

# Congres Watersysteemkennis 2006/2007

Een goede waterkwaliteit voor onze oppervlaktewaters: zorgen voor morgen!?

Gasteditors: Ronny Blust en Niels De Pauw





# **Congres Watersysteemkennis 2006/2007**

Een goede waterkwaliteit voor onze oppervlaktewaters: zorgen voor morgen!?

Gasteditors: Ronny Blust en Niels De Pauw



**Tijdschrift over integraal waterbeleid**

**Nummer 27**

**Jaargang 2007**

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

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

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

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

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

#### **Samenstelling Wetenschappelijk Comité:**

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

#### **Samenstelling redactieraad WATER:**

Hoofdredacteur:  
Michel Bruyneel

Leden:

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

#### **Samenstelling Organisatiecomité:**

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

Tijdschrift over  
integraal waterbeleid  
in samenwerking  
met de CIW



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

# Voorwoord



**'Een goede waterkwaliteit voor onze oppervlaktewaters: zorgen voor morgen'**

## ***Inleiding en wetenschappelijk kader***

Waterkwaliteit is naast waterkwantiteit en hydro-morfologie één van de drie pijlers waarop een goede ecologische toestand berust zoals opgelegd door de Europese Kaderrichtlijn Water. Daarbij gaat het overwegend om stoffen, structuurkenmerken en aquatische biota. In het kader van het duurzaam en integraal waterbeheer is het beoogde doel uiteindelijk de bescherming van het ecosysteem zelf m.i.v. de

biodiversiteit alsook de volksgezondheid. Aan de orde hierbij zijn in de eerste plaats de lozing van stoffen en thermische vervuiling via punt- en diffuse bronnen in het ontvangende water. Om een goede kwaliteit te bereiken dient dus de binding gemaakt tussen emissie- en immissiekwaliteit. Monitoring van emissies en immissies dient daarom te geschieden zowel op fysisch-chemisch, bacteriologisch, ecotoxicologisch en biologisch vlak.

Het opstellen van adequate normeringen en representatieve meetnetten voor diverse vormen van verontreiniging en voor verschillende types waterlichamen is daarbij een grote uitdaging. Deze verschillende vormen van monitoring zijn noodzakelijk niet alleen om informatie in te winnen over de oorzaken van de vele vormen van verontreiniging maar eveneens en nog belangrijker over de uiteindelijke effecten op de aquatische biota en de mens. Voorbeelden van het grote arsenaal aan methoden waarover we thans beschikken voor monitoring m.b.t. emissies, immissies, ecologische beoordelingen, ecotoxicologische en bacteriologische evaluaties om tot risicoschattingen te komen voor milieu en volksgezondheid zullen tijdens de studiedag via diverse casussen in Vlaanderen aan bod komen. Naast het monitoren zelf is het kunnen voorspellen van effecten en gevolgen voor fauna en flora en de mens via modellering eveneens van groot belang o.m. om aldus het beleid beter te kunnen ondersteunen en het afwegen van adequate herstelmaatregelen mogelijk te maken.

## ***Discussie en conclusies***

Om tot een goede waterkwaliteit te komen is dus een geïntegreerde aanpak en actie op verschillende terreinen vereist. De richtlijn vereist o.a. dat 98 % van de afvalwaterstromen wordt gezuiverd. Deze doelstelling is nog niet gehaald en verschillende problemen zoals overstorten en parasitair water moeten verder worden aangepakt. De emissies en immissies moeten verder en nog beter in kaart worden gebracht en getoetst aan de nieuwe meer ecologisch relevante normen. Zo wordt bijvoorbeeld op dit moment nog onvoldoende rekening gehouden met lange-termijneffecten, de biobeschikbaarheid van microcontaminanten en schommelingen in blootstelling.

Het uiteindelijke doel is een goede ecologische kwaliteit en dit vereist een ecologisch referentiekader. Op dit moment wordt de ecologische kwaliteit grotendeels bepaald op basis van biologische diversiteit en wordt minder aandacht besteed aan de functies van een ecosysteem. Een combinatie van beide, waarbij ook rekening gehouden wordt met microbiologische aspecten, moet het mogelijk maken om sneller en beter problemen te identificeren en bestaande situaties te remediëren. Recente ontwikkelingen in de biologie hebben geleid tot de ontwikkeling van biomerkers voor blootstelling en effecten waarmee deze laatste in een vroeg stadium kunnen worden opgespoord, wat ook nieuwe perspectieven biedt voor de monitoring.

In het kader van de risicobeoordeling en het milieubeleid vormen modellen voor het voorspellen van de verspreiding van stoffen en de waterkwaliteit een zeer belangrijk instrument. Zij maken het mogelijk om de verschillende processen aan elkaar te koppelen en een voorspelling te maken van het uiteindelijke resultaat. Dit is essentieel voor het voeren van een toekomstgericht beleid waarbij echter verdere ontwikkeling, parameterisatie en validatie van de modellen noodzakelijk blijft.

De studiedag heeft aangetoond dat in Vlaanderen een uitgebreide expertise aanwezig is voor de ondersteuning en ontwikkeling van een toekomstgericht milieu- en gezondheidsbeleid. De kennis om de problemen aan te pakken is beschikbaar, reeds heel wat werk is verzet, maar een nog meer geïntegreerde aanpak, intense dialoog tussen wetenschappers en beleidsmakers, en concrete implementatie van maatregelen is vereist om de doelstellingen vervat in de Europese kaderrichtlijn te bereiken.

Niels De Pauw

*Universiteit Gent, Laboratorium voor Milieutoxicologie en Aquatische Ecologie*

en

Ronny Blust

*Universiteit Antwerpen, Laboratorium voor Ecofysiologie, Biochemie & Toxicologie*

# Inhoud

## ARTIKELS

- 
- 1**            **Biologische indicatoren voor rivieren en meren conform de Europese Kaderrichtlijn Water in Vlaanderen**  
*W. Gabriels, P.L.M. Goethals, G. Verhaegen en N. De Pauw*
- 
- 6**            **KRW (Kaderrichtlijn Water)-Verkenner als instrument voor het ecologisch evalueren van rivierherstelopties**  
*A. Maes, A. Mouton, N. De Pauw en P.L.M. Goethals*
- 
- 12**           **Ecotoxicologische risico-evaluatie in het Vlaamse waterbeleid: stand van zaken**  
*R. Weltens*
- 
- 17**           **Biobeschikbaarheid van zware metalen in oppervlaktewater: een cruciale factor voor ecologisch relevante milieukwaliteitsnormen en risico-evaluatie**  
*K. De Schampelaere, G. Zwolsman, H. Wanningen, M. Talsma en C. Janssen*
- 
- 24**           **Modelleren van het effect van maatregelen voor stikstofreductie ter ondersteuning van bekkenbeheerplannen**  
*J. Cools, P. Vlieghe, M. Huygens en W. Bauwens*
- 
- 27**           **Meten en modelleren van het dynamisch gedrag van pesticiden in watersystemen**  
*P. Seuntjens, K. Holvoet, A. Van Griensven, P. Vanrolleghem*
- 
- 33**           **Bepalen van de relatie emissie-immissie in de Vlaamse oppervlaktewateren met behulp van de Emissie-inventaris Water en Waterkwaliteitsmodellering bij de Vlaamse Milieumaatschappij**  
*G. Vos, V. Hugelier, T. D'heygere en Y. Ronse*
- 
- 39**           **Verdergaande emissiereductie van stedelijk afvalwater in Vlaanderen**  
*G. De Gueldre, C. Thoeye en B. Van De Steene*
- 
- 46**           **Bepaling van de verspreiding en de retentie van fosfor in het oppervlaktewater en de waterbodem met behulp van passieve monsterneming**  
*N. Desmet, P. Seuntjens, K. Tirez, K. Snyders, W. Brusten en A. Cluyts*
- 
- 52**           **Is de visindex bruikbaar voor de evaluatie van effecten van metalen op vislevensgemeenschappen?**  
*L. Bervoets, H. Reynders, D. Knapen, W. De Cooman, G. Goemans, C. Belpaire, G. Van Thuyne en R. Blust*
-

# Biologische indicatoren voor rivieren en meren conform de Europese Kaderrichtlijn Water in Vlaanderen

<sup>1</sup> Vlaamse Milieumaatschappij, Afdeling Meetnetten en Onderzoek

<sup>2</sup> Universiteit Gent, Vakgroep Toegepaste Ecologie en Milieubiologie, Laboratorium voor Milieutoxicologie en Aquatische Ecologie

*De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) beoogt een goede ecologische kwaliteit voor alle oppervlaktewateren tegen 2015. In dit verband moeten de lidstaten de kwaliteit opvolgen van hun oppervlaktewateren, onder meer aan de hand van een aantal biologische kwaliteitselementen. Voor rivieren en meren zijn dit fytoplankton, fyto benthos, macrofyten, macro-invertebraten en vissen. Elk van deze kwaliteitselementen moet beoordeeld worden aan de hand van een door de lidstaten vrij te kiezen methode, die aan een aantal vereisten moet voldoen. Voor de meeste van deze kwaliteitselementen is in Vlaanderen momenteel een beoordelingssysteem voorgesteld of in verdere ontwikkeling. De KRW vereist dat deze beoordelingssystemen van de verschillende lidstaten onderling vergelijkbaar zijn. Met dit doel zijn momenteel interkalibratie-oefeningen lopende om de beoordelingssystemen van de verschillende lidstaten onderling op elkaar af te stemmen. De resultaten van een eerste ronde van deze interkalibratie-oefeningen zullen vermoedelijk eind 2007 gepubliceerd worden onder de vorm van een beschikking van de Europese Commissie.*

## Inleiding

Het invoeren van de richtlijn 2000/60/EG, beter bekend als de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW; EU, 2000) betekende een mijlpaal voor het Europese waterbeleid. Met deze richtlijn wil de Europese Unie tegen eind 2015 een goede ecologische toestand of een goed ecologisch potentieel behalen in alle oppervlaktewateren. Hiervoor moeten de lidstaten onder meer de biologische toestand van hun oppervlaktewateren opvolgen en beoordelen, en dit aan de hand van verschillende kwaliteitselementen.

Het beoordelen van oppervlaktewaterkwaliteit aan de hand van de aanwezige levensgemeenschap is niet nieuw en gaat eigenlijk terug tot het begin van de twintigste eeuw, toen de eerste biologische waterkwaliteitsindexen werden ontwikkeld. Met name voor macro-invertebraten bestaat op internationaal vlak reeds een lange traditie op dit gebied, maar ook voor andere kwaliteitselementen kon de jongste decennia een sterke groei in het onderzoek naar en gebruik van biologische beoordelingssystemen genoteerd worden (zie bv. De Pauw et al., 1992; De Pauw et al., 2006). Tegenwoordig bestaat een brede consensus dat biologische en fysisch/chemische beoordelingen complementair aan elkaar zijn. Biologische beoordelingsmethoden worden bijgevolg ook al geruime tijd systematisch gebruikt in heel wat landen binnen en buiten Europa. Om tot een globaal en coherent beeld te komen, legt de KRW echter specifieke regels op inzake de te gebruiken kwaliteitselementen, frequentie en dichtheid van monitoring en de beoordelingsmethoden zelf. Dit betekent voor de meeste lidstaten een ingrijpende aanpassing én uitbreiding van de bestaande werkwijzen.

Het voorliggende artikel belicht de huidige stand van zaken in Vlaanderen wat betreft het ontwikkelen van biologische beoordelingsmethoden conform de KRW voor de categorieën rivieren en meren. Overgangswateren en kustwateren, als ook de niet-natuurlijke waterlichamen, worden hier dus niet behandeld.

## Doelstellingen

De KRW vereist dat de lidstaten programma's opstellen voor monitoring van de watertoestand. Voor oppervlaktewater omvat dit zowel chemische als ecologische monitoring. Het beoordelen van de ecologische toestand gebeurt op basis van fysisch-chemische, biologische en hydromorfologische kwaliteitselementen. Deze monitoring-programma's moesten uiterlijk eind 2006 operationeel zijn. Binnen deze programma's worden drie types van monitoring onderscheiden, met verschillende verplichtingen op het vlak van metingen en frequenties, namelijk toestand- en trendmonitoring, operationele monitoring en monitoring voor nader onderzoek. Tevens verwijst de KRW in dit verband naar aanvullende monitoringsvoorschriften voor beschermde gebieden, die volgt uit de desbetreffende regelgeving.

De oppervlaktewateren worden ingedeeld in waterlichamen, die verder worden aangeduid als natuurlijk of als niet-natuurlijk (kunstmatig of sterk gewijzigd). Elke categorie van natuurlijke waterlichamen (rivieren, meren, overgangswateren of kustwateren) moet vervolgens worden ingedeeld in types. Voor elk biologisch kwaliteitselement moet dan per categorie een typespecifiek beoordelingssysteem worden opgesteld (uitgezonderd visfauna voor kustwater).

De biologische kwaliteitselementen voor rivieren en meren zijn fytoplankton, overige waterflora (macrofyten en fyto benthos), benthische ongewervelde fauna (macro-invertebraten) en visfauna. De beoordelingssystemen moeten voor elk kwaliteitselement een aantal relevante parameters in rekening brengen die gespecificeerd worden in de KRW (Tabel 1).

