

Het belang van de integrale aanpak van de afvalwaterketen

# Scharnieren van 'Emissie' naar 'Immissie'

Peter A. Vanrolleghem, Department of Applied Mathematics, Biometrics and Process Control  
e-mail: [Peter.Vanrolleghem@rug.ac.be](mailto:Peter.Vanrolleghem@rug.ac.be)

## The importance of the integrated management of the wastewatersystem

# The paradigm shift from the emission to the immission

**Keywords: Mathematical Modelling, Integrated Urban Wastewater Management, Geographical Information Systems, Risk Assessment, Simulation**

In this contribution the increasing importance of the integrated management of the wastewater system, including the receiving water, is presented in the perspective of the new legislations that will be implemented this decennium in both Europe and the United States. The paradigm shift from the current emission-focused to the new 'immission'-focused approach of wastewater management will suffer from a number of difficulties that are reviewed in the paper.

Difficulties include (I) the increasing multi-disciplinary character of the activities, (II) the necessary causal relationships between physico-chemical characteristics and the ecological quality that is pursued, (III) the large amount of data and knowledge required, (IV) the necessity for adequate models that must be compatible with other models, can easily be built, and can be simulated simply and quickly in connection with these other models, (V) the assessment of the (large) uncertainty on the simulation results and (VI) the important increase in the number of available handles for water basin management which will make selection of the most adequate handle increasingly difficult.

Progress in dealing with a number of these issues is illustrated in this contribution by realistic case studies, i.e. (I) the design of sewer system infrastructure (storage basins) from a river water quality perspective and considering the interaction with the wastewater treatment plant, (II) the design and evaluation of a real-time control system that manipulates control handles in both the sewer and the treatment plant on the basis of on-line river water quality measurements and (III) risk management in river basins in view of pollution with specific down-the-drain chemicals based on the use of state-of-the-art GIS-systems and uncertainty analysis approaches.

Het belang van de integrale aanpak van de afvalwaterketen

# Scharnieren van 'Emissie' naar 'Immissie'

**Mathematische Modelbouw, Integraal Stedelijk Waterbeheer,  
Geografische informatiesystemen, Risicoanalyse, Simulatie**

In deze bijdrage wordt het toenemende belang van de integrale aanpak van de afvalwaterketen, inclusief de ontvangende waterloop, belicht in het kader van de nieuwe wetgevingen die in Europa en de Verenigde Staten zullen worden geïmplementeerd in dit decennium. Het scharnieren van de huidige emissiegerichte naar deze nieuwe, immissiegerichte aanpak zal niet zonder moeilijkheden gepaard gaan en in de tekst wordt een overzicht gegeven van de te verwachten problemen.

Moeilijkheden betreffen (I) het toenemend multi-disciplinair karakter van de activiteiten, (II) de nodige causale verbanden tussen fysico-chemische karakteristieken en de ecologische kwaliteit waarnaar gestreefd wordt, (III) de grote hoeveelheden benodigde data en kennis, (IV) de nood aan adequate modellen waarvan vereist wordt dat ze compatibel zijn met andere modellen, makkelijk kunnen opgebouwd worden, en eenvoudig en snel kunnen gesimuleerd worden in samenhang met die andere modellen, (V) de kwantificatie van de (grote) onzekerheid op de resultaten en (VI) de sterke toename in aangrijpingspunten voor bekkenbeheer waartussen de keuze sterk bemoeilijkt zal worden.

Vooruitgang ter hoogte van enkele van deze problemen wordt in de bijdrage geïllustreerd aan de hand van realistische gevallenstudies voor (I) het ontwerp van rioolstelselinfrastructuur (stormbekkens) vanuit een rivierwaterkwaliteitsstandpunt en rekening houdend met de interactie met de rwzi, (II) het ontwerpen en evalueren van een real-time controlesysteem, dat manipulaties uitvoert in het rioolstelsels en de rwzi op basis van on-line kwaliteitsmetingen in de rivier en (III) het risicobeheer in rivierbekkens voor specifieke huishoud-chemicaliën, waarbij wordt getoond dat GIS-systemen en onzekerheidsanalyse op dit moment reeds efficiënt kunnen aangewend worden.

## Het belang van de integrale aanpak van de afvalwaterketen

Scharnieren van 'Emissie'  
naar 'Immissie'

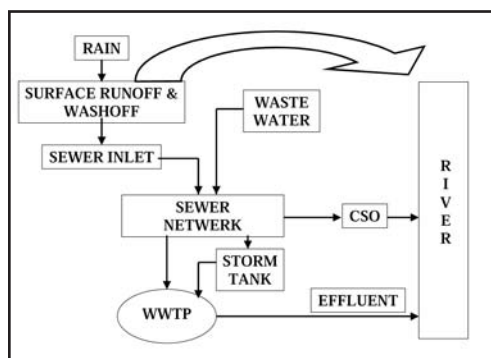
Peter A. Vanrolleghem, Department of Applied Mathematics, Biometrics and Process Control  
e-mail: Peter.Vanrolleghem@rug.ac.be

## Inleiding

In deze bijdrage wordt het geïntegreerd stedelijk afvalwatersysteem (Figuur 1), samengesteld uit het (gemengd) rioolsysteem met zijn overstorten, de rioolwaterzuiveringsinstallatie (rwzi) en de ontvangende waterloop, beschouwd. Dit systeem wordt aangedreven door twee belangrijke waterbronnen, enerzijds een natuurlijke – regen – en anderzijds een antropogene, het afvalwater dat in onze huishoudens wordt geproduceerd.

De belangrijkste doelstellingen van het geïntegreerde afvalwatersysteem zijn (I) de bescherming van de bevolking voor overstromingen te wijten aan een te grote afvoer van stormwater en (II) hygiëne door afvoer van de afvalproducten uit onze dichtbewoonde gebieden. Deze stromen kunnen echter niet allemaal op een economisch verantwoorde wijze naar een rioolwaterzuiveringsstation gebracht om er verwerkt te worden. Vandaar dat aanvaard wordt dat een deel van het regenwater rechtstreeks afstroomt naar de ontvangende waterlopen en dat een deel van het met regenwater verdunde afvalwater via riooloverstorten (CSO – Combined Sewer Overflows) in de rivieren terecht komt (Figuur 1).

Indien in een gescheiden rioolstelsel geïnvesteerd wordt, treedt deze menging van afval- en regenwater niet (of minder) op, waardoor een kleiner aandeel van de vuilvracht via overstorten de rivier vervuult. In deze bijdrage beperken we ons echter tot de gemengde stelsels daar zij in Vlaanderen en Nederland het merendeel der rioolstelsels uitmaken.

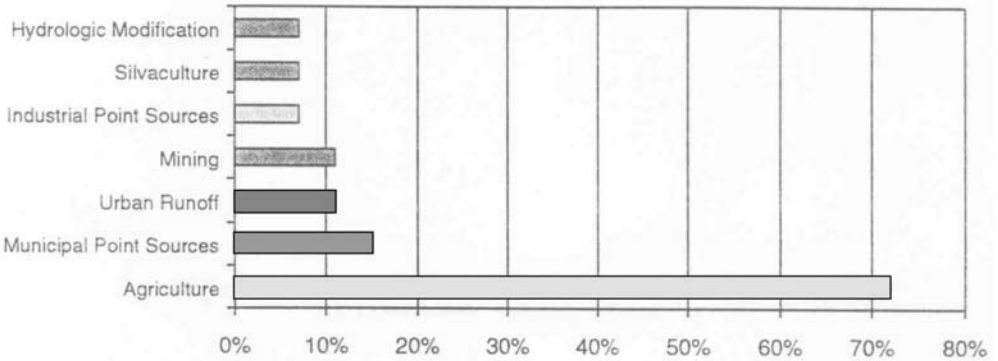


FIGUUR 1:

Het geïntegreerd stedelijk afvalwatersysteem.

Wat de rechtstreekse afstroming van regenwater in de rivier betreft, dient opgemerkt te worden dat in onze gebieden met intensieve landbouw vrij grote vuilvrachten – vooral nutriënten – met deze stromen naar de ontvangende waterlopen worden getransporteerd. In een studie uitgevoerd door de US EPA in 1994 worden de bijdragen aan de negatieve effecten op de rivierkwaliteit tegenover elkaar geplaatst. In Figuur 2 zien we dat landbouw via de diffuse pollutie (vooral via grondwater en run-off) als één der belangrijkste bronnen van vervuiling (vooral eutroficatie) kan gecatalogeerd worden. Hoewel dit plaatje niet mag veralgemeend worden, bestaan er zeker gebieden in Vlaanderen en Nederland die hieraan voldoen.

