikstof). Voor een accurate beschrijving en inschatting van uitwisselingsprocessen op (sub)bekkenschaal is echter een goed begrip van het functioneren van land-water overgangen (ecotones) nodig, met een accent op de rol die de temporele dynamiek en ruimtelijke heterogeniteit spelen, de zogeheten "hot moments" en "hot spots" (McClain et al. 2003). Inzicht is dan vereist in de hechte interactie tussen processen en structuren die bepalend zijn voor de afvoer van water met daarin opgeloste stoffen en particulier materiaal.

Het voorgaande vormt de achtergrond en motivatie van een lopend FWO-onderzoek (G.0306.04 - inmiddels verlengd tot 2010). De hoofddoelstelling van dit project is om te onderzoeken hoe de diverse fysische, chemische en biologische processen en hun interacties invloed hebben op uitwisseling van water, opgeloste stoffen en particulier materiaal in twee kenmerkende rivierecosystemen: beken met hun oeverzones (de Aa in de Kleine

Nete vallei) en overstromingsgebieden in verbinding met de rivier (het Demerbroek tussen Zichem en Testelt). In het kader van dit onderzoek worden metingen uitgevoerd (veldcampagnes, monitoring en experimenten) en vindt er modelontwikkeling plaats. De uitgevoerde metingen kennen een tweeledig karakter. Enerzijds worden daarmee data gegenereerd om de modellen te calibreren en valideren. Anderzijds worden de uitgevoerde metingen en experimenten gebruikt om procesbeschrijvingen te formuleren en te ijken.

Modelintegratie

De ontwikkeling van geïntegreerde numerieke ecosysteemmodellen is essentieel in dit project (Amoros et al. 1996). In dit artikel wordt de aanpak geschilderd van de geïntegreerde modelontwikkeling dat tot de realisatie van algemene dynamische ecosysteemmodellen voor stromende wateren moet leiden (i.e. een beek- of riviertraject, overstromingsgebied, of koppeling van beide).

De interactie tussen verschillende compartimenten en processen van het watersysteem dienen hiertoe te worden gekoppeld, zodat cascade- en terugkoppelingsprocessen kunnen worden beschreven, die het transport en de retentie van materiaal bepalen.

Als voorbeeld kan de rol van waterplanten in de Vlaamse laaglandbeken gelden. Door de verhoogde weerstand tegen stroming, ten gevolge van de ontwikkeling van macrofyten, ontstaat veelal een heterogeniteit in stromingspatronen met lagere snelheden in de macrofyten-patches en hogere in de "vrije" bedding. Daardoor vindt sterkere sedimentatie van aangevoerde (organische) partikels plaats tussen de macrofyten. Deze

verhoogde toename van organisch materiaal in de waterbodems waar de waterplanten staan, leidt tot een verschuiving van mineralisatie processen. Naast de aerobe afbraak zullen andere microbiële afbraakprocessen aan belang winnen, omdat er niet genoeg zuurstof naar de waterbodem kan worden aangevoerd. Denitrificatie, waarbij nitraat als elektronenacceptor wordt gebruikt, is een belangrijk mineralisatieproces en doet nitraat verdwijnen uit het watersysteem. Dit is een illustratie van een cascade effect.

Tegelijkertijd komen er nutriënten vrij in de bodem uit het afgebroken organisch materiaal, waardoor de waterplanten massaler kunnen gaan groeien. Hier is sprake van een stimulerend terugkoppelingsproces. Immers verhoogde groei leidt tot een nog hogere retentie van particulier materiaal, etc.

Een ander ecologisch belangrijk cascade effect is het feit dat waterplanten als "ecosystem engineers" een belangrijk (deel)habitat vormen voor organismen, met name macroinvertebraten. Deels vormt het een schuilplek tegen predatoren, of is het juist de fourageerplek voor bijvoorbeeld vissen.

Een moeilijkheid in de ontwikkeling van geïntegreerde modellen, die bovenstaande processen kunnen simuleren, is het feit dat de verschillende disciplines, zoals hydraulica, grondwatermodellering, waterkwaliteits- en ecologische modellering, elk hun eigen software omgevingen kennen met voor hen de meest ideale structuur en eigen analyse tools. Er dient een modelleringsomgeving gevonden te worden die in staat is om de verschillende procesbeschrijvingen, numerieke oplossingsmethoden en dergelijke te koppelen.

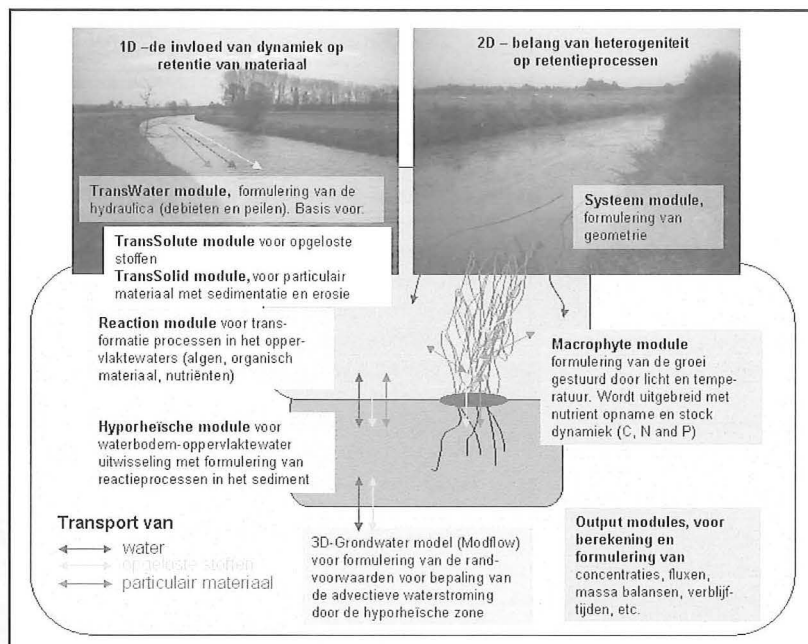
Voor de realisatie van de modellering in bovengenoemd project is gekozen voor 'FEMME' ('a Flexible Environment for Mathematically Modelling the Environment', (Soetaert et al. 2002). Dit

is een gebruikersvriendelijke fortran-omgeving ontwikkeld aan het Nederlands Instituut voor Ecologisch Onderzoek, Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie te Yerseke (NIOO-CEME), waarin vele basisvoorzieningen voor modelstudies beschikbaar zijn. Hier moet men denken aan uitgebreide opties voor runspecificaties (zoeken naar steady state, dynamische runs met forcing), meerdere integratieroutines, koppeling van data aan modeluitkomsten, calibratie met meerdere zoekmethodes naar het minimum, gevoeligheidsanalyse en andere (<http://www.nioo.knaw.nl/cemo/femme/>). Dit stelt de gebruiker in staat om zich direct op de formulering van de systeemstructuur en procesbeschrijvingen van het gewenste model te richten. Tevens is het modulair van opbouw, zodat een model gemakkelijk uitgebreid of juist weer vereenvoudigd kan worden.

Figuur 1 geeft een schets van het model voor de Aa. Het bestaat uit meerdere modules:

- o **Systeem:** Hierin wordt de formulering voor de geometrie (breedte, verhang bedding, waterpeilen en volumes) beschreven. Ook wordt hier bepaald in hoeveel compartimenten of cellen het traject van de beek of rivier wordt verdeeld.
- o **TransWater:** In deze module wordt de hydraulica van het watersysteem geformuleerd. Er zijn meerdere opties lopend van constant debiet en volume tot volledige dynamische Saint-Venant beschrijvingen op basis van de Manning coëfficiënt. De Manning-waarde kan indien gewenst een functie zijn de van macrofyten biomassa (gebaseerd op veldmetingen).
- o **TransSolute:** Hierin wordt het transport en dispersie van opgeloste stoffen beschreven.
- o **TransSolid:** Hierin wordt het transport en sedimentatie en erosieprocessen beschreven. Deze routine is conceptueel van aard en is nog niet onderbouwd met data.
- o **Macrophytes:** In deze module wordt de groei van waterplanten door het jaar gesimuleerd met lichtintensiteit en temperatuur als sturende variabelen.
- o **Reaction:** Hierin kunnen reacties die in het oppervlaktewater optreden (algengroei, nitrificatie) worden beschreven.
- o **Hyporheic zone:** Dit is een waterbodem-model dat in verticale resolutie het transport (diffusief en advectief) en de reactiviteit van componenten kan beschrijven. Het vormt een verbinding tussen het (ondiepe) grondwater en het oppervlaktewater. Mineralisatieprocessen in de bodem kunnen hier worden gesimuleerd, samen met resulterende fluxen over het grensvlak van de waterbodem van nitraat, ammonium, tracers of andere componenten.
- o **Output of Analyse modules:** De bovenvermelde modules beschrijven de systeemdynamiek. Op basis van de onderzoeksvraag (Wat is de retentie en verwijdering van stikstof?) kunnen afgeleide variabelen (Massabalans van stikstof voor een modelsimulatie, met berekening van bijvoorbeeld de totale verwijdering.) worden geformuleerd.

Figuur 1. Overzicht van het modulair opgebouwde beekmodel voor de Aa.

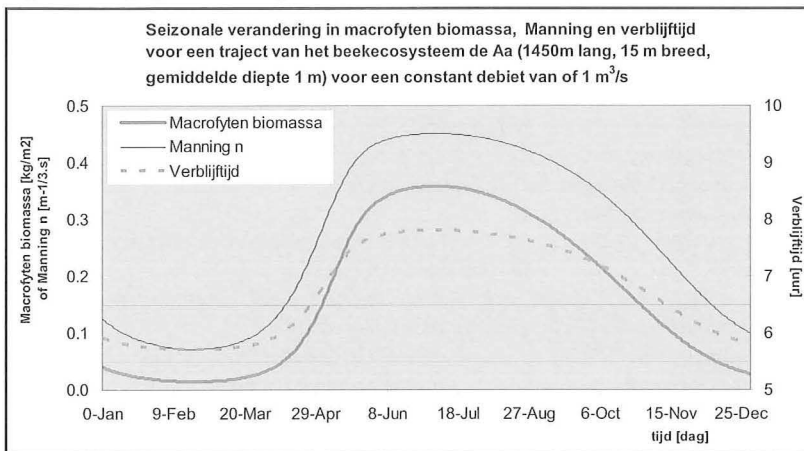


Aanpassing, uitbreiding of toevoegen van nieuwe modules is mogelijk. In de volgende twee paragrafen worden enkele voorbeelden gegeven van de koppeling tussen de disciplines van de oppervlaktewaterhydraulica, grondwaterstroming, waterkwaliteit en ecologie.

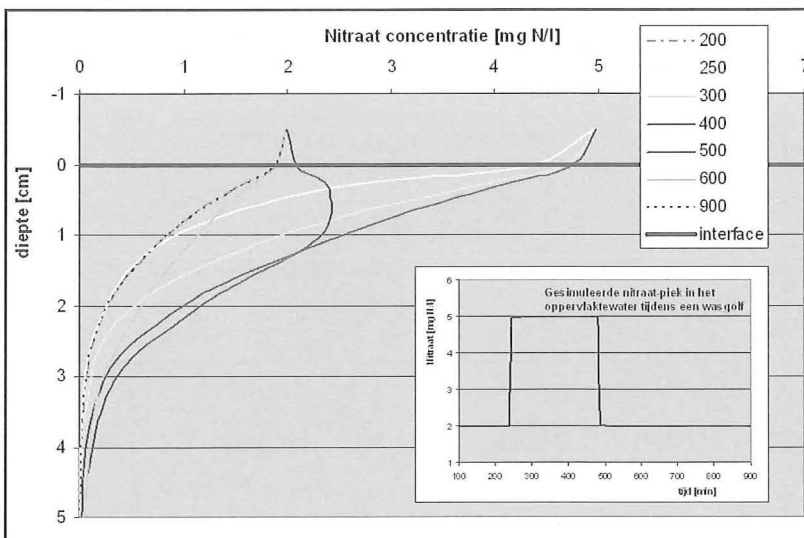
De interactie tussen stroming en waterplanten

Waterplanten verhogen de weerstand tegen stroming met opstuwing tot gevolg. Hoe sterk wordt de retentie of verblijftijd van het water hierdoor bepaald? Op basis van veldmetingen is een empirische relatie bepaald tussen manning-coëfficiënt en de macrofyten biomassa. Tevens is de module voor macrofytengroei opgesteld en gecalibreerd met velddata. In figuur 2 wordt de verandering van de verblijftijd doorheen het jaar getoond voor een constant debiet van 1 m³/s in een 1450m lang traject van de Aa. In de winterperiode met nagenoeg geen waterplanten ligt deze net onder de 6 uur. In de zomer, wanneer er een hoge biomassa aanwezig is in de rivier, is de retentietijd

Figuur 2. Verblijftijd van water als resultante van biomassagroei van waterplanten en daarmee gepaard gaande verhoging van de Manningveerstand.



Figuur 3. Dynamiek van nitraat in de waterbodem als resultante van een concentratiepiek in het langstromende oppervlaktewater. Op een aantal tijden (in minuten) in de wasgolf worden de gradiënten in het sediment getoond.



verhoogd naar ongeveer 7 uur en 45 minuten (zie voor een uitgebreide illustratie het WSK8 artikel: Stromingsweerstand in rivieren door de aanwezigheid van macrofyten – De Doncker et al.).