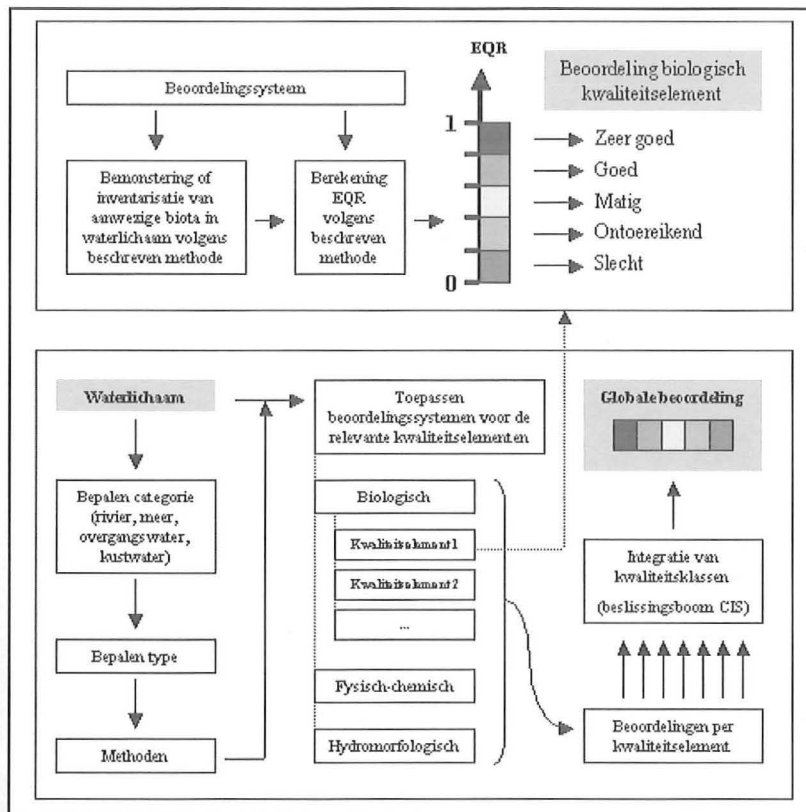
De toestandsbeoordeling moet gebeuren aan de hand van een ecologische kwaliteitsratio (EQR). Deze EQR geeft de verhouding aan van de huidige toestand ten opzichte van de toestand die zou kunnen verwacht worden bij referentieomstandigheden. Deze EQR wordt uitgedrukt op een schaal van één (gelijkaardig aan de referentie-

Tabel 1. Overzicht van de verschillende biologische kwaliteitselementen voor rivieren en meren met vermelding van de door de KRW vereiste parameters, de Vlaamse methoden en de gebruikte deelvariabelen.

Kwaliteitselement	Vereiste parameters KRW	Methode Vlaanderen	Gebruikte deelvariabelen
Fytoplankton	-Samenstelling -Abundantie -Biomassa	Van Wichelen et al. (2005)	-Biomassa -Soortensamenstelling
Macrofyten	-Samenstelling -Abundantie	MAFWAT (rivieren) en MAFST (meren); Schneiders et al. (2004), Leyssen et al. (2005)	-Typespecificiteit -Verstoring -Groeivormen -Vegetatieontwikkeling
Fytobenthos	-Samenstelling -Abundantie	PISIAD; Hendrickx & Denys (2005)	-Procentuele abundantie van impact-sensitieve diatomeeën -Procentuele abundantie van impact- geassocieerde diatomeeën
Macro-invertebraten	-Samenstelling -Abundantie	MMIF; Gabriels et al. (2004, 2007)	-Totaal aantal taxa -Aantal EPT taxa -Aantal andere gevoelige taxa -Shannon-Wiener index -Gemiddelde tolerantiescore
Visfauna	-Samenstelling -Abundantie -Leeftijdsopbouw	IBI; Belpaire et al. (2000), Breine et al. (2004)	-o.a. Totaal aantal soorten, Gemiddelde Tolerantiewaarde, Typesoorten, Biomassa, Gewichtspercentage exoten, Natuurlijke recruitering, ... (variabel per type)

omstandigheden) tot nul (uiterst slecht). Deze schaal wordt verder ingedeeld in vijf kwaliteitsklassen, gaande van blauw (zeer goed), groen (goed), geel (matig), oranje (ontoereikend) tot rood (slecht). Vooral de grens tussen de klassen "goed" en "matig" is hierbij cruciaal omdat ze de ondergrens vormt van de eerder vermelde EU-doelstelling voor 2015.

Figuur 1. Overzicht van de te volgen stappen bij de beoordeling van oppervlaktewateren volgens de KRW.



De bekomen klassen voor de biologische kwaliteitselementen, de chemische en fysisch-chemische elementen en de hydromorfologische elementen, worden vervolgens geïntegreerd tot één totale ecologische beoordeling voor het waterlichaam (Figuur 1). Hiervoor werd een beslissingsboom opgesteld door de Europese *Common Implementation Strategy* werkgroep (Wallin et al., 2003). Volgens deze beslissingsboom kan de goede ecologische kwaliteit enkel gehaald worden indien alle biologische kwaliteitselementen minstens als goed beoordeeld zijn (m.a.w. one out - all out).

### Bestaande meetnetten in Vlaanderen

Het tot op heden door de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) uitgebete biologische meetnet omvat enkel het bemonsteren van de macro-invertebraten, met het oog op het bepalen van de Belgische Biotische Index (BBI; De Pauw & Vanhooren, 1983). Daarnaast is er het meetnet van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) voor het bepalen van de visindex (zie verder). De biologische meetnetten die momenteel worden uitgebouwd voor de implementatie van de KRW in Vlaanderen vergen dus duidelijk een ruimere inspanning.

### Nieuwe biologische beoordelingsmethoden voor rivieren en meren in Vlaanderen

Sinds 2002 werden in opdracht van VMM een groot aantal studies uitgevoerd met als doel het ontwikkelen van beoordelingssystemen voor de verschillende biologische kwaliteitselementen (zie ook Maeckelberghe, 2003).



Een eerste vereiste van de KRW voor het ontwikkelen van biologische beoordelingssystemen bestond in het ontwikkelen van een **typologie**. Een studie door het toenmalige Instituut voor Natuurbehoud (dat later zou opgaan in het INBO) resulteerde in een indeling in types voor alle categorieën (Jochems et al., 2002). Voor de rivieren omvatte het systeem acht types en voor de meren tien. De momenteel gehanteerde indeling, die weergegeven is in Tabel 2, is de indeling uit de geciteerde studie op één kleine aanpassing na, namelijk dat voor de rivieren geen rekening meer wordt gehouden met de Strahler-orde.

Verdere studies resulteerden in een al dan niet voorlopig beoordelingssysteem of concept van beoordelingssysteem voor elk relevant biologisch kwaliteitselement per watertype. Deze beoordelingssystemen zijn allen van het multimetrische type, dit wil zeggen dat de eindbeoordeling het resultaat is van een aantal verschillende deelbeoordelingen, zodat verschillende aspecten van een levensgemeenschap in rekening gebracht worden. Indien nodig kunnen deze methoden in de toekomst nog verder aangepast of verfijnd worden. Tabel 1 toont de verschillende beoordelingssystemen en de gebruikte deelvariabelen (afhankelijk van de auteur maatlaten, deelindices of metrics genoemd). Deze deelvariabelen worden telkens verder geïntegreerd tot één eindbeoordeling en brengen de door de KRW vereiste parameters in rekening (dit hoeft niet noodzakelijk één parameter per deelvariabele te zijn).

De manier waarop deze integratie gebeurt varieert per kwaliteitselement.

Voor het kwaliteitselement **fytoplankton** werd een methode ontwikkeld door Van Wichelen et al. (2005). Deze methode maakt gebruik van de deelvariabelen biomassa en soortensamenstelling.

Het kwaliteitselement **overige waterflora** is voor rivieren en meren verder ingedeeld in macrofyten en fyto benthos.

Voor het onderdeel **macrofyten** werd een multimetrische index ontwikkeld voor rivieren (MAFWAT) en voor meren (MAFST). Deze indexen zijn eveneens typespecifiek en zijn gebaseerd op de deelvariabelen typespecificiteit, verstoring, groeivormen en vegetatieontwikkeling (Schneiders et al., 2004; Leysen et al., 2005).

Voor het onderdeel **fyto benthos** werd een index ontwikkeld door Hendrickx & Denys (2005). De eindbeoordeling wordt hierbij bekomen op basis van de procentuele abundanties van impact-sensitieve en van impact-geassocieerde diatomeeën (PISIAD). Wat de rivieren betreft, dient het nieuwe systeem nog uitgebreid te worden naar een aantal bijkomende watertypes.

Voor het kwaliteitselement **macro-invertebraten** beschikte Vlaanderen met de BBI weliswaar reeds over een betrouwbare en robuuste index, maar omdat deze niet typespecifiek is, niet expliciet

Tabel 2. Voornaamste karakteristieken van de Vlaamse types rivieren en meren (naar Jochems et al., 2002).

Rivieren	Code	Hydro-ecoregio	Afstromoppervlakte (km <sup>2</sup> )
Kleine beek	Bk	Zand/zandleem/leem	< 50 km <sup>2</sup>
Kleine beek Kempen	BkK	Kempen	< 50 km <sup>2</sup>
Grote beek	Bg	Zand/zandleem/leem	50-300 km <sup>2</sup>
Grote beek Kempen	BgK	Kempen	50-300 km <sup>2</sup>
Kleine rivier	Rk	Alle	300-600 km <sup>2</sup>
Grote rivier	Rg	Alle	600-10000 km <sup>2</sup>
Zeer grote rivier	Rzg	Alle	> 10000 km <sup>2</sup>
Polderwaterloop	P	Polder	n.v.t.
Meren	Code	Kenmerken	Situering
Alkalische duinwateren	Ad	pH >7,5; 150 mg/l > Na > 100 mg/l; belangrijk deel duinzand	Duinen
Ionenrijke alkalische wateren	Ai	pH >7,5; DIC > 27 mg/l; niet op zand/zandleem	Polders en alluvia
Matig ionenrijke alkalische wateren	Ami	pH >7,5; DIC < 27 mg/l	Overal
Grote diepe alkalische wateren	Aw	pH >7,5; Zmax (>3) >6 m; opp. > 7 ha	Overal
Circumneutrale ijzerrijke wateren	CFe	7,5 > pH > 6,5; geen klei; Fe > 1,5 mg/l; O <sub>2</sub> < 75 %	Kempen
Circumneutrale zwak gebufferde wateren	Czb	7,5 > pH > 6,5; geen klei; DIC < 3,3 mg/l	Vooral Kempen
Circumneutrale sterk gebufferde wateren	Cb	7,5 > pH > 6,5; geen klei; DIC > 3,3 mg/l	Vooral Kempen
Sterk zure wateren	Zs	pH < 4,7; enkel zand/zandleem; CZV < 20 mg/l; meestal belangrijk deel in heide	Kempen
Matig zure wateren	Zm	4,7 < pH < 6,0; enkel zand/zandleem; CZV > 20 mg/l	Kempen
Zeer licht brakke wateren	Bzl	Na > 250 mg/l; geen zand/zandleem	Polders

Zmax = maximale diepte in m  
 DIC = zuurneutraliserend vermogen (opgeloste anorganische koolstof; in mg/l)  
 CZV = chemisch zuurstofverbruik

gebaseerd is op referentieomstandigheden en geen rekening houdt met abundanties, bleek deze niet helemaal conform aan de KRW. Ook was de BBI in oorsprong niet bedoeld voor meren. Daarom werd een nieuwe index ontwikkeld, de MMIF (Multimetrische Macro-invertebraten Index Vlaanderen; Gabriels et al., 2004; 2007). Deze index, die eveneens typespecifiek is, steunt in belangrijke mate op de kennis en ervaring die door de jaren heen is opgebouwd met de BBI. De index is opgebouwd uit de deelvariabelen totaal aantal taxa, aantal EPT (Ephemeroptera/Plecoptera/Trichoptera) taxa, aantal andere gevoelige taxa, Shannon-Wiener diversiteitsindex en gemiddelde tolerantiescore.

Voor het kwaliteitselement **vissen** wordt voor de verschillende types telkens een index voor biotische integriteit (IBI) gebruikt. Voor rivieren werd een IBI voor waterlopen van het brasemtype, het barbeeltype (Belpaire et al., 2000) en de forelen vlagzalmzone (Breine et al., 2004) ontwikkeld. Voor meren bestaat er eveneens een IBI (Belpaire et al., 2000). De gebruikte deelvariabelen variëren per type en houden onder meer rekening met het totaal aantal soorten, de gemiddelde tolerantiewaarde, typesoorten, gewichtsperscentage exoten en natuurlijke recrutering. Beide indexen worden momenteel nog verder aangepast door de auteurs.

### Interkalibratie op Europees niveau

Omdat elke lidstaat, en in het geval van België zelfs elk gewest, een eigen geheel van biologische beoordelingssystemen hanteert, bestaat a priori geen garantie dat de EQR's, en bijgevolg klassengrenzen, onderling vergelijkbaar zijn. De KRW voorzag daarom een zogenaamde interkalibratie-oefening om na te gaan of de grens tussen de klassen "zeer goed" en "goed" en tussen de klassen "goed" en "matig" vergelijkbaar zijn tussen de verschillende lidstaten. Dergelijke oefening heeft uiteraard een aantal methodologische beperkingen, onder meer doordat de referentieomstandigheden, maar ook de manier waarop ze vastgelegd worden, sterk kunnen verschillen per lidstaat. Ook zijn er voor een aantal kwaliteitselementen nog maar in beperkte mate gegevens beschikbaar die op KRW-conforme wijze verzameld zijn.

De interkalibratie-oefeningen zijn momenteel nog niet afgerond. De resultaten van een eerste ronde van deze oefeningen zullen vermoedelijk eind 2007 gepubliceerd worden onder de vorm van een beschikking van de Europese Commissie. Wat rivieren en meren betreft, zullen voor Vlaanderen in deze fase reeds gedeeltelijke of volledige resultaten zijn opgenomen voor fytoplankton, macrofyten, fyto-benthos en macro-invertebraten.

### Inschatting resultaten monitoring met nieuwe indexen

Uit de resultaten van de interkalibratie voor macro-invertebraten (die momenteel enkel voor een aantal types rivieren is uitgevoerd) bleek dat de ondergrens voor de goede klasse (die wordt uitgedrukt als MMIF maar vergelijkbaar is met de bestaande VLAREM-norm BBI=7) en de ondergrens voor de zeer goede klasse in vergelijking met andere lidstaten relatief laag waren. Daarom werden door de Vlaamse Milieumaatschappij nieuwe ondergrenzen voorgesteld voor beide klassen, die volgens de interkalibratie wel vergelijkbaar zijn met de andere deelnemende landen. Omdat momenteel slechts een minderheid van de Vlaamse oppervlaktewateren aan de VLAREM-norm voldoet (zie o.a. Peeters et al., 2006), zal deze scherpere norm dus een weinig rooskleurig beeld opleveren voor Vlaanderen. Voor de andere biologische kwaliteitselementen bestaat tot op heden nog geen Vlaamse norm en is de impact van de nieuwe indexen dus moeilijker in te schatten, maar de kans dat deze elementen een veel positiever beeld zullen opleveren, lijkt klein. Voor de visindex haalt, uitgaande van de momenteel gehanteerde klassengrenzen (dus zonder rekening te houden met de interkalibratie) ongeveer 5 procent van de meetplaatsen in Vlaanderen de norm (gegevens 2001-2006; zie Peeters et al., 2006).

In de wetenschap dat het *one out - all out* principe gehanteerd wordt, doen deze vaststellingen vermoeden dat het halen van de ecologische kwaliteitsdoelstellingen voor 2015 een zware opdracht wordt. Bovenstaande inschattingen gelden uiteraard enkel voor de beoordeling van de natuurlijke waterlichamen. De kunstmatige en sterk veranderende waterlichamen, die veelvuldig aanwezig zijn in Vlaanderen, kunnen door hun aangepaste beoordeling mogelijk een ander beeld opleveren.

### Besluit

Momenteel is in Vlaanderen voor alle biologische kwaliteitselementen een beoordelingssysteem voorgesteld voor de meeste types rivieren en meren. Niettemin blijven er nog een aantal zaken die in de nabije toekomst nog verder zullen moeten uitgeklaard worden. Zo moeten een aantal methoden nog verder worden uitgewerkt voor één of meer ontbrekende types. Bovendien kunnen alle beoordelingssystemen nog onderhevig zijn aan verdere verfijningen in de toekomst, onder meer op basis van nieuwe gegevens die zullen verzameld worden in het kader van de meetnetten. De interkalibraties op Europese schaal, die momenteel nog niet helemaal afgerond zijn, kunnen voor sommige beoordelingssystemen nog aanleiding geven voor het verschuiven van de grenswaarden tussen de kwaliteitsklassen. Daarnaast moet nog gewerkt worden aan de beoordeling van waterlichamen die als sterk gewijzigd of kunstmatig aangeduid worden, want voor die waterlichamen geldt een beoordeling aangepast aan de lokale

situatie. Hoewel de meetnetten pas nu van start gaan en een aantal beoordelingssystemen mogelijk nog kunnen wijzigen, lijkt een eerste voorzichtige inschatting erop te wijzen dat de KRW-kwaliteitsdoelstelling voor 2015 nog veraf is.

## Referenties

Belpaire, C., Smolders, R., Vanden Auweele, I., Ercken, D., Breine, J., Van Thuyne, G. & Ollevier, F. (2000), An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian waterbodies, *Hydrobiologia* 434(1-3), 17-33.

Breine, J., Simoens, I., Goethals, P., Quataert, P., Ercken, D., Van Liefferinghe, C. & Belpaire, C. (2004), A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium), *Hydrobiologia* 522(1-3), 133-148.

De Pauw, N. & Vanhooren, G. (1983), Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium, *Hydrobiologia* 100(1), 153-168.

De Pauw, N., Ghetti, P.F., Manzini, P. & Spaggiari, P. (1992), Biological assessment methods for running water, In: Newman, P., Piavaux, A. & Sweeting, R. (eds.), *River Water Quality - Assessment and Control*, EUR 14606 EN-FR, 1992-III, Commission of the European Communities, Brussels. p. 217-248.

De Pauw, N., Gabriels, W. & Goethals, P.L.M. (2006), Chapt. 2.1. River monitoring and assessment methods based on macroinvertebrates, In: Ziglio, G., Siligardi, M. & Flaim, G. (eds.), *Biological monitoring of rivers*, John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, West Sussex. p. 113-134.

EU (2000), Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L327, 1-72.

Gabriels, W., Goethals, P., Adriaenssens, V. & De Pauw, N. (2004), Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water, partim bentische ongewervelden, Eindrapport, Laboratorium voor Milieutoxicologie en Aquatische Ecologie, Universiteit Gent. 59 p. + bijlagen.

Gabriels, W., Goethals, P.L.M. & De Pauw, N. (2007), The Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for assessing biological water quality in different types of rivers and lakes in Flanders (Belgium), *Limnologica*, ingediend.

Hendrickx, A. & Denys, L. (2005), Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water - Partim "Fytobenthos", Rapport IN.R.2005.06, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. 107 p. + bijlagen.

Jochems, H., Schneiders, A., Denys, L. & Van den Bergh, E. (2002), Typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen, Eindverslag van het pro-

ject VMM.KRLW-typologie.2001, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. 68 p. + CD-ROM.

Leysen, A., Adriaens, P., Denys, L., Packet, J., Schneiders, A., Van Looy, K. & Vanhecke, L. (2005), Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water - partim "Macrophyten", Instituut voor Natuurbehoud in opdracht van VMM, Brussel. 98 p. + bijlagen.

Maeckelberghe, H. (2003), Watersysteemkennis en de Europese Kaderrichtlijn Waterbeleid, *Water* 7, 1-6.

Peeters, B., De Cooman, W., Vos, G., Gabriels, W., Martens, K., Timmermans, G., Van Hoof, K., Breine, J., Van Thuyne, G., Goemans, G., Belpaire, C. & Geeraerts, C. (2006), Oppervlaktewater. Biologische kwaliteit nog steeds ondermaats, In: Van Steertegem, M. (ed.), *Milieurapport Vlaanderen MIRA-T 2006 Focusrapport, Vlaamse Milieumaatschappij*, Erembodegem. p. 88-104.

Schneiders, A., Denys, L., Jochems, H., Vanhecke, L., Triest, L., Es, K., Packet, J., Knuysen, K. & Meire, P. (2004), Ontwikkelen van een monitoringsysteem en een beoordelingssysteem voor macrofyten in oppervlaktewateren in Vlaanderen overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water, Instituut voor Natuurbehoud, Nationale Plantentuin van België, UA en VUB in opdracht van VMM, Brussel. 153 p.

Van Wichelen, J., Denys, L., Lionard, M., Dasseville, R. & Vyverman, W. (2005), Ontwikkelen van scores of indices voor het biologische kwaliteitselement fytoplankton voor de Vlaamse rivieren, meren en overgangswateren in overeenstemming met de Europese Kaderrichtlijn Water. Eindrapport VMM.AMO.SCALDIT.fytoplanktonstudie. Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Protistologie en Aquatische Ecologie, Gent. 105 p.

Wallin, M., Wiederholm, T. & Johnson, R.K. (2003), Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Produced by CIS Working Group 2.3 - REFCOND, Final version 7.0. 73 p. + appendices.

W. Gabriels<sup>1,2</sup>, P.L.M. Goethals<sup>2</sup>, G. Verhaegen<sup>1</sup> en N. De Pauw<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Vlaamse Milieumaatschappij, Afdeling Meetnetten en Onderzoek

<sup>2</sup> Universiteit Gent, Vakgroep Toegepaste Ecologie en Milieubiologie, Laboratorium voor Milieutoxicologie en Aquatische Ecologie

Wim Gabriels  
Vlaamse Milieumaatschappij,  
Afdeling Meetnetten en Onderzoek  
Werkadres: Dr. De Moorstraat 24-26,  
B-9300 Aalst

Postadres: A. Van De Maelestraat 96,  
B-9320 Erembodegem

Telefoon: +32 (0)53 72 65 09

Fax: +32 (0)53 70 63 44

E-mail: w.gabriels@vmm.be

Website: <http://www.vmm.be>

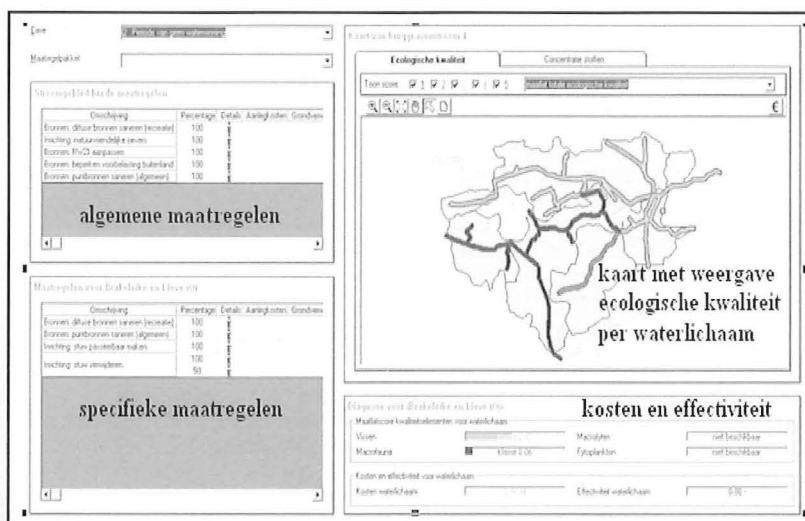
# KRW (Kaderrichtlijn Water)-Verkenner als instrument voor het ecologisch evalueren van rivierherstelopties

De Kaderrichtlijn Water (KRW)-Verkenner is een beslissingsondersteunend instrument bedoeld voor kennisontsluiting over de status van een waterlopend systeem, evenals de analyse van de (kosten)effectiviteit van mogelijke maatregelen op de ecologische kwaliteit van waterlichamen binnen een stroomgebied. Het hoofddoel van het programma is het ondersteunen van waterbeheerders, meer bepaald de discussie en communicatie rond de ontwikkeling van maatregelenpakketten. Om tot een basisversie te komen, werden verschillende teststudies in Nederland uitgevoerd. De teststudie in Vlaanderen heeft als doel de aanpak van de KRW-Verkenner in een internationale context te toetsen. Als studiegebied werd geopteerd voor het deelbekken de Burggravenstroom. Dit gebied leent zich uitstekend om de mogelijkheden van de KRW-Verkenner te onderzoeken. Het deelbekken ondervindt immers druk van diverse activiteiten (landbouw, woonwijken, drinkwaterwinning) waardoor het maken van optimale keuzes van maatregelen geen eenvoudige zaak is. Met behulp van de KRW-Verkenner wordt enerzijds de gegevensbeschikbaarheid voor waterbeheerders geanalyseerd en anderzijds de te verwachten effecten van verschillende maatregelenopties om een goede ecologische status te bereiken nagegaan.

## Inleiding

De Kaderrichtlijn Water (KRW)-Verkenner is ontwikkeld door een consortium bestaande uit de Rijkswaterstaat RIZA, WL/Delft Hydraulics, Alterra, TUDelft, Universiteit Gent, Royal Haskoning en Witteveen & Bos. Het is een beslissingsondersteunend instrument bedoeld voor kennisontsluiting over de status van een waterlopend systeem. Daarnaast biedt het programma een analyse van de (kosten)effectiviteit van mogelijke herstelscenario's op de ecologische kwaliteit van waterlichamen binnen een stroomgebied (Figuur 1). Het hoofddoel van de KRW-Verkenner is het ondersteunen van waterbeheerders, meer bepaald de discussie en communicatie rond de ontwikkeling van maatregelenpakketten (Van Der Most *et al.*, 2006).

Figuur 1: Simulatie van de effecten van herstelmaatregelen op de ecologische kwaliteit van waterlichamen.



## Probleemstelling

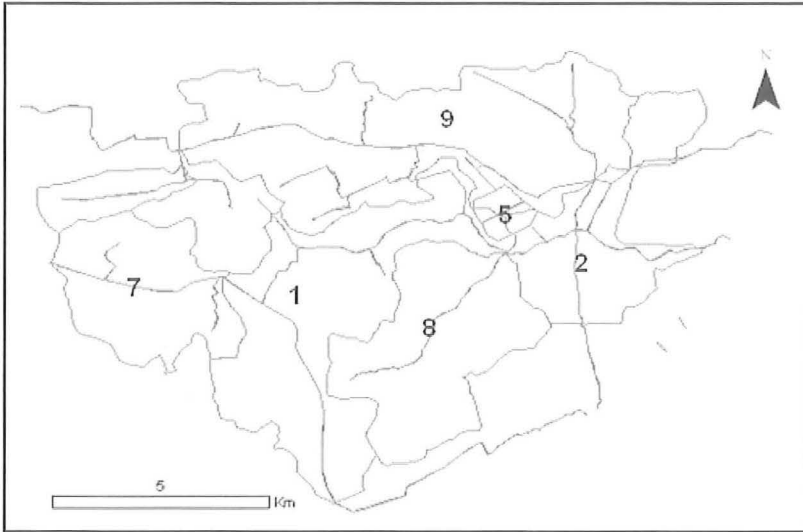
De in het verleden ontwikkelde modellen (o.a. Dedeker *et al.*, 2005; D'heygere *et al.*, 2006; Adriaenssens *et al.*, 2006; Dedeker *et al.*, 2005; Mouton *et al.*, 2007, van Griensven *et al.*, 2006) laten toe om op een gedetailleerd schaalniveau de ecologische effecten van fysisch, chemische en morfologische kwaliteitsveranderingen van rivieren als gevolg van lozingen en structurele bijstellingen (b.v. oeververstevigingen, stuwen, ...) in te schatten. Dit hoge detailniveau heeft als belangrijk nadeel dat de huidige toestand met relatief veel gegevens moet worden beschreven. Voorspellingen toegepast op grote gebieden zijn dan ook arbeidsintensief en duur. De KRW-Verkenner beantwoordt de nood aan een programma dat toelaat de integrale toestand te analyseren en de effecten van verschillende herstelopties te voorspellen en dit voor een hoger schaalniveau namelijk dat van waterlichamen, deelbekkens en zelfs volledige bekkens. De integrale voorspellingen (hydrologie, waterkwaliteit, ecologie) binnen het systeem zijn gestoeld op een goede balans tussen de vereiste gegevensverzameling, de gebruiksvriendelijkheid en het rechtstreeks beantwoorden van sleutelvragen voor waterbeheerders (status systeem, welke herstelopties leveren welke resultaten op en hoeveel kosten deze maatregelen). Bovendien zijn de simulatietijden relatief kort (seconden tot enkele minuten).

## Doelstellingen

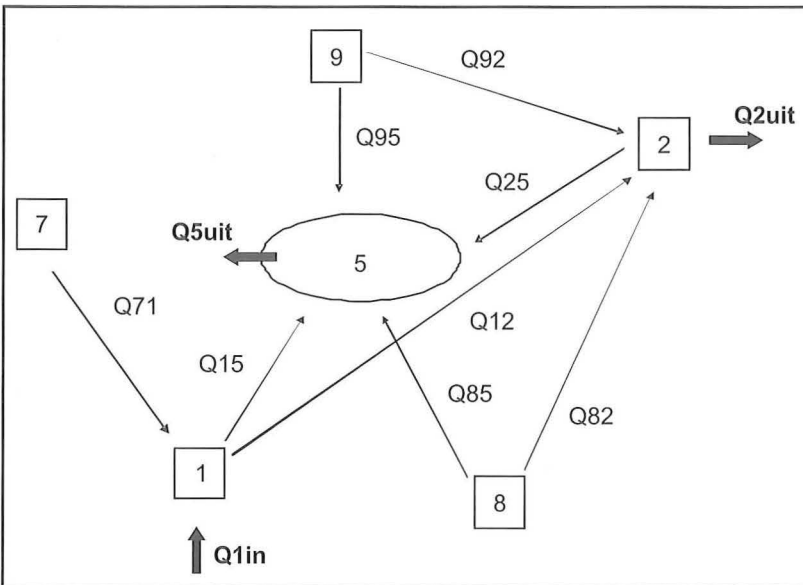
Om tot een basisversie te komen, werden verschillende pilotstudy's in Nederland uitgevoerd. De teststudie in Vlaanderen wil de aanpak van de KRW-Verkenner in een internationale context evalueren. Als Vlaams studiegebied werd geopteerd voor het deelbekken de Burggravenstroom. Dit gebied leent zich uitstekend om de mogelijkheden van de KRW-Verkenner te onderzoeken. Het deelbekken ondervindt immers druk van diverse

activiteiten (landbouw, bebouwing, drinkwaterwinning) waardoor het maken van optimale keuzes van maatregelen geen eenvoudige zaak is. De effecten van verschillende maatregelenopties worden nagegaan om tot een uiteindelijk goede ecologische kwaliteit te komen.

*Figuur 2: Weergave van de afgebakende waterlichamen voor het studiegebied van de Burggravenstroom. Nummer 1 is gelijk aan het waterlichaam Brakeleiken en de Lieve (Oost), 2 is gelijk aan de Avrijevaart, 5 aan de spaarbekkens van Kluizen, 7 aan het waterlichaam de Lieve (West), 8 aan het Sleidingsvaardeken en 9 aan de Burggravenstroom (Noorden).*



*Figuur 3: Voorstelling van de waterbalans gedurende scenario 1. De hokjes stellen de verschillende waterlichamen voor. De pijlen geven de stroomrichting weer. De eerste letter na Q (debiet) definieert het waterlichaam waarvan het water vertrekt, de tweede letter het ontvangende waterlichaam. Q1in is de externe aanvoer van water (Duivelspomp), Q5uit de wateropname te Kluizen en Q2uit de overpompning naar het kanaal Gent-Terneuzen (Spiedamgemaal).*



### Materiaal en Methoden

Het deelbekken Burggravenstroom situeert zich in het noorden van de provincie Oost-Vlaanderen en behoort tot het bekken van de Gentse Kanalen. Binnen het deelbekken zijn drie wateringen actief namelijk de Watering Zomergem-Lovende-

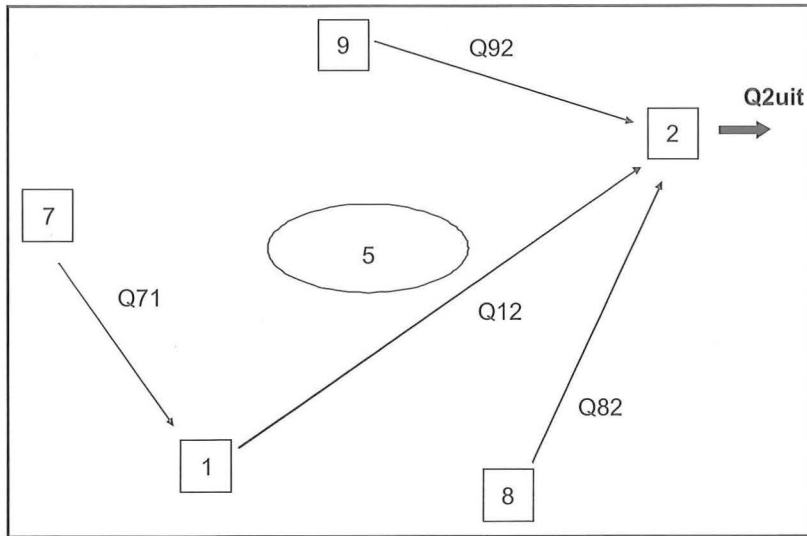
gem, de Watering van de Wagemakersstroom en de Watering Burggravenstroom. De KRW-Verkenner werd toegepast op het gebied ingenomen door de Watering Burggravenstroom, meerbepaald het waterwingebied voor de drinkwaterproductie te Kluizen.

De KRW-Verkenner is werkzaam op het schaalniveau van waterlichamen. Voor de afgebakende waterlichamen wordt de ecologische en chemische kwaliteit berekend en wordt een indruk verkregen van het effect van mogelijke herstelscenario's. De communicatiemogelijkheden van de KRW-Verkenner impliceren een snelle visualisatie van het effect van maatregelenpakketten op de ecologische en chemische kwaliteit. Daardoor bevat het programma een vereenvoudigde beschrijving van de structuurkenmerken en van de water- en stoffenbalans voor elk van de verschillende waterlichamen. Het Vlaamse studiegebied werd in zes waterlichamen en bijhorende afwateringsgebieden ingedeeld (Figuur 2). De afgebakende waterlichamen voor de Kaderrichtlijn Water werden zoveel mogelijk behouden. Al de waterlichamen konden als kunstmatige waterlichamen worden beschouwd (Stuckens *et al.*, 2005).

De KRW-Verkenner berekende per waterlichaam een water- en stoffenbalans op basis van ingevoerde debieten- en nutriëntengegevens van de verschillende lozende bronnen. De ingevoerde gegevens werden telkens gemiddeld voor twee kenmerkende hydrologische scenario's namelijk de periode met (scenario 1: begin oktober tot eind april) en zonder drinkwaterwinning (scenario 2: begin mei tot eind september). Vooral het debiet en voor bepaalde waterlichamen eveneens de stroomrichting, zijn verschillend gedurende beide scenario's. Gedurende de periode van watercaptatie zal een deel van het debiet van de waterlichamen worden aangewend voor drinkwaterproductie te Kluizen, het overige deel zal door het Spiedamgemaal worden verpompt naar het Kanaal Gent-Terneuzen. Extern water (Duivelspomp) afkomstig van de Oude Kale en de Meirebeek zal eveneens bij voldoende waterkwaliteit voor watercaptatie worden aangewend (Figuur 3). Bij afwezigheid van watercaptatie wordt al het water van de verschillende waterlichamen naar het Spiedamgemaal afgevoerd en wordt geen extern water aangewend (Figuur 4).

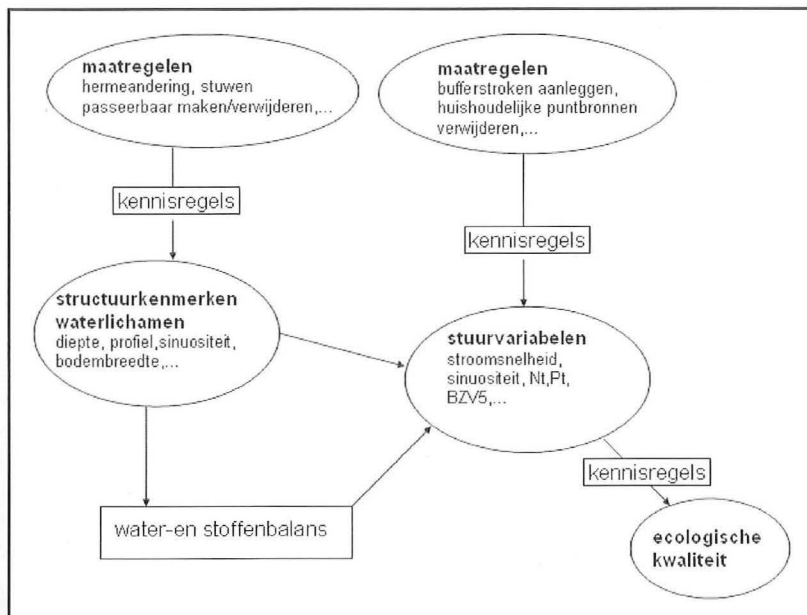
Het oplossen van de waterbalans wordt bemoeilijkt door het ontbreken van debietgegevens voor de verschillende waterlichamen. Eveneens gegevens betreffende het aandeel in debiet van de afzonderlijke waterlichamen tot de wateropname in Kluizen en de afname in Spiedam ontbreken. Enkel het totale debiet gecapteerd in Kluizen (scenario 1), de externe aanvoer ter hoogte van de Duivelspomp (scenario 1) en de verpompte hoeveelheid water in Spiedam (scenario 1 en 2) zijn gekend (VMW en Aminal). De neerslagafvoer (run-off) naar de waterlichamen werd berekend op basis van de gemiddelde neerslag gedurende scenario 1 en 2 ([www.hydronet.be](http://www.hydronet.be), VMM), 'run-

Figuur 4: Voorstelling van de waterbalans gedurende scenario 2. De hokjes stellen de verschillende waterlichamen voor. De pijlen geven de stroomrichting weer. Het eerste cijfer na Q (debiet) definieert het waterlichaam waarvan het water vertrekt, het tweede het ontvangende waterlichaam. Q<sub>uit</sub> is de overpompings naar het kanaal Gent-Terneuzen (Spiedamgemaal).



off' coëfficiënten en het aandeel aan verschillende landgebruiktypes binnen het afwateringsgebied. De 'run-off' coëfficiënten werden bepaald in functie van de helling, bodemgebruik en landgebruiktype (De Smedt *et al.*, 1999). Daarnaast werden eveneens de debieten van huishoudelijke en industriële lozingspunten, RWZI's en gebiedsranden (externe aanvoer water) in rekening gebracht (Aminal, VMM). Waterkwaliteits- en kwantiteitsgegevens inzake overstorten waren eveneens niet ter beschikking en deze systeemcomponenten werden bijgevolg niet in rekening gebracht. De stoffenbalans werd voor dezelfde bronnen als voor de waterbalans opgesteld en dat voor de drie variabelen totale stikstof (Nt), totale fosfor (Pt) en de biochemische zuurstofvraag (BZV5). De

Figuur 5: Toepassing van de ontwikkelde methode binnen de KRW-Verkenner.



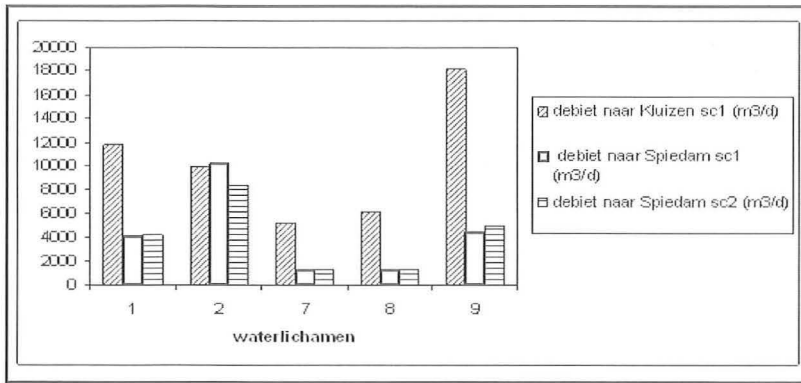
concentraties aan totale stikstof en fosfor afkomstig van de landbouw werden door het SENTWA (System for the Evaluation of Nutrient Transport to Water)-model geleverd (Pauwelyn *et al.*, 1997). De bijdrage van huishoudelijke lozingspunten werd berekend uitgaande van inwonerequivalentwaarden die niet aangesloten waren op een RWZI (VMM, 2005). Meetgegevens betreffende de drie variabelen waren beschikbaar voor Campina in waterlichaam 1 en de RWZI in waterlichaam 2 (VMM). De invloed van de externe aanvoer gedurende de periode van watercaptatie kon worden berekend op basis van concentraties geleverd door het PEGASE-(Planification Et Gestion de l'Assainissement des Eaux)-model (Smitz *et al.*, 1997) op basis van simulaties door de VMM. Calibratie van de chemische waterkwaliteit gebeurde met meetgegevens voor de periode 2005 en 2006 (VMM-meetdatabank).

De KRW-Verkenner geeft het effect van bepaalde maatregelen op de chemische en ecologische kwaliteit weer. De ecologische kwaliteit wordt met behulp van kennisregels bepaald (Figuur 5). Deze werden opgesteld aan de hand van gegevensanalyses door ecologische experts in Nederland. De regelbank werd bovendien door verschillende biologen en waterbeheerders geëvalueerd en geoptimaliseerd. Deze kennisregels beschrijven op een mathematische manier de relatie tussen de maatregelen en de kenmerkende variabelen (stuurvariabelen) van de maatlaten macrofauna, macrofyten, vissen en fytoplankton die als basis dienen voor de berekening van de 'Ecological Quality Ratios' of EQR-waarden. De maatlat met de laagste EQR-waarde bepaalt de uiteindelijke ecologische kwaliteit. Hierbij dient opgemerkt te worden dat voor deze teststudie gebruik werd gemaakt van de Nederlandse maatlaten en EQR-waarden. In verdere studies zal tevens een regelbank ontwikkeld worden om de Vlaamse EQR-waarden te kunnen voorspellen. Gezien evenwel deze Nederlandse EQR-waarden voor de macrofauna werden geaccepteerd tijdens de recente interkalibratie-oefening binnen Europa, kan verwacht worden dat de resultaten op basis van deze waarden relevant zijn voor Vlaanderen en de rest van Europa. Voor meer uitleg over de gebruikte methodologie in de KRW-Verkenner wordt verwezen naar de website [www.krwverkenner.nl](http://www.krwverkenner.nl).

## Resultaten en discussie

Vergelijking van de berekende debietfracties van de verschillende waterlichamen toonde een constant debiet naar Spiedam gedurende beide scenario's (Figuur 6). Dit bevestigde het vermoeden dat de wateropname te Kluzien gevoed wordt door het verschil in neerslagafvoer tussen beide scenario's. Dit werd eveneens bevestigd door de coördinator van de drinkwatermaatschappij te Kluzien. Het verschil in beide debietfracties van waterlichaam 2 naar Spiedam kon verklaard worden door het groter lozend debiet van de RWZI gedurende scenario 1, aangezien het debiet van de andere puntbronnen gelijk was voor beide scenario's.

Figuur 6: Vergelijking van de berekende debietfracties van de verschillende waterlichamen.

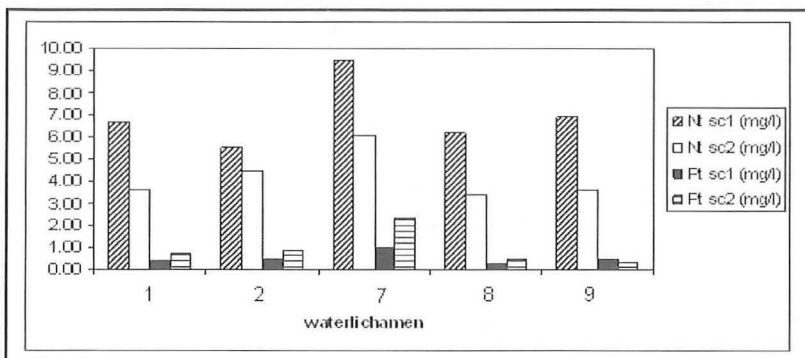


De debieten en stroomsnelheden werden door combinatie van neerslaggegevens en massa-balansen berekend. Validatie van de berekende waarden zal in de toekomst worden uitgevoerd.

De KRW-Verkenner toonde een hogere totale stikstofconcentratie voor scenario 1 (Figuur 7). Dit is te wijten aan een hogere uitspoeling van meststoffen gedurende deze periode. Van het totale oppervlak van het afwateringsgebied van de waterlichamen wordt 40 % tot 65 % gebruikt voor landbouwactiviteiten. De landbouw wordt algemeen als de grootste stikstofleverancier van waterlopen in Vlaanderen beschouwd (MIRA, 2006). De totale fosforconcentratie was voor alle waterlichamen behalve voor waterlichaam 9 groter voor scenario 2. In beide scenario's had waterlichaam 7 de slechtste chemische waterkwaliteit. Dit wordt eveneens bevestigd in het deelbekkenbeheerplan (Belconsulting N.V., 2005).

Bij de stoffenbalans werden pesticiden, zware metalen en de invloed van de waterbodemkwaliteit niet in rekening gebracht. Gegevens betreffende de impact van overstorten konden niet worden vrijgegeven. In het studiegebied bevinden zich 12 overstorten waarvan telkens 5 in de waterlichamen 8 en 2 en 1 in de waterlichamen 1 en 9. Vooral in waterlichamen 8 en 2 kan de impact van deze overstorten niet verwaarloosd worden en zal moeten gezocht worden naar eventuele modellen om de geloosde vuilvrachten en werkingsfrequentie te voorspellen.

Figuur 7: Vergelijking van de totale stikstof- en fosforconcentratie van de verschillende waterlichamen voor beide scenario's.



Voor scenario 2 (geen waterwinning) was de totale ecologische kwaliteit slecht ( $EQR < 0.2$ ) voor de waterlichamen 7 en 1, ontoereikend ( $0.2 < EQR < 0.4$ ) voor waterlichaam 8 en matig ( $0.4 < EQR < 0.6$ ) voor de waterlichamen 9 en 2. Deze totale kwaliteit werd bepaald door de maatlat met de slechtste score, die voor de verschillende waterlichamen telkens de maatlat macrofauna betrof. De kennisregels voor deze maatlat, geïmplementeerd in de KRW-Verkenner, hebben betrekking op vier abiotische variabelen namelijk de totale fosforconcentratie, de  $BZV_5$ -concentratie, de sinuïteit en de stroomsnelheid. Om de gewenste goede ecologische kwaliteit ( $EQR > 0.6$ ) te bereiken, werden maatregelen met betrekking tot deze vier variabelen toegepast. In eerste instantie werden maatregelen met een milderend effect op de chemische waterkwaliteit uitgevoerd, zoals het aansluiten van al de huishoudelijke lozingspunten op de bestaande riolering naar een RWZI (herstelscenario 1). Bufferstroken (50% reductie van de nutriënten) werden aangelegd in de waterlichamen waar nutriënten na implementatie van de vorige maatregel, nog steeds een beperkende factor vormden bij het behalen van een goede macrofauna kwaliteit (herstelscenario 2). Als laatste herstelscenario (herstelscenario 3) werd gekozen voor de maatregel beekherstel die de aanleg van een natuurlijk profiel met bembegroeiing en diepe buitenbochten impliceert. Hiervoor werd de sinuïteit met 2 klassen verhoogd namelijk van een recht (klasse 5) naar een zwak slingerend patroon (klasse 3).

Na herstelscenario 1 werden EQR-waarden hoger dan 0.6 voor de variabelen Pt en  $BZV_5$  bereikt voor de waterlichamen 1, 2, 8 en 9 (Tabel 1). Bij waterlichaam 7 was de totale fosforconcentratie nog steeds beperkend maar na herstelscenario 2 werd eveneens een EQR van 0.6 behaald. Door het uitvoeren van herstelscenario 3 werd bij waterlichaam 2 een goede kwaliteit voor de maatlat macrofauna bereikt en dus ook voor de totale ecologische kwaliteit. Bij de andere waterlichamen bleef de stroomsnelheid de beperkende factor.

Na het derde herstelscenario werd slechts in 1 van de 5 waterlichamen een goede ecologische kwaliteit bereikt. In dit kunstmatige studiegebied, met zo goed als geen natuurlijke afstroming als gevolg van de talrijke waterbeheersingsinfrastructuur, vormde de lage stroomsnelheid de beperkende factor. Om een voldoende stroomsnelheid te garanderen zouden de huidige profielen moeten worden omgevormd naar zwak slingerende waterloopjes van maximaal een halve tot een meter breed en een halve meter diep. Gezien de wateraanvoerende functie van deze waterlopen naar Kluizen is dit onmogelijk. Er moet dus gezocht worden naar een compromis tussen enerzijds de aanvoerfunctie naar Kluizen en anderzijds een goede ecologische kwaliteit. De ecologische kwaliteit wordt bij de KRW-Verkenner bepaald op basis van Nederlandse maatlaten voor natuurlijke waterlopen. Gezien het kunstmatige karakter van de hier beschouwde waterlichamen kan de afwijking van de goede ecolo-

Tabel 1: Weergave van de limiterende EQR-waarden per kenmerkende variabele (Pt = totaal fosfor; BZV<sub>5</sub> = Biologische Zuurstofvraag; v = stroomsnelheid; sin = meanderingspatroon), en voor de verschillende waterlichamen na uitvoering van de 3 herstelscenario's. EQR<sub>TOT</sub> wordt bepaald door de variabele met de laagste waarde. De EQR-waarden die beperkend zijn voor een goede macrofauna kwaliteit (EQR<sub>TOT</sub> = 0.6), worden in vet weergegeven

herstelscenario 1					
WL	EQR <sub>Pt</sub>	EQR <sub>BZV5</sub>	EQR <sub>v</sub>	EQR <sub>sin</sub>	EQR <sub>TOT</sub>
1	0.7	1	0	0.5	0
2	0.7	1	0.8	0.5	0.5
7	0.4	1	0.2	0.5	0.2
8	0.8	1	0.3	0.5	0.3
9	0.9	1	0.2	0.5	0.2
herstelscenario 2					
WL	EQR <sub>Pt</sub>	EQR <sub>BZV5</sub>	EQR <sub>v</sub>	EQR <sub>sin</sub>	EQR <sub>TOT</sub>
1	0.7	1	0	0.5	0
2	0.7	1	0.8	0.5	0.5
7	0.6	1	0.2	0.5	0.2
8	0.8	1	0.3	0.5	0.3
9	0.9	1	0.2	0.5	0.2
herstelscenario 3					
WL	EQR <sub>Pt</sub>	EQR <sub>BZV5</sub>	EQR <sub>v</sub>	EQR <sub>sin</sub>	EQR <sub>TOT</sub>
1	0.7	1	0	0.7	0
2	0.7	1	0.6	0.7	0.6
7	0.6	1	0.2	0.7	0.2
8	0.8	1	0.3	0.7	0.3
9	0.9	1	0.2	0.7	0.2

gische kwaliteit na herstelscenario 3 mogelijk hierdoor worden verklaard. Kennisregels voor de Vlaamse maatlat macrofauna zijn in ontwikkeling en zullen verdere verduidelijking brengen.

In deze studie zijn de kosten verbonden aan de verschillende maatregelen nog niet geïmplementeerd. Bij de uiteindelijke beslissing van maatregelen zullen deze eveneens een doorslaggevende rol spelen.

Op basis van een beperkt aantal meetgegevens kon de chemische en ecologische kwaliteit van de waterlichamen met behulp van de KRW-Verkenner worden voorspeld. Door het ontbreken van bepaalde gegevens voor dit studiegebied werd de procedure soms bemoeilijkt maar in vergelijking met andere deelbekkens b.v. toepassing KRW-Verkenner op deelbekken Zwalm (Mouton et al. (ingediend), 2007) lijkt dit eerder uitzonderlijk. Met behulp van de KRW-Verkenner werden de knelpunten (belangrijke impact van de landbouw, stroomsnelheid) zichtbaar en konden de effecten van bepaalde maatregelen worden getoetst.

## Referenties

Adriaenssens V., Goethals P.L.M. & De Pauw N., 2006. Fuzzy knowledge-based models for prediction of *Asellus* and *Gammarus* in watercourses in Flanders (Belgium). *Ecological modelling* 195: 3-10

Belconsulting N.V. (2005). Waterbeheerplan voor het deelbekken van de Burggravenstroom, basisinventaris. Project 0605/006. In opdracht van de provincie Oost-Vlaanderen.

Dedecker A.P., Goethals P.L.M., D'heygere T., Gevrey M., Lek S. & De Pauw N., 2005. Application of artificial neural network models to analyse the relationships between *Gammarus Pulex* L. (Crustacea, Amphipoda) and river characteristics. *Environmental Monitoring and Assessment* 111: 223-241.

Dedecker A.P., Goethals P.L.M., D'heygere T. & De Pauw N., 2006. Development of an in-stream migration model for *Gammarus Pulex* L. (Crustacea, Amphipoda) as a tool in river restoration management. *Aquatic Ecology* 40: 249-261.

D'heygere T., Goethals P.L.M. & De Pauw N., 2006. Genetic algorithms for optimisation of predictive ecosystems models based on decision trees and neural networks. *Ecological modelling* 195: 20-29.

De Smedt F., Yongbo L. & Deng A., 1999. Hydrologische en hydraulische modellering van het stroomgebied van de Ijse: deel hydrologische modellering. VUB in onderaanneming van de tijdelijke vereniging Ecorem-Haecon.

MIRA, 2006. Milieurapport Vlaanderen, MIRA achtergronddocument 2006, Kwaliteit oppervlaktewater. Vlaamse Milieumaatschappij: Aalst, België.

Mouton A.M., Schneider M., Depestele J. Goethals P.L.M. & De Pauw N., 2007. Fish habitat modelling as a tool for river management. *Ecological Engineering* 29: 305-315.

Mouton A., Maes A., Van der Most H., Jeuken A., Goethals P.L.M. & De Pauw N., 2007. Application of the Water Framework Directive Explorer for river assessment and restoration in the Zwalm river basin (Flanders, Belgium). *River Research and Applications* (ingediend).

Pauwelyn J., Depuydt S., Scokart P., 1997. Studie ter kwantificering van de nutriëntenverliezen per stroombekken naar het oppervlaktewater door landbouwactiviteiten in Vlaanderen: een praktijkgericht onderzoek ter ondersteuning van het milieu- en landbouwbeleid. Ministerie Middenstand en Landbouw, Instituut voor Scheikundig onderzoek.



Royal Haskoning, Witteveen-Bos, Taken Landschapsplanning, 2005. Validatie en verdere optimalisatie van de concept KRW-maatlatten voor de natuurlijke rivier-en meertypen. RIZA: Rotterdam, Nederland.

Smits J., Everbecq E., Delière J.F., Descy J.P., Wollast R. & Vanderborcht J.P. (1997). PEGASE, une méthodologie et un outil de simulation prévisionnelle pour la gestion de la qualité des eaux de surface. *Tribune de l'Eau*, **588**: 73-82. (in french)

Stuckens J. & Van Hoydonck G., 2005. Uitwerken van een monitoringstrategie en ontwikkelen van een index voor stromende wateren voor het kwaliteitselement hydromorfologie in uitvoering van de Kaderrichtlijn Water WAT/L/2003 S 0019X. Project 7404721. In opdracht van Aminal, afdeling water.

Van Der Most H., Jeuken A. & Van Schijndel S., 2006. WFD-Explorer: A planning kit to support the implementation of the Water Framework

Directive. In: Goubesville P, Cunge J., Guinot V., Liong SY. (Eds.). *Proceedings of the 7<sup>th</sup> International Conference in Hydroinformatics*, Nice. Research Publishing Services: Chennai, India.

van Griensven A., Breuer L., Di Luzio M., Vandenberghe V., Goethals P, Meixner T, Arnold J., Srinivasan R., 2006. Environmental and ecological hydroinformatics to support the implementation of the European Water Framework Directive for river basin management. *Journal of hydroinformatics* **8(4)**: 239-252.

A. Maes,  
A. Mouton,  
N. De Pauw en  
P.L.M. Goethals, docent  
Universiteit Gent,  
Vakgroep Toegepaste Ecologie en Milieubiologie  
J. Plateastraat 22  
B-9000 Gent  
T +32 9 264 37 68  
F +32 9 264 41 99  
[peter.goethals@ugent.be](mailto:peter.goethals@ugent.be)

# Ecotoxicologische risico-evaluatie in het Vlaamse waterbeleid: stand van zaken

*Het waterkwaliteitsbeleid wordt tot dusver vooral geregeld via fysisch-chemische normen. De kaderrichtlijn water (KRW) legt de aandacht echter veel meer op de ecologische dan op de chemische kwaliteit van de waterloop in situ, en stelt dat een goede toestand bereikt moet worden tegen 2015. De ecologische beoordeling zal daarom onder impuls van de KRW verder uitgebreid worden met biodiversiteitsindexen voor planten en diatomeën, naast de bestaande indexen voor macroinvertebraten en vissen. Om het ecosysteem zoveel mogelijk preventief te beschermen neemt ook de rol van de ecotoxicologische beoordeling in belang toe. Zo zijn er de extra lozingsparameter met betrekking tot de maximale ecotoxiciteit (i.e. giftigheid voor waterorganismen) van geloosd afvalwater, de vereiste dat niet-genormeerde stoffen in afvalwater grondig gedocumenteerd worden met betrekking tot hun verspreidingspotentieel en hun PBT eigenschappen (persistentie (P), bioaccumulatie (B) en ecotoxiciteit (T)). Daarnaast worden de chemische waterkwaliteitsnormen voor individuele stoffen ecotoxicologisch onderbouwd en op basis daarvan herzien. De rol van de ecotoxicologie in deze 3 processen wordt hieronder toegelicht.*

Het waterkwaliteitsbeleid wordt tot nu toe vooral geregeld via fysisch-chemische waterkwaliteitsnormen, lozingsnormen en –voorwaarden en afvalwaterheffingen. De onderbouwing van veel van deze normen is niet of onvoldoende gedocumenteerd, zodat vaak het voldoen aan deze normen niet garandeert dat er geen gevaar is voor de organismen die in het ontvangende water leven. Bovendien kan afvalwater een zeer complexe samenstelling hebben terwijl er slechts een beperkt aantal parameters genormeerd zijn. Ook dit garandeert dus niet dat er geen gevaarlijke stoffen zouden worden geloosd. En, *last but not least*, is het niet altijd mogelijk om op basis van de ingrediënten het eindresultaat te voorspellen: mengsels kunnen onverwacht schadelijk zijn, ook al bestaan ze uit veilige ingrediënten.

Onder impuls van de kaderrichtlijn water (KRW) wordt de aandacht van de chemische naar de ecologische kwaliteit van de waterloop verlegd. Die wordt vooral weerspiegeld door de biodiversiteit, een integrale waterkwaliteitsparameter die niet enkel beïnvloed wordt door de chemische samenstelling maar door uiteenlopende parameters: hydrologie, bodemsamenstelling, reliëf, klimaat, waterloop(infra)structuur en de fysisch-chemische waterkwaliteit.

De KRW stelt dat de waterkwaliteit een goede ecologische toestand moet bereiken tegen 2015. Dit heeft ook een aantal duidelijke gevolgen voor het Vlaamse waterbeleid (gehad): o.a. het verbeteren van de habitatfuncties door infrastructurale ingrepen, het verbeteren van de methoden om de ecologische toestand van de waterlopen te meten en op te volgen door bijkomende biodiversiteitsindexen voor planten en diatomeën, bekkenbeleidsplannen op basis van integraal waterbeheersprincipes etc... Maar ook door nieuwe principes in verband met de omgang met chemische stoffen en lozingen van afvalwater in te voeren o.a. het verbod op of verplichte afbouw van de lozing van een aantal prioritaire stoffen die te milieugevaarlijk blijken te zijn, het verplicht documenteren van alle chemische stoffen met betrekking tot hun mogelijke milieu-effecten

(ecotoxicologische labelling- en REACH-voorschriften in verband met PBT (REACH = Registration, Evaluation and Authorisation of chemicals: PBT: persistentie, bioaccumulatie en toxiciteit; zie verder)), het invoeren van een ecotoxiciteitsgrens voor complexe afvalwaters die in oppervlaktewater worden geloosd...

Zowel de Europese als de Vlaamse overheid leveren intussen inspanningen om de bestaande chemische waterkwaliteitsnormen voor individuele stoffen – die in het verleden meestal onvoldoende wetenschappelijk onderbouwd werden – te herzien. De basis voor de WQC (water quality criteria) wordt gevormd door de PNEC (*predicted no effect concentration*) van de betreffende stof. PNECs worden afgeleid uit de ecotoxiciteitsgegevens van de stof en geven een beeld van de effectieve milieuveilige concentraties in het aquatische milieu.

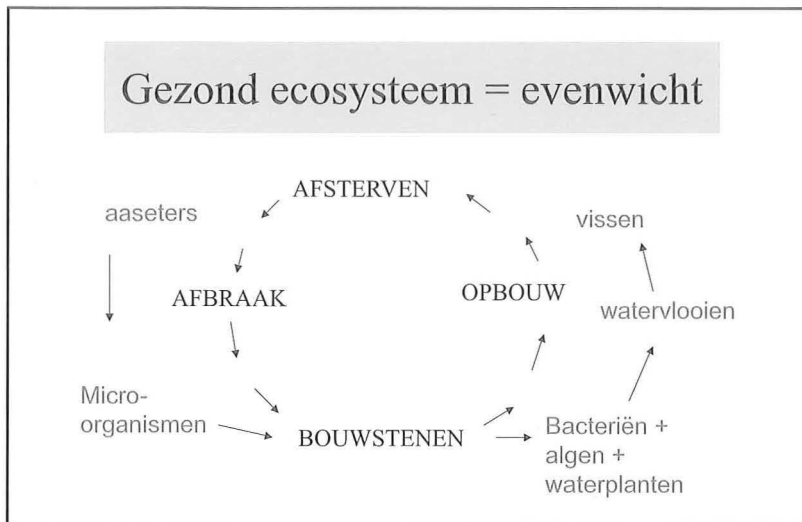
In dit artikel wordt de rol van de ecotoxicologische risico-beoordeling in het waterbeleid toegelicht.

## Principes van de ecotoxicologische beoordeling.

Elk natuurlijk ecosysteem is opgebouwd als een kringloop, een keten van eten en gegeten worden. In een gezond ecosysteem is deze kringloop in evenwicht, onderhoudt zichzelf zolang geen enkele schakel in deze kring wordt gestoord in zijn ontwikkeling (fig. 1.).

(Industriële) lozingen van chemische stoffen zijn voor de waterloop een bron van natuurvreemde stoffen of van een aantal natuurlijke stoffen in overmaat (bv. lozing van nutriënten). Hierdoor kan potentieel de gezondheid van bepaalde organismen worden verzwakt of kunnen bepaalde groepen juist sterker uitgroeien, waardoor het evenwicht in de kringloop wordt verstoord. Elke dieren-plantensoort heeft zijn eigen gevoeligheid voor chemische stoffen. Het komt er dus op aan om-

Figuur 1: Schematisch overzicht van het ecosysteem in oppervlaktewater



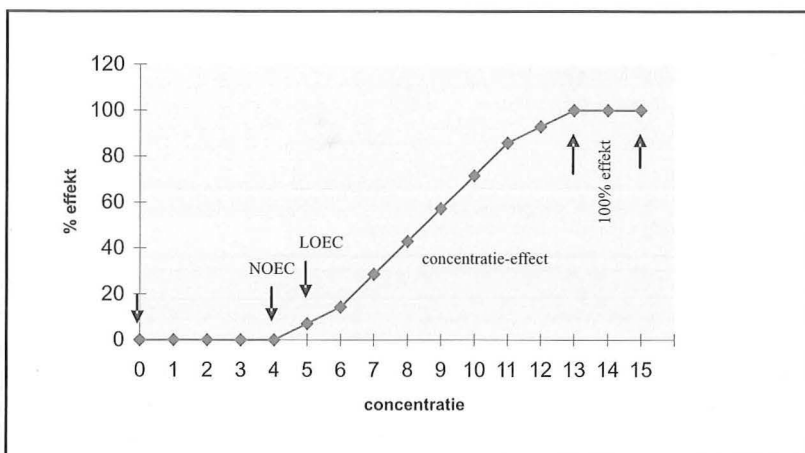
preventief - de zwakste schakel in de kringloop te kennen die door een stof of lozing kan worden aangetast. De norm kan dan voldoende streng worden gesteld om juist deze zwakste schakel effectief te beschermen.

Fig.2: Typisch verloop van de concentratie/effect curve in (eco)toxicologische testen bij blootstelling van testorganismen aan een teststof.

- 0-NOEC<sup>1</sup>: concentratie-range waarin het testorganisme geen effect vertoont in reactie op de geteste concentraties. NOEC waarden worden gebruikt om de concentratie/effect relatie voor chronische testen te typeren.
- NOEC-LOEC<sup>2</sup>: de concentratie-range van "no observed effect level" tot "lowest observed effect level" (i.e. de concentratie-range tussen de hoogste experimenteel geteste concentratie die geen effect geeft en deze die voor het eerst een effect opwekt)
- Concentratie/effect: de concentratierange waarbinnen men bij toenemende concentratie een toenemend effect ziet. EC<sub>x</sub> = de concentratie waarbij x% van het maximale effect optreedt. EC<sub>50</sub> waarden (meestal EC<sub>50</sub>) worden gebruikt om de concentratie/effect relatie voor acute testen te typeren. Indien het effect dat men meet de sterfte van de organismen is, spreekt men van LC<sub>50</sub> (50% lethale concentratie).
- 100% effect: de concentratierange tussen de concentratie die een maximaal effect geeft en de maximaal geteste concentratie.

<sup>1</sup> NOEC = no observed effect concentration: dit is de hoogste experimenteel geteste concentratie die statistisch GEEN (eco)toxicologisch antwoord opwekt.

<sup>2</sup> LOEC = lowest observed effect concentration: dit is de laagste experimenteel geteste concentratie die statistisch WEL een (eco)toxicologisch antwoord opwekt.



Om het ecosysteem te vrijwaren is het daarom noodzakelijk het eventueel schadelijke effect van een stof of lozing op organismen uit deze kringloop op voorhand te meten (i.e. vooraleer de stof in gebruik wordt genomen, vooraleer een lozingsvergunning af te leveren).

De schadelijke effecten die stoffen kunnen hebben voor de organismen in het ecosysteem, worden gemeten met ecotoxiciteitstesten. In deze testen worden levende organismen rechtstreeks blootgesteld aan de stof of het mengsel en wordt onderzocht bij welke concentratie deze stoffen of mengsels schadelijke effecten hebben op de gezondheidstoestand van dier- en plantensoorten. Als geen van de onderzochte organismen hinder ondervindt van deze blootstelling gaat het om niet-ecotoxische stoffen/mengsels. Als (een of meerdere) organismen wel hinder ondervinden gaat het om ecotoxische stoffen/mengsels. Om in dit laatste geval de ernst te kunnen inschatten worden de organismen blootgesteld aan een verdunningsreeks van stof of mengsel, zodat een concentratie-effect relatie kan worden uitgetekend. Figuur 2 geeft een schematisch voorbeeld van een (eco)toxicologische concentratie-effect relatie: in de x-as staat de toenemende concentratie van een specifieke stof of mengsel waaraan testorganismen worden blootgesteld in het labo. In de y-as staat het schadelijk effect voor de testorganismen, uitgedrukt in vergelijking tot de niet blootgestelde controles. Met de term "schadelijk effect" kunnen verschillende effecten (ook wel eindpunten genoemd) worden bedoeld: zowel sterfte (letaliteit) als een ander schadelijk (subleetaal) effect (bv. voortplantingsproblemen, groeiremming, vormveranderingen, ziekte, etc.) dat het voortbestaan van de soort kan bedreigen.

Het typische verloop van concentratie-effectcurves wordt geïllustreerd in figuur 2: bij lage concentraties ondervindt geen van de blootgestelde organismen hinder en is er geen schadelijk effect, bij toenemende concentraties is er vanaf een bepaalde drempelwaarde een steeds toenemende reactie (steeds meer organismen ondervinden hinder van de blootstelling), en vanaf een bepaalde concentratie is het effect maximaal en zal ongewijzigd blijven, ook al neemt de concentratie toe (bv. wanneer alle testorganismen overleden zijn). De gevoeligheid voor eenzelfde stof kan - afhankelijk van de aard van de stof - sterk variëren van testorganisme tot testorganisme, en zelfs van het groeistadium waarin het organisme zich bevindt (larven en embryo's zijn meestal gevoeliger dan volwassen individuen).

Naast concentratie is ook de blootstelduur van belang: hoe langer een organisme wordt blootgesteld aan een giftige stof, hoe lager de drempelconcentratie. Daarom worden ecotoxiciteitstesten onderverdeeld in acute en chronische testen. Bij acute testen kijkt men welke concentraties effecten veroorzaken op korte termijn (bv. 48h voor watervlooien, 96 h voor vissen en 72h voor algen), bij chronische testen kijkt men naar effecten op langere termijn (bv. reproductiesucces

tijdens 21 dagen blootstelling van watervlooiën). NOEC (zie figuur 2) voor chronische testen ligt vaak veel lager dan deze van acute testen ( $LC50_{\text{acuut}}/NOEC_{\text{chronisch}} = \text{acuut/chronisch ratio (ACR)}$ ): bv. voor kobalt ligt de  $LC50$  voor watervlooiën op 48h bij 12 mg/l, terwijl de  $LC50$  voor de reproductietest (21 dagen test) op 0.49 mg/l ligt (eigen resultaten); ACR van kobalt voor watervlo:  $12/0.49 = 24.5$ ).

Het is uiteraard onmogelijk om voor elke soort uit het ecosysteem de drempelconcentratie vast te stellen. Men moet zich daarom beperken tot een aantal representatieve soorten die de voornaamste schakels uit het ecosysteem vertegenwoordigen. In praktijk komt dit neer op een vertegenwoordiger van elk van de voornaamste trofische niveaus: micro-organismen, planten als primaire producenten, een planteneter en een vleeseter. Typisch wordt voor zoetwater nagegaan of algen, watervlooiën en vissen worden aangetaast. Voor deze standaardtesten zijn internationaal aanvaarde testprotocollen uitgeschreven door de OESO (Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling) en ISO (International Standardisation Organisation). Dit moet garanderen dat de testen onder goed gecontroleerde omstandigheden worden uitgevoerd en vergelijkbare resultaten opleveren ook al worden zij in verschillende labo's (en zelfs landen) uitgevoerd.

Ecotoxiciteitstesten worden op zuivere producten uitgevoerd voor een aantal redenen:

- a) voor het vaststellen van het zogenaamde gevaarsprofiel (hazard) van een stof in het kader van de wetgeving voor gevaarlijke stoffen (Directieven 67/548/EEC (gevaarlijke stoffen) en 1999/45/EC (preparaten)). Bij het vastleggen van een gevaarsprofiel gaat men preventief onderzoeken wat de mogelijke gevaren van een stof kunnen zijn. Het opstellen van een gevaarsprofiel gebeurt zowel voor de fysische eigenschappen (bv. is de stof ontplofbaar?), voor de menselijke gezondheidseffecten (bv. kan ze kanker veroorzaken?) en ook voor de ecologische effecten (bv. Is de stof schadelijk voor waterorganismen?). De resultaten van deze gevaarstesten worden vertaald in zogenaamde R-zinnen of Risico-zinnen die op het etiket van het product worden aangebracht om zo de gebruiker op de hoogte te stellen van de potentiële gevaren. Tabel 1 illustreert hoe de resultaten van de ecotoxiciteitstesten worden vertaald naar risico-zinnen (en bijhorende

veiligheidszinnen (S-zinnen)). Er is een belangrijk onderscheid tussen het vaststellen van een gevaarseigenschap en effectief risico: een stof die bv. gevaarlijk is voor waterorganismen, maar die nooit in het water terecht zal komen vormt geen enkel risico.

- b) voor het vaststellen van drempelwaarden die gebruikt kunnen worden als kwaliteitsnormen of risico-evaluatie, waar de drempelwaarden vergeleken wordt met omgevingsconcentraties.

### Ecotoxiciteitsnormen voor afvalwater: TEB (Totaal Effluent Beoordeling)

Zulke vertaling van testresultaten naar veiligheidsinformatie, kan ook worden gebruikt voor complexe milieustalen, o.a. afvalwaters. De ecotoxiciteitstesten worden rechtevrees op de afvalwaterstanden uitgevoerd (totaal effluent beoordeling of TEB) en de testresultaten worden gebruikt om de graad van toxiciteit van het afvalwater te klasseren. In Vlaanderen werden in opdracht van de VMM (Vlaamse MilieuMaatschappij) een aantal pilotstudies uitgevoerd door onderzoeksinstituten, met als eindresultaat een voorstel voor ecotoxicologische classificatie van afvalwaters (Witters et al., 2002; VandeBroele et al. 1996, 1998). De overheid zal deze ecotoxicologische classificatie gebruiken om de geloosde toxiciteit te normeren via lozingsvergunningen.

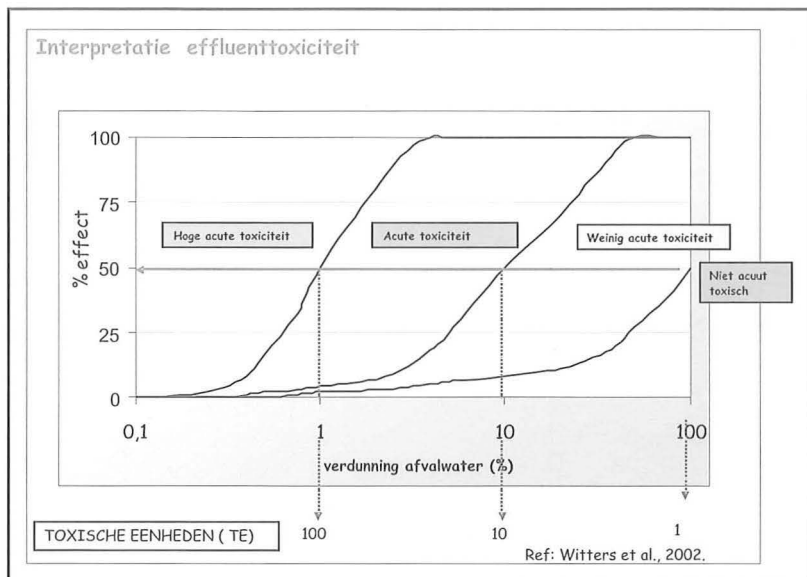
Figuur 3 en tabel 4 vatten het classificatiesysteem voor afvalwaters samen.

Om de interpretatie te vergemakkelijken worden de testresultaten van de acute toxiciteitstesten (klassieke acute testen op algen, watervlooiën en vis) omgerekend naar toxische eenheden (TE of TU van Toxic Units).  $TU = 100/LC50$  met de  $LC50$  waarde uitgedrukt in % afvalwater. Deze reciproke van de  $LC50$  is recht evenredig met de toxiciteit en daardoor een betere weerspiegeling van de ernst van de vervuiling.

Tabel 1: Overzicht van de ecotoxiciteitscriteria die de basis vormen voor de milieugerelateerde R-zinnen (aquatisch ecosysteem) op verpakkingen van chemische producten. De  $LC50$  waarde die gebruikt wordt voor de labelling is de laagste waarde die met acute ecotoxiciteitstesten op 3 standaardorganismen (alg, watervlo en vis) wordt teruggevonden.

R-zin	Criteria	Interpretatie
R50	$LC50 < 1 \text{ mg/l}$	Erg toxisch voor waterorganismen
R51	$1 \leq LC50 < 10 \text{ mg/l}$	Toxisch voor waterorganismen
R52	$10 \leq LC50 < 100 \text{ mg/l}$	Schadelijk voor waterorganismen

Figuur 3: Interpretatie van de effluenttoxiciteit (zie ook tabel 2).  
Toxische eenheden: 100/LC50



Tabel 2: Classificatie van afvalwaters gebeurt op basis van de klassieke ecotoxiciteitstesten (algen, watervlo en vis). Als LC50 waarde voor de classificatie wordt die van de meest gevoelige soort gebruikt. Gekoppeld aan de classificatie is een kleurencode zoals aangegeven in de tabel. De waarde die gebruikt moet worden voor een cumulatieve effectscore wordt voor elke klasse aangegeven.

Criteria voor toxiciteit in conventionele testen		Classificatie van afvalwaters		
EC <sub>50</sub> /LC <sub>50</sub> (effluentconc.)	Toxische eenheden	> respons van gevoeligste organisme		> cumulative effect score (algen + watervlo + vis)
> 100% or > 90%	< 1 of < 1.1	geen acute toxiciteit		0
10 - 100%	1 - 10	lage acute toxiciteit		1
1 - 10 %	10 - 100	acute toxiciteit		3
< 1%	> 100	hoge acute toxiciteit		5

### Ecotoxiciteit van individuele stoffen als instrument in het waterbeleid.

#### PNEC als norm

PNEC is de afkorting voor *predicted no effect concentration* of de milieuveilige drempelconcentratie van een bepaalde stof. D.w.z. dat omgevingsconcentraties gelijk aan of lager dan PNEC in principe geen enkel negatief effect op het ecosysteem zullen hebben. PNEC waarden voor individuele stoffen zijn belangrijk om wetenschappelijk onderbouwde kwaliteitsnormen te kunnen opstellen die effectief beschermend zijn voor het ecosysteem. De waarde van de norm staat of valt met de betrouwbaarheid van de PNEC.

PNEC worden afgeleid op basis van de beschikbare ecotoxiciteitsgegevens die ofwel worden opgezocht in databanken en literatuurgegevens of – bij het ontbreken daarvan – in het labo gemeten kunnen worden.

Volgende methoden kunnen gebruikt worden voor het afleiden van PNECs uit de beschikbare ecotoxiciteitsgegevens:

#### a) Statistische extrapolatiemethode (Aldenberg & Slob, 1993, later gemodificeerd in TGD 2003):

Indien voldoende NOEC waarden gekend zijn voor chronische eindpunten en voor tenminste 10 verschillende soorten van 8 verschillende families/taxa, worden deze op een frequentiecurve uitgezet: op de X-as de NOEC, op de Y-as de frequentie (aantal soorten waarvoor de NOEC waarden werden teruggevonden). Deze curve vertoont een normale verdeling. De PNEC wordt in principe berekend op basis van de zgn. HC5 ("hazard concentration" bij 5%-iel). Deze waarde wordt verminderd met 50% confidentielimiet en gedeeld door een veiligheidsfactor (1 tot 5) die de betrouwbaarheid van de resultaten in rekening brengt (TGD 2003).

#### b) PNEC uit beperkte dataset (TGD 2003)

Indien niet voldoende NOEC waarden gekend zijn, of enkel resultaten van acute testen, worden de laagst genoteerde effectwaarden gebruikt en gedeeld door een veiligheidsfactor. De grootte van de veiligheidsfactor hangt af van de beschikbare informatie: hoe meer gegevens, en hoe meer informatie over chronische effecten, hoe kleiner de factor (tabel 1). De hoge veiligheidsfactor (1000) – die gebruikt moet worden wanneer alleen acute gegevens beschikbaar zijn - heeft te maken met onzekerheden omtrent het ACR en de ontbrekende gegevens voor andere soorten.

De matrix voor deze beoordeling is geënt op de klassieke vis/daphnia/alg gegevens (zie tabel 3.).

### PBT beoordeling

PBT staat voor persistentie, bioaccumulatie en toxiciteit: 3 eigenschappen die samen de milieugevaarlijkheid van een product of mengsel bepalen. Stoffen die persistent zijn blijven lang in het milieu aanwezig, kunnen accumuleren in het milieu en kunnen daardoor mogelijk op lange termijn effecten veroorzaken. Stoffen die bioaccumuleren kunnen in de voedselketen terecht komen en (onverwacht) effecten veroorzaken in hogere organismen. In het kader van REACH definieert men stoffen met PB en vPvB eigenschappen (zie tabel 4) en wil men deze stoffen zoveel mogelijk reguleren. Niet alle PBT en vPvB zullen/kunnen uit gebruik genomen worden, bij gebrek aan gelijkwaardige alternatieven.

Bedrijven die niet-genormeerde stoffen lozen, moeten deze documenteren met voldoende gegevens omtrent milieu-effecten zodat de overheid voor deze stoffen een veilige norm kan afleiden via PNEC-berekeningen. Voor de verdere risicoevaluatie moeten de bedrijven ook gegevens omtrent biodegradatie- en bioaccumulatiepotentieel leveren, zodat de overheid kan beslissen over het al dan niet bestaan van een risico op lange termijn effecten of gevaar voor de voedsel-

Tabel 3: Veiligheidsfactoren voor het afleiden van waterkwaliteitscriteria op basis van een beperkt set van ecotoxiciteitsgegevens (TGD 2003). \* hier wordt de laagst gevonden effectwaarde (LC/EC50 voor acute testen, NOEC voor chronische testen) bedoeld.

Beschikbare informatie	Veiligheids Factor	PNEC*
Acute LC/EC50 waarden voor kreeftachtige en vis	1000	laagst gevonden waarde/1000
Een chronische waarde (NOEC) beschikbaar voor daphnia of vis	100	laagst gevonden waarde/100
Twee chronische NOEC waarden voor twee trofische niveaus (kreeftachtige en/of vis en/of algen)	50	laagst gevonden waarde/50
chronische NOEC waarden voor tenminste 3 trofische niveaus (meestal algen, kreeftachtige en vis)	10	laagst gevonden waarde / 10
Veldgegevens of modelecosysteem gegevens beschikbaar		Review op basis van de gegevens en hun betrouwbaarheid

keten. Voor deze stoffen zal een uitgebreidere risico-evaluatie gebeuren vooraleer een mogelijke lozingsnorm kan worden opgesteld. De lozingen van stoffen met vPvB eigenschappen zullen nauwlettend worden opgevolgd en bij voorkeur zal een nullozing worden nagestreefd.

Criterium	PBT criteria	vPvB criteria
P	Halveringstijd > 60 d in mariene waters Of > 40 d in zoetwater Of > 180 d in mariene sediment Of > 120 d in zoetwater sediment	Halfveringstijd > 60 d in mariene waters Of > 60 d in zoetwater Of > 180 d in mariene sediment Of > 180 d in zoetwater sediment
B	BCF > 2000	BCF > 5000
T	NOEC chronisch < 0.01 mg/l Of CMR (carcinogeen, mutageen, toxisch voor de reproductie) Of endocrien versturende stof	Geen voorwaarde

### Conclusies:

De kaderrichtlijn water beoogt een meer integraal gericht waterbeleid, waarbij het voorkomen van ecologische schade door vervuiling belangrijk is. Dit heeft voor het Vlaamse waterbeleid tot een grotere integratie van ecotoxiciteitsgegevens in de normering geleid, nl. bij het wetenschappelijk onderbouwen van bestaande stofgerichte normen via de PNEC waarde en bij het ontwikkelen van effectgerichte normering van afvalwaters door

TEB. Bovendien worden bedrijven verplicht om voor niet-genormeerde stoffen zelf de milieu-effecten en risico's te inventariseren of de nodige informatie te genereren, zodat de overheid een onderbouwde lozingsnorm kan opleggen voor de bewuste stof.

Dank zij de pas goedgekeurde wetgeving op registratie en autorisatie van chemische stoffen op EU niveau (REACH: registratie, evaluatie and autorisatie van chemicalia) zullen in de toekomst voor de meeste chemische stoffen de nodige gegevens beschikbaar zijn die een inschatting van de potentiële ecologische impact toelaten. Dit zal het voor bedrijven en overheid vergemakkelijken om ecologisch verantwoorde lozingsvoorwaarden en -normen te bepleiten.

### Referenties :

TGD ECB (2003). Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market.

Vandenbroele M., Devriendt M., Van Sprang P., Janssen C., Witters H., goyvaerts MP, Berckmans P, Delbeke K., Van de Kerken K., 1996 Ecotoxicologisch onderzoek van industriële effluënten: literatuuronderzoek naar de selectie van ecotoxicologische testen en hun mogelijke incorporatie in het milieubeleid.

Vandenbroele M., Van Sprang P., Heijerick D., Janssen C., Witters H., Delbeke K. & Van der Kerken K., 1998. Ecotoxicologische karakterisatie van industrieel afvalwater van de sectoren textiele en organische chemie. Studie i.o.v. VMM

Witters H., Indeherberg M., Ruymen V., Vandenbroele M, Van Sprang P., Jansen C., 2002 Ecotoxicologische karakterisatie van industriële afvalwaters: studie van de sectoren oppervlaktebehandeling, afvalverwerking en non-ferro industrie. Studie i.o.v. VMM

R. Weltens, VITO,  
Boeretang 200,  
B2400 MOL,  
014 33 52 39

Projectverantwoordelijke Effectgericht meten,  
VITO milieutoxicologie BIO 1,  
Retieseweg zn,  
B2440 Geel,  
Tel: 014 33 51 07,  
e-mail: reinhilde.weltens@vito.be

# Biobeschikbaarheid van zware metalen in oppervlaktewater: een cruciale factor voor ecologisch relevante milieukwaliteitsnormen en risico-evaluatie

<sup>1</sup> Laboratorium voor Milieutoxicologie en Aquatische Ecologie (LMAE)

<sup>2</sup> KIWA Water Research

<sup>3</sup> Waterschap Hunze en Aa's, Nederland

<sup>4</sup> Stichting Toegepast Onderzoek en Waterbeheer (STOWA), Utrecht, Nederland

De ecotoxiciteit van (zware) metalen zoals Cu, Ni en Zn in zoetwater wordt sterk beïnvloed door een combinatie van fysisch-chemische parameters zoals opgeloste organische koolstof (DOC), pH, en concentraties van Ca, Mg en Na. Dit fenomeen noemt men "biobeschikbaarheid". Recentelijk werden – onder andere aan ons laboratorium - zogenaamde "biotisch ligand modellen" (BLM) ontwikkeld om deze biobeschikbaarheid te berekenen. Deze BLM's kunnen o.a. gebruikt worden om NOEC waarden voor metalen te voorspellen als functie van de lokale of regionale waterchemie. Deze BLM's worden reeds gebruikt bij de EU risico-evaluaties en het lijkt logisch om ze ook te gebruiken bij de implementatie in nationale/regionale wetgeving. Dit zou in Vlaanderen kunnen bij de aanpassing van de normen voor metalen in het kader van het Reductieprogramma Gevaarlijke Stoffen. Dit lijkt geen overbodige luxe aangezien een Nederlandse casestudie waaraan wij meegewerkt hebben aantoont dat het in rekening brengen van biobeschikbaarheid het beeld betreffende de "metaalproblematiek" totaal kan veranderen. In Nederland verandert het beeld van een "algemeen landelijk probleem" naar een "zeer lokaal probleem". Jammer genoeg bevat het basismetpakket van de VMM momenteel niet de twee meest cruciale parameters die nodig zijn om biobeschikbaarheid in Vlaanderen door te rekenen, nl. opgeloste metaalconcentratie (na filtratie) en DOC. Een initiële extrapolatie van de Nederlandse situatie naar de Vlaamse geeft zelfs aan dat de "metaalproblematiek" in Vlaanderen nog groter zou kunnen zijn dan men vaak denkt. Daarom lijkt het geen overbodige luxe om tenminste deze twee cruciale parameters te gaan meten. Zonder deze parameters is het immers absoluut onmogelijk om een accuraat beeld te kunnen verkrijgen van ecologische risico's van metalen en om reële probleemlocaties en/of -regio's aan te duiden.

## 2. Inleiding - milieukwaliteitsnormen en ecotoxicologie volgens KRW

Binnen de Kaderrichtlijn water (KRW, Richtlijn 2000/60/EC) is één van de strategieën tegen waterverontreiniging het vastleggen van milieukwaliteitsnormen (MKN) voor chemische stoffen. De Europese Commissie zal MKN opleggen aan alle EU-lidstaten voor (voorlopig) 33 prioritaire stoffen (1<sup>e</sup> prioriteitslijst met o.a. de metalen Ni, Cd en Pb) terwijl de EU-lidstaten individueel MKN mogen afleiden voor andere milieucontaminanten (o.a. Cu en Zn).

Volgens de KRW moeten MKN afgeleid worden volgens dezelfde methodiek als voor het bepalen van de "Predicted No Effect Concentration" (PNEC). Deze procedure maakt gebruik van ecotoxicologische gegevens en is gedetailleerd beschreven in een "Technical Guidance Document" (TGD) (ECB, 2003). Als de lokale milieuconcentratie van een stof de PNEC niet overschrijft, verwacht men dat er geen schadelijke effecten zullen optreden in het lokaal ecosysteem (=goede ecologische status). Op die manier is de PNEC het equivalent van de MKN. Figuur 1 geeft het algemene schema weer van de verschillende stappen van de PNEC (=MKN) afleiding voor chemische stoffen (volgens TGD), vertrekkende van een dataset van NOEC waarden ("No Observed Effect Concentration"). De NOEC is de laagste concentratie van een stof waarbij volgens ecotoxicologische testen geen significante schadelijke effecten waargenomen werden op een bepaald "eindpunt" (b.v. overleving, groei, reproductie) voor het betreffende testorganisme. Voor metalen kan men, door de wetenschappe-

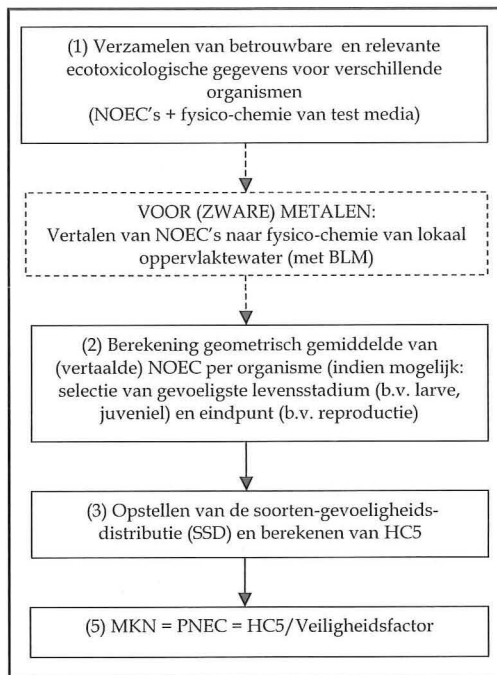
lijke ontwikkelingen gedurende het laatste decennium, de in Figuur 1 beschreven methodiek verder optimaliseren door de incorporatie van biobeschikbaarheid.

In de volgende secties wordt dieper ingegaan op wat biobeschikbaarheid nu precies is en hoe we dit kunnen berekenen en voorspellen met biotisch ligand modellen (BLM). Vervolgens zal aan de hand van de resultaten van een Nederlandse case studie aangetoond worden hoe we dit kunnen toepassen in een normeringstelsel. Ten slotte zullen de bevindingen getoetst worden aan de huidige situatie rond metaalnormering in Vlaanderen.

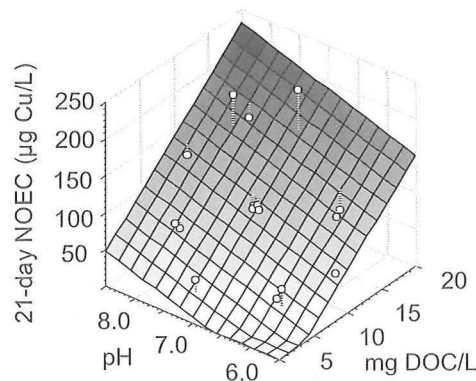
## 3. Biobeschikbaarheid en het Biotisch Ligand Model (BLM)

Hoewel totale metaalconcentraties een beeld geven van de lokale verontreiniging van metalen, is het de laatste jaren steeds duidelijker geworden dat totale of zelfs opgeloste concentraties (=na filtratie) van metalen slechte voorspellers zijn van de potentiële schade voor ecosystemen. Verschillende fysisch-chemische parameters, zoals de concentraties aan opgelost organisch koolstof (DOC), Ca, Mg, Na, de pH, de alkaliniteit en de waterhardheid kunnen de toxiciteit van metalen – en dus ook de NOEC-waarden voor organismen - beïnvloeden en met verschillende grootteordes wijzigen (Janssen et al., 2003; Nigoyi en Wood, 2004). Dit effect wordt samengevat met de term "biobeschikbaarheid". Twee voorbeelden zijn gegeven in Figuur 2 en Figuur 3.

Figuur 1: Schema van de verschillende stappen bij het afleiden van lokale HC5, PNEC en MKN voor oppervlaktewater. Kort samengevat wordt eerst een dataset van betrouwbare, relevante gepubliceerde NOEC waarden ("No Observed Effect Concentration") opgesteld. De NOEC is de concentratie voor een bepaald organisme die verondersteld wordt geen schadelijke effecten te veroorzaken. Nadelige effecten zijn mogelijk bij milieuconcentraties hoger dan de NOEC. In een tweede stap worden de geselecteerde NOEC waarden uitgemiddeld per organisme, per eindpunt (b.v. groei, reproductie) en per levensstadium (b.v. larve, juveniel). De laagste NOEC voor ieder organisme wordt finaal weehouden (meest gevoelig eindpunt en levensstadium). In een derde fase wordt, op basis van de NOEC's van alle organismen (o.a. vissen, kreeftachtigen, microalgen) de HC5 berekend d.m.v. het opstellen van een soorten gevoeligheidsdistributie (SSD). De HC5 is de "Hazardous Concentration for 5% of the organisms". Wanneer de concentratie in het milieu lager is dan de HC5, wordt verwacht dat meer dan 95% van alle organismen geen schadelijke effecten zal ondervinden. In een vierde stap wordt een veiligheidsfactor (tussen 1 en 5) toegepast om tot de PNEC te komen:  $PNEC = HC5 / \text{Veiligheidsfactor}$ . Momenteel zijn er echter geen wetenschappelijk gefundeerde methodes om de grootte van deze veiligheidsfactor objectief te bepalen (CSTEE, 2004). Desondanks is deze praktijk sterk ingeburgerd in de Europese risicobeoordelingdossiers van chemische stoffen (zie <http://ecb.jrc.it/assessment-of-chemicals>), met als gevolg dat de grootte van de veiligheidsfactor meestal sterk politiek geïnspireerd is. Voor metalen worden momenteel veