

EEN EVALUATIE VAN DE EFFICIENTIE VAN HET RIOOLSTELSEL-RWZI-RIVIER SYSTEEM ONDER DYNAMISCHE OMSTANDIGHEDEN

C. FRONTEAU, W. BAUWENS en
M. SMEETS

Vrije Universiteit Brussel (VUB)

Dienst Hydrologie

P. VANROLLEGHEM

Universiteit Gent (RUG)

Vakgroep Toegepaste Wiskunde

Biometrie en Procesregeling

The paper considers the efficiency of alternative sewer and waste water treatment plant management scenarios with respect to the effluents to the receiving waters. The input time series for the flows and concentrations at the CSO (combined sewer overflow) structures and at the treatment plant intake are obtained through a continuous sewer simulation model. The waste water treatment plant model is based on a structured dynamic model describing COD removal and final settling. Special emphasis is put on the sludge inventory of the plant since this is considered to be the main problem area under storm conditions. The methodology is illustrated on a test case.

Scenarios without and with CSO control measures in the sewer are considered. At the treatment plant, the simulation study evaluates the effect of potential control strategies such as ratio control of the RAS, step feed and retention of first flush in a storm tank. The impact of the effluents on the river system in either scenario for sewer system and treatment plant is studied. Time series of flows and concentrations from both sewer system and treatment plant are used as input to the continuous river model in order to consider the problems from an immission point of view.

INLEIDING

Op jaarlijkse basis stelt de rechtstreekse emissie van polluenten van gemengde rioleringsystemen in de ontvangende waters slechts een fractie voor van de totale hoeveelheid polluenten dat door de RWZI zal worden behandeld. Desondanks mag de impact van de CSO's (Combined Sewer Overflows) op de ontvangende waters niet worden genegeerd, hoofdzakelijk voor wat betreft de piekconcentraties en de accumulatie van toxische bestanddelen. Het belang ervan zal nog versterken naarmate de efficiëntie van de waterbehandeling verbetert. Om de impact van de gemengde riooloverstorten te beperken, kunnen bijkomende opslagfaciliteiten en "real time" controle in het rioleringsstelsel worden beschouwd. In combinatie met - of als gevolg van - dit laatste, kan de belasting van de RWZI worden verhoogd. Dit, op zijn beurt, resulteert in een grotere variabiliteit van de karakteristieken van het RWZI effluent.

Voor de waterkwaliteitsnormen kunnen twee alternatieve benaderingen worden onderscheiden: de Uniform Emission Standard (UES) en de Environmental Quality Objective/Environmental Quality Standard (EQO/EQS) (Tyson et al., 1993). Onder de EQO/EQS benadering worden eerst de doelstellingen met betrekking tot de gebruiken van water geformuleerd, waarna

specifieke, op situatie afgestelde normen worden afgeleid om aan deze doelstellingen tegemoet te komen. In de UES benadering wordt het accent gelegd op de emissienormen, waarbij lokale omstandigheden worden verwaarloosd en op technologie gebaseerde criteria worden beschouwd. De meeste actuele voorschriften voor de overstorten kunnen worden geklasseerd onder die UES benadering. Zij schrijven een beperking van de overstortfrequentie voor (3-10/jaar) en/of een zekere diluiverhouding (bvb. 1:5) die dient te worden gehandhaafd vooraleer overstorten is toegelaten. De actuele, toestandsafhankelijke effecten van de overstorten op het milieu worden hier niet degelijk in overweging genomen.

De bedoeling van een goed ontwerp - op gebied van pollutie - is de effecten van continue en intermitterende emissies in balans te brengen met de aanpassingscapaciteit van het ontvangend milieu, om zo de kwaliteit van dit laatste te optimaliseren tegen minimale kost. Indien deze definitie wordt aanvaard, dringt de analyse volgens de EQO/EQS benadering zich op. Hiertoe moeten de effecten van pollutiebestrijdende scenario's worden beschouwd met behulp van een statistische analyse van de immissiekarakteristieken van het ontvangende water. Daarenboven wordt een holistische aanpak noodzakelijk: alle bronnen van af-

voeren en polluenten moeten worden beschouwd op schaal van het bekken en alle afvoersituaties, alsook de dynamica van het systeem dienen in rekening te worden gebracht.

De resultaten die in dit artikel worden voorgesteld, zijn de resultaten van zo een geïntegreerde analyse. De nadruk wordt gelegd op de interacties tussen het rioleringsstelsel en de RWZI, en meer bepaald op het gedrag van dit laatste onder veranderlijke condities. Tevens wordt gekeken naar de impact van bovenvernoemde interacties op het ontvangend water.

METHODOLOGIE EN MODELLEN

Algemeen

Om een statistische analyse van de immissiekarakteristieken uit te voeren moeten lange tijdreeksen van deze karakteristieken worden gegenereerd voor elk van de beschouwde scenario's. Het gebruik van hydrologische, hydraulische en kwaliteitssimulatiemodellen is hierdoor nodig.

Conceptuele modellen die de fundamentele kwantiteits- en kwaliteitsbepalende processen bevatten, zijn beschikbaar voor de rivier, het zuiveringsstation en de rioleringen. Maar, door hun complexiteit - en bijgevolg lange rekentijden - is hun toepassing beperkt tot de simulatie van specifieke ge-

beurtenissen. Wanneer continue simulaties gewenst zijn voor de generatie van lange tijdsreeksen, zullen modellen moeten worden gebruikt met een eenvoudiger conceptuele achtergrond. Ook het systeem dient op een vereenvoudigde wijze te worden voorgesteld.

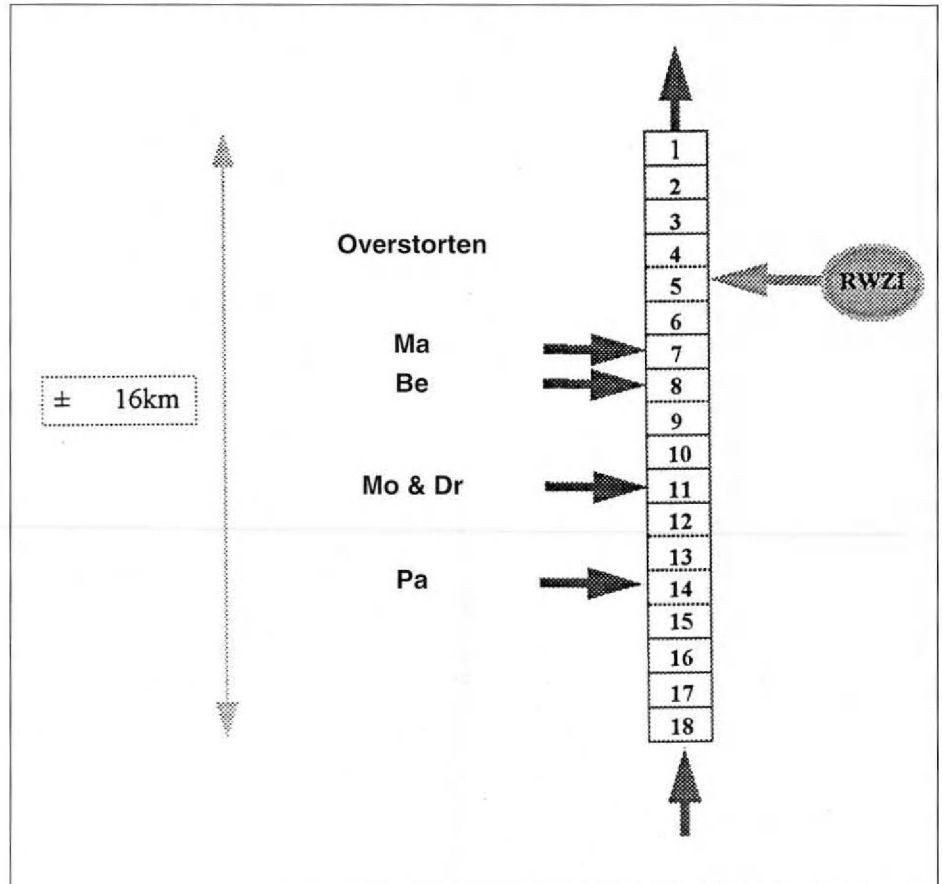
Het rioleringsmodel

Voor deze studie werd het KOSIM model (Harms, 1987) geselecteerd. In dit model wordt het rioleringsstelsel voorgesteld door een aantal reservoirs die in serie of in parallel met elkaar zijn verbonden. Een conceptueel neerslag-afvoer model zet de neerslagreeks om in een afvoerreeks voor het subbekken. Inputs van polluenten worden gegenereerd uit de droog-weer-afvoer (DWA) cyclus en concentraties. Tijdens regenval wordt uitgegaan van het principe van een constante concentratie geassocieerd met de stormafvoer. Sedimentatie en resuspensie worden gemodelleerd voor elk subbekken, steunend op kritische debieten voor bezinking en sedimentverwijdering. Binnen het systeem worden afvoeren en polluenten vervoerd door een constante transporttijd in rekening te brengen. Overstorten en verschillende types bergingsbekkens kunnen worden geïntegreerd. De hydraulische berekeningen voor deze structuren zijn gebaseerd op de continuïteitsvergelijking, op maximale afvoercapaciteiten en op H-Q relaties. In de bergingsbekkens wordt de bezinking van polluenten en sedimenten beschreven door de klassieke sedimentatietheorie. Interacties tussen polluenten en/of het sediment worden niet beschouwd.

Het waterzuiveringsmodel

Een traditioneel koolstofverwijderend waterzuiveringsstation werd gemodelleerd. Het is samengesteld uit een primaire bezinker, 3 volledig gemengde aeratietanks in serie en een finale bezinkingseenheid (Fig.1). Het biotransformatiemodel IAWQ nr. 1 met eliminatie van nitrificatie- en denitrificatieprocessen (Henze et al., 1987) werd gebruikt, met als toestandsvariabelen voor alle compartimenten in het station: X_h (heterotrofe biomassa), X_i (inert partculair

Fig. 2 Schematische voorstelling van het riviermodel



materiaal), X_s (traag hydrolyseerbaar partculair substraat), S_s (opgelost substraat) en S_o (zuurstof).

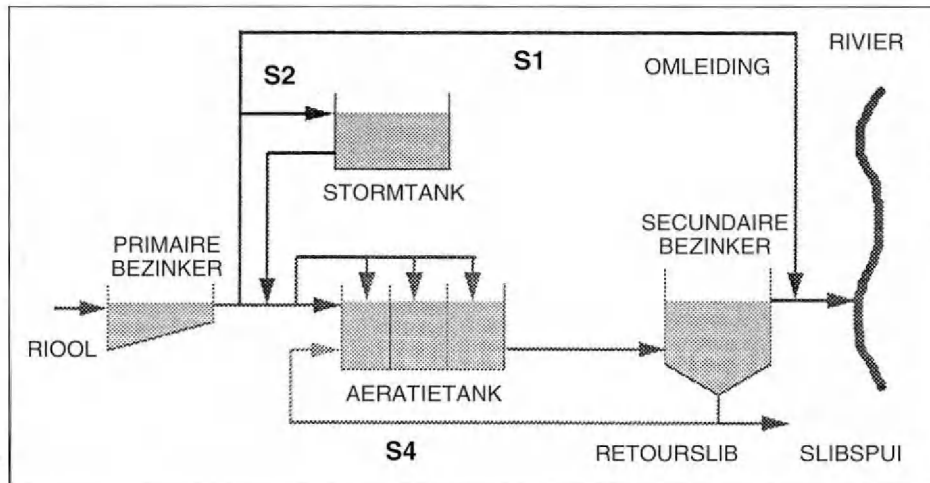
Samen met de informatie over de afvalwatertemperatuur, werd een globale warmtebalans met verschillende warmteverlies- en warmteproductietermen (Van der Graaf, 1976) gebruikt om de dynamica van de gemengde vloeistoftemperatuur te modelleren. De temperatuursafhankelijkheid van massatransfer en biodegradatie werd gemodelleerd op traditionele wijze. Voor de primaire bezinking werd een model ontwikkeld op basis van het 5-lagen model van

Lessard & Beck (1988). Een eerste orde hydrolyse reactie van de traag bio-afbreekbare partculaire fractie is erin opgenomen en de bezinkingssnelheid hangt af van het type afvalwater, i.e. stormwater heeft betere bezinkingseigenschappen dan normaal afvalwater. "Scouring" werd in rekening gebracht volgens Alarie et al. (1980). Secundaire bezinking werd gemodelleerd volgens Takács et al. (1991), gebruik makende van een 10-lagen 1-dimensionaal model. Deze keuze werd gestuurd door de resultaten van Grijpspeerd et al. (1995). Meer details kunnen worden gevonden in Bauwens et al. (1995).

Het riviermodel

Salmon-Q (HR Wallingford, 1994) is het model dat werd gebruikt om de waterkwaliteit van de rivier te modelleren. Hiervoor werd de rivier opgedeeld in een aantal elementen, waarin de nodige vergelijkingen worden opgelost. Het hydrodynamisch gedeelte is gebaseerd op de vergelijkingen van de Saint-Venant (behoud van massa en momentum), terwijl de berekeningen van het pollutentransport steunen op de 1-dimensionale advectie-diffusie vergelijking. Zowel het gemengd rioleringsnetwerk als de RWZI werden in deze studie geïntegreerd (Fig.2). Er is gekeken naar een eenvoudige zuurstofbalans in de waterkolom, i.e. re-aeratie en BZV afbraak werden beschouwd. Hierbij werd rekening gehouden met temperatuursinvloeden. Voor meer details wordt verwezen naar Bauwens et al. (1995).

Fig. 1 Schematische weergave van het zuiveringsstation



HET SYSTEEM

Het rioleringsstelsysteem

Het rioleringsnetwerk dat werd gekozen als model om de methodologie te illustreren omvat vijf collectoren, die de afvalwaters opvangen van een deel van Brussel. Het totale draineeropervlak bedraagt ongeveer 5400 ha, waarvan ca. 1800 ha ondoorlatend is. De gemiddelde inwonersdichtheid komt op ongeveer 53 personen/ha.

De vijf collectoren zijn verbonden met een RWZI door middel van een moerriool die een capaciteit heeft van 5 DWA. Aan de uitgang van elke collector zorgt een overstortconstructie voor de afvoer van het overtollige water naar de rivier (optie CSO, Fig.3). In een tweede scenario zijn on-line bergingsbekkens geplaatst aan de uitgang van elke collector om de overstortfrequentie te beperken tot 7 per jaar (optie BEK, Fig.3). Het totale bijkomende bergingsvolume bedraagt ca. 195000 m³, zoals berekend door Smeets et al. (1995).

Om de debieten in dit systeem met KOSIM te kunnen berekenen, werd het netwerk geschematiseerd met behulp van 50 subbekkens om zo rekening te kunnen houden met interne berging en transporttijdeffecten.

De stormafvoeren werden berekend rekening houdend met bevochtigingsverliezen (.5 mm), verliezen te wijten aan berging in depressies (1.8 mm) en een tijdsafhankelijke afvoercoëfficiënt (tussen .25 en 1). Gegevens uit de literatuur werden gebruikt voor de afspoelingsconcentraties tijdens regenval (Jolánkai, 1992): .06, .13 en .5 g/l voor respectievelijk BZV, CZV en zwevende stoffen (ZS). Met deze concentraties worden gemiddelde dagelijkse ladingen bekomen van ca. 2, 4.5 en 17 T voor BZV, CZV en zwevende stoffen. Uit een vergelijkende studie van de resulterende emissie-karakteristieken ter plaatse van de overstorten (Smeets et al., 1995) met gegevens bekomen uit Nederland (Bakker et al., 1989), kan besloten worden dat deze gegevens realistisch zijn.

De dagelijkse cyclus voor de DWA karakteristieken is gebaseerd op in situ metingen van kwantiteits- en kwaliteitsvariabelen

(VUB, 1992; ULB, 1992). De gemiddelde dagelijkse afvoer bedraagt 45000 m³, terwijl ca. 13 T BZV, 28 T CZV en 10 T zwevende stoffen vrijkomen op dagelijkse basis. Deze laatste gegevens corresponderen met concentraties van .35, .6 en .24 g/l respectievelijk. De dagelijkse maximum/minimum verhouding is 1.85 voor het debiet en 6 voor de pollutantenstroom.

Voor wat het sedimentatieprobleem betreft, werd aangenomen dat geen sedimentatie optreedt in de pijpleidingen. In de bergingsbekkens daarentegen hangt de sedimentatie-efficiëntie af van de vullingsgraad van het bekken. De maximale efficiënties werden gegeven door .12 voor BZV en CZV, en door .27 voor de zwevende stoffen (Degremont, 1991).

Het waterzuiveringsstation

Vier werkingsscenario's werden geëvalueerd met betrekking tot hun impact op de effluentkwaliteit, i.e. de combinatie van effluent en "bypass" van het zuiveringsstation, voornamelijk onder veranderlijke afvoercondities (Fig.1):

- S1. Referentiescenario
- S2. Stormtank
- S3. "Step feed"
- S4. Verhoudingsregeling van het retourslib-debiet

Voor de primaire bezinking wordt een hydraulische verblijftijd bekomen van 2 uren bij DWA, hetgeen resulteert in een oppervlaktebelasting van 1.8 m/u. In het referentiescenario wordt een maximum van 5 DWA door de primaire bezinkingseenheid gestuurd gedurende stormcondities. Daarvan stroomt 2.5 DWA door de aeratietanks terwijl de rest wordt omgeleid naar de rivier.

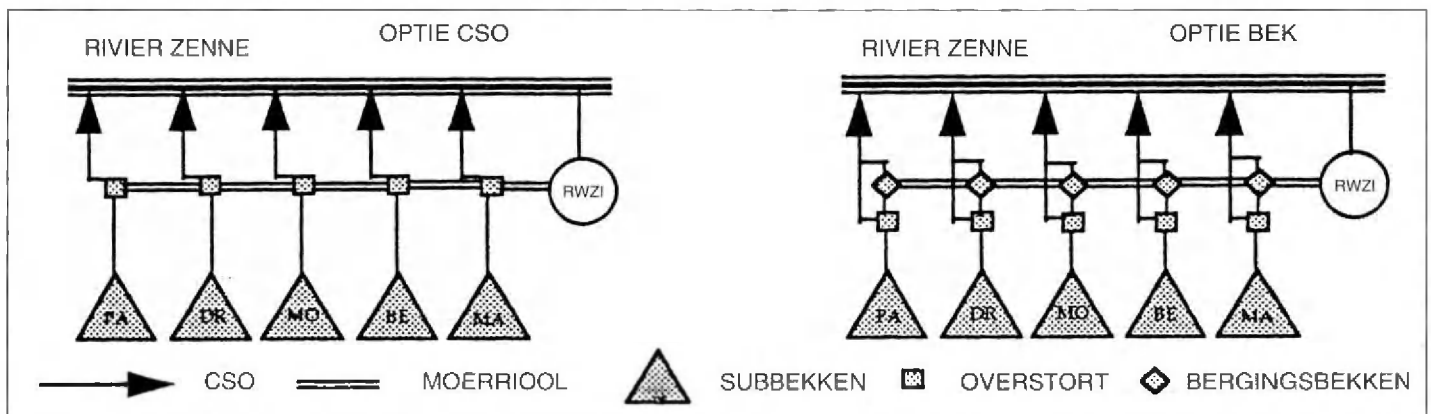
De hydraulische verblijftijd in de aeratietanks bedraagt 9 uren gedurende DWA en de slibbelasting is ongeveer .25 g CZV/g CZV/d. De controle van de opgeloste zuurstof (OZ) gebeurt met een beluchtingsstelsysteem met 3 intensiteitsniveau's dat toelaat de aeratiecapaciteit boven de basisaeratie te verhogen met een factor twee of vier wanneer de OZ onder 2 mg/l daalt. Op dezelfde manier grijpt een reductie van de aeratieintensiteit plaats wanneer de OZ boven

4 mg/l stijgt. Om aan de mengingsnoden tegemoet te komen, wordt steeds een minimum aeratie onderhouden. Bovendien kan de toestand van het aeratiesysteem enkel veranderd worden om de 2 uren. Dit werkingsschema heeft OZ oscillaties tot gevolg. Voor de secundaire bezinking werd een hydraulische verblijftijd van 6 uren gekozen en een ontwerp oppervlaktebelasting van .6 m/u onder DWA. De ingang werd geïnstalleerd op één vierde van de totale hoogte van de bezinkingseenheid. Normale werking van de eenheid omvatte een constant retourslibdebiet, gedefinieerd door een retourverhouding van 25 % van de gemiddelde DWA. Het constante slibspuidebiet werd vastgelegd op .75 % van de gemiddelde DWA. Voor een typische afvalslibconcentratie van 14 kg CZV/m³ wordt een slibleeftijd van ca. 9 dagen gevonden. Het slibdebeten bevindt zich hierbij tussen 20 en 50 % van de hoogte van de bezinkingseenheid.

In scenario 2 (S2) is een stormtank met een volume van 6 uren DWA geïnstalleerd na de primaire bezinkingseenheid. Deze treedt in werking in "fill-and-bypass" mode (Lessard & Beck, 1990): wanneer de afvoer komende uit de primaire bezinkingseenheid de 2.5 DWA overschrijdt wordt het teveel omgeleid naar de stormtank, zolang die nog niet gevuld is. Wanneer de stormtank vol raakt, wordt de overmaat rechtstreeks naar de rivier geleid. Dit scenario maakt dat de dikwijls sterk gepollueerde inhoud van de primaire bezinkingseenheid in het begin van een stormgebeurtenis (een derde van de stormtankcapaciteit) en de first flush niet worden omgeleid, maar opgeslagen voor latere behandeling. Van zodra het effluent van de primaire bezinkingseenheid opnieuw onder de 2.5 DWA valt, wordt met de lediging van de tank gestart. De ledigingsnelheid is zodanig aangepast dat de volledige instroomcapaciteit naar de aeratietanks wordt benut (2.5 DWA).

Scenario 3 (S3) wordt geëvalueerd daar het voordelig wordt beschouwd voor tijdelijke afname van de slibbelasting in de secundaire bezinkingseenheid tijdens stormgebeurtenissen (Olsson & Jeppsson, 1994). Het laat voornamelijk toe het slib tussen de eindbezinker en de aeratietanks te herverdelen. Het influent wordt verdeeld over de verschillende aeratietanks in plaats

Fig.3 Het vereenvoudigd rioleringsstelsysteem voor de CSO en BEK opties



van volledig de eerste tank te betreden. De verdeling gebeurt gelijk over de drie tanks. Hierbij dient in acht te worden genomen dat tijdens deze operatie de zuiveringsefficiëntie daalt door de afnemende biocatalytische concentratie en hydraulische verblijftijd. Men rekent op absorptie voor de verwijdering van de meeste polluenten.

In het laatste scenario (S4) wordt het effect van de klassieke verhoudingsregeling van het retourlibdebit bestudeerd (Andrews, 1974). In deze benadering is het retourlibdebit niet langer constant, maar varieert het proportioneel met het influentdebit. De evenredigheidsfactor bedroeg .25. Een direct gevolg van zulke benadering is dat de biomassaconcentratie in de aerietanks stabiel is, terwijl de onderstroomconcentratie in de eindbezinker blootgesteld is aan grotere variaties. Dit wijst aan dat de performantie van de bezinker in dit scenario zal verslechteren, terwijl positieve effecten kunnen worden verwacht op het niveau van de biodegradatiecapaciteit van het station. Het is belangrijk op te merken dat de tijdsvertragingen bij de opwekking van hydraulische storingen moeten worden in rekening gebracht om een meer realistische beschrijving van het gedrag van het station te bekomen, vooral onder dergelijke controlestrategieën (Olsson & Stephenson, 1985; Olsson & Jeppsson, 1994).

Het riviersysteem

Deze studie omvat de modellering van ca. 15 km van de Zenne. De rivier werd opgedeeld in 18 elementen met elk ongeveer een lengte van 850 m (Fig.2).

Als input van het model werden de resultaten gebruikt van de riolerings- en waterzuiveringsmodellen. Deze resultaten omvatten waarden om de 10 minuten van volgende parameters: debiet, temperatuur, zwevende stoffen, BZV - opgelost en particulier - en OZ. Voorlopig werd enkel het effect van de

verschillende situaties op de BZV en de OZ concentraties in de rivier bestudeerd. In de nabije toekomst zal eveneens aandacht worden besteed aan de aspecten m.b.t. nitrificatie, eutrofiëring, e.d. Vier verschillende situaties werden beschouwd: RWZI scenario's 1 en 2 (S1 en S2) onder de BEK optie en dezelfde twee scenario's onder de CSO optie.

Verder zijn ook nog debietsreeksen opwaarts en waterniveaureksen aan het afwaarts gelegen punt nodig om het model te voeden. Het betreft hier opnieuw waarden om de 10 minuten. De initiële condities, parameters en verdere grensvoorwaarden werden bekomen uit vroegere modelleringsstudies uitgevoerd op de Zenne en uit de literatuur. Hierop wordt meer in detail gegaan in Bauwens et al. (1995).

RESULTATEN

De berekeningen werden uitgevoerd gebruik makende van regenvaldata (tijdspan 10 minuten) van het Koninklijk Meteorologisch Instituut van Ukkel. De resultaten van de simulaties voor het jaar 1986 worden hier uiteengezet.

Gedrag van het gehele systeem

Fig.4 geeft een overzicht van de verdeling van de jaarlijkse vuilvrachten. Het totale watervolume dat door het systeem gegenereerd werd, bedraagt 29.1 Mm³ waarvan 12.4 Mm³ het stormvolume voorstelt. Voor wat de CZV betreft, stamt 16% van de geproduceerde 9900 T uit het stormvolume. Voor de zwevende stoffen is dit 64% van de 9700 T.

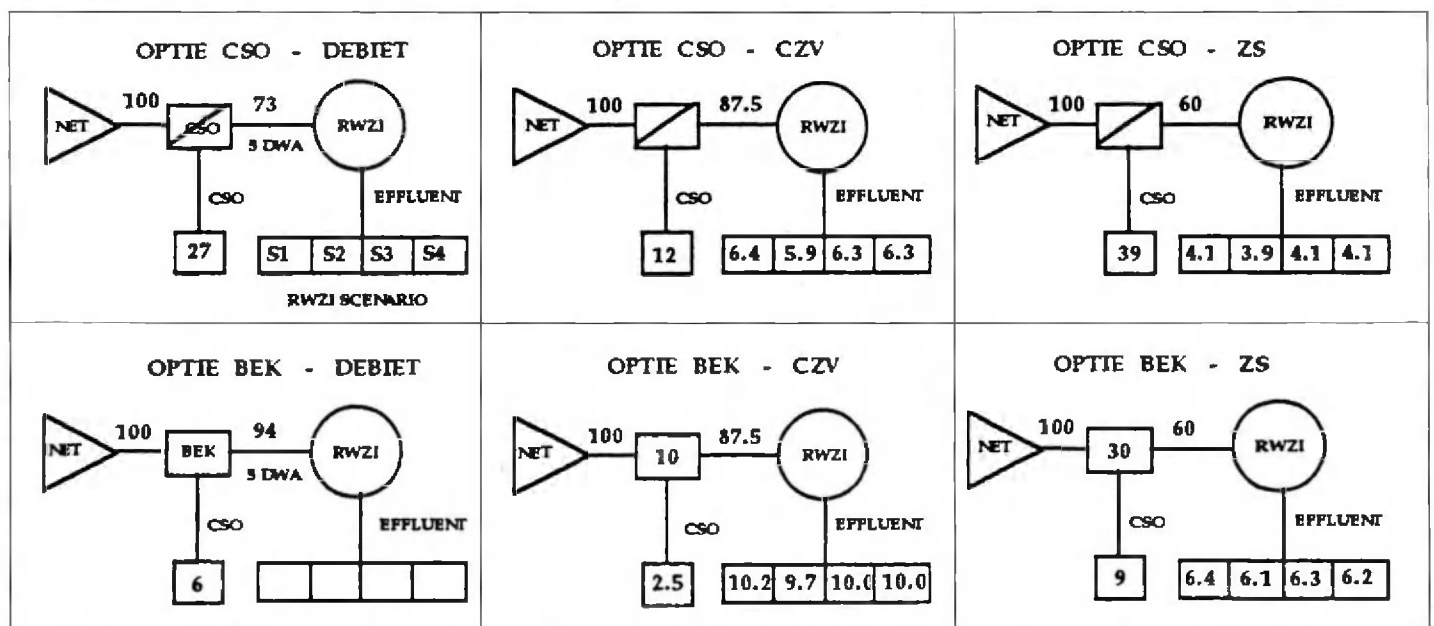
Voor de CSO optie varieert het aantal overstortgebeurtenissen in 1986 tussen 100 en 150, afhankelijk van de beschouwde overstort. De gemiddelde overstortduur bedraagt 6.7 uren of een totaal van 660 uren. Dit re-

sulteert in een volume dat zonder behandeling naar de rivier wordt gestuurd gelijk aan 27% van het totale afvalwatervolume. Voor de CZV (BZV) en de zwevende stoffen is deze fractie respectievelijk 12% en 39%. Wanneer bijkomende berging wordt voorzien (BEK optie), nemen deze fracties af tot 6, 2.5 en 9%. De gemiddelde overstortduur stijgt dan echter tot ongeveer 18 uren voor de 7 overstortgebeurtenissen. Er dient te worden vermeld dat de reductie van de emissie voor de 2 zwaarste overstortgebeurtenissen minder dan 20% bedraagt. Ten gevolge van sedimentatie in de bekens - 10% van de CZV en 30% van de zwevende stoffen wordt in het bekken weerhouden - is de totale massaflux naar de RWZI quasi gelijk voor beide scenario's.

Door de stijging van het debiet dat door de RWZI gaat in de BEK optie wordt een algemene daling van de zuiveringsefficiëntie waargenomen: terwijl ca. 6% van de CZV/BZV en 4% van de zwevende stoffen gevonden werden in het effluent van de RWZI onder optie CSO, werden respectievelijk waarden van 10 en 6% genoteerd voor de BEK optie. De globale efficiëntie van de laatste optie met betrekking tot de gemengde overstort - RWZI emissies blijft hoe dan ook de beste: de totale CZV/BZV emissies zijn verminderd van 18 tot 12% en de emissies van zwevende stoffen van 43 tot 15%.

De verschillende RWZI werkingsscenario's hebben weinig effect op de totale of piekvuilvrachten van het effluent: een verschil van slechts 5% werd waargenomen tussen de effluentvuilvrachten van het beste en het slechtste scenario. Nochtans moet worden gezegd dat de alternatieve scenario's hun positieve effecten vooral zullen hebben in de situaties waarbij de eindbezinker nagevoel overbelast is. Dit is echter nooit het geval met de hier beschouwde behandelingsseenheid.

Fig.4 De jaarlijkse massadistributie

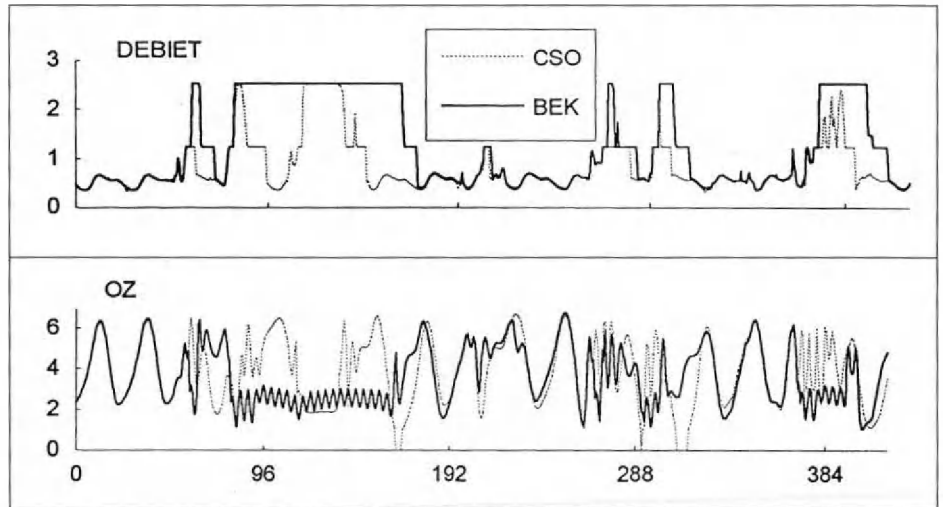


Een meer gedetailleerde analyse van het RWZI gedrag onder veranderlijke condities

Algemene parameters zoals gemiddelde of extreme waarden kunnen een vertekend beeld geven van de prestatie van het systeem. Men kan zich inderdaad inbeelden dat de maxima identiek zijn omdat het gedrag van het station voor alle scenario's analoog is voor die bepaalde gebeurtenis waarbij de capaciteit van de RWZI wordt overschreden. Ook kunnen gemiddelde waarden voornamelijk worden gecontroleerd bij prestatie gedurende DWA zodat weinig verschil kan worden gemaakt tussen de werkingsscenario's. In tegenstelling hiermee, tonen gedetailleerde analyses van de concentratie en massaflex frequentiedistributies zekere tendensen. Er dient te worden opgemerkt dat deze tendensen behoorlijk versterkt kunnen worden voor een zuiveringsstation dat minder efficiënt is dan datgene dat in deze studie werd gemodelleerd.

Voor wat de effluentdebieten betreft, tonen de distributies een duidelijk effect van de aanwezigheid van reservoirs in het rioleringsstelsel aan (Fig.5). Vergelijken met de CSO optie is de frequentie van 5 DWA influent in de BEK optie significant gestegen door de lediging van de bekken aan dit debiet. Dit zal de prestatie van de RWZI na regenstormen nadelig beïnvloeden omdat deze handeling aanleiding zal geven tot een aanhoudende omleiding van 2.5 DWA aan afvalwater dat enkel fysische behandeling geniet. Werking van het station volgens scenario 2 zal dan weer toelaten stormwaters in het station tijdelijk op te slaan. Dit heeft tot gevolg dat de aanwezigheid van het aantal 5 DWA belastingen is gedaald met gelijktijdig een stijging van de 2.5 DWA belastingen, gedeeltelijk veroorzaakt door de lediging van de stormtank in het station (dit laatste leidt immers ook tot een langer aanhoudend ingangsbetrag van 2.5 DWA van de aeratietanks). Bijgevolg zorgt scenario 2 voor een significante da-

Fig.6 Evolutie van effluentdebieten (x DWA) en OZ concentraties (mg/l) gedurende lange regenperiodes (tijd in uren)



ling van de hoeveelheid afvalwater die niet aan biologische behandeling is onderworpen.

In het geval van langere regenperiodes echter (Fig.6) blijkt dit scenario minder doeltreffend. Omdat lediging van de reservoirs hoofdzakelijk gedurende DWA condities plaatsgrijpt, is het evident dat het aantal ingangen in de distributie gedaald is. Algemeen is een verschuiving naar hogere influentdebieten merkbaar in de BEK optie, hetgeen leidt tot een hogere hydraulische belasting van het zuiveringsstation. Aangezien dit effect samengaat met het feit dat eenzelfde lading door de biologische behandelingseenheid wordt gestuurd (zie hoger), kan men besluiten dat meer verdund afvalwater dient te worden behandeld bij een kortere verblijftijd.

Vergelijking tussen de rioleringsontwerpen geeft een betere kwaliteit van het RWZI effluent voor de CSO optie weer. Dit is niet verrassend daar de hydraulische belasting en de bypassfrequentie voor de BEK optie

hogere liggen. Dit induceert een hogere frequentie aan effluents van mindere kwaliteit. Werking van het station volgens scenario 2 doet deze vaststelling deels teniet daar de bypassfrequentie in belangrijke mate wordt gereduceerd (zie hoger). Nogmaals, lange regenperiodes zwakken dit positieve effect van scenario 2 af.

Het is gebleken dat de controle van de verhouding retourslibdebet (scenario 4) een positief effect heeft op de lagere klassen van effluentconcentraties. Dit kan worden verklaard door het stabiliserend effect dat deze controle heeft op de biomassaconcentraties in de aeratietanks. Dit zou de variatie van de biodegradatiecapaciteit (tot 25%), geobserveerd in de andere scenario's bij hogere debieten en dus kortere hydraulische verblijftijden, moeten beperken. Dit effect is het meest zichtbaar voor de lagere CZV klassen. Merk op dat het negatieve effect van dit scenario op de bezinking niet tot uiting komt vanwege de gekozen (goede) slibbezinkingseigenschappen.

De resultaten van de OZ concentraties van het effluent bevestigen de toenemende belasting van het station onder de BEK optie. Toch wordt voor de CSO optie vastgesteld dat piekbelastingen resulteren in een hogere frequentie van OZ concentraties lager dan 1 mg/l. Het dempend effect van de bergingsbekkens is hierbij aangetoond. De concentratie-duur-frequentie (CDF) curven (Fig.7) geven de aanwezigheid weer van een OZ val onder zekere limieten. De belangrijkste bemerking die kan worden gemaakt, is dat ca. 10 gebeurtenissen voorkomen gedurende de gesimuleerde periode waarvoor de OZ concentratie van het effluent onder de 4 mg/l zakt voor een periode langer dan een dag. Dit is opnieuw het gevolg van het feit dat de lediging van de stormbekkens aanleiding geeft tot de aanhoudende omleiding van afvalwater naar de rivier. De aandacht dient te worden gevestigd op de voorzichtigheid waarmee moet omgesprongen worden bij de interpretatie van deze gegevens, daar het OZ controlesysteem ook de OZ resultaten beïnvloedt. In feite is het effect alleen significant wan-

Fig.5 Frequentiedistributies voor debieten (x DWA) en CZV concentraties (mg/l) van RWZI effluent

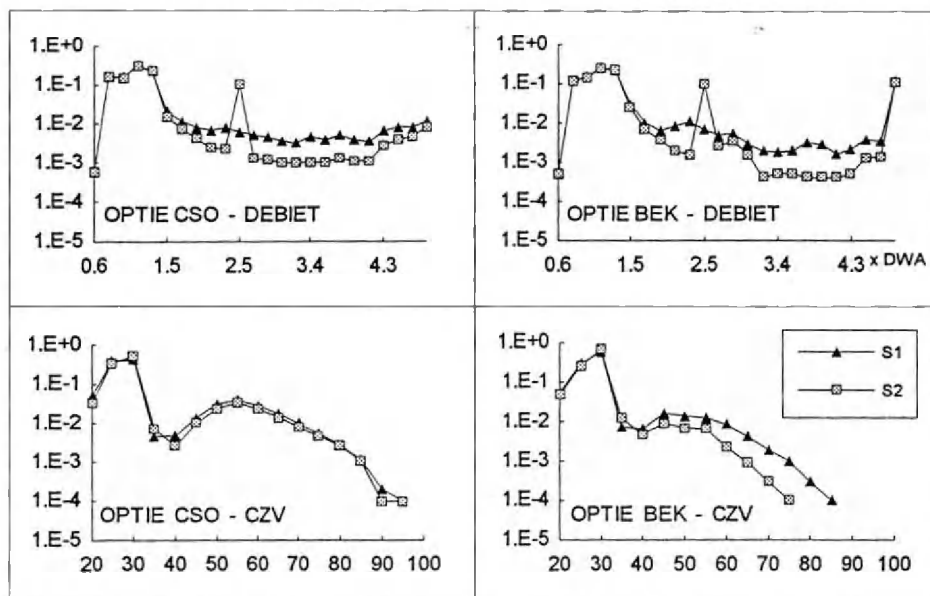
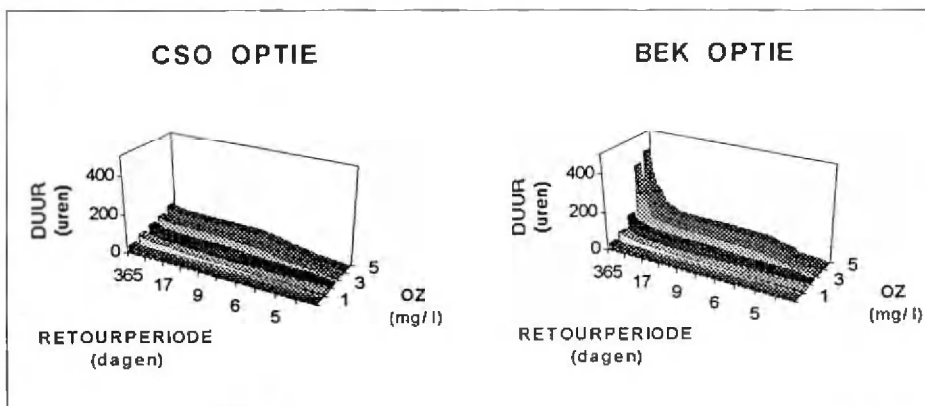


Fig.7 OZ concentratie-duur-frequentie curven voor scenario 1

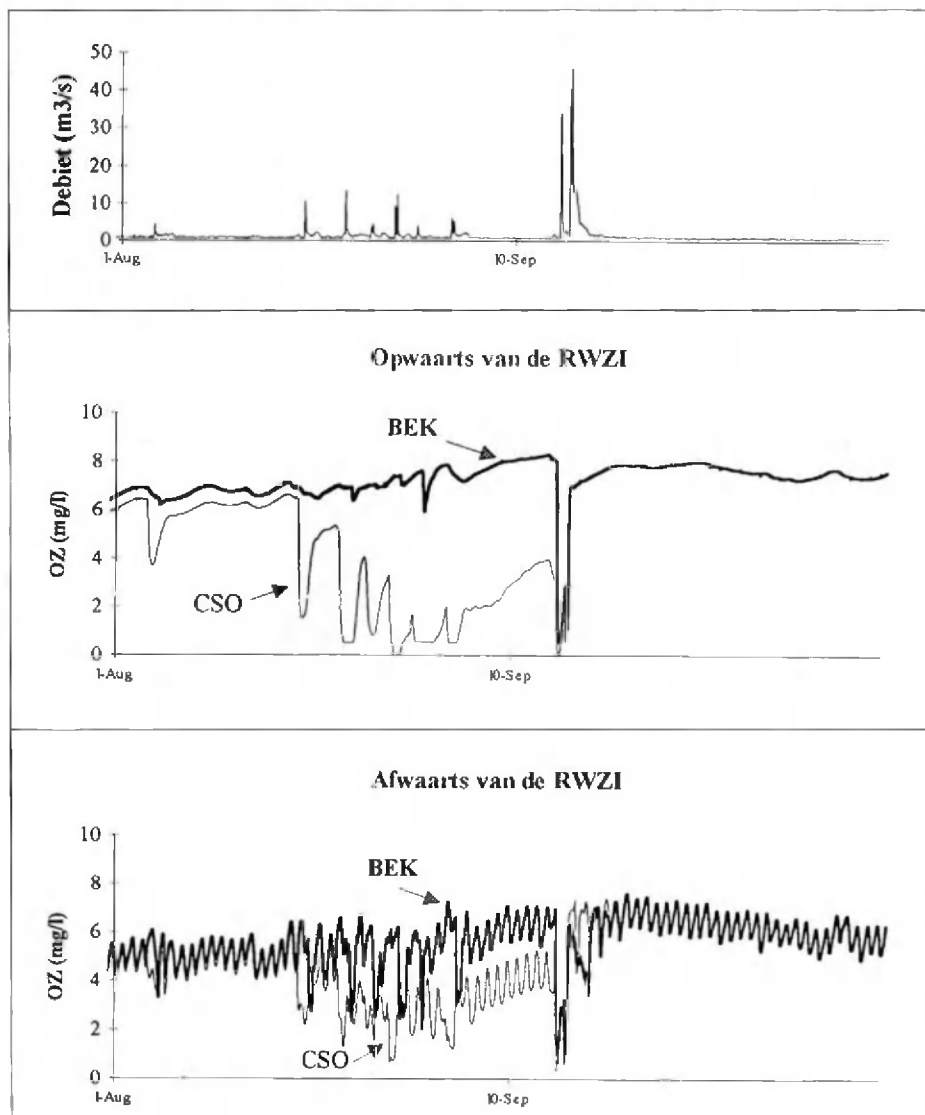


neer de OZ onder de 2 mg/l zakt voor een langere periode, omdat dit erop wijst dat onvoldoende aeratiecapaciteit voorhanden is om alle afvalwater te behandelen.

Wanneer men de frequentiekrommen van de uittrekkende massafluxen van naderbij bestudeert, kunnen gelijkaardige conclusies en interpretaties worden aangehaald.

Een merkwaardig resultaat verschijnt in de fluxen van uitgestoten zuurstof in geval van scenario 2, waarbij een bijzondere massaflux plaatsgrijpt met uitzonderlijk hoge frequentie. Deze piek wordt veroorzaakt door de lediging van de stormtank in het zuiveringsstation met een redelijk lage vervu-

Fig.8 Tijdreeksen voor debieten en OZ concentraties opwaarts en afwaarts van de RWZI voor BEK en CSO optie



lingsgraad en maximale hydraulische belasting, resulterend in hoge OZ massafluxen.

Tenslotte moet worden gezegd dat de CZV die in het RWZI effluent achterblijft voornamelijk te wijten is aan zwevende stoffen. De analyse kan daarom worden beperkt tot de analyse van één van beide. Dit duidt nogmaals op het feit dat de functie van de bezinker één van de zwakke plekken is in afvalwaterzuivering en het is niet slecht de lezer eraan te herinneren dat modellen hiervoor nog steeds niet volledig zijn.

Analyse van de impact op de rivier

Bij vergelijking van de opties BEK en CSO betreffende de rivierdebieten (voor RWZI scenario 2) valt vooreerst op dat de piekdebieten meestal beduidend lagere waarden aannemen en dat ze ook minder talrijk zijn bij de BEK optie. Daarentegen hebben de bekkens slechts een beperkt effect op de belangrijkste stormgebeurtenissen die toch nog aanleiding geven tot een overstort. Zo zijn de twee grootste piekafvoeren over 1986 nagenoeg identiek voor beide opties.

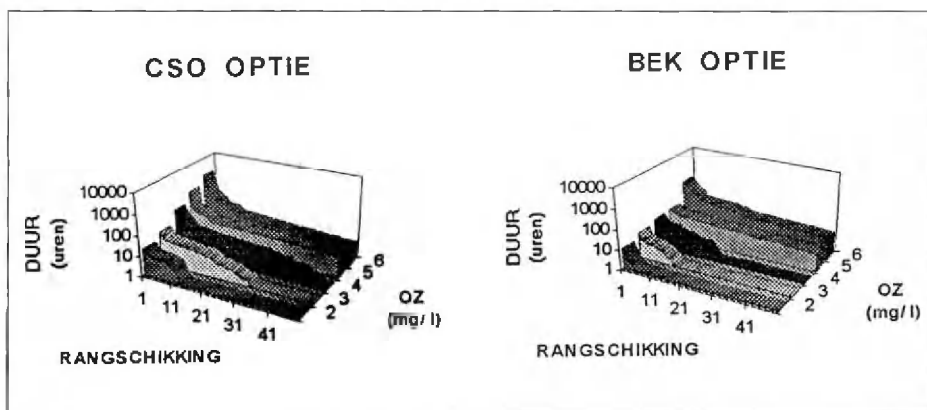
Opwaarts van de RWZI is het globaal voordelig effect van de bekkens op de OZ concentraties overduidelijk (Fig.8). Ook hier geldt evenwel dat de meest ongunstige situaties amper verschillen voor de beide opties; ze worden veroorzaakt door de stormen die onder de BEK optie niet worden gecontroleerd.

Een interessante uitzondering op dit fenomeen vormt een episode in augustus 1986. Tijdens deze periode leiden verschillende opeenvolgende - op zich niet extreme - overstortgebeurtenissen (optie CSO) tot een kritische situatie die ca. 2 weken aanhoudt. Als gevolg van het lage basisdebiet van de rivier en de hoge temperatuur tijdens deze periode, kan de rivier het evenwicht niet herstellen. Voor de zware - doch kortstondige - stormgebeurtenis die half september optreedt, en voor analoge successies van overstorten die zich tijdens andere seizoenen voordoen, wordt daarentegen vastgesteld dat de OZ concentratie na korte tijd weer naar hogere waarden klimt. De gebeurtenissen van augustus illustreren zeer goed dat bij de analyse van het effect van overstorten rekening dient te worden gehouden met een combinatie van factoren die de waterkwaliteit van de rivier beïnvloeden.

Afwaarts van de RWZI neemt het verschil tussen beide opties af (Fig.8), als gevolg van de hogere BZV waarden afkomstig van de RWZI onder de BEK optie. Uit de CDF curven (Fig.9) blijkt echter dat kritische situaties ($OZ < 5$ mg/l) vaker optreden voor de CSO optie, zodat de BEK optie ook afwaarts van de RWZI voordelig blijft.

De analyse voor scenario 1 geeft aanleiding tot analoge besluiten. Tussen de scenario's onderling zijn, zoals eerder al opgemerkt, weinig verschillen merkbaar. Toch kan worden opgemerkt dat scenario 2 iets betere resultaten oplevert, wat uit de inter-

Fig. 9 CDF curven voor de OZ concentratie afwaarts van RWZI voor BEK en CSO optie



pretatie van het RWZI gedrag te verwachten was.

DISCUSSIE EN AFSLUITENDE BEMERKINGEN

De voorgestelde resultaten maken deel uit van een analyse van een geïntegreerde methodologie waarin de effecten van (huishoudelijke) afvalwaterlozing op de kwaliteit van het ontvangende water worden geëvalueerd. De gebruikte scenario's, hypothesen en parameters zijn niet gekozen om een optimale controlestrategie te vinden voor het gegeven realistische - maar virtuele - bekken, maar wel in het licht van bovenvernoemde evaluatie van een nieuwe methodologie.

Voor de interpretatie van de resultaten mogen de combinaties van hypothesen en parameters echter niet uit het oog worden verloren. Wat betreft het rioleringsstelsel waren gemeten waarden bij DWA voorhanden, maar werden gegevens uit de literatuur gebruikt voor de kwaliteit tijdens de regenafvoer. Daarenboven werden de afspoelingsconcentraties als constant beschouwd: het "first flush" fenomeen - in de zin van een verhoging van concentraties veroorzaakt door afspoeling en/of resuspensie van sediment in pijpleidingen - werd niet beschouwd. Voor de BEK optie werden on-line bergingsbekkens gekozen en werd geen rekening gehouden met de pollutanten die in deze bekken bezonken. Het bergingsvolume werd dermate bepaald dat de overstortfrequentie beperkt blijft tot 7 keer per jaar, voor een ledigingssnelheid in overeenstemming met de maximale moerrioolcapaciteit van 5 DWA. Voor de RWZI moet eraan worden herinnerd dat dit werd ontworpen voor een influentcapaciteit van 2.5 DWA en dat een relatief hoge efficiëntie werd bereikt, voornamelijk als gevolg van de aangenomen bezinkingskarakteristieken van het slib.

Onder deze veronderstellingen kan een grote reductie van de CSO emissies worden bekomen door installatie van bergingsbekkens in het rioleringsnetwerk, vooral m.b.t. de zwevende stoffen. Hoewel dit leidt tot een toename van de emissies uit de RWZI met ongeveer 50%, is het netto effect van de bekken duidelijk voordelig. Dit

blijkt ook uit de resultaten bekomen met het riviermodel, vanuit immissie standpunt. Het is ook belangrijk voor ogen te houden dat de bekken een marginaal effect hebben op de - vanuit volume standpunt - belangrijkste overstortgebeurtenissen.

Voor het beschouwde systeem blijken de globale emissies voor de verschillende RWZI scenario's weinig verschillen te vertonen. Algemeen is het beste scenario datgene met de stormtank (S2), dat de beperking van de RWZI capaciteit tot 2.5 DWA tijdelijk weet te omzeilen. Met betrekking tot dit scenario moet worden vermeld dat een alternatief erin zou kunnen bestaan de ledigingssnelheid van de bekken aan te passen aan de RWZI capaciteit (en consequent hiermee de volumes van de bekken in het rioelstelsel aan te passen). De meer complexe beheersschema's voor de RWZI blijken niet superieur aan het S2 scenario. Toch wijzen sommige trends in de concentratie en massaflux distributies erop dat deze schema's hun nut kunnen bewijzen in het kader van een dynamisch - influent gestuurd - beheer van de RWZI onder veranderlijke condities. Dit zou vooral het geval zijn indien de bezinkingskarakteristieken van het slib minder goed zijn. Ook kunnen deze schema's nuttig zijn met betrekking tot het lot van ammonium, daar dit oplosbaar element zeer gevoelig is voor de verlaagde reactietijd ten gevolge van hydraulische overbelasting (Durchschlag et al., 1992). Verder onderzoek moet worden gewijd aan deze bedenkingen.

Integratie van de problemen is slechts mogelijk door de effecten van de voorgestelde maatregelen op de ontvangende waters te bestuderen. De methodologie hiervoor vereist het gebruik van simulatiemodellen voor de analyse van het globale systeem onder veranderlijke condities, i.e. door continue modellering. De toepassing van dergelijke modellen is technisch mogelijk. Op een PC486/66MHz neemt de simulatie van een volledig jaar met de modellen beschreven in dit artikel minder dan 30 minuten in beslag voor het rioleringsstelsel en minder dan 2 uren voor de RWZI. Wat de simulatie van de voortplanting van de pollutanten in de rivier betreft, bereikt de computertijd voor de modellering van een jaar een waarde van ca. 30 uren (voor een tijdstap van 10 seconden). Op gebied van het riviermo-

del dient nog werk te worden verricht om de simulatie toe te laten over een periode van meerdere jaren binnen aanvaardbare tijd. Hoewel onhandig omwille van de enorme hoeveelheden gegevens, stelt de statistische analyse van de resultaten geen fundamenteel probleem. Het belang van een grondige analyse van de resultaten voor elk onderdeel van het systeem moet hierbij worden benadrukt.

De auteurs pleiten hierbij evenwel niet voor een blind gebruik van de modellen. Er stellen zich immers nog belangrijke problemen met betrekking tot de modellering, inclusief de conceptuele voorstelling van de fenomenen (bv. afspoeling en sedimenttransport in riolen) en de parameters van de modellen (vooral met betrekking tot de biochemische reacties en bezinkingseigenschappen). Voor wat betreft de algemene op immissie gebaseerde methodologie, wordt een groot probleem gezien in de vertaling van de immissiekarakteristieken naar de impact op het milieu toe (welke zijn de relevante variabelen en wat zijn de relevante stochastische karakteristieken van de reeksen?). Verder interdisciplinair onderzoek moet hierin vooruitgang brengen.

DANKWOORD

De auteurs wensen de Administratie voor Natuurlijke Hulpbronnen en Leefmilieu van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest te bedanken, onder wiens leiding een deel van deze studie werd verricht. Verder worden de Antwerpse Zeediensten (Afdeling Marietiem Schelde) bedankt voor het ter beschikking stellen van waterhoogtes te Epepegem. Het Koninklijk Meteorologisch Instituut verschaftte de nodige neerslaggegevens en temperaturen. Tenslotte nog een woord van dank aan AMINAL voor het vrijgeven van debietsreeksen te Buizingen.

C. FRONTEAU, W. BAUWENS en
M. SMEETS
Vrije Universiteit Brussel
Dienst Hydrologie
Pleinlaan 2
1050 Brussel

P. VANROLLEGHEM
Universiteit Gent
Vakgroep Toegepaste Wiskunde
Biometrie en Procesregeling
Coupure Links 653
9000 Gent

REFERENTIES

- Alarie R.L., McBean E.A., Farquhar G.J. (1980). Simulation modeling of primary clarifiers. *J. Environ. Eng.*, 106, 293-309.
- Andrews J.F. (1974). Review paper: Dynamic models and control strategies for wastewater treatment processes. *Wat. Res.*, 8, 261-289.
- Bakker T., Timmer J.L., Wensveen L.D.M. (1989). De vuiluitvoer van gemengde rioelstelsels. Nationale Werkgroep Riolerings- en Waterkwaliteit. Min. Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, s'Gravenhage, the Netherlands, Report 8.5.
- Bauwens, W., P. Vanrollegheem, M. Smeets and

- C. Fronteau (1995). An emission based evaluation of the efficiency of the combined sewer - wastewater treatment system under transient conditions, Technical report, Lab. Hydrology, VUB, Brussels, Belgium.
- Degremont (1991). Water treatment handbook.
- Durchschlag A., L. Hartel, P. Hartwig, M. Kesselow, D. Kollatsch, R. Otterpohl, G. Schwentner (1992). Joint consideration of combined sewerage and wastewater treatment plants, *Wat.Sci.Tech.*, 26, 1125-1134.
- Grijspeerdt K., Vanrolleghem P., Verstraete W. (1995). Selection of one dimensional sedimentation models for on-line use, *Wat. Sci. Tech.*, 31(2), 196-204.
- Harms, R.W., Kenter, G. (1987). Mischwasserentlastungen, KOSIM V.3.0, Mikrocomputer in der Stadtenwasserung. Institut für technische-wissenschaftliche Hydrologie, Hannover, Germany.
- Henze M., Grady C.P.L.Jr., Gujer W., Marais G.V.R., Matsuo T. (1987). Activated sludge model n°1, IAWPRC Scientific and Technical Reports n°1, London, UK.
- HR Wallingford (1994). Salmon-Q, version 1.01.
- User Documentation, Hydraulic Research Wallingford, United Kingdom.
- Jolánkai G. (1992). Hydrological, chemical and biological processes of contaminant transformation and transport in river and lake systems : A state of the art report. Technical documents in hydrology, IHP, UNESCO, p.99.
- Lessard P., Beck M.B. (1988). Dynamic modeling of primary sedimentation, *J. Environ. Eng.*, 114, 753-769.
- Lessard P., Beck M.B. (1990). Operational water quality management: control of storm sewage at a wastewater treatment plant, *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 62, 810-819.
- Olsson G., Jeppsson U. (1994). Establishing cause-effect relationships in activated sludge plants What can be controlled? In: Proc. Workshop Modelling, Monitoring and Control of Wastewater Treatment Plants. Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent, 59, 2057-2070.
- Olsson G., Stephenson J.P. (1985). The propagation of hydraulic disturbances and flow rate reconstruction in activated sludge plants, *Environ. Technol. Lett.*, 6, 536-545.
- Smeets M., Raemdonck N., Bauwens W. (1995). A methodology to reduce CSO with additional storage capacity, *Integrated Managements of Urban Environments, Proc. 2nd Int. Symp. on Urban Environments*, Melbourne, Australia, Vol. 2, 329-334.
- Takács I., Patry G.G., Nolasco D. (1991). A dynamic model of the clarification-thickening process, *Wat. Res.*, 25, 1263-1271.
- Tyson, J.M., Guarino C.F., Best H.J., Tanaka, K. (1993). Management and institutional aspects, *Wat. Sc. and Techn.* 27(12), 159-172.
- ULB (1992). Réseau de surveillance des écoulements et des charges polluantes dans les collecteurs d'amenée à la future station d'épuration Bruxelles-Nord, Lab. de traitement des eaux et pollution, Université Libre de Bruxelles, Belgium.
- VUB (1992). Studie voor het beheer en de modellering van het toekomstig waterbehandelingsstelsel van het rioolstelsel Brussel-Noord, Dienst Hydrologie, Vrije Universiteit Brussel, Belgium.
- Van der Graaf J.H.J.M. (1976). Laten biologische zuiveringsprocessen zich naar temperatuur optimaliseren, *H2O*, 9, 87-93.

INTEGRAAL WATERBEHEER SCHELDE-ESTUARIUM

3e Internationaal Schelde-symposium - Provinciehuis Antwerpen op 6 - 7 december 1995

Een initiatief van de Stad Antwerpen, met de medewerking van : het Vlaamse Gewest (VMM, LIN, AMINAL, INB), het Brussels Hoofdstedelijk Gewest, Ministère de la Région Wallonne, Rijkswaterstaat directie Zeeland en Agence de l'eau - Artois Picardie

Het estuarium van de Schelde is zowel vanuit economisch als vanuit ecologisch standpunt een zeer belangrijk deel van het scheldebekken. Met betrekking tot het gebruik van dit estuarium worden vanuit diverse hoeken talrijke wensen geformuleerd. Een integrale benadering bij het beheer van dit deel van het stroombekken is dan ook een absolute noodzaak. Het programma van dit symposium wil deze integrale aanpak beklemtonen, door vier thema's afzonderlijk te behandelen die echter niet los kunnen gezien worden van elkaar.

Thema 1 : LEVEN langs de Schelde

- Veiligheid tegen overstroming in Vlaanderen en Nederland (Sigma-plan en overstromingsgebieden)
- Planologie van een grensoverschrijdende rivier

Thema 2 : WERKEN langs de Schelde

- Havens langs de Schelde
- De haven als ideale vestigingsplaats voor industrie
- Marpol
- Noordzeeterminal : voorbeeld van integrale besluitvorming

Thema 3 : VAREN op de Schelde

- Beneden zeeschelde : beleid en praktijk (nautisch-technische elementen van verdieping en slibproblematiek)
- Ecologische inpassing verdieping en ontpoldering
- Scheepvaartveiligheid op de rivier en in de haven

Thema 4 : NATUUR EN MILIEU in de Schelde

- Herstelplan Natuur Westerschelde
- Ecologisch impulsgebied Scheldevallei
- Waterkwaliteit van het Schelde-estuarium

Ter afsluiting wordt de nodige aandacht geschonken aan het Integraal Beheer van de Schelde, het Beleidsplan Westerschelde + COSMO-Westerschelde (COSMO = Coastal Zone Simulation Model), het toekomstig waterbeheer en de Internationale Scheldecommissie.

Organisatie : Havenbedrijf Stad Antwerpen

Logistieke organisatie : v.z.w. WEL - Marktplein 16, 2110 Wijnegem - Tel. 03/353.72.53 - Fax 03/353.89.91.

Bijkomende inlichtingen en folder met programma en inschrijvingsformulier zijn te bekomen op het secretariaat van de v.z.w. WEL.