De interactie tussen oppervlaktewater en de waterbodem

Uitwisseling tussen waterbodem en oppervlaktewater wordt bepaald door diffusief en advectief transport. Voor deze module (gebaseerd op Soetaert, et al. 1996) ontbreekt een goede dataset voor de Aa om bijvoorbeeld nutriëntenuitwisselingen en reacties te simuleren en analyseren. Figuur 3 toont voor een hypothetische puls van nitraat (bijvoorbeeld tijdens een wasgolf) de dynamiek van gradiënten in de waterbodem, als resultante van diffusie, concentratie in het oppervlaktewater en een denitrificatiesnelheid in de waterbodem. De advectieve stroming in de waterbodem (kwel of infiltratie) wordt bepaald door het drukverschil tussen het grondwater en het oppervlaktewaterpeil. Verandering van de waterpeilen in de waterloop, bijvoorbeeld tussen zomer en winter of door wasgolven doorheen de waterloop, doen deze transportterm veranderen en dus ook de uitwisseling van water en daarin opgeloste stoffen. Retentie van materiaal kan dus optreden door opslag in de waterbodem, gevolgd door een latere teruggave van materiaal aan het oppervlaktewater (de zogeheten “transient storage”).

Deze module is in ontwikkeling. Op basis van temperatuurmodellering in de waterbodem wordt de advectieve term (kwel- of infiltratiesnelheid) bepaald. Samen met metingen van het drukverschil tussen oppervlaktewater en het ondiepe grondwater kan de kwelsnelheid dynamisch worden beschreven, als functie van waterpeil en grondwaterdruk. De rol van de waterbodem onder invloed van temporale veranderingen (zowel doorheen een seizoen of tijdens een wasgolf) op de retentie en eventuele verwijdering of productie van nutriënten in de waterloop kan zo worden bestudeerd (zie voor een uitgebreide illustratie het WSK7 artikel: Ontwikkeling van een geïntegreerd grondwater-oppervlaktewater interactiemodel op basis van temperatuurprofielen in de rivierbodem – Anibas et al.).

Besluit

De geschetste geïntegreerde 1D-modelontwikkeling is zo opgezet dat het transport van materiaal in een watersysteem, als resultante van interne processen en heterogeniteit, samen met dynamische randvoorwaarden kan worden gesimuleerd. Het is algemeen van karakter en kan op grond van de onderzoeks-, beheers- of beleidsvraag worden aangepast en ontwikkeld. De huidige kernpunten vormen de rol van waterplanten en de uitwisseling tussen oppervlaktewater en de waterbodem op retentie en verwijdering van materiaal. Het gedrag van water en opgeloste stoffen (met name stikstof) wordt verder geïmplementeerd en gecalibreerd

met verzamelde meetgegevens.

Een andere, maar ook zeer belangrijke, toepassing is juist het gebruik van modules als analyse methode van veldmetingen of experimenten (bijvoorbeeld het waterbodembodem-model voor schatting van kwel of infiltratie). Deze informatie kan dan gebruikt worden voor verdere ontwikkeling van systeemprocessen of compartimenten in het geïntegreerde model voor rivierecosystemen.

Referenties

Amoros, C., J. Gibert and M. T. Greenwood (1996). Interactions between units of the fluvial hydrosystem. *Fluvial Hydrosystems*. G. E. Petts and C. Amoros: 184-210.

Anibas et al. (2007). Ontwikkeling van een geïntegreerd grondwater-oppervlaktewater interactiemodel op basis van temperatuurprofielen in de waterbodem. Congres Watersysteemkennis, studiedag WSK7 'De interactie tussen bodem, grondwater en ecosysteem', Universiteit Antwerpen.

Billen, G., C. Lancelot and M. Meybeck (1991). N, P, and Si Retention along the Aquatic Continuum from Land to Ocean. *Ocean Margin Processes in Global Change*. R. F. C. Mantoura, J.-M. Martin and R. Wollast, John Wiley & Sons Ltd: 19-44.

De Doncker et al. (2007). Stromingsweerstand in rivieren door de aanwezigheid van macrofyten. Congres Watersysteemkennis, studiedag WSK8 'Modellen voor integraal waterbeheer', Universiteit Antwerpen.

Fisher, S., G., N. Grimm, B., E. Martí, Martí, R. Holmes, M. and Jones, Jr., Jeremy B. (1998). "Material Spiraling in Stream Corridors: A Telescoping Ecosystem Model." *Ecosystems* **1**(1): 19-34.

McClain, M., E., E. Boyer, W., C. L. Dent, S. Gergel, E., N. Grimm, B., P. Groffman, M., S. Hart, C., J. Harvey, W., C. Johnston, A., E. Mayorga, W. McDowell, H. and G. Pinay (2003). "Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems." *Ecosystems* **6**(4): 301-312.

Soetaert, K., de. Clippele, Vanni and P. M. J. Herman (2002). "FEMME, a flexible environment for mathematically modelling the environment." *Ecological Modelling* **151**: 177-193.

Ir. K. Buis
wetenschappelijk medewerker

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer
Departement Biologie, Universiteit Antwerpen
Universiteitsplein 1, B-2610 Wilrijk (Antwerpen)
tel. +32(0)3 8202295, fax. +32(0)3 8202271
<http://www.ua.ac.be/ecobe>

*K. Buis¹, C. Anibas², K. Bal¹, R. Banasiak³,
L. DeDoncker³, N. De Smet^{1,4}, M. Gerard¹,
S. van Belleghem¹, O. Batelaan², P. Troch³,
R. Verhoeven³ en P. Meire¹*

¹ *Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer*

² *Vrije Universiteit Brussel, Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde*

³ *Universiteit Gent, Laboratorium voor Hydraulica, Vakgroep Civiele Techniek*

⁴ *Vlaamse Instelling voor Technologische Onderzoek, Land & Water Management*

Hydrologisch modelleren op onbemeten stroomgebieden: Een eenvoudig modelconcept op basis van PDM en waargenomen maximale afvoercoëfficiënten

Het modelleren van afvoeren op kleine, onbemeten stroomgebieden is geen eenvoudige zaak. Het eenvoudig overzetten van modelresultaten of modelparameters uit nabijgelegen stroomgebieden kan leiden tot sterke verschillen en grote fouten. Niet alleen de vorm van het hydrogram wordt verkeerd ingeschat, maar tengevolge lokale verschillen kunnen ook grote volumefouten geïntroduceerd worden.

In het kader van het operationeel model voor Vlaanderen (OBM-centrale) van VMM – Afdeling Water was er nood aan een betrouwbare inschattingmethode van afvoeren op onbemeten stroomgebieden.

Hier wordt een zeer eenvoudig modelconcept voorgesteld dat gebruik maakt van de –afgeijkte- PDM-modelering van een bemeten stroomgebied (Cabus, 2006) en de gebiedseigen potentiële afvoercoëfficiënt om de oppervlakkige afvoer uit een onbemeten stroomgebied te simuleren. Er wordt vertrokken van het runoffconcept van het WetSpa-model (De Smedt et al., 2006; De Smedt, 1999). De combinatie van dit runoffconcept met de PDM-verzadigingsreeks leidt tot een nieuw modelconcept dat SRM gedoopt werd (Simplified Runoff Model) en geïmplementeerd werd binnen de Infoworks RS ©-software van Wallingford Software.

1. Het SRM-modelconcept

Het SRM-model simuleert oppervlakkige afvoer, gebruik makend van PDM-modelresultaten uit een nabij stroomgebied, potentiële afvoercoëfficiënten en een routing door middel van twee lineaire reservoirs in serie. Dit concept wordt grafisch voorgesteld in Figuur 1.

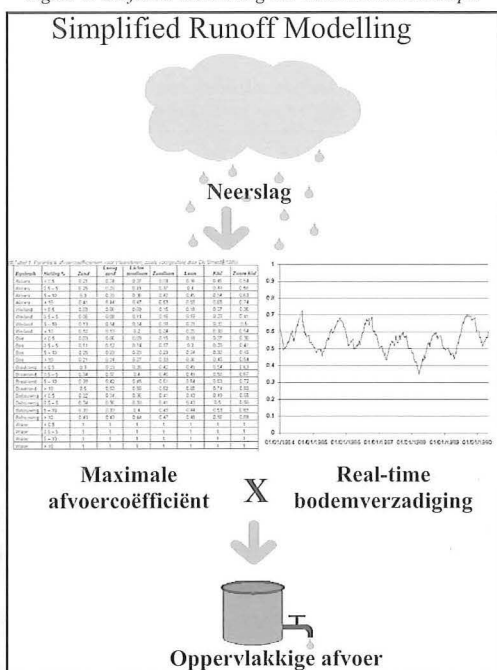
In eerste instantie gebruikt het model een bodemvochtdeficiëtfactor (SMD), samen met de stroom-

gebiedsneerslag (N) en een constante potentiële afvoercoëfficiënt (RC) om de effectieve neerslag (Neff) te berekenen (vgl. 1)

$$N_{eff} = N \cdot RC \cdot (1 - SMD) \quad (1)$$

De effectieve neerslag wordt als input gebruikt voor een vereenvoudigd afvoermodel waarbij de bodemvochtvoorraad, de evaporatie, infiltratie en drainage naar het grondwater verwaarloosd worden. Directe runoff wordt door een cascade van twee lineaire bakmodellen met elk één parameter, bepaald. Eventueel kan er een tijdsconstante aan het systeem worden toegevoegd, die instaat voor een vertraging in de neerslag-afvoerrelatie.

Figuur 1: Grafische voorstelling van het SRM-modelconcept.



vergelijking gemaakt tussen de waargenomen en SRM-gesimuleerde oppervlakkige afvoer (oppervlakkige afvoer is totale afvoer min basis-afvoer). Het resultaat van deze vergelijking voor één stroomgebiedje is voorgesteld in Figuur 2. Aangezien de oppervlakkige SRM-afvoer duidelijk de gemeten oppervlakkige afvoer onderschat, kan geconcludeerd worden dat de potentiële afvoerpercentages uit de oorspronkelijk WetSpa runoff-tabel te klein waren, tenminste voor deze stroomgebieden en voor de toepassing met het huidige kaartmateriaal. Figuur 3 toont de verdeling van potentiële afvoercoëfficiënten op basis van deze kaarten en de oorspronkelijke tabel over Vlaanderen.

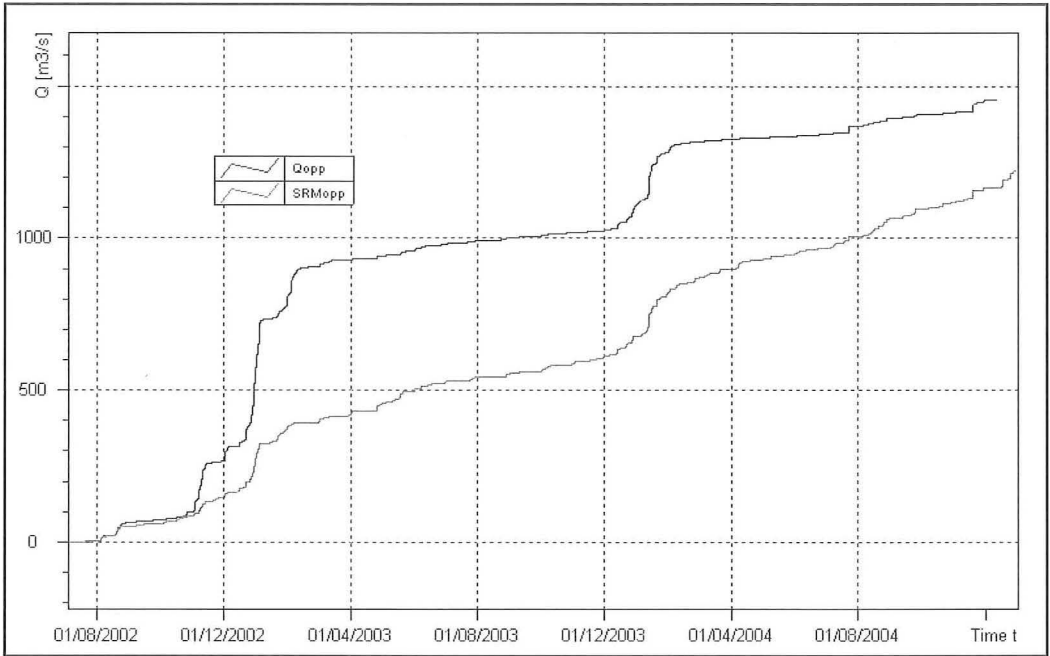
3. Een nieuwe tabel

Een verfijning van de tabel van potentiële afvoer-

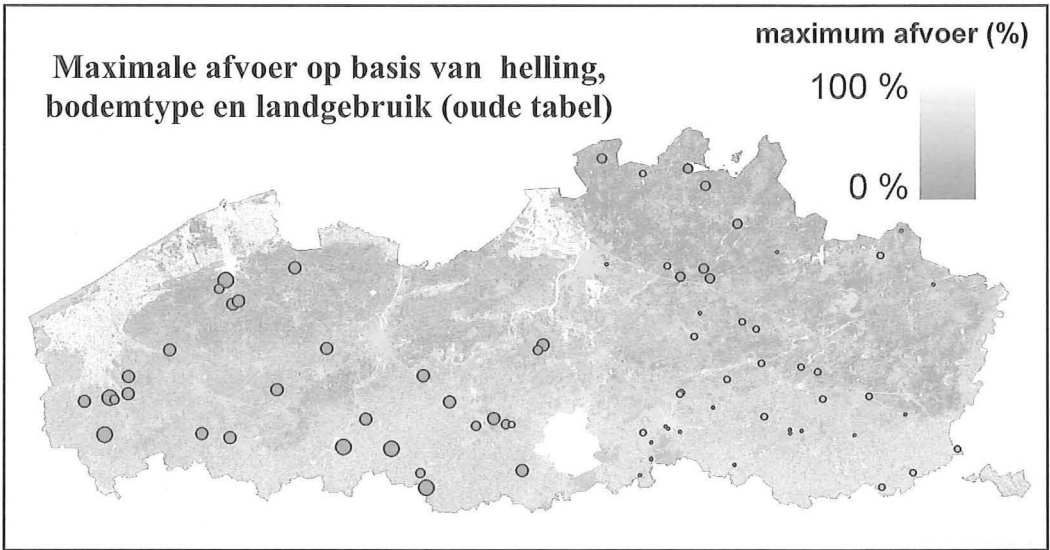
coëfficiënten op basis van gemeten maximale afvoercoëfficiënten in Vlaanderen drong zich op. De gemeten maximale afvoercoëfficiënten werden bepaald voor 74 stroomgebieden in Vlaanderen met een voldoende lange tijdreeks. Figuur 3 toont ook deze 74 waarden verspreid over Vlaanderen (grootte van de cirkels is evenredig met de waargenomen maximale afvoercoëfficiënt).

Uit de geografische analyse (Figuur 3) kwamen duidelijk de regionale hydrologische verschillen in Vlaanderen naar voor. Zeer hoge potentiële afvoercoëfficiënten werden waargenomen in het hellend gebied van West- en Oost-Vlaanderen, lagere potentiële afvoercoëfficiënten zijn terug te vinden in de droge leemstreek en de zandstreek. Om deze regionale verschillen te kunnen begroten moest –naast helling, bodemgebruik en bodemtype- een vierde variabele geïntroduceerd worden, waarvan de geografische spreiding bekend is en

Figuur 2: Vergelijking tussen gemeten gecumuleerde oppervlakkige afvoer en gecumuleerde SRM-afvoer voor het deelstroomgebied Donderij van de Maarkebeek.



Figuur 3: Potentiële afvoercoëfficiënten op basis van de oorspronkelijke tabel (lichtblauw tot wit) en gemeten maximale afvoercoëfficiënten in 74 bemeeten stroomgebieden (grootte van de cirkel is evenredig met grootte van de afvoercoëfficiënt)



de waarde een invloed heeft op de oppervlakkige afvoer. Hierbij werd onmiddellijk gedacht aan de dikte van de onverzadigde laag, de kenmerken van de deklaag, het type van de tertiaire afzetting, enz. Na analyse van het beschikbare digitale kaartmateriaal werd uiteindelijk de geologische ondergrond geselecteerd als mogelijke bijkomende variabele. Hiervoor werd gebruik gemaakt van de digitale geologische kaart.

Om het aantal te bepalen afvoercoëfficiënten te beperken (het aantal moet uiteindelijk kleiner zijn

dan 74), werd de textuur heringedeeld in 3 klassen (zand – lemig zand – lichte zandleem; zandleem – leem; klei – zware klei), werden er slechts 2 hellingklassen overgehouden ($\leq 5\%$; $> 5\%$) en werd het landgebruik in 3 nieuwe klassen verdeeld (akker; weiland – bos; braakland – bebouwing). Bij de onderverdeling in landgebruik werd geen klasse “water” gedefinieerd. Deze komt op de CORINE-landgebruikskaart immers zeer versnipperd en niet consequent voor, wat tot extra fouten kan leiden. De geologische kaart werd onderverdeeld in drie geologische klassen (Tabel 1).

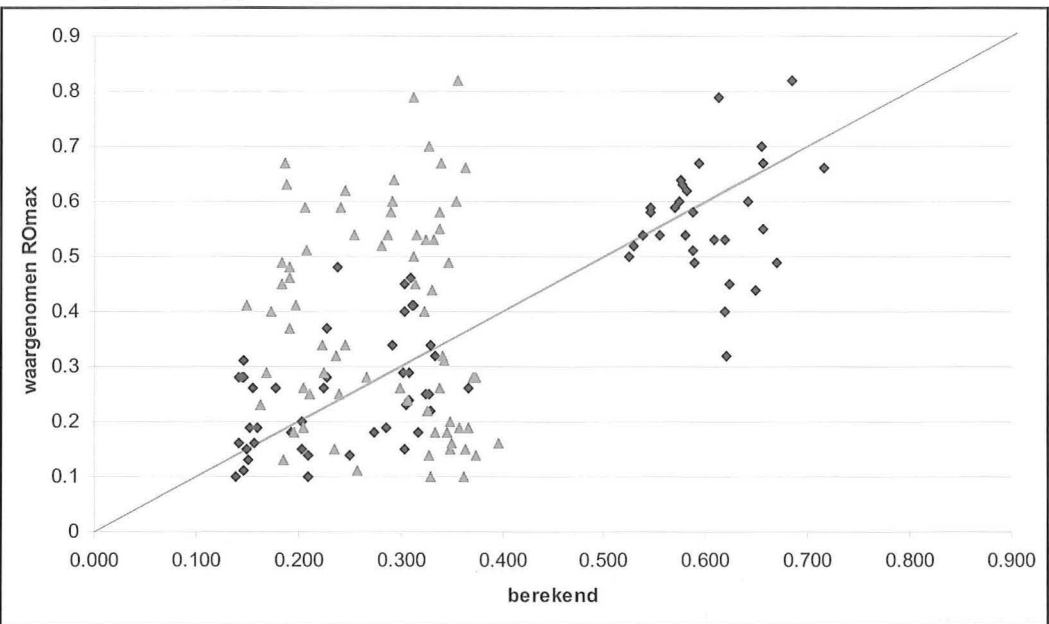
Tabel 1: De drie geologische klassen en de formaties waaruit ze zijn opgebouwd.

Geologische klasse	Opgenomen formaties
Ieperiaan_maldegem	Ko; Aa; Ge; Tt; Ma
Rupeliaan/Landeniaan	LA;Ld-Br;To; P; Pa; RU; Kr; Kz; MI
Diestiaan/Scaldisiaan	Bb; Bc; Bs; Di; Kd; KI; Li; Li-Pd; Me; Pd

Tabel 2: Voorgestelde afvoercoëfficiënten voor de 54 combinaties van geologie, bodemgebruik, bodemtextuur en helling

Geologie	Bodemgebruik	Helling %	Zand Lemig zand Lichte zandleem	Zandleem Leem	Klei Zware klei
Ieperiaan_Maldegem	Akkers	<5	0.34	0.62	0.73
Ieperiaan_Maldegem	Akkers	>5	0.51	0.88	0.91
Ieperiaan_Maldegem	Weiland/bos	<5	0.73	0.62	0.82
Ieperiaan_Maldegem	Weiland/bos	>5	0.74	0.68	0.88
Ieperiaan_Maldegem	Braakland/bebouwing	<5	0.54	0.47	0.81
Ieperiaan_Maldegem	Braakland/bebouwing	>5	0.71	0.74	0.85
Rupeliaan/Landeniaan	Akkers	<5	0.12	0.12	0.16
Rupeliaan/Landeniaan	Akkers	>5	0.17	0.20	0.22
Rupeliaan/Landeniaan	Weiland/bos	<5	0.14	0.14	0.19
Rupeliaan/Landeniaan	Weiland/bos	>5	0.18	0.19	0.20
Rupeliaan/Landeniaan	Braakland/bebouwing	<5	0.15	0.17	0.20
Rupeliaan/Landeniaan	Braakland/bebouwing	>5	0.17	0.22	0.23
Diestiaan/scaldisiaan	Akkers	<5	0.27	0.27	0.38
Diestiaan/scaldisiaan	Akkers	>5	0.39	0.46	0.51
Diestiaan/scaldisiaan	Weiland/bos	<5	0.31	0.33	0.44
Diestiaan/scaldisiaan	Weiland/bos	>5	0.41	0.42	0.46
Diestiaan/scaldisiaan	Braakland/bebouwing	<5	0.35	0.39	0.46
Diestiaan/scaldisiaan	Braakland/bebouwing	>5	0.39	0.50	0.54

Figuur 4: Vergelijking tussen de gemeten potentiële afvoercoëfficiënten en de berekende potentiële afvoercoëfficiënten, met de oorspronkelijke tabel (rood) en met de aangepaste tabel (zwart)



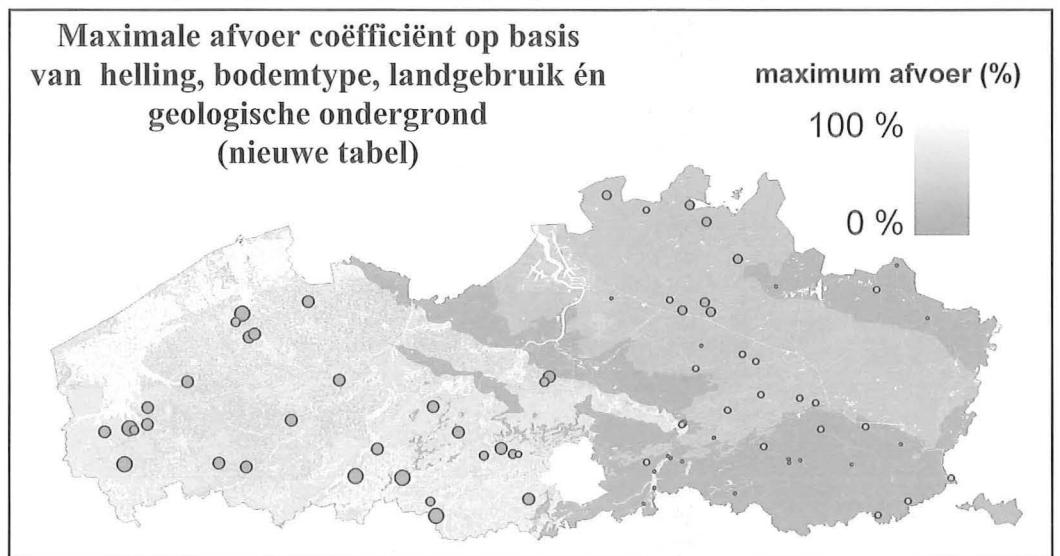
Er werd een nieuwe runoff-tabel opgesteld (Tabel 2), die betere potentiële afvoercoëfficiënten zou moeten genereren in functie van fysieke en karteerbare stroomgebiedseigenschappen (helling, bodemgebruik, bodemtype en geologie) voor het gebruik in het SRM modelconcept. Omwille van het beperkt aantal gekende potentiële afvoercoëfficiënten (74) werd de tabel zeer eenvoudig gehouden (54 klassen). Dit introduceert ook een kleinere accuraatheid.

Voor het bepalen van de potentiële afvoercoëfficiënt per klasse werden twee methoden toegepast. In eerste instantie werd manueel op zoek gegaan naar de beste waarden. Via visuele controle en de gekende fysieke verhoudingen (grotere afvoer bij grotere helling, grotere afvoer bij 'harder' landgebruik, enz.) werd gezocht naar een 'optimale' set. In tweede instantie werd een Monte Carlo analyse uitgevoerd: Er werden 100 000 toevallige varianten van de tabel met afvoercoëfficiënten

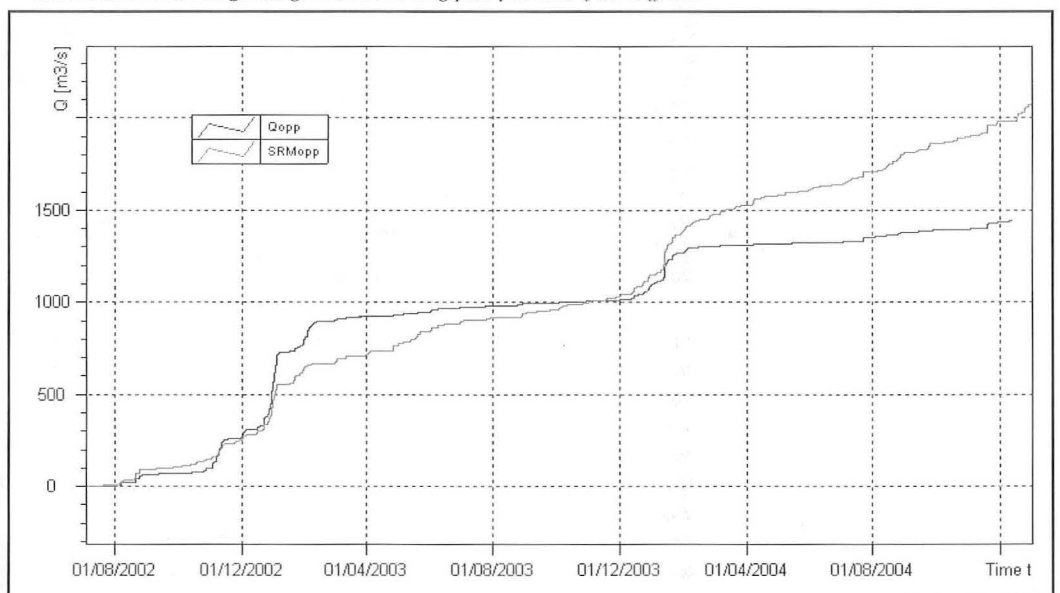
(Tabel 2) gegenereerd. Voor elke combinatie werd de gelijkenis met de waargenomen maximale afvoercoëfficiënt berekend op twee manieren: een eerste maal met de correlatie (een hoge correlatie hoeft niet te wijzen op een goede 1-1-relatie), en een tweede maal met de RMSE. Geen van de zo bekomen 200.000 tabellen presteerde beter dan de manueel bekomen tabel voor één van beide criteria. We kunnen ervan uitgaan dat de manuele tabel, binnen de foutenmarge, de beste combinatie benadert.

Figuur 4 toont de verbetering voor de 74 bemeten stroomgebieden met in de X-as de berekende potentiële afvoercoëfficiënten, en in de Y-as de waargenomen maximale afvoercoëfficiënten. Ter vergelijking worden zowel de potentiële afvoercoëfficiënten berekend met de waarden uit de originele tabel (rode driehoekjes) als de potentiële afvoercoëfficiënten berekend aan de hand van de nieuwe tabel (zwarte ruitjes) getoond. Figuur 5

Figuur 5: Potentiële afvoercoëfficiënten op basis van de aangepaste tabel (lichtblauw tot wit) en gemeten maximale afvoercoëfficiënten in 74 bemeten stroomgebieden (grootte van de cirkel is evenredig met grootte van de afvoercoëfficiënt)



Figuur 6: Vergelijking tussen gemeten gecumuleerde oppervlakkige afvoer en gecumuleerde SRM-afvoer voor het deelstroomgebied Donderij. Voor het SRM-model werd gebruik gemaakt van de aangepaste potentiële afvoercoëfficiënt



tenslotte, toont de afgeleide kaart van potentiële afvoercoëfficiënten in Vlaanderen.

4. Conclusie

Ondanks verschillende succesvolle toepassingen van het WetSpa-model lijkt het aangewezen de tabel met potentiële afvoercoëfficiënten aan te passen en uit te breiden met geologische kenmerken. De overeenkomst tussen de potentiële afvoercoëfficiënten bekomen met het huidig beschikbaar kaartmateriaal en de maximale waargenomen afvoercoëfficiënten in 74 bemeten stroomgebieden in Vlaanderen stijgt significant wanneer de geologische ondergrond mee beschouwd wordt.

De simulatie met SRM voor de kleine deelstroomgebieden van de Maarkebeek illustreert dit (Figuur 6).

Referenties:

De Smedt, F., Batelaan, O., Liu, Y.B., Gebremeskel, S., 2006. Geïntegreerde modellering van hydrologische processen op rivierbekkenschaal; tijdschrift Water 25, september-oktober 2006.

De Smedt F., 1999. Hydrologische modellering van de Barebeek, studie in opdracht van AMINAL Afdeling Water.

Cabus, P., Cauwenberghs, K., 2006. Hydrologisch modelleren van afvoeren in Vlaanderen: toepassing voor het operationeel voorspellen van afvoeren in Vlaanderen: de OBM-Centrale; tijdschrift Water 25, september-oktober 2006.

Chow, V.T., 1964. Handbook of applied hydrology, McGraw-Hill.

P. Cabus
VMM -Afdeling water
Sluizenweg 2, 9050 Gentbrugge
pieter.cabus@lin.vlaanderen.be

I. Dejongh
VMM- Afdeling Water
Elf-julistraat 43, 9000 Gent
inge.dejongh@lin.vlaanderen.be

K. Cauwenberghs
VMM-Afdeling water
Koning Albert II laan 20, bus 16, 1000 Brussel
kris.cauwenberghs@lin.vlaanderen.be

Kwantificering van onzekerheden in rivieroverstromingsmodellering

Bij de modellering van rivieroverstromingen, volgens de quasi-tweedimensionale methode zoals die door de Vlaamse wateradministraties gebruikt wordt, zijn tal van onzekerheden betrokken. In het kader van een doctoraatsstudie aan de Afdeling Hydraulica van de K.U.Leuven (Luis Timbe, 2001-2007) zijn de voornaamste bronnen van onzekerheid in kaart gebracht en gekwantificeerd voor de Dender als testcase. Ze variëren van fouten in de neerslaginvoer en de hydrologische modellering, over benaderingen in de hydrodynamische modellering en de schematisatie van de overstromingsgebieden en de oever- of dijkoverloop, tot de onzekerheden in de statistische berekeningen en de overstromingskartering via GIS. De analyse laat toe prioriteiten te definiëren voor toekomstige modelverfijning en toekomstig wetenschappelijk onderzoek m.b.t. dit type overstromingsmodellering.

Inleiding

Modellering van overstromingen en overstromingsgebieden gebeurt door de Vlaamse wateradministraties door middel van een ééndimensionaal (1D) hydrodynamisch model en een quasi-tweedimensionale (2D) modelleringmethode. De quasi-2D methode laat toe om een optimaal evenwicht te bekomen tussen modelnauwkeurigheid en rekentijd. Tweedimensionale overstromin-

gen kunnen met het 1D-systeem gemodelleerd worden, mits gebruik te maken van 2D-spatiale gegevens over de topografie langsheen het overstromingsgebied. De overstromingsgebieden worden gemodelleerd via een netwerk van (eventueel fictieve) 1D-riviertakken en overlaten met de rivier (Figuur 1; Willems et al., 2002c). Geospatiale data worden gebruikt voor zowel voor- als naverwerking bij de overstromingsmodellering.

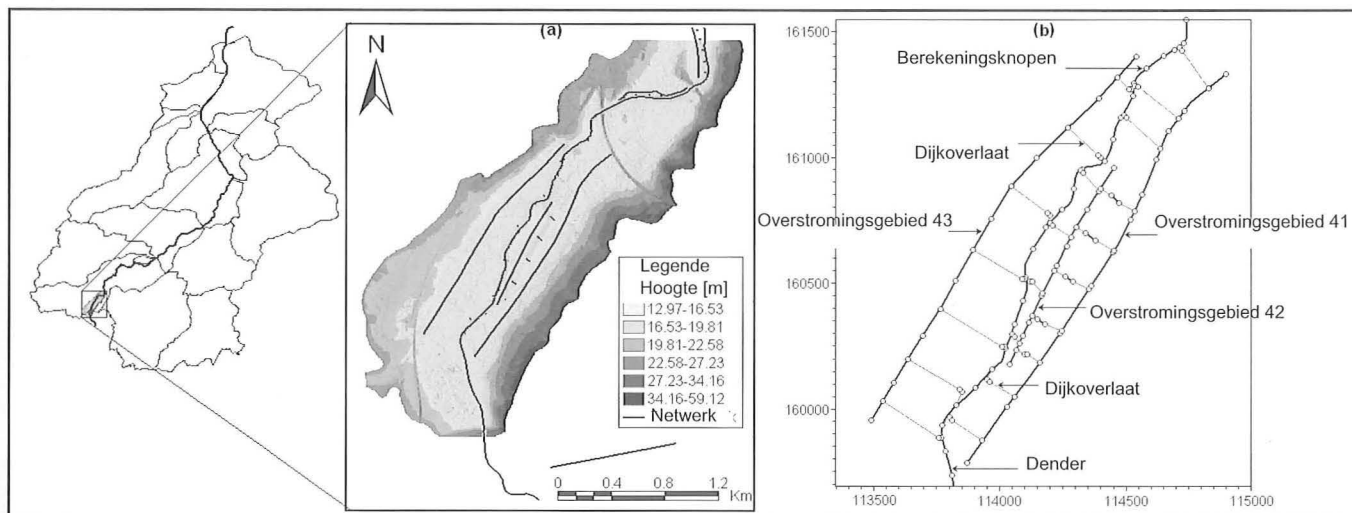
Figuur 1: Quasi-2D hydrodynamische overstromingsmodellering.



Eéndimensionale, quasi-tweedimensionale of volledige tweedimensionale modellering ?

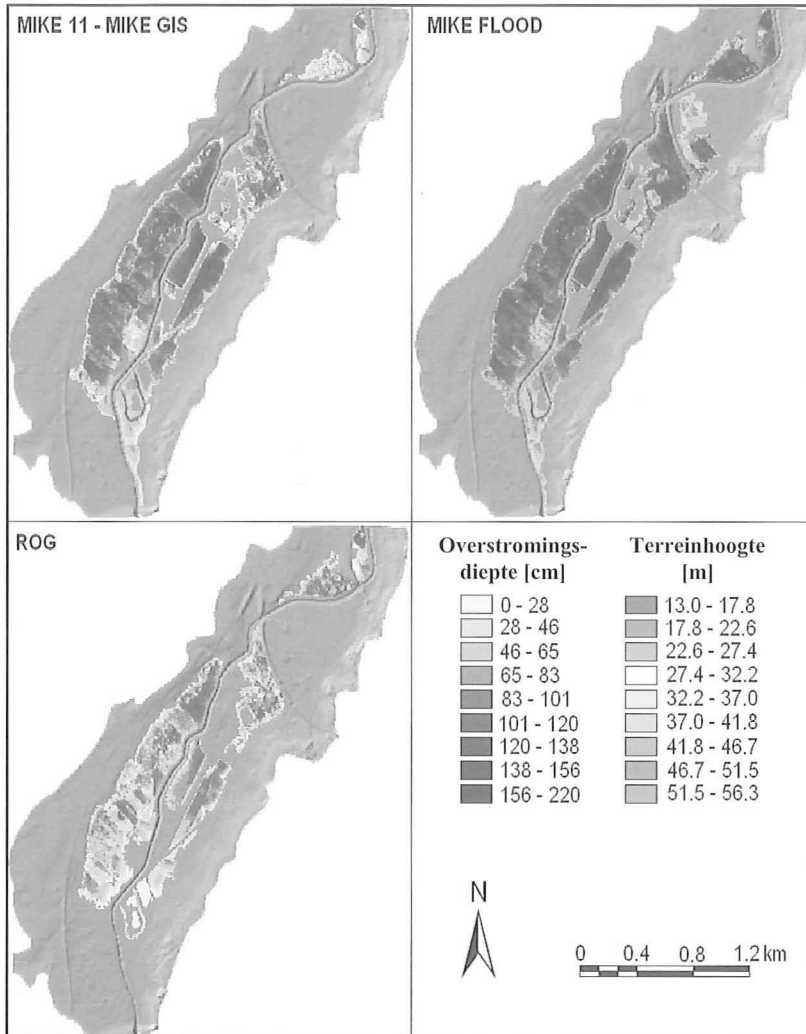
Het voorliggend artikel beschrijft de resultaten van een doctoraatsstudie aan de K.U.Leuven (Luis Timbe, 2001-2007). In deze studie is een meest efficiënte methode voor quasi-2D hydraulische overstromingsmodellering ontwikkeld en geëvalueerd voor de Dender. De evaluatie omvat de analyse van de invloed van de resolutie van het digitale hoogtemodel (DHM), de topografische resolutie van het hydraulisch model, de nauwkeurigheid in het combineren van DHM-terreinhoogten met dwarssectieopmetingen, enz. Voor het deelgebied Overboelare (opwaarts in

Figuur 2: Overstromingsgebied opwaarts langs de Dender te Overboelare: (a) het digitaal hoogtemodel en het rivierennetwerk; (b) de quasi-2D schematisatie.

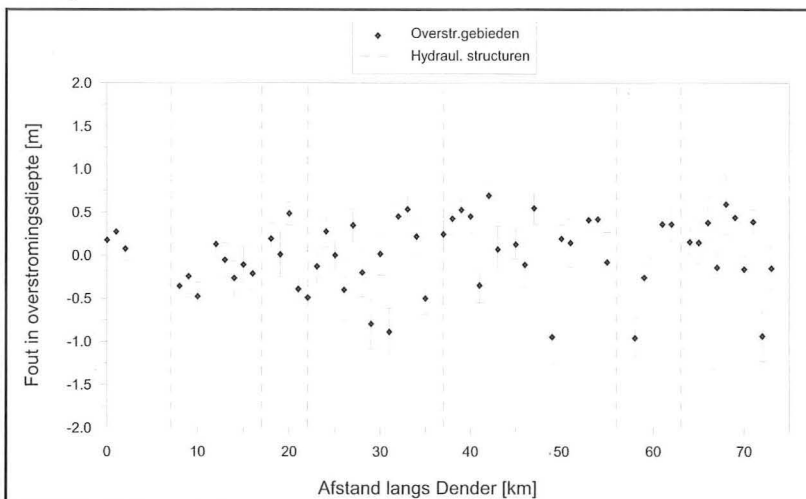


het Denderbekken) is een vergelijking gemaakt tussen een quasi-2D en een volledige 2D-implementatie op basis van de MIKE11 en MIKE21 / MIKE FLOOD riviermodelleringspakketten van DHI Water & Environment (zie de quasi-2D sche-

Figuur 3: Vergelijking maximale uitgestrektheid overstroming voor de Dender te Overboelare in december 2002: quasi-tweedimensionaal model (MIKE 11 – MIKE GIS), volledig tweedimensionaal model (MIKE FLOOD) en historische overstromingskaart Vlaamse Overheid (ROG).



Figuur 4: Modelfouten in de overstromingsdiepte (samen met de 95% betrouwbaarheidsintervallen) voor de verschillende overstromingsgebieden langs de Dender en de historische overstromingen van december 1993, januari 1995 en december 2002.



matificatie van het Overboelare-gebied in Figuur 2). De vergelijking toont aan dat beide methoden nagenoeg identieke resultaten opleveren, maar dat de volledige 2D-benadering grote beperkingen oplevert op het vlak van rekentijd. De quasi-2D aanpak wordt dus aanbevolen voor het modelleren van grote overstroombare gebieden en wanneer lange-termijn simulaties worden beoogd. Deze conclusie volgend, werd in de studie voor het volledige Denderbekken een quasi-2D hydraulisch model opgebouwd. Dit gebeurde in nauwe samenwerking met het Waterbouwkundig Laboratorium van de Vlaamse Overheid (Rombaux & Willems, 2003; Vaes & Willems, 2002; Willems et al., 2002a, 2002b). Het model werd gecalibreerd en gevalideerd op basis van de simulatie van historische tijdreeksenperiodes. Gesimuleerde en opgemeten waterhoogten zijn vergeleken op- en afwaarts van de acht hydraulische regelstuwen langs de Dender. Anderzijds werden synthetische maatgevende hydrogrammen, de zogenaamde compositiehydrogrammen (Vaes & Willems, 2002; Vaes et al., 2002), afgeleid en gesimuleerd, en de nauwkeurigheid in de berekening van debiet- en hoogwaterkwantielen (bij bepaalde terugkeerperiodes in het bereik van 1 tot 1000 jaar) gevalideerd op basis van een lange-termijn historische tijdreeks simulatie voor de periode 1986-2002.

Een halve meter onzekerheid op de overstromingsdiepte !

Op basis van de resultaten van de hydraulische modellering zijn overstromingskaarten aangemaakt, voor zowel de recente historische overstromingen als voor welbepaalde terugkeerperiodes of voorkomingskansen op basis van de compositiehydrogramsimulaties. Deze kaarten zijn op basis van historische overstromingsinformatie (van wateradministraties en via satellietbeelden) grondig gevalideerd (voorbeeld Figuur 3) en de totale onzekerheid in overstromingshoogten of -diepten, -oppervlakten en -volumes ingeschat (Willems & Timbe, 2002). Voor de verschillende overstromingsgebieden langs de Dender heeft de totale onzekerheid (of modelfout) op de overstromingsdiepte een gemiddelde standaarddeviatie van 50 cm (Figuur 4).

Waar komt deze onzekerheid vandaan?

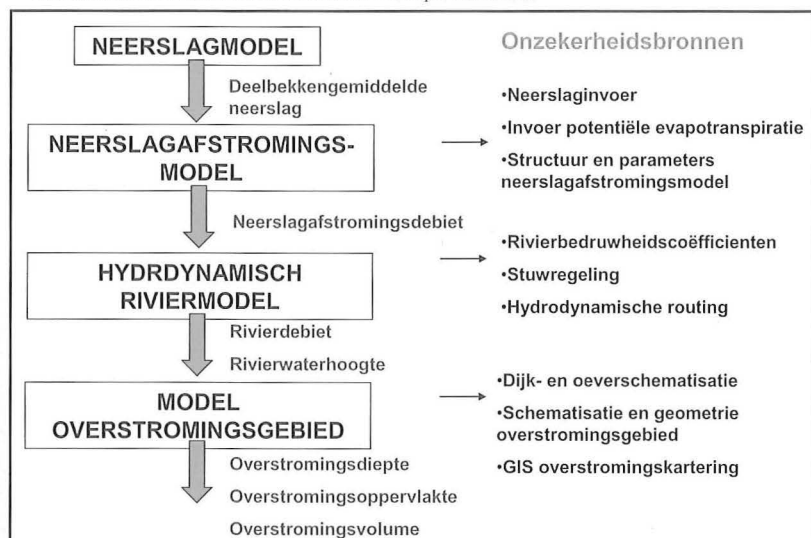
In een gedetailleerde onzekerheidsanalyse werd de totale onzekerheid in de overstromingsvariabelen opgedeeld in de verschillende bijdragende onzekerheidsbronnen. Dit is gerealiseerd door middel van gevoeligheidsanalyse via het model en propagatieberekeningen van modelfouten die afzonderlijk werden gekwantificeerd voor de neerslagafstromingsmodellering en opwaarts debiet, de ruwheid van het rivierbed (Manning coëfficiënt), de regeling van de hydraulische stuwen, de modelschematisatie van de overstromingsgebieden en de dijken, enz. (Figuur 5).

Tabel 1 geeft een overzicht van de gekwantificeerde onzekerheden voor het modelresultaat van de overstromingsdiepte in het overstromingsgebied van Overboelare (meest opwaarts overstromingsgebied langs de Dender). Zij zijn voorgesteld als de standaarddeviatie op de overstromingsdiepte, en als percentage in de totale variantie. Er is voor dit overstromingsgebied vastgesteld dat ongeveer 80% van de totale variantie in de modelresultaten langsheen het overstromingsgebied het gevolg is van de onzekerheid in de modellering van de dijken (modellering overtoppingsvolume). Reductie van deze onzekerheidsbron verdient daarom primaire aanbeveling bij toekomstig onderzoek naar overstromingsmodellering langs rivieren in Vlaanderen. De neerslagonzekerheid en de onzekerheid in de neerslagafstromingsmodellering, die door hydrologen vaak als belangrijk wordt ingeschat, blijkt wel een belangrijke bijdrage te leveren tot de totale onzekerheid in de debietsimulatie, maar deze bijdrage vermindert sterk wanneer ze wordt gepropageerd naar de waterhoogten en overstromingsvariabelen. Langs de Dender is dit het gevolg van de sterke invloed van de stuwregeling. Voor andere rivieren of meer afwaarts langs de rivier kunnen deze resultaten echter sterk verschillen.

Tabel 1: Relatieve bijdragen van verschillende onzekerheidsbronnen in de totale onzekerheid op de overstromingsdiepte langs de Dender te Overboelare.

Onzekerheidsbron	Standaardafwijking [cm]	[%]
Totale onzekerheid	30.0	100
Manning coëfficiënt	4.7	2.5
Stuwregeling	9.5	10.0
Opwaarts debiet	7.1	5.6
Schematisatie dijk- en overstromingsgebied	27.2	81.9

Figuur 5: Overzicht deelmodellen bij rivieroverstromingsmodellering, samen met de voornaamste uitvoer-variabelen en de verschillende onzekerheidsbronnen per deelmodel.



Referenties

Rombauts, S., Willems, P., 2003, 'Inventarisatie, opmaak van numerieke hydrologische modellen en opstellen van compositiehydrogrammen voor het Denderbekken', Rapporten voor het Waterbouwkundig Laboratorium van de Vlaamse Overheid, door Afdeling Hydraulica K.U.Leuven, april 2004, 620 p.

Timbe, L., 2007, 'River flooding analysis using quasi-2D hydraulic modelling and geospatial data', Doctoraatsthesis Faculteit Ingenieurswetenschappen K.U.Leuven, 26 juni 2007.

Vaes, G., Willems, P., 2002, 'Onderzoek naar het effect van compositiehydrogrammen voor de berekening van overstromingsvlaktes met een-dimensionale hydraulische modellen', Rapport voor het Waterbouwkundig Laboratorium van de Vlaamse Overheid, door de Afdeling Hydraulica van de K.U.Leuven, maart 2002, 93 p.

Vaes, G., Willems, P., Berlamont, J., 2002, 'Selectie en compositie van representatieve hydrogrammen voor riviermodellering', Water, nr. 1, mei 2002.

Willems, P., Timbe, L., 2002, 'Flood risk and damage assessment using modelling and earth observation techniques (FAME) – Dender case report', Deelrapport 'Quasi 2D flood modelling: use of SAR information for model calibration and validation' voor de European Space Agency ESA, door Afdeling Hydraulica van de K.U.Leuven, September 2002, 72 p.

Willems, P., Timbe, L., Campling, P., 2002a, 'Dwarssectieverwerking en DTM-correctie voor quasi 2D hydraulische overstromingsmodellering: methodologie, toepassing Mike11-Dendermodel, en nauwkeurighedsanalyse', Rapport voor het Waterbouwkundig Laboratorium van de Vlaamse Overheid, door de Afdeling Hydraulica van de K.U.Leuven, maart 2002, 78 p.

Willems, P., Timbe, L., Popa, D., 2002b, 'Mike11 model Dender, versie april 2002', Rapport Afdeling Hydraulica K.U.Leuven, april 2002, 131 p.

Willems, P., Vaes, G., Popa, D., Timbe, L., Berlamont, J., 2002c, 'Quasi 2D river flood modelling', In: River Flow 2002, Ed. D. Bousmar and Y. Zech, Swets & Zeitlinger, Lisse, Volume 2, 1253-1259. (ISBN 90 5809 509 6)

L. Timbe en P. Willems

Katholieke Universiteit Leuven,
Afdeling Hydraulica
Kasteelpark Arenberg 40, 3001 Heverlee (Leuven)
Tel. 016 32 16 58, Fax 016 32 19 89
E-mail: Patrick.Willems@bwk.kuleuven.be

Alternatieve stortlocaties voor slib in de Beneden-Zeeschelde: Stortlocatie Vlake van Hoboken

In 2004 werd als bijkomende stortlocatie de Vlake van Hoboken voorgesteld, naast de bestaande stortlocaties Plaat van Boomke en Punt van Melsele, op dewelke tot dan het slib gestort werd dat gebaggerd wordt voor vaargeulonderhoud in de Beneden-Zeeschelde en in de toegangseuilen naar de sluisen.

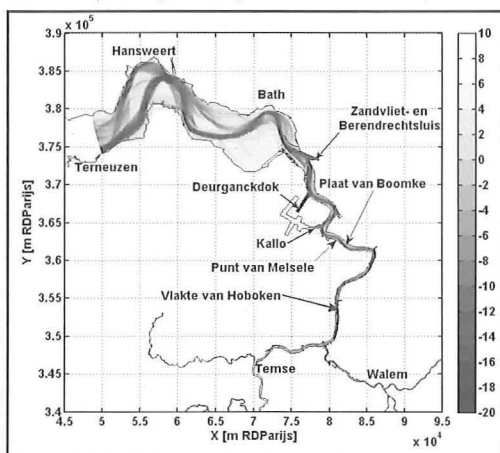
Om het effect van het terugstorten van slib op de Vlake van Hoboken te simuleren, is door het Waterbouwkundig Laboratorium een 3D slibtransportmodel ontwikkeld van het deel van het Schelde-estuarium tussen Terneuzen (afwaartse rand) en Temse en Walem (opwaartse rand). Bij deze simulaties werd tevens rekening gehouden met het baggerslib afkomstig van het op dat moment nog in aanbouw zijnde Deurganckdok.

Uit de simulaties volgt dat het terugstorten van slib op de Vlake van Hoboken initieel aanleiding geeft tot een verhoging van de slibconcentratie in de Schelde in een zone die zich uitstrekt van Lillo tot Temse en Boom. Na enkele getijden was het merendeel van het gestorte slib gesedimenteerd in de toegangseuilen naar de sluisen (Royersluis, de zeesluis te Wintam, oude sluis te Wintam) en in de omgeving van de huidige en de bijkomende stortlocatie.

Inleiding

Om de vaargeul in de Beneden-Zeeschelde en de toegangseuilen naar de Kallo-sluis, de Zandvlietluis en Berendrechtsluis op diepte te houden, moeten deze op voldoende regelmatige basis gebaggerd worden. Vóór 2004 werd het slib dat op deze locaties gebaggerd werd, gestort op de stortlocaties Plaat van Boomke en Punt van Melsele (figuur 1). In 2004 werd de Vlake van Hoboken voorgesteld als bijkomende stortlocatie, met als doel als uitwijkmogelijkheid te dienen in het geval er grotere hoeveelheden slib moeten gebaggerd worden (bijvoorbeeld bij de aanleg van de Oosterweelverbinding). Met behulp van een numeriek model is de verspreiding van het slib ten gevolge van het storten op de bijkomende stortlocatie bestudeerd. Er is onder meer nagegaan naar hoe en naar waar het gestorte slib zich in de Beneden-Zeeschelde verspreidt en op welke locaties het slib eventueel zal sedimenteren.

Figuur 1. Situering en uitgestrektheid numeriek model (Contouren: Bathymetrie [in m TAW] van het numeriek model)



Numeriek model

Om de verspreiding van het gestorte slib te onderzoeken werd door het Waterbouwkundig Laboratorium een 3D-slibtransportmodel ontwikkeld van een deel van het Schelde-estuarium. Dit numeriek model strekt zich uit van Terneuzen, waar de afwaartse rand zich bevindt, tot Temse op de Schelde gelegen en Walem, op de Rupel gelegen. In Figuur 1 zijn de begrenzingen van het numeriek model voorgesteld.

In horizontale zin zijn de Westerschelde en de Beneden-Zeeschelde geschematiseerd door middel van een kromlijning rooster, dat opgebouwd is door aanpassingen aan het gezamenlijk door Vlaanderen en Nederland ontwikkelde numeriek model van de Schelde (het NEVLA-model, ref [1]). Om de rekentijd enigszins te beperken is het gedeelte van de Westerschelde tussen Terneuzen en de Belgisch-Nederlandse grens vergrofd. Bijkomend werd het gebied tussen de Zandvliet- en Berendrechtssluisen en het Deurganckdok met een grote mate van detail gewijzigd en werd het Deurganckdok zelf, dat op dat ogenblik nog in aanbouw was ingebouwd in het numeriek model (ref [2]).

In de verticale richting wordt de waterkolom verdeeld in 10 lagen met een dikte die logaritmisch verdeeld is over de waterkolom (gaande van 2% van de waterdiepte aan de bodem tot 13.5% van de waterdiepte aan de oppervlakte). De dikte van deze lagen wordt procentueel uitgedrukt t.o.v. de totale waterdiepte, wat maakt dat de laagdikte varieert naargelang het tijdstip binnen de getijcyclus. Om processen dicht bij de bodem, zoals uitwisseling van sediment tussen bodem en de waterkolom, zo goed mogelijk te modelleren hebben de lagen die dicht bij de bodem zijn ge-

leggen een kleinere laagdikte dan de lagen aan de oppervlakte.

Om de simulaties voor het verspreiden van het slib dat gestort wordt op de stortlocatie Vlake van Hoboken door te rekenen, wordt een cyclisch getij geconstrueerd, dat bestaat uit een constante herhaling van een gemiddeld springtij. Op de op- en afwaartse randen van het numeriek model wordt respectievelijk een waterstand en een debiet als randvoorwaarde opgelegd, die berekend zijn met het NEVLA-2D hydrodynamisch model voor het ganse getijgebied van de Schelde (ref [1]). Op de op- en afwaartse rand van het numeriek model worden constante slibconcentraties als randvoorwaarden opgelegd.

Scenario's

Met dit slibtransportmodel zijn scenario's door- gerekend voor het terugstorten van slib op de bij- komende stortlocatie Vlake van Hoboken. Deze stortlocatie is eigenlijk een langgerekte vlakte die zich uitstrekt langs de rechteroever van de Schelde ter hoogte van de gemeente Hoboken. Op deze stortlocatie zal slib gestort worden dat gebaggerd zal worden in de Beneden-Zeeschelde en in het (op dat ogenblik nog in aanbouw zij- nde) Deurganckdok. In de periode 2001-2003 werd in de Beneden-Zeeschelde gemiddeld 2 tot 3.5 miljoen m³ slib per jaar gebaggerd (ref [3]). Deze hoeveelheid is uitgedrukt in equivalente m³ slib (i. e. slib met een standaarddichtheid van 2 ton/m³ en een poriënvolume van 40%) en bevat, rekening houdend met dit poriënvolume van 40%, een hoeveelheid droge stof van 1.6 ton/m³ (i.e. de slibdeeltjes zonder het water). Deze hoeveel- heid slib van gemiddeld 2.75 miljoen m³ komt overeen met een hoeveelheid van ca. 3800m³ per getij, of ca. 6100 ton droge stof (TDS) per getij. In werkelijkheid wordt er gebaggerd in een continu-regime van 5 dagen op 7, wat maakt dat de hoeveelheid slib, dat in de vaargeul van de Beneden-Zeeschelde en de toegangsgeulen naar de sluizen gebaggerd wordt, begroot kan worden op ca. 9000 TDS per getij.

Via numerieke modellering (ref. [3]) is de hoeveel- heid aanslibbing in het Deurganckdok per getij geraamd op gemiddeld 1500 ton droge stof per getij. Rekening houdend met een poriënvolume van 40% komt dit neer op 650.000 equivalente m³ of (afhankelijk van de toegepaste dichtheid van slib) een in-situ volume van 4.3 miljoen m³ per jaar. Wanneer dit slib gebaggerd wordt in een regime van 5 dagen op 7 komt dit neer op 2100 TDS per getij.

De totale som van de hoeveelheid onderhouds- baggerwerk in de Beneden-Zeeschelde en het Deurganckdok wordt dus begroot op 9000 TDS + 2100 TDS of 11100 TDS per getij. Er wordt verondersteld dat deze hoeveelheid slib gebag- gerd wordt met een baggerschip met een inhoud van 1000 equivalente m³ (of omgerekend 1600 TDS). Dit houdt in dat per getij 7 maal ca. 1600

TDS gestort wordt op de stortlocatie. Voor het stortscenario wordt in het numeriek model 3 maal tijdens vloed en 4 maal tijdens eb gestort op de locatie Vlake van Hoboken. Hierbij wordt het slib verdeeld over de waterkolom, zodat 50% juist boven de bodem gestort wordt, 40% in de tus- senliggende lagen en 10% wordt verdeeld over de bovenliggende lagen van het numeriek model.

Om de verspreiding van het slib ten gevolge van het storten na te gaan, worden 3 getijen doorgerekend. Tijdens het eerste getij, wordt het slib gestort, de volgende 2 getijen worden doorgerekend om de verspreiding van het slib na te gaan. Hierbij moet opgemerkt worden dat dit een benadering is van de werkelijkheid, waar continu gebaggerd en gestort wordt in een regime van 5 dagen op 7.

Resultaten

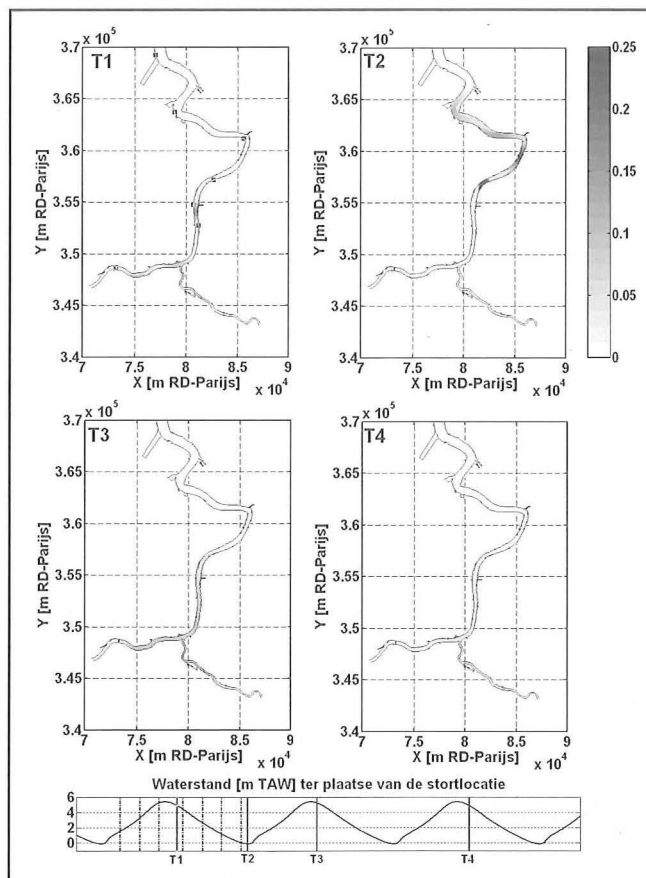
Na doorrekenen van de simulaties voor het storten van slib op de bijkomende stortlocatie Vlake van Hoboken, kan de verspreiding van het slib gevi- sualiseerd worden. Hiervoor wordt het verschil in slibconcentratie berekend tussen de toestand na storten van slib op de Vlake van Hoboken en de toestand zonder het storten. In figuur 2 is voor 4 tijdstippen tijdens de 3 doorgerekende getijen, de verhoging van de slibconcentratie in de Schelde ten gevolge van het storten weergegeven. Een eerste tijdstip (aangeduid met T1) situeert zich juist na hoogwater van het eerste getij (na uit- voeren van de stortingen bij vloed), een tweede tijdstip (T2) betreft laagwater van het eerste getij (na het uitvoeren van alle 7 de stortingen in het numeriek model). De 2 laatste tijdstippen betref- fen het hoogwater van de twee volgende getijen (T3 en T4).

Uit figuur 2 kan vastgesteld worden dat het storten van slib op de Vlake van Hoboken aanleiding geeft tot een verplaatsing van slibwolken in het Schelde-estuarium. Deze slibwolken verplaatsen zich eerst naar opwaarts bij vloed (tijdstip T1 in figuur 2), dan naar afwaarts bij eb (tijdstip T2 in figuur 2). De zone waarover deze slibwolken zich verplaatsen in de Schelde strekt zich afwaarts uit tot Lillo en opwaarts tot Temse op de Schelde. Er wordt tevens een verhoogde slibconcentratie vastgesteld tussen Rupelmonde en Boom. De verplaatsing van deze slibwolken wordt algemeen ook vastgesteld bij het terugstorten van slib in de Schelde op de andere stortlocaties (ref. [3]).

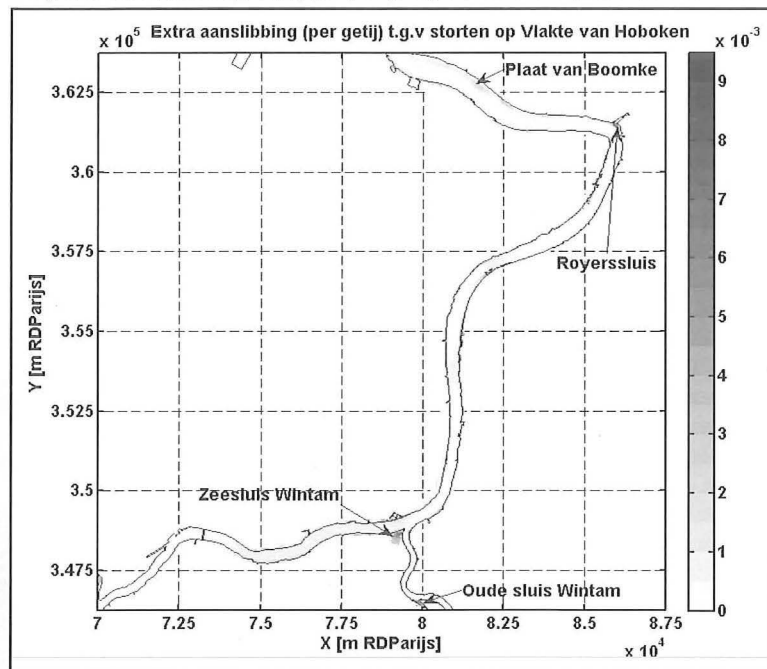
Bij kentering zal een deel van het slib in suspensie sedimenteren, waardoor de verhoging van de slib- concentratie ten gevolge van het storten afneemt in de tijd (tijdstippen T3 en T4 in figuur 2). Na twee getijen (T4 in Figuur 2) is deze verhoging nog nauwelijks merkbaar, wat inhoudt dat het merendeel van het slib gesedimenteerd is. Deze sedimentatie (voorgesteld in Figuur 3) treedt op in de toegangsgeulen naar de Royersluis, de zeesluis te Wintam en de oude sluis te Wintam (gemiddeld 1 cm per getij). Eveneens werd een

extra sedimentatie van gemiddeld 0.5 mm tot 1 cm per getij vastgesteld aan de op- en afwaartse uiteinden van de stortlocatie Vlake van Hoboken en ter hoogte van de traditionele stortlocaties Plaat van Boomke en Punt van Melsele.

Figuur 2. Verhoging van de slibconcentratie (in kg/m^3) in de Beneden-Zeeschelde ten gevolge van het storten van slib op de vlakte van Hoboken (streeplijnen: tijdstip waarop de storting is uitgevoerd)



Figuur 3. Extra aanslibbing per getij (in m) ten gevolge van het storten op de Vlake van Hoboken.



Besluit

In 2004 werd de Vlake van Hoboken als bijkomende stortlocatie voorgesteld, naast de bestaande stortlocaties Plaat van Boomke en Punt van Melsele, op dewelke tot dan het slib dat gebaggerd werd in de Beneden-Zeeschelde en de toegangseulen naar de sluizen, gestort werd.

Om het effect van het verspreiden van het slib ten gevolge van het storten op deze stortlocatie te bestuderen is door het Waterbouwkundig Laboratorium hiervoor een 3D slibtransportmodel ontwikkeld van het deel van het Schelde-estuarium tussen Terneuzen en Temse en Walem.

Uit de numerieke berekeningen met dit 3D-slibtransportmodel, volgt dat het storten van slib op de Vlake van Hoboken, aanleiding geeft tot een tijdelijke lokale verhoging van de slibconcentratie in de Schelde. Deze verhoging van de slibconcentratie onder de vorm van slibwolken die zich door de getijwerking naar opwaarts en afwaarts voortbewegen, wordt vastgesteld in een zone die zich uitstrekt van Lillo tot Temse en Boom. Na enkele getijden is het merendeel van het gestorte slib gesedimenteerd in de toegangseulen naar de sluizen (Royersluis, de zeeshuis te Wintam, oude sluis te Wintam) en in de omgeving van de huidige stortlocaties Plaat van Boomke en de bijkomende stortlocatie Vlake van Hoboken.

Referenties

Waterbouwkundig Laboratorium, 2004, 2Dh Nevla Scheldemodel (SCALWEST 2000 met verbeterde Belgische roosterschematisatie) Bouw en afregeling stromingsmodel, Model 753, februari 2004.

Waterbouwkundig Laboratorium, 2004, Alternatieve stortlocaties in de Beneden-Zeeschelde. Simulaties voor het terugstorten van baggerspecie. Stortlocatie Vlake van Hoboken. MOD 755/1, mei 2004.

IMDC 2004. Onderzoek naar de effecten op het milieu bij het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde, rapport I/RA/11239/04.020/CMA, mei 2004.

K. Verelst, studie-ingenieur en
T. De Mulder, coördinator hydraulisch onderzoek
Vlaamse overheid,
Departement Mobiliteit en Openbare Werken,
Waterbouwkundig Laboratorium
Berchemlei 115 - 2140 Borgerhout
tel: 03/224 60 35
fax: 03/224 60 36

Hydrologisch modelleren, voorspellingsfouten en data assimilatie

Om over te kunnen gaan tot een doeltreffend beheer van water in stroomgebieden, dient men goed te weten hoe en waar water verdeeld is en wat de voornaamste processen binnen deze gebieden zijn. De toestand van een systeem en de evolutie ervan kan men kennen via 2 mogelijkheden: metingen of modelsimulaties. De beste schatting wordt bekomen door modelresultaten en metingen te combineren tijdens verschillende fasen in het modelleren. Deze combinatie wordt data-assimilatie genoemd. Het is belangrijk te beseffen dat iedere data-assimilatie techniek veronderstelt dat het model noch de metingen systematische fouten bevatten. Aan deze voorwaarde is echter zelden voldaan, zeker als men in detail naar modelvoorspellingen kijkt. Daarom wordt in dit artikel besproken hoe men via data-assimilatie tot optimale resultaten kan komen en hoe men rekening kan houden met systematische fouten.

Iedereen kent de kringloop van water, maar het is niet vanzelfsprekend om hydrologische processen precies en nauwkeurig te simuleren met een model. Het is ook onmogelijk om overal en altijd goede metingen van verschillende variabelen te bekomen. In dit artikel wordt getoond hoe men door een combinatie van metingen en fysische wetten in een model tot verbeterde schattingen kan komen. Dit wordt geïllustreerd voor één van de belangrijkste variabelen in de hydrologische cyclus, nl. het bodemvochtgehalte.

Het bodemvochtgehalte heeft een belangrijke invloed op de verdeling van water en energie over het land en op verscheidene fysische en scheikundige processen in de bodem, planten en atmosfeer. Op wereldschaal is het bodemvochtgehalte een bepalende factor voor het weer en het klimaat. Binnen Vlaanderen zien we gemakkelijk in dat het bodemvochtgehalte een cruciale rol speelt in de landbouw voor de plantengroei, de verspreiding van meststoffen en pesticiden, de erosie en de afvoer van water naar beken en rivieren. Verder kunnen we niet naast de problematiek van overstromingen en droogtes kijken.

Een eerste bron van informatie over bodemvochtgehaltes zijn de klassieke metingen. Bodemonsters laten toe het bodemvochtgehalte vrij nauwkeurig te bepalen, maar het nadeel is dat deze metingen slechts op enkele tijdstippen en locaties kunnen genomen worden. Afstandswaarnemingen vanuit vliegtuigen of satellieten laten een meer gebiedsdekkende bodemvochtschatting toe, maar deze kunnen de variaties binnen kleine oppervlakten moeilijker in kaart brengen. Deze schattingen bevatten ook een relatief grote graad van onzekerheid, vooral onder gewasbedekking. Verder kan geen enkele meting volledig continu zijn in ruimte en tijd.

Hydrologische modellen vormen een tweede informatiebron. Ze simuleren de interactie tussen atmosferische variabelen (vooral neerslag), de vegetatie en het land. Het bodemvochtgehalte wordt berekend uit een reeks fysische vergelijkingen en kan bepaald worden op eender welke plaats en continu in de tijd.

Door een combinatie van metingen en fysische wetten in een model kan men tot verbeterde schattingen komen. Deze combinatie kan tijdens verschillende stadia in het modelleren gebeuren en wordt in aardwetenschappen dikwijls data-assimilatie genoemd.

Data-assimilatie

Om enigszins betrouwbare modelresultaten voor eender welke variabele te verkrijgen, zorgt men ervoor dat (i) de modelstructuur, i.e. de numerieke oplossing van de formules die de achterliggende fysische wetten beschrijven, correct zijn, (ii) de parameters geoptimaliseerd zijn voor de bestudeerde omstandigheden in het gemodelleerde gebied, (iii) de initiële toestand juist gedefinieerd is en (iv) de invoergegevens correct zijn.

De optimalisatie van deze factoren is typisch afhankelijk van observaties of metingen. De invoergegevens bestaan uit meteorologische (gemeten) data. Voor Vlaanderen beroept men zich vaak op gegevens uit Ukkel of op andere meteorologische stations dicht bij het bestudeerde gebied gelegen, maar niets garandeert dat dergelijke meteorologische gegevens ook echt weergeven wat het weer in een volledig stroomgebied is. De algemene fysische wetten die modelstructuur bepalen, zijn dikwijls (niet altijd) afgeleid uit (historische) geobserveerde verbanden tussen variabelen. Parameters zorgen er voor dat het model kan afgestemd worden op de bestudeerde plaatsen of omstandigheden. Optimale parameterschattingen worden bekomen door ervoor te zorgen dat het modelresultaat zo goed mogelijk overeenstemt met metingen gedurende een bepaalde kalibratieperiode. Het kalibreren van een model betekent dus dat gemeten informatie gebruikt wordt om optimale schattingen van parameters te verkrijgen. Analooeg wordt de beste initiële toestand gevonden door gemeten observaties op te nemen in de initiële toestandschatting.

Zelfs indien men dan modelleert met de best mogelijke modelstructuur, meteorologische invoerdata, geoptimaliseerde parameters en initiële toestand, dan kan men nog onmogelijk verwachten dat de modelresultaten een perfecte weergave van de natuur zijn. Daarom worden modelresultaten best geregeld bijgestuurd door de toestand of parameters te optimaliseren met nieuwe (gemeten) informatie tijdens het simuleren. Dikwijls reserveert men de term 'data-assimilatie' enkel voor het bijsturen van de toestand, of m.a.w. het herinitialiseren van een modelsimulatie. Het best gekende voorbeeld hiervan is de dagelijkse weersvoorspelling: indien men vandaag 10 °C had verwacht, maar men meet 15 °C, dan zal men bij de voorspellingen voor morgen uiteraard niet volledig vertrouwen op het gesimuleerde vervolg van de verwachtingen van vandaag, maar veeleer rekening moeten houden met de observaties van vandaag.

Metingen zijn echter ook nooit foutloos. Daarom is het aangewezen om bij assimilatie een gewogen gemiddelde te nemen van de voorspellingen en de metingen op een bepaald ogenblik voor een bepaalde variabele. Zo kan men best voorspellingen voor morgen opnieuw berekenen uitgaande van bij voorbeeld 13 °C en niet 15 °C voor de temperatuur (deel van de weerstoestand) van vandaag. De beste schatting van de toestand kan berekend worden via een statistische filter waarbij de gewichten bepaald worden door de onzekerheden op de voorspellingen en de eigenlijke metingen. De Kalman filter (Kalman, 1960) zal de optimale combinatie geven, indien de onzekerheden gekend zijn en zowel het model als de observaties vrij zijn van systematische fouten. Het resultaat van de filtering wordt terug in het model gebruikt om verder te voorspellen. Dit wordt schematisch weergegeven in figuur 1.

Onzekerheden en ensembles

De onzekerheid of foutenmarge op metingen is dikwijls door de fabrikant meegegeven met het meetinstrument. Indien een observatie in een model moet gebruikt worden, moet de gebruiker bij de meetfout nog de onzekerheid optellen die

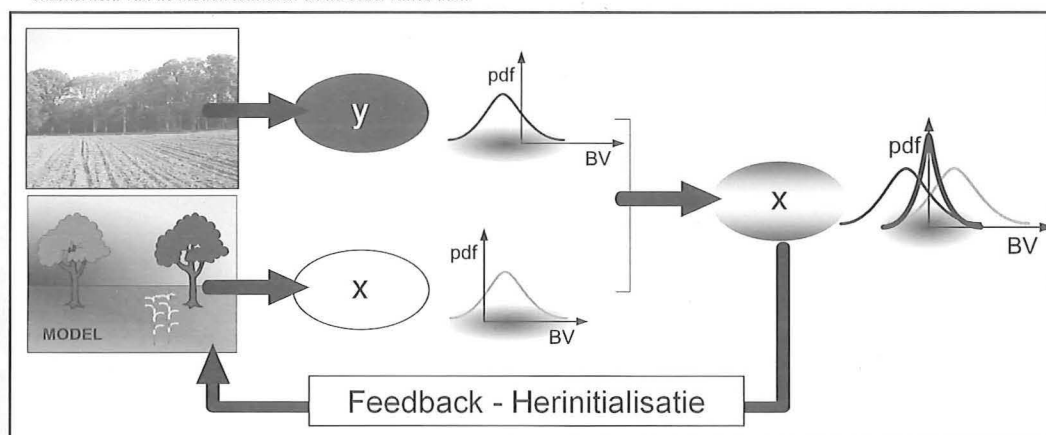
veroorzaakt wordt door het verschil in schaal waarop de meting werd genomen en de schaal waarop hij wordt gebruikt (De Lannoy et al., 2007a). In dit artikel wordt aangenomen dat er geen schalingsprobleem is en dat de onzekerheid enkel te wijten is aan instrumentele beperkingen in de meting van bodemvocht.

Voor de onzekerheid op de modelresultaten is geen voorkennis voorhanden. We weten wel dat zowel de invoergegevens als de parameters en initiële toestand onzeker zijn. Ook de modelstructuur is onzeker, maar dit wordt voor dit artikel buiten beschouwing gelaten. Men kan de totale voorspellingsonzekerheid schatten met ensembles. Dit gebeurt door verschillende parallelle modelsimulaties over eenzelfde periode te genereren met licht verschillende invoergegevens, parameters en initiële toestanden. De spreiding die men dan verkrijgt in de modelresultaten is een maat voor de voorspellingsonzekerheid. Indien men met ensembles werkt om onzekerheden te schatten, gebruikt men voor het optimaal combineren van modelresultaten en observaties de ensemble Kalman filter. Ensembles bieden de meest praktische uitweg, wanneer men wil filteren met niet-lineaire modellen, zoals meestal het geval is in de hydrologie.

Toepassing

Als illustratie wordt hier de bodemvochttoestand geschat in een maïsveld waar het *Optimizing Production Inputs for Economic and Environmental Enhancement* (OPE³) project wordt uitgevoerd. Dit veld ligt in Beltsville, dicht bij Washington, D.C. (VS) en wordt beheerd door de *Beltsville Agricultural Research Center* van het Amerikaanse departement voor landbouw (USDA). De dataset bestaat uit tijdreeksen van bodemvocht gemeten met capaciteitsprobes gedurende 1 jaar (1 mei 2001 t.e.m. 30 april 2002) op 36 punten in de ruimte en op 3 tot 7 dieptes (De Lannoy et al., 2006a). De 36 profielen worden gesimuleerd met het *Community Land Model* (CLM2.0, Dai et al., 2003). De kalibratie en initialisatie van dit model wordt besproken door De Lannoy et al. (2006b). Figuur 2 toont een ensemble aan bodemvocht-

Figuur 1: Assimilatie van observaties (y) in de modeltoestand (x) van bodemvocht (BV). De probabilitydensiteitsfuncties (pdf) geven de onzekerheid van de modelresultaten en de observaties aan.



voorspellingen voor 1 van de 36 profielen op 10 cm diepte. Het ensemble gemiddelde is uiteindelijk de modelschatting van het bodemvocht en de spreiding bepaalt de onzekerheid.

In de eerste kolom van tabel 1 wordt het gesimuleerde (ensemble gemiddelde, Ens gemid) bodemvocht over het volledige modelprofiel getoond, als een gemiddelde over alle 36 gemodelleerde profielen, samen met de ruimtelijke spreiding op deze waarde. De Root Mean Square Error (RMSE) geeft de gemiddelde afwijking t.o.v. de observaties weer in een validatieperiode van 2 Oktober 2001 t.e.m. 30 April 2002. Bodemvocht is een toestandsvariabele en fluxen zoals bvb. evapotranspiratie en afvoer zijn ervan afhankelijk. Daarom worden ook de gemiddelde waarden voor de evapotranspiratie en drainage hier weergegeven.

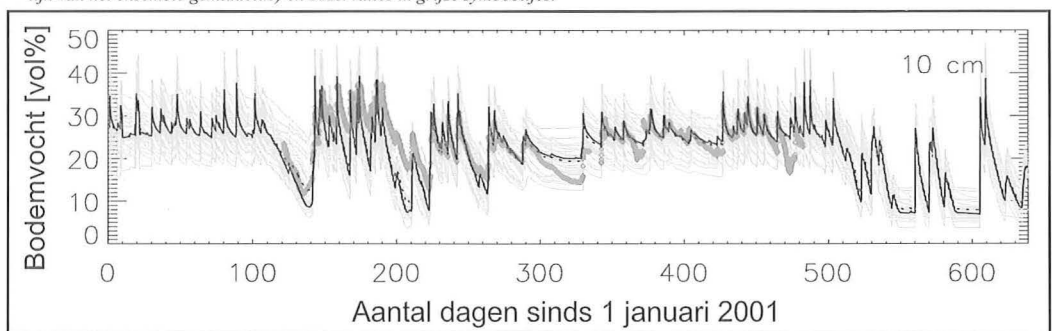
Vervolgens worden in de periode van 2 oktober 2001 t.e.m. 19 maart 2002 2-wekelijks alle beschikbare observaties in de profielen geassimileerd met een ensemble Kalman filter en worden de resultaten opnieuw gevalideerd over de validatieperiode van 2 Oktober 2001 t.e.m 30 April 2002. Het is duidelijk dat de assimilatie de RMSE doet dalen. Het gemiddelde bodemvochtprofiel was onderschat. Het valt ook direct op dat de drainage een onrealistisch grote waarde aanneemt. Dit wordt veroorzaakt door het feit dat we via assimilatie het model dwingen een hoger bodemvocht te simuleren. Het model wil deze verhoogde waarde echter niet aanvaarden en verwijderd het toegevoegde water opnieuw door de drainage te verhogen. Het probleem zit dus in systematische fouten in de modelresultaten voor bodemvocht: het model simuleert bij te droge bodemvochtwaarden toch realistische afvoer en evapotranspiratie.

Systematische fouten

In de hydrologie en in de meeste aardwetenschappen is data-assimilatie tegenwoordig een standaardmethode geworden om simulaties bij te sturen. Helaas worden de standaardmethoden ook heel dikwijls onterecht of voor het verkeerde doel toegepast. Men vergeet heel vaak dat traditionele assimilatietechnieken niet ontworpen zijn om systematische fouten te corrigeren, maar slechts dienen om willekeurige (random) fouten te filteren en zo te voorkomen dat de voorspellingsfout zou cumuleren. Het schatten van systematische fouten in observaties en modelvoorspellingen krijgt tegenwoordig toenemende aandacht (De Lannoy et al., 2007b).

Friedland (1969) ontwikkelde een methode die een optimale schatting van de toestand met de Kalman filter mogelijk maakt in aanwezigheid van systematische voorspellingsfouten. Deze methode (EnBKF1) bestaat uit 2 parallele filters: één voor de toestandschatter en één voor de systematische fout. De schatting van de fout kan dan gebruikt worden om de toestandschatter te corrigeren. In deze originele methode stuurt men de toestandschatter zonder foutcorrectie terug in het model, i.e. de filter voor de toestandschatter is perfect identiek aan de Kalman filter zonder systematische foutschatting. Het verschil zit enkel in de output (dus voor verwerking buiten het model) van de toestand: deze wordt gecorrigeerd voor de systematische fout. Dit wordt geïllustreerd in figuur 3. Het is daarom logisch dat in tabel 1 de resultaten voor bodemvocht (toestand) met deze methode EnBKF1 verbeterd worden t.o.v. de gewone EnKF (de RMSE daalt van 5 vol% naar 1.9 vol%), terwijl het probleem van overschatte drainage aanwezig blijft, omdat de toestandfilter dezelfde blijft als in de gewone EnKF.

Figuur 2: Ensemble van modelvoorspellingen (lichtgrijze 'spaghetti-plot') voor bodemvocht op 10 cm diepte op 1 locatie in het OPE3 veld, met aanduiding van het ensemble gemiddelde (volle zwarte lijn), gecalibreerde deterministische simulatie (streepjeslijn, dikwijls achter de lijn van het ensemble gemiddelde) en observaties in grijze symbooljes.



Tabel 1: Profiel bodemvocht, evapotranspiratie (ET) en drainage, gemiddeld over 36 profielen in het OPE³ veld en met aanduiding van de ruimtelijke standaardafwijking. De waarden zijn gemiddeld over de validatieperiode van 2 oktober 2001 t.e.m. 30 april 2002. Ens gemid verwijst naar de ensemble gemiddelde modelrun zonder assimilatie, terwijl alle andere scenarios verwijzen naar simulaties met 2-wekelijkse assimilatie van alle beschikbare bodemvochtobservaties over het profiel in de periode van 2 oktober 2001 t.e.m. 19 maart 2002.

	Ens gemid	EnKF	EnBKF0	EnBKF1	EnBKF3
Profiel gem. BV [vol%]	16.5 ± 2.8	17.9 ± 3.6	19.2 ± 5.1	19.7 ± 5.3	18.2 ± 3.8
ET [mm]	67 ± 11	67 ± 11	67 ± 11	67 ± 11	67 ± 11
Drainage [mm]	109 ± 32	427 ± 393	109 ± 32	427 ± 393	571 ± 526
RMSE voor BV [vol%]	6.7 ± 3.5	5.0 ± 2.7	2.0 ± 0.7	1.9 ± 0.7	4.8 ± 2.7

Figuur 3 toont ook nog 2 alternatieve methoden om de systematische fout te schatten en de toestand te corrigeren. Men zou kunnen verwachten dat men met een gecorrigeerde modeltoestand verbeterde voorspellingen kan doen. Met methode EnBKF3 neemt men de correctie voor de systematische fout op in het model en het model wordt daarmee geherinitialiseerd. Uit tabel 1 is duidelijk dat op deze manier de bodemvochtschatting wel wordt verbeterd, maar dat de afhankelijke drainage enorm overschat wordt. Uiteraard ligt dit opnieuw aan de aard van de systematische modelfout: het model weigert verhoogde bodemvochtwaarden te simuleren en probeert alle bijgevoegde water te verwijderen via drainage. De evapotranspiratie wordt nagenoeg niet beïnvloed, omdat de validatieperiode in de winter ligt.

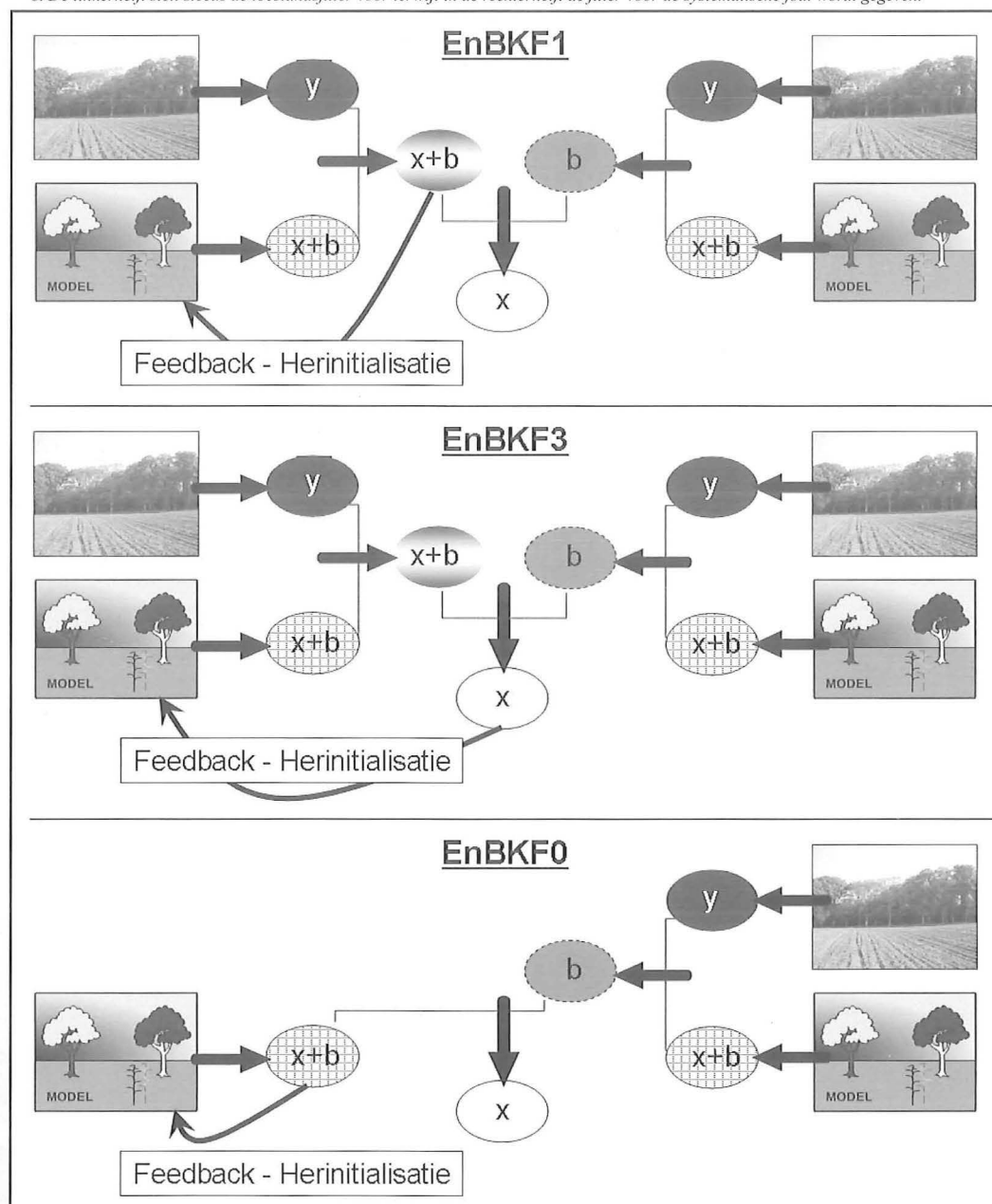
De beste methode is voor deze studie de methode

EnBKF0 (dit zal voor iedere modelleerstudie anders zijn!). Deze methode stuurt de toestand helemaal niet bij en schat enkel de systematische voorspellingsfout. De modelresultaten worden dan gecorrigeerd voor deze foutschatting buiten het model. Aangezien in deze studie realistische evapotranspiratie en drainage berekend werden bij een foutief bodemvocht, is het hier best de toestand onaangetaast te laten binnen de modelrun en de bodemvochtresultaten enkel achteraf te corrigeren. Tabel 1 toont dat de RMSE voor EnBKF0 zeer laag is en de bodemvochtafhankelijke fluxen realistisch blijven.

Besluit

Het is niet vanzelfsprekend om hydrologische processen precies en nauwkeurig te simuleren met een model. Het is ook onmogelijk om overal

Figuur 3: Verschillende methoden voor gecombineerde toestand- en systematische foutschatting. De systematische fout is aangegeven door b . De linkerhelft stelt steeds de toestandsfilter voor terwijl in de rechterhelft de filter voor de systematische fout wordt gegeven.



en altijd goede metingen van verschillende variabelen te bekomen. Nochtans moet een degelijk waterbeheer gesteund zijn op een goede kennis van de toestand en de processen in een hydrologisch systeem. Het optimaal combineren van observaties en modelresultaten met een statistische filter is een manier om schattingen van variabelen betrouwbaarder te maken. Een optimale combinatie gebeurt op basis van een afweging van de onzekerheden op verschillende informatiebronnen (observaties, model). De onzekerheid kan benaderend bepaald worden met ensembles.

Helaas steunen nagenoeg alle klassieke assimilatiemethoden op de veronderstelling dat voorspellingen en observaties vrij zijn van systematische fouten, terwijl aan deze voorwaarde in praktijk zelden voldaan is. In dit artikel wordt getoond hoe via dubbele filters de systematische fout kan geschat worden en hoe de toestand daarvoor kan gecorrigeerd worden. Dit wordt geïllustreerd voor bodemvocht in een klein maïsveld in Greenbelt, Maryland, VS. Daarbij wordt het effect van bodemvochtassimilatie op afhankelijke fluxen, zoals evapotranspiratie en drainage besproken. Het is duidelijk dat assimilatiesystemen veel baat hebben bij het schatten en corrigeren voor systematische fouten en dat de keuze van de exacte methode voor correctie afhangt van het type voorspellingsfout. Het wordt daarom aangeraden dat toekomstige modelleerstudies voor waterbeheer hiermee rekening houden.

Dankwoord

De auteurs danken de BARC-ARS (USDA) om de data voor het OPE³ veld ter beschikking te stellen. Dit onderzoek werd sterk gesteund door interessante discussies en bijdragen van Paul Houser (CREW/GMU, USA) en Rolf Reichle (NASA/GSFC, USA).

Referenties

Dai, Y., X. Zeng, R. Dickinson, I. Baker, G. B. Bonan, M. G. Bosilovich, A. Scott Denning, P. A. Dimeyer, P. R. Houser, G. Niu, K. W. Oleson, C. A. Schlosser, and Z.-L. Yang (2003). The Common Land Model, Bulletin of the American Meteorological Society, 84, 1013–1023.

De Lannoy, G.J.M., Gish T., Verhoest, N.E.C., Houser, P.R., Van Meirvenne, M., De Troch, F.P. (2006a). Spatial and temporal characteristics of soil moisture in an intensively monitored agricultural field (OPE³). Journal of Hydrology, 331(3-4), 719-730, doi:10.1016/j.jhydrol.2006.06.016.

De Lannoy, G.J.M., Houser, P.R., Pauwels, V.R.N., Verhoest, N.E.C. (2006b). Assessment of model uncertainty for soil moisture through ensemble verification. Journal of Geophysical Research, 111, D10101, doi:10.1029/2005JD006367.

De Lannoy, G.J.M., Houser, P.R., Verhoest, N.E.C., Pauwels, V.R.N., Gish, T. (2007a). Upscaling of point soil moisture measurements to field averages at the OPE³ test site. Journal of Hydrology, 343(1-2), 1-11, doi: 10.1018/j.jhydrol.2007.06.004.

De Lannoy, G.J.M., Reichle, R.H., Houser, P.R., Pauwels, V.R.N., Verhoest, N.E.C. (2007b). Correcting for forecast bias in soil moisture assimilation with the ensemble Kalman filter. Water Resources Research, 43, W09410, doi: 10.1029/2006WR00544.

Friedland, B. (1969). Treatment of bias in recursive filtering, IEEE Transactions on Automatic Control, AC-14, 359–367.

Kalman, R. E. (1960). A new approach to linear filtering and prediction problems, Transactions of the ASME - Journal of Basic Engineering, 82, 35–45.

*G. J.M. De Lannoy,
V. R.N. Pauwels en
N. E.C. Verhoest*

*Corresponderende auteur:
dr. ir. G. De Lannoy
Laboratorium voor Hydrologie en Waterbeheer
Universiteit Gent
Coupure links 653
9000 Gent
e-mail: Gabrielle.DeLannoy@UGent.be
Tél. +32 – (0)9 – 264.61.40
Fax. +32 – (0)9 – 264.62.36*