Deze opmerking wordt hier gemaakt teneinde aan te geven dat de oppervlaktewateren niet alleen vanuit puntlozingen worden vervuult, maar even-



**FIGUUR 2: Bijdrage aan negatieve effecten op de rivierkwaliteit 1990-1991 in de VS.**

eens, en soms voor een belangrijk deel, vanuit diffuse bronnen, veelal vanuit de landbouw. De problematiek van de sanering van de diffuse lozingen is echter een uitermate moeilijke, niet alleen omdat het om een diffuus gegeven gaat, maar eveneens omdat de economische draagkracht van de landbouw te beperkt is om deze sanering op zich te nemen.

Ook lijkt het technisch eenvoudiger en economisch voordeliger om een extra kilogram stikstof of fosfor uit een op één plaats geconcentreerde afvalstroom te halen, dan dit te bewerkstelligen in een landbouwgebied. Er gaan dan ook stemmen op om een soort handel van 'vuilvrachtenheden' tussen diffuse pollutiebronnen en puntbronnen te organiseren, waarbij de ene partij de andere zou betalen om een netto effect op de ontvangende waterloop te bereiken tegen de laagste kost. Dit brengt ons bij het wettelijk kader waarbinnen dit gestimuleerd zal moeten worden. In het volgende deel van de bijdrage wordt hier wat dieper op ingegaan.

## 1. Wettelijk kader in Europa (WFD) en de Verenigde Staten (TMDL)

Terwijl de wetgeving in Europa tot op heden vooral uitging van een 'Best Practice'- of 'Best Available Technology'-aanpak, waarbij standaard emissienormen werden opgelegd die weliswaar gedreven werden vanuit een bepaalde visie over de draagkracht van de ontvangende waterlopen, wordt in de nieuwe EU Kaderrichtlijn Water (EU Water Framework Directive) voluit de kaart van die draagkracht getrokken.

Vanuit een weliswaar nog concreter in te vullen concept van 'Good (ecological) Status' werd

binnen de EU sinds 1996 gewerkt aan de integratie van de vele bestaande richtlijnen rond oppervlaktewateren (sommige dateren van 1975). Gezien de doelstellingen vrij vooruitstrevend zijn, tal van zaken nog niet concreet konden ingevuld worden en sommige methodologieën nog onvoldoende inzetbaar, werd een tiental werkgroepen opgericht, dat deze problemen op dit moment tracht op te lossen.

De algemene aanpak ziet duidelijk af van het emissiedenken en gaat uit van de (totale) immissie in een oppervlaktewater, teneinde tot beheersplannen te komen. Het nastreven van de 'Good status' slaat zowel op de biologische en fysico-chemische kwaliteit maar houdt ook de morfologie van de rivieren in. Het geheel is bekken-gebaseerd (Rijn, Donau, Maas, Schelde, ...) en legt een belangrijke rol weg voor inspraak van alle 'stakeholders' (bedrijven, landbouw, inwoners, gemeentebesturen, ...). Voor de implementatie ervan wordt een strikt tijdsschema opgelegd, dat op dit moment reeds leidt tot koortsachtige bedrijvigheid in de verantwoordelijke organisaties (bv. RIZA in Nederland, VMM in Vlaanderen).

In Figuur 3 wordt het tijdsschema van de implementatie van de EU-WFD kort geduid. In een eerste fase die loopt tot 2006 wordt een inventaris van een rivierbekken opgesteld, met aan de ene kant aandacht voor de fysische eigenschappen van het bekken en aan de andere kant de menselijke activiteiten, die binnen het bekken aanwezig zijn (landbouw, industrie, bewoning, ...). Dit moet in 2006 leiden tot het opstarten van een gedetailleerde monitoring van de (huidige) 'environmental status' van het rivierbekken, waaruit dan moet

afgeleid worden wat de 'environmental objectives' voor dit bekken moeten/kunnen zijn.

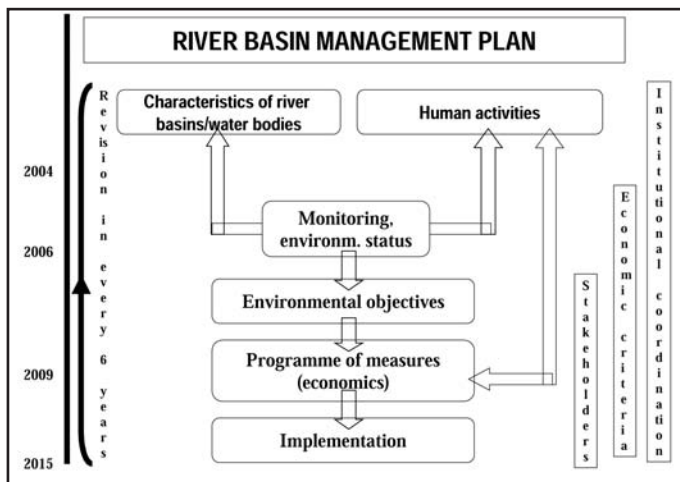
In 2009 moet vervolgens een plan van aanpak kunnen worden voorgelegd, waarbij nogal wat economische elementen zullen moeten in acht genomen worden. Eenmaal goedgekeurd kan dit plan vervolgens geïmplementeerd worden, waarbij een continue opvolging zal geschieden teneinde op het einde van een zesjaarlijkse periode te evalueren of het plan succesvol was en, indien niet, een bijstelling kan gebeuren die in een volgende zesjaarlijkse iteratie kan geïmplementeerd worden.

en diffuse lozingen op basis van een discussie met de verschillende 'stakeholders' (Figuur 4). Noteer dat dit reeds was opgenomen in deze aanpak in het begin van de jaren '70!

Het concept houdt rekening met seizoensvariaties en heeft uiteraard ook ingebouwde veiligheidsmarges. De TMDL wordt zo opgesteld dat toekomstige groei mogelijk is (duurzaamheid was dus ook reeds geïntegreerd in dit concept en dit dus ook reeds in het begin van de jaren '70). Tenslotte gaat het heel duidelijk uit van een bekkenbenadering en er wordt eveneens een implementatieplan en een monitoringprogramma gevraagd bij een TMDL-berekening.

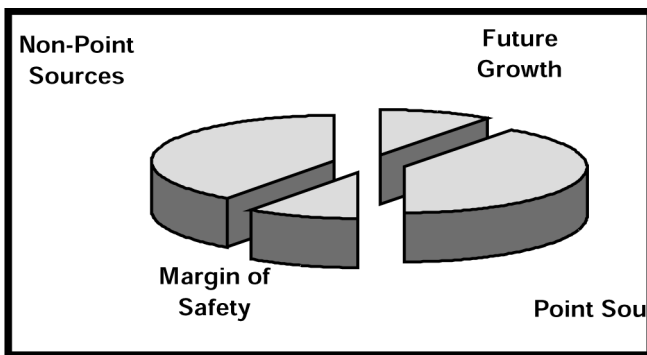
Waarom is deze vooruitstrevende aanpak echter pas sedert het einde der jaren '90 opnieuw actueel in de Verenigde Staten? De parallel met de Europese wetgeving is wel heel opmerkelijk. Gedurende de eerste dertig jaar van de Clean Water Act werden vooral de technologisch gebaseerde normen/wetten voor puntvervuilingen geïmplementeerd, terwijl de waterkwaliteitsgerichte wetten (immissie!) niet werden opgevolgd.

Op het einde van de jaren '90 vochten milieuorganisaties dit echter aan en begonnen een rechtszaak tegen de US-EPA. De uitspraken ten gunste van de organisaties in Californië, in het jaar 2000, hebben dan ook geleid tot de huidige TMDL koorts die zich uit in de grote belangstelling voor methodologieën die het TMDL-gedreven werk moeten ondersteunen.



FIGUUR 3: Tijdschema van implementatie van de EU Kaderrichtlijn Water (EU-WFD).

Het is interessant om een parallel te trekken met het TMDL-concept in de Verenigde Staten. Dit concept werd ontwikkeld binnen het kader van de Clean Water Act die in 1972 werd gestemd, maar pas in de voorbije jaren komt TMDL voor in de discussies rond waterkwaliteitsbeheer. TMDL staat voor 'Total Maximum Daily Load' en behelst een berekening van de hoeveelheid vervuiling die in een ontvangende waterloop mag geloosd worden, met naleving van de gestelde waterkwaliteitsnormen. Het is de vergunningsverlener die bepaalt wat die toegelaten vervuiling (de TMDL) is en de toegelaten vervuiling wordt toegewezen aan punt-



FIGUUR 4: Toewijzing van vuilvracht binnen een TMDL berekening.

Gezien de huidige (kritische) aandacht voor de TMDL-berekeningen, worden toch enige aanpassingen uitgewerkt. Zo kan een TMDL herbepaald worden op basis van de 'best science today'. Ook kunnen monitoring-gegevens als input aangewend worden om TMDL's bij te stellen. Heel interessant is de 'pollutant trading', die wordt gestimuleerd, bijvoorbeeld tussen landbouw en industrie, maar hierbij worden eisen opgelegd van verifieerbaarheid. Daartoe worden markten voor 'vuilvrachthandel' gecreëerd. Ook depositie vanuit de lucht en transport over lange afstand zullen in rekening worden gebracht en de onderlinge verbanden tussen lucht-, water- en vaste vervuiling worden erkend. Er kan verwacht worden dat gelijkaardige discussies zich in de komende jaren ook in Europa zullen voordoen.

## 2. Gevolgen voor het beheer van de nieuwe wetgevingen

De binnen de WFD nagestreefde bekkenbenadering verschilt duidelijk van de typische rioolstelsel/rwzi-aanpak die tot nog toe werd aangewend voor het beheer van het stedelijk afvalwatersysteem. Inderdaad, terwijl de horizon van de beheerder veelal gericht was op die éne infrastructuur die instond voor het transport en de verwerking van afvalwater van een bepaalde gemeente of stadsdeel, dient binnen het WFD-kader nagedacht te worden over de impact van beslissingen ter hoogte van één afvalwatersysteem op het geheel en, meer nog, dient nagegaan te worden hoe bepaalde doelstellingen op bekkenniveau moeten vertaald worden in een actieplan op individuele puntbronnen.

Deze geïntegreerde aanpak op rivierbekkenniveau kan de organisaties of zelfs landsgrenzen overstijgen, wat een duidelijk probleem zal/kan vormen. Reorganisaties zullen nodig zijn en andere spelers (bv. landbouw) zullen bij het uitstippelen van het beleid betrokken dienen te worden. Vanuit een ict-standpunt mag verwacht worden dat Geografische Informatie Systemen (GIS) een verdere opgang zullen kennen binnen de organisatie, teneinde de spatiale interacties beter te onderbouwen en de grotere databehoeften in goede banen te leiden.

Ook de zich wijzigende kwaliteitscriteria zullen gevolgen hebben. Terwijl tot nog toe vooral

chemische indicatoren (NO<sub>3</sub>, CZV, Ptot, etc.) aandacht kregen, zullen nu ecologische kwaliteit (bio-diversiteit, biologische indices) hoog op de agenda staan. Dit zal leiden tot een nood aan kennisopbouw en een verdere vraag naar multidisciplinariteit van de teams die rond deze problematiek (samen)werken. Ook zullen andere (technische) beheersmaatregelen (aangrijpingspunten) nodig zijn om de ecologische kwaliteitsdoelstellingen te bereiken.

Wanneer we dit alles samenvatten in een aantal elementen van het waterkwaliteitsbeheer in 2015 (het jaar waarop de eerste ronde van de implementatie van de WFD eindigt), komen we tot volgende punten:

1. Geïntegreerd data- & kennisbeheer
  - a. GIS-systemen
  - b. Kennis-banken (modellen, regels)
2. Onderhandelingen tussen 'Stakeholders'
  - a. Waterkwaliteitsbeheerders
  - b. Landbouw & industrie (met 'pollutant-trading'-markten ?)
  - c. Bevolking en overheid (zal er een sterke European Environmental Agency zijn ?)
3. Geïntegreerd operationeel beheer
  - a. Veel meer informatieverwerking en -verwerking (automatische meetstations in de rivieren)
  - b. Veel meer aangrijpingspunten voor beheer (real-time sturing van riool-, rwzi- en riviersystemen)

De moeilijkheden die verwacht mogen worden om dergelijk geïntegreerd bekkengebaseerd beheer uit te werken, zijn talrijk:

- Veelheid aan disciplines is vereist
- Geen oorzaak-gevolgrelatie tussen fysico-chemie en de ecologie van een riviersysteem
- De hoeveelheden benodigde data en kennis zijn enorm
- De huidige modellen zijn niet adequaat
  - de modellen voor de verschillende deelsystemen zijn niet compatibel
  - de procedure voor modelbouw is te log en te veeleisend
  - verschillende simulatoren zijn nodig voor de geïntegreerde modellering

- de berekeningen zijn te traag
- De onzekerheid is groot maar blijft, vooralsnog, onberekend
- Het aantal aangrijpingspunten voor beheer is heel groot en keuze ertussen is daarom moeilijk

In wat volgt, zullen een aantal oplossingen die recent werden aangedragen voor de in vet aangegeven moeilijkheden, worden belicht.

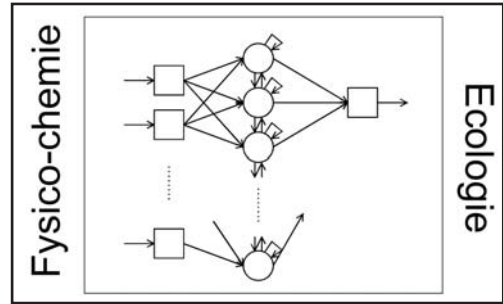
## 2.1. Relatie Fysico-chemie / Ecologie

In recent onderzoek worden verschillende wegen bewandeld om een gebruiksklare relatie te vinden tussen operationeel veel toegankelijker fysico-chemische variabelen, zoals concentraties van polluenten (bv. nutriënten), debieten, pH en temperatuur en de ecologische criteria die nagestreefd dienen te worden. Op dit moment lijkt het onmogelijk een op kennis gebaseerde relatie te vinden tussen fysico-chemie en ecologie, omdat de onderliggende interacties enorm complex zijn.

Het alternatief voor dergelijke situaties is een data-gedreven modelbouw met behulp van bijvoorbeeld statistische technieken. Eén van de eerste aanpakken voor het vinden van een relatie tussen fysico-chemische data en biodiversiteit kan inderdaad in de statistische hoek worden gezocht. Het gaat om het in het Verenigd Koninkrijk ontwikkelde RIVPACS systeem (Wright et al., 1989, 1993), dat intussen reeds in waterkwaliteitsbeheer operationeel is geworden. Het is gebaseerd op een multi-variate regressie van een enorme data set met macro-invertebraat gegevens en waterkwaliteitsdata. Het werd recent ook uitgewerkt in Vlaanderen (De Pauw, 2000).

Een klassiek alternatief voor de statistische analyses, zoals regressieanalyse, is het modelleren met behulp van neurale netwerken waarbij, grote databestanden worden gebruikt om het netwerk bepaalde relaties aan te leren. In Figuur 5 wordt een dergelijk neuraal netwerk schematisch voorgesteld. In essentie worden fysico-chemische metingen aangeboden aan het neuraal netwerk dat dan een voorspelling dient te maken van de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater. De wiskundige formulering van het neuraal netwerk laat toe een (groot) aantal parameters aan te passen, waardoor het netwerk kan 'getraind'

worden om die voorspellingen zo goed mogelijk te maken (Gabriels et al., 2000; Dedecker et al., 2002).



**FIGUUR 5: Schematische voorstelling van een artificieel neuraal netwerk voor voorspelling van ecologische kwaliteit op basis van fysico-chemische gegevens.**

## 2.2. Compatibiliteit van modellen voor geïntegreerde modellering

Eén van de grote problemen die op een oplossing wacht, spruit voort uit de noodzaak om bij de besluitvorming gebruik te maken van modellen en simulaties die het geheel van de problematiek beschrijven en niet enkele deelaspecten ervan (al zal dat uiteraard nodig blijven voor detailstudies). De huidige aanpak bestaat er inderdaad uit om voor rioolssystemen (bv. Mouse®, Hydroworks®), waterzuiveringsinstallaties (bv. Activated Sludge Model No.1) en rivieren (Qual2E, Mike11®, Isis®) aparte modellen in te zetten die elk hun eigen historische ontwikkeling hebben ondergaan. Het probleem is dat deze verschillende historiek ook heeft geleid tot belangrijke compatibiliteitsproblemen, voornamelijk ter hoogte van de belangrijk bevonden variabelen (Rauch et al., 2002).

Enkele voorbeelden hiervan zijn het gebruik van BZV als beschrijvende variabele van de organische vuilvrucht in riool- en riviermodellen, terwijl CZV wordt aangewend in waterzuiveringsmodellen. Riviermodellen achten een opsplitsing van de geoxideerde stikstofcomponenten in nitriet en nitraat noodzakelijk, terwijl dit niet nodig geacht wordt in modellen voor waterzuiveringsinstallaties. In modellen voor waterzuiveringsinstallaties wordt de hoeveelheid aanwezige biomassa met zijn verschillende functionaliteiten (oxidatie organische



vervuiling, nitrificatie, etc.) expliciet beschreven, terwijl dit in riviermodellen bijvoorbeeld enkel gebeurt voor algen. Het valt niet moeilijk zich voor te stellen dat een koppeling van de simulatieresultaten van riool- en waterzuiveringsmodellen onderling en aan een riviermodel tot belangrijke problemen heeft geleid.

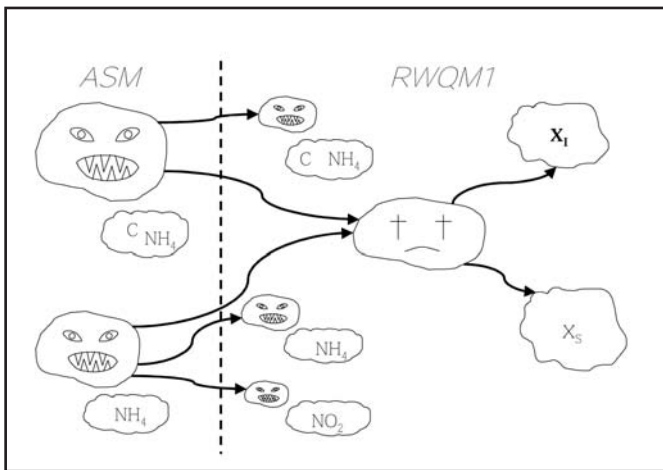
Een belangrijke bijdrage tot het oplossen van dit probleem werd geleverd bij de ontwikkeling van het River Water Quality Model Nr.1 (Reichert et al., 2001) door een Task Group van de International Water Association. Deze vereniging had eerder reeds een standaardisatie kunnen teweegbrengen voor de modelbouw van actief slib waterzuiveringsinstallaties via het Activated Sludge Model Nr. 1 (Henze et al., 2000). Eén van de belangrijke aandachtspunten bij de ontwikkeling van dit RWQM1 was inderdaad om compatibiliteit te maximaliseren met de waterzuiveringsmodellen,

door Meirlaen et al. (2001) werd ontwikkeld voor de koppeling van een ASM-waterzuiveringsmodel en het RWQM1-rivierkwaliteitsmodel. Het gaat in deze illustratie om één van de probleemcomponenten, met name de autotrofe biomassa. In het actief slibmodel wordt enkel de oxidatie van ammonium tot nitraat beschreven, terwijl dit in de rivier als een tweestapsproces ammonium – nitriet – nitraat wordt beschouwd, waarbij voor elke stap een ander organisme verantwoordelijk wordt geacht.

Een bijkomend probleem dat dient beschreven te worden, is dat de organismen die actief zijn in de waterzuiveringsinstallatie niet noodzakelijk overleven of actief zijn in het riviermilieu. Vandaar dat in deze connectie ook een (groot) deel van deze organismen kan afsterven en uiteindelijk aanleiding kan geven tot inert en traag afbreekbaar particulier materiaal ( $X_I$  en  $X_S$  respectievelijk in Figuur 6). Het moet ook gesteld worden dat de kennis rond het gedrag van organismen, die van de ene omgeving in de andere terechtkomen, nog vrij beperkt is. Er kan echter wel verondersteld worden dat de nitrificerende activiteit in de rivier dicht bij het lozingspunt van een waterzuiveringsinstallatie verhoogd kan zijn door inoculatie vanuit diezelfde installatie.

### 2.3. Compatibiliteit van simulatoren voor geïntegreerde modellering

Een tweede probleem bij de geïntegreerde modellering betreft de berekeningen zelf met behulp van simulatoren. Op dit moment is



**FIGUUR 6: Connectie tussen actief slib (ASM) en riviermodellen (RWQM1) voor stikstofoxiderende bacteriën (Meirlaen, 2002).**

met het oog op de geïntegreerde modellering waren een belangrijke rol voor de toekomst weggelegd. Hoewel de compatibiliteit niet volledig kon zijn (bv. door de wens om nitriet en nitraat apart te behouden in de rivierbeschrijving), werden de basisprincipes zo opgesteld dat op een vrij eenvoudige manier gekomen kan worden tot een geïntegreerd model (Meirlaen et al., 2001; Meirlaen, 2002; Rauch et al., 2002).

In Figuur 6 wordt de connectie geïllustreerd die

het zo dat modellen voor rioolssystemen en rivier-systemen meestal 'hard gecodeerd' zijn in simulatiesoftware, met andere woorden, het model en de simulatiesoftware worden als één ervaren. Voorbeelden van dergelijke model-simulatoren zijn Hydroworks®, Mouse®, Mike11®, Isis®, etc. Opvallend is dat dit samengaan van model met simulator minder voorkomt bij waterzuiveringssimulatoren, waar de gebruikers nood blijken te hebben aan keuze tussen verschillende modellen

binnen de simulatiesoftware. Binnen deze simulatiepakketten is er dan ook typisch een modellenbank aanwezig met modellen van de verschillende eenheidsprocessen, waarmee de gebruiker dan zelf een model opbouwt voor een specifieke installatie. Er kan verwacht worden dat dergelijke keuze in de toekomst ook in simulatoren voor riool- en rivier-systemen ter beschikking zal komen.

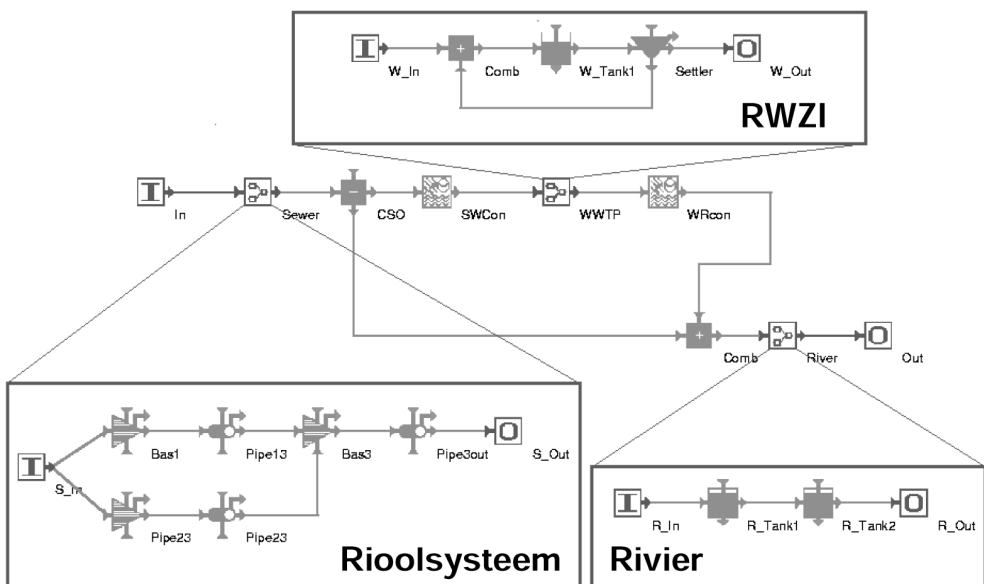
Het feit dat de modellen binnen de simulatiesoftware zijn 'ingebakken', leidt er echter ook toe dat het niet eenvoudig is om geïntegreerd te modelleren. Men moet via databestanden werken om simulatieresultaten van het ene subsysteem door te geven aan een ander subsysteem, waarbij uiteraard problemen optreden van bestandsformaten, eenheden en dergelijke. Dit kan uiteraard opgelost worden door zogeheten 'glue logic', die deze transfer automatiseert, maar dergelijke oplossingen zijn typisch heel specifiek en dienen telkens opnieuw te gebeuren. Bovendien kan met deze aanpak enkel overgegaan worden tot zogenoemde sequentiële simulatie (Rauch et al. 2001), waarbij de bestanden slechts worden overgebracht nadat de volledige simulatie van het ene subsysteem is voleindigd.

Dit leidt tot de beperking dat geen simulatiestudies kunnen uitgevoerd worden, waarbij terugkoppelende interactie tussen de verschillende deelsystemen bestudeerd wordt. Daarvoor is simultane

simulatie nodig. Voorbeelden hiervan zijn het gebruik van informatie over de rivierdebieten of waterstanden in de simulatie van het rioolsysteem, of een immissiegebaseerde controlestrategie, waarbij een meting van de rivierwaterkwaliteit (bv. ammonium) wordt gebruikt voor de aansturing van de beluchting in de waterzuiveringsinstallatie (Meirlaen, 2002).

Simultane simulatie is echter wel mogelijk indien specifieke koppelingsroutines tussen de verschillende simulatoren worden gemaakt waarbij de simulatoren telkens slechts een korte tijd verder simuleren, de gegevens uitwisselen met de andere simulatoren (via de koppelingsroutines) en dan weer verder simuleren voor de volgende (korte) periode. Een voorbeeld van dergelijke aanpak werd uitgewerkt in het SYNOPSIS pakket (Schütze et al., 1999), waarbij simulatoren voor riool en waterzuiveringsstation werden gekoppeld en binnen de Integrated Catchment Simulator (ICS®, Mark & Williams, 2000), waar de drie subsystemen werden gekoppeld. Het mag echter duidelijk zijn dat dit starten en stoppen van simulatoren en de data transfer nogal wat overhead genereren die de efficiëntie van de berekeningen beperkt.

De toekomst voor simultane simulatie ligt in simulatoren, die de verschillende modellen volledig in zich integreren en in feite één groot model opbou-



FIGUUR 7: Hiërarchische modelopbouw van het geïntegreerd stedelijk afvalwatersysteem in WEST®.

wen van het volledige afvalwatersysteem, inclusief de ontvangende waterloop. Voor zover mij bekend zijn er op dit moment twee dergelijke systemen uitgewerkt, met name één rond de in Nederland sterk verspreide waterzuiveringssimulator SIMBA® (Alex et al., 1999) en één rond het in Vlaanderen ontwikkelde modelbouw- en simulatiepakket WEST® (Vanhooren et al., 2002; Meirlaen, 2002). Door hiërarchische modellering (men kan inzoomen op een subsysteem en daar eventuele wijzigingen in het model aanbrengen) kan het overzicht in de complexiteit van dergelijke geïntegreerde modellen behouden worden (Figuur 7).

In beide pakketten wordt gekozen voor standaardwaterzuiveringsmodellen als ASM1, ASM2(d) en ASM3, terwijl het RWQM1 zijn ingang vindt voor de riviermodellering. Voor de beschrijving van het rioolstelsel wordt in de WEST®-aanpak gekozen voor het hydrologisch geïnspireerde KOSIM® model dat snel kan doorgekeurd worden en dat gecalibreerd wordt aan de hand van een complex, hydraulisch model als Mouse® of Hydroworks® (Meirlaen et al., 2001), terwijl in de SIMBA®-aanpak gekozen werd voor gebruik van het complexe, hydraulica-gebaseerd model Simba-Sewer® (Alex et al., 1999). Met beide systemen werden intussen illustrerende gevallenstudies uitgevoerd.

### 3. Gevallenstudies met geïntegreerde modellen

In wat hieronder volgt, worden drie illustraties gegeven van wat op dit moment reeds kan bereikt worden met behulp van geïntegreerde modellen

van het stedelijk afvalwatersysteem in het licht van rivierwaterkwaliteit. De eerste twee gevallenstudies zijn realistische, maar wel nog hypothetische, studies, waarbij geen validatie van de bekomen simulatieresultaten kon gebeuren, terwijl dit in de derde gevallenstudie wel mogelijk was.

#### 3.1. Gevallenstudie 1:

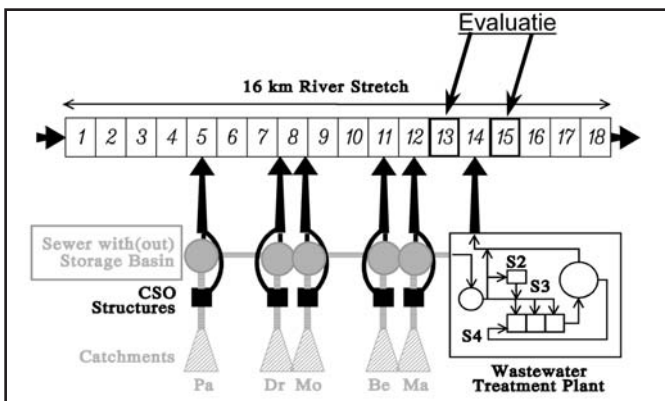
##### Ontwerp afvalwatertransport en -zuivering Brussel

De eerste gevallenstudie behandelt een typisch ontwerpprobleem bij een rioolsysteem, waar een te groot aantal gemengde overstortgebeurtenissen (CSO's) optreedt en waar de optie van het bouwen van stormbekkens wordt onderzocht. In de gevallenstudie die we enkele jaren geleden in samenwerking met de Vrije Universiteit Brussel hebben uitgevoerd (Vanrolleghem et al., 1996), werd het effect van de bouw van niet minder dan 200.000 m<sup>3</sup> stormbekkens in vijf deelbekkens van het rioleringsstelsel van Brussel geëvalueerd via een simulatie van de zuurstofconcentratie op verschillende plaatsen in de ontvangende waterloop, de Zenne.

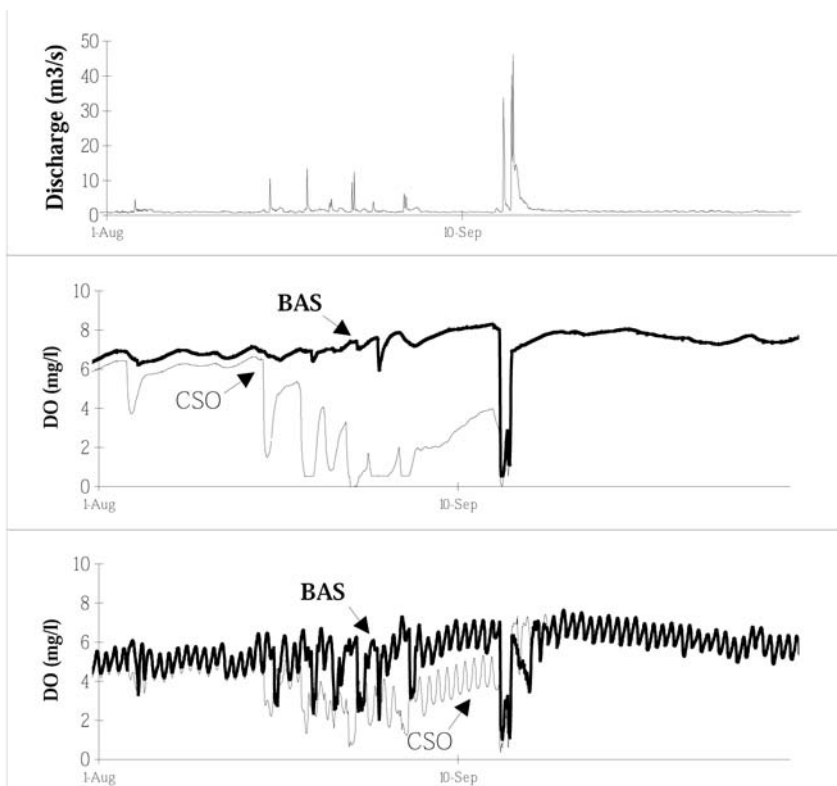
Deze verschillende plaatsen in de ontvangende waterloop (Sectie 13 en 15 in Figuur 8) werden gekozen met de bedoeling de interactie tussen de verschillende deelsystemen van het stedelijk afvalwatersysteem te illustreren. Inderdaad, er mag verwacht worden dat stormbekkens toelaten meer water via de rwzi naar de rivier te laten gaan, waardoor de vuilvracht in sectie 13 gevoelig minder is. De vraag is echter of deze plaatselijke verbetering van de rivierwaterkwaliteit niet ten koste gaat van een verslechtering van de waterkwaliteit stroomafwaarts van het lozingspunt van de rwzi, omdat de

rwzi tijdens stormgebeurtenissen overbelast wordt met te grote vuilvrachten.

In de studie werden dan ook verschillende scenario's geëvalueerd die de werking van de rwzi onder stormcondities zou moeten optimaliseren. Zo werd het effect van een stormtank (Scenario S2), step feed verdeling van het influent over de lengte van de beluchtingstanks (S3) en een proportionele regeling van het retourdebiet (S4) geëvalueerd in vergelijking met het referentiescenario (S1).



FIGUUR 8: Situatieschets stedelijk afvalwatersysteem Brussel (voor meer uitleg, zie tekst).



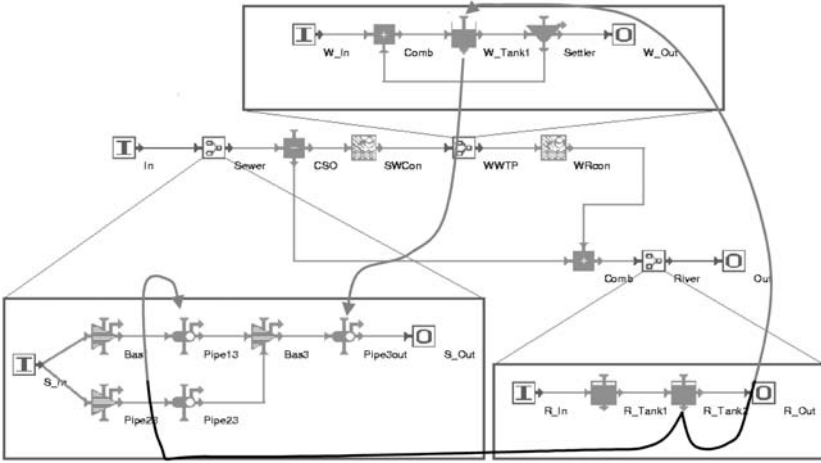
**FIGUUR 9:** Gesimuleerde debieten (boven) en zuurstofconcentraties in secties 13 (midden) en 15 (onder) van de rivier Zenne, mét (BAS) of zonder (CSO) stormbekken in het rioolsysteem.

Gebruikmakend van een KOSIM® rioolstelsel model, een ASM1 waterzuiveringsmodel en een Salmon Q® rivierwaterkwaliteitsmodel werden lange termijn simulaties uitgevoerd. Als kritische periode voor de rivierwaterkwaliteit werden de maanden augustus-september geïdentificeerd. Het fenomeen van de zomervissterften is welbekend in Vlaanderen en is te wijten aan een combinatie van lage debieten in de rivieren (weinig verdunning) en kortstondige stortbuien, die aanleiding geven tot riooloverstorten die sterk vervuild zijn door de lange, droge accumulatieperiodes tussen de opeenvolgende regengebeurtenissen.

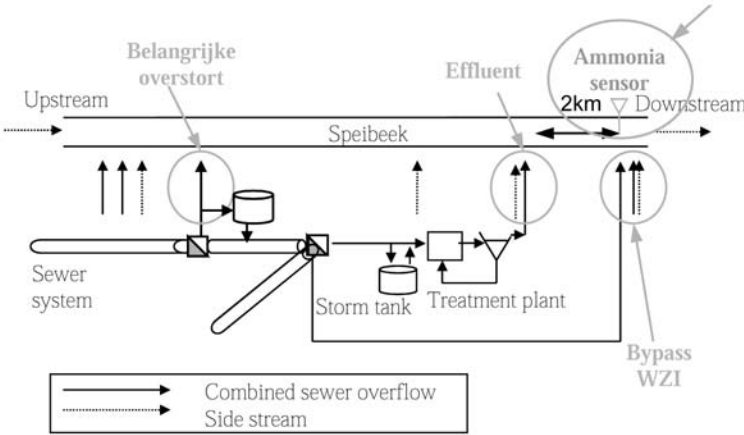
In Figuur 9 wordt bovenaan het debiet in de Zenne getoond en in de beide onderstaande grafieken wordt het verloop van de zuurstofconcentratie in de twee secties in de rivier (13 en 15) weergegeven. Uit de grafiek van Sectie 13 (midden) volgt onmiddellijk dat de relatief kleine stortbuien op het eind van de maand augustus (noteer de toename

van de debieten tot 10 m<sup>3</sup>/s) enorme effecten hebben op de zuurstofconcentratie in het geval er geen stormbekkens aanwezig zijn (optie CSO). Het bouwen van 200.000 m<sup>3</sup> stormbekkens (optie BAS) beschermt de rivier behoorlijk voor deze stortbuien, maar deze investering is niet opgewassen tegen de grote regenval die optreedt rond 15 september.

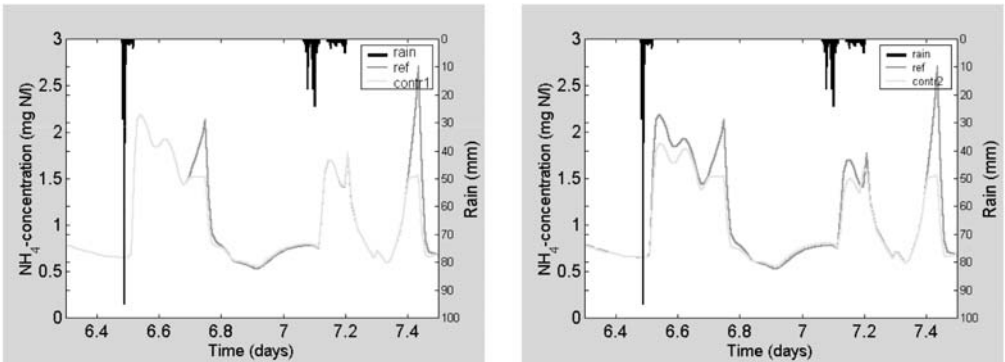
Stroomafwaarts van de rwzi (Sectie 15, Figuur 9 onderaan) stellen we vast dat de verbetering teweeggebracht door de stormbekkens gedeeltelijk wordt tenietgedaan door het iets minder goed functioneren van de rwzi onder de verhoogde belasting. Toch is het globaal effect op de waterkwaliteit positief te noemen, hoewel het moet afgewogen worden t.o.v. de investering in 200.000 m<sup>3</sup> stormbekkens. Terzijde dient opgemerkt te worden dat de oscillaties die zichtbaar zijn in de zuurstofconcentratie te maken hebben met de met het etmaal variërende belasting van de rwzi die zich uit in het effluent.



FIGUUR 10: Schematische voorstelling van immissiegebaseerde RTC in een stedelijk afvalwatersysteem.



FIGUUR 11: Situatieschets van het afvalwatersysteem Tiel met aangrijpingspunten van de immissiegebaseerde RTC van de ammoniakconcentratie in de Speibeek (Meirlaen et al., 2002).



FIGUUR 12: Gesimuleerde ammoniakconcentraties tijdens een stormgebeurtenis onder immissiegebaseerde RTC ter hoogte van de rwzi. Alleen (links) en gecombineerde actie ter hoogte van rwzi en rioolsysteem (rechts) (Meirlaen et al. 2002).

### 3.2. Gevallestudie 2: Immissiegebaseerde RTC van rwzi Tielt

In de tweede gevallenstudie van Meirlaen (2002) werd getracht aan te tonen dat er mogelijkheden bestaan om on-line metingen van de rivierwaterkwaliteit aan te wenden om de werking van de rwzi en het rioolstelsel zó te sturen dat de rivierwaterkwaliteit verbeterde. Het idee van dergelijke immissiegebaseerde real-time controle (RTC), schematisch geïllustreerd in Figuur 10, werd uitgewerkt en gesimuleerd voor het afvalwatersysteem van de stad Tielt in West-Vlaanderen (35.000 IE).

In een eerder door Aquafin uitgevoerde studie waren modellen van het rioolstelsel (Hydroworks® + KOSIM®), de nutriëntverwijderende waterzuivering (ASM2d in WEST®) en de rivier (Isis®) gebouwd. Na de nodige vereenvoudigingen kon de RTC met een geïntegreerd model in de simulator WEST® worden gesimuleerd (Meirlaen et al., 2002).

De centrale idee van de voorgestelde RTC was de ammoniak-toxiciteit in de ontvangende waterloop, de Speibek, te minimaliseren. Daartoe werd een meting van de ammoniumconcentratie in de rivier voorzien op een plaats net na het lozingspunt van de rwzi. Als manipulaties die door het regelsysteem werden aangestuurd, werden de volgende mogelijkheden onderzocht (Figuur 11): (I) vullen en ledigen van een stormtank op de rwzi, (II) toelaten van een bypass van het influent op de rwzi, voor zover deze voldoende verdund is met regenwater en (III) vullen en ledigen van een stormbekken in het rioolstelsel.

Uit de gesimuleerde ammoniumconcentraties in de Speibek (Figuur 12) kon afgeleid worden dat de controleacties een duidelijke verbetering (bijna halvering) van de kritieke piekconcentraties kunnen bewerkstelligen. Wél werd met enige verwondering vastgesteld dat sommige controleacties enkel effect hadden bij bepaalde ammoniumpieken. Zo werd in de stormgebeurtenis van Figuur 12 vastgesteld dat de controleacties ter hoogte van de rwzi vooral het tweede deel van een ammoniumpiek beïnvloedden, terwijl manipulaties van de stormtank inwerkten op het begin van de ammoniumpiek.

Een verklaring is natuurlijk dat het eerste deel van de piek overeenstemt met de gemengde overstort

(die kan verminderd worden door beter gebruik van de stormtank) terwijl de ammoniumvrucht uit de rwzi de rivier slechts later bereikt, waardoor ook het effect van controleacties ter hoogte van de rwzi pas op het einde van de piek zichtbaar wordt.

### 3.3. Gevallestudie 3: Onzekerheidsanalyse in waterkwaliteitsbeheer

In de derde gevallenstudie wordt de vraagstelling verlegd van de meer klassieke organische en nutriëntvervuiling, naar de problematiek van de risicoanalyse van specifieke chemicaliën in het milieu. Deze risico-analyse is gesteund op een vergelijking van de verwachte concentraties in het milieu (PEC: Predicted Environmental Concentrations) en de concentraties die volgens laboratoriumproeven zonder effect op het ecosysteem blijven (PNEC: Predicted No Effect Concentrations) (Schowanek et al., 2000).

In de voorbije jaren werd nogal wat aandacht besteed aan een betere voorspelling van de concentraties van specifieke chemicaliën in het milieu, meer bepaald voor chemicaliën die samen met het huishoudelijk afvalwater worden getransporteerd, zoals detergents, parfums, farmaceutica. De doelstelling van het GREAT-ER onderzoek (Geo-referenced Regional Exposure Assessment Tool for European Rivers), was de nauwkeurigheid van de voorspelling van de PEC met een factor 20 te verbeteren. Algemeen wordt immers aanvaard dat de huidige bestaande methoden slechts voorspellingen toelaten binnen een factor 1000 (wat dan gecompenseerd wordt door gebruik van ruime veiligheidsmarges).

De doelstelling van GREAT-ER was een simulatietool te ontwikkelen die voorspellingen binnen een factor 5 van de werkelijke waarde zou moeten toelaten. Deze doelstelling werd gehaald, zoals validaties van de aanpak hebben aangetoond, bij een aantal intensieve gevallenstudies die met de tool werden uitgewerkt (Schowanek et al., 2000). Om deze nauwkeurighheidsverbetering te bereiken werd vooral aandacht besteed aan het gebruik maken van betere databronnen, met name geografisch gerefereerde informatie over waterzuiveringsinfrastructuur (type, efficiëntie, belasting), karakteristieken van de ontvangende waterlopen (debieten, snelheden) en marktgegevens over het gebruik en dus de emissie van de onderzochte



polluent. Deze gevallenstudie zal dus duidelijk het nut van GIS-systemen duiden.

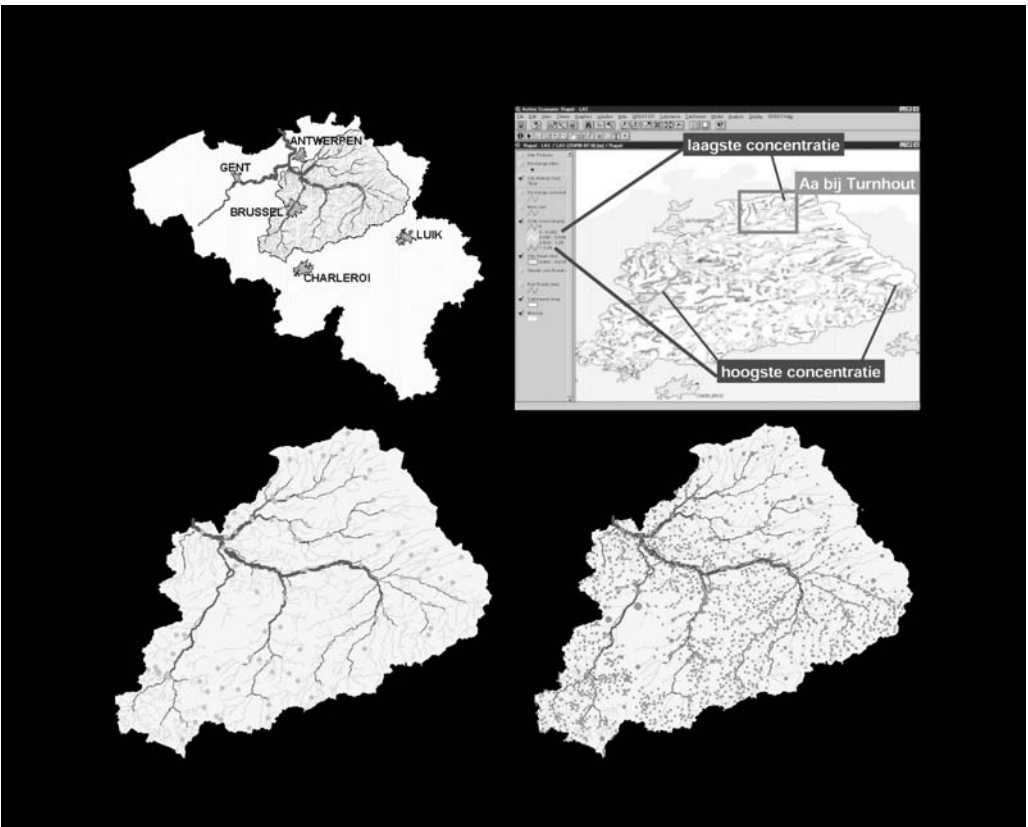
Daarenboven werd in de berekeningen ook expliciet rekening gehouden met de inherente variabiliteit van het systeem, denken we bijvoorbeeld maar aan de variabiliteit van de debieten in rivieren. De GREAT-ER simulatietool maakt gebruik van Monte Carlo simulatie om de variabiliteit van de gegevens te laten propageren in de modelvoorspellingen, wat aanleiding geeft tot variabiliteit in de voorspelde concentraties van de polluent (Boeije et al., 1997).

De output van de GREAT-ER simulatietool is dus een GIS-kaart met daarop een statistische distributie (typisch een lognormale verdeling) van de verwachte concentraties van de polluent op verschillende plaatsen in de rivieren. Meestal wordt enkel het gemiddelde van deze distributie getoond wat dan aanleiding geeft tot kaarten, waarop de voorspelde gemiddelde

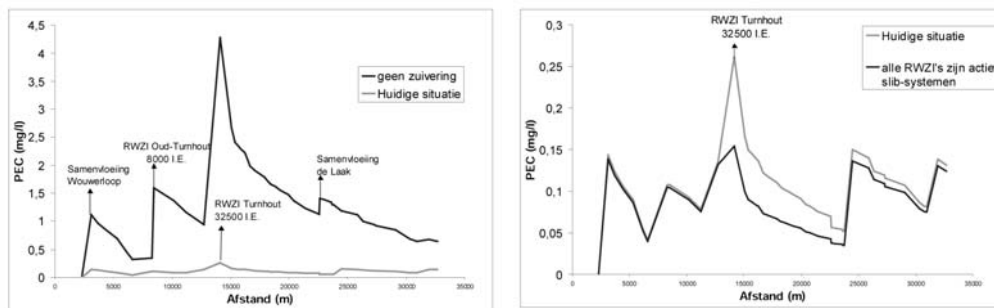
concentraties in kleurcode worden weergegeven.

Dit laat toe om snel tot risico-analyse of 'hot spot' identificatie over te gaan (zie bijvoorbeeld Figuur 13). Recent werk gaat verder in de (probabilistische) risico-analyse op basis van de distributies zelf daar het bijvoorbeeld vooral de hogere concentraties zijn die leiden tot effecten op het ecosysteem (Verdonck et al., 2002).

In het voorbeeld van Figuur 13 werd het gedrag van het detergent LAS doorgerekend voor het Rupelbekken (Verdonck et al., 1999). Het Rupelbekken omvat ongeveer de helft van het oppervlak van het Vlaams Gewest (een klein deel bevindt zich ook in het Waals en het Brussels Gewest) en mondt uit in de Schelde bij Antwerpen. Voorafgaand aan het doorrekenen van de LAS-concentraties waren belangrijke inspanningen nodig om de benodigde data te verzamelen bij de verschillende Vlaamse (en Brussels en Waalse)



**FIGUUR 13:** GREAT-ER voorspellingen (rechtsboven) voor LAS in het Rupelbekken (linksboven). Inputgegevens waren de gezuiverde lozingen (rwzi's, linksonder) en de ongezuiverde lozingen (rechts-onder) (Verdonck et al., 1999).



**FIGUUR 14:** Langsprofilen van LAS-concentraties in de Aa bij Turnhout voor drie situaties: huidige toestand t.o.v. de complete afwezigheid van rwzi's (links) en de huidige situatie t.o.v. een situatie waarin het oxydatiebed van Turnhout vervangen wordt door een actief slib systeem (rechts).

instanties en de consistentie ervan te evalueren. Ter illustratie zijn in Figuur 13 resulterende GIS-kaarten weergegeven betreffende de lozings via de rwzi's (dertig procent van het afvalwater) (linksonder) en de rechtstreekse lozings (via riolen die nog ongezuiverd in de rivieren lozen, zeventig procent van het afvalwater) (rechtsonder).

De resulterende GREAT-ER-voorspelling is de kaart rechtsboven Figuur 13 waarop voor elke rivier concentraties in kleurcode worden weergegeven. Duidelijk is dat bepaalde rivierbekkens, bv. het Netebekken in het noorden van de provincie Antwerpen, reeds goed gesaneerd zijn, terwijl de situatie bij Brussel bedroevend te noemen is met 'rode' concentraties in de Zenne tot de monding in de Rupel. Noteer dat de modellen die in GREAT-ER gebruikt worden niet alleen de afbraak in de rwzi beschrijven, maar ook rekening houden met de afbraak en de verdunning van het detergent in de rivier. Zo ziet men in het oosten van het Rupelbekken rode riviersecties stroomafwaarts overgaan in oranje en groene secties. Dat wijst op het zelfreinigend karakter van de rivier.

Een belangrijk beleidsondersteunend gebruik van een pakket als GREAT-ER wordt geïllustreerd in Figuur 14. In deze figuur wordt één rivier uit de GREAT-ER-simulatiesresultaten geselecteerd en wordt een langsconcentratieprofiel opgesteld. In dit voorbeeld werd de Aa-rivier bij Turnhout genomen, omdat voor de waterzuiveringsinfrastructuur in dit gebied recent belangrijke beslissingen werden genomen.

Links in Figuur 14 wordt de voorspelde LAS-concentratie in de Aa vergeleken voor de huidige

situatie en voor een situatie waar totaal geen waterzuiveringsinfrastructuur voorhanden zou zijn. Duidelijk zijn de belangrijke stedelijke lozingspunten waar te nemen, evenals de LAS-afbraak en -verdunning in de rivier.

In het rechterdeel van Figuur 14 wordt de situatie onderzocht, waarbij het huidige oxydatiebed in Turnhout wordt vervangen door een efficiënter actief slib systeem. Men kan duidelijk vaststellen dat deze investering een positieve invloed heeft op de rivierwaterkwaliteit over een afstand van niet minder dan tien kilometer. Intussen is de actief slibinstallatie gebouwd.

#### 4. Conclusies

Het ombouwen van een emissiegerichte in een immissegedreven aanpak vormt scharnierpunten in de Europese en Noord-Amerikaanse wetgeving met belangrijke gevolgen voor het stedelijk afvalwaterbeheer. In deze bijdrage werd getracht elementen aan te dragen die het rivierbekkenbeheer in 2015 zullen karakteriseren en enkele mogelijke struikelstenen bij de ontwikkeling daar naartoe werden aangegeven.

Enkele eerste stappen bij het oplossen van drie van deze problemen werden besproken via drie gevalstudies: (I) immissegebaseerde beslissingsondersteuning voor investeringen in de Brusselse afvalwaterzuiveringsinfrastructuur, (II) real-time controle van een afvalwatersysteem op basis van metingen in de ontvangende waterloop in Tielt, West-Vlaanderen en (III) voorspelling van pollutentconcentraties in het Rupelbekken met illustratie van het gebruik van GIS-systemen voor data-opslag en -presentatie.■



**5. Referenties**

- Alex J., Risholt L.P., and Schilling W. (1999). Integrated modeling system for simulation and optimization of wastewater systems. In: Proceedings 8th International Conference on Urban Storm Drainage. Sydney, Australia, August 30 – September 3 1999. pp. 1553-1561
- Boeije G., Vanrolleghem P. and Matthies M. (1997) A geo-referenced aquatic exposure prediction methodology for 'down-the-drain' chemicals. *Wat. Sci. Tech.*, 36(5), 251-258.
- Dedecker, A.P., Goethals, P.L.M. and De Pauw, N. (2002). Comparison of artificial neural network (ANN) model development methods for prediction of macroinvertebrate communities in the Zwalm river basin in Flanders, Belgium. In: Proceedings 2nd Symposium on European Freshwater Systems. *The Scientific World Journal*, 2: 96-104.
- De Pauw, N. (2000). Using RIVPACS as a modeling tool to predict the impacts of environmental changes. In: Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques. Eds. J.F. Wright, D.W. Sutcliffe & M.T. Furse. Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK. pp. 311-314.
- Gabriels, W., Goethals, P.L.M., Heylen, S., De Cooman, W. & De Pauw, N. (2000). Modelling benthic macro-invertebrate communities in Flanders using artificial neural networks. In: Proceedings Watermatex2000 Symposium, Ghent, Belgium, September 18-20 2000. International Water Association. pp. 1.143-1.146.
- Henze M., Gujer W., Mino T. and van Loosdrecht M. (2000) Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Scientific and Technical reports No. 9. London, UK.
- Mark O. and Williams U. (2000). Status and development plans for the Integrated Catchment Simulator. In: Proceedings IMUG workshop, Prague, Czech Republic, April 12–14 2000.
- Meirlaen J. (2002) Immission based real-time control of the integrated urban wastewater system. Proefschrift. Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen. Universiteit Gent. pp. 246.
- Meirlaen J., Huyghebaert B., Sforzi F., Benedetti L. and Vanrolleghem P.A. (2001) Fast, simultaneous simulation of the integrated urban wastewater system using mechanistic surrogate models. *Wat. Sci. Tech.*, 43(7), 301-310.
- Meirlaen J., Van Assel J. and Vanrolleghem P.A. (2002) Real time control of the integrated urban wastewater system using simultaneously simulating surrogate models. *Wat. Sci. Tech.*, 45(3), 109-116.
- Rauch W., Bertrand-Krajewski J.-L., Krebs P., Mark O., Schilling W., Schuetze M. and Vanrolleghem P.A. (2002) Deterministic modelling of integrated urban drainage systems. *Wat. Sci. Tech.*, 45(3), 81-94.
- Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L. and Vanrolleghem P.A. (2001) River Water Quality Model No. 1. IWA Scientific and Technical Report No. 12. IWA Publishing, London, UK. pp. 131.
- Schowaneck D., Fox K., Holt M., Schroeder F.R., Koch V., Cassani G., Matthies M., Boeije G., Vanrolleghem P.A., Young A., Morris G., Gandolfi C. and Feijtel T.C.J. (2000) GREAT-ER: A new tool for management and risk assessment of chemicals in river basins. *Wat. Sci. Tech.*, 43(2), 179-185.
- Schütze M., Butler D. and Beck B. (1999). Optimisation of control strategies for the urban wastewater system - an integrated approach. *Wat. Sci. Tech.*, 39(9), 209-216.
- Vanhooren H., Meirlaen J., Amerlinck Y., Claeys F., Vangheluwe H. and Vanrolleghem P.A. (2002) WEST: Modelling biological wastewater treatment. *J. Hydroinformatics* (in Press)
- Vanrolleghem P.A., Fronteau C. and Bauwens W. (1996). Evaluation of design and operation of the sewage transport and treatment system by an EQO/EQS based analysis of the receiving water immission characteristics. In: Proceedings WEF

Conference Urban Wet Weather Pollution, June 16-19 1996, Québec, Canada. pp. 14.35-14.46.

Verdonck F.A.M., Jaworska J., Janssen C.R., Thas O. and Vanrolleghem P.A. (2002) Probabilistic ecological risk assessment framework for chemical substances. In: Proceedings International Conference on Integrated Assessment and Decision Support (iEMSS2002). Lugano, Italy, June 24-27 2002. Vol. 1, 144-149.

Verdonck F., Boeije G., Schowanek D. and Vanrolleghem P.A. (1999) Geo-referenced regional exposure assessment tool for European rivers (GREAT-ER): A case study for the Rupel basin (B). In: Proceedings 13th Forum Applied Biotechnology. Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent, 64/5a, 225-228.

Wright J.F., Armitage P.D., Furse M.T. and Moss D. (1989) Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Reg. Rivers: Res. Manage.*, 4, 147-155.

Wright J.F., Furse M.T. and Armitage P.D. (1993) RIVPACS - A technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK. *Eur. Water Pollut. Control*, 3(4), 15-25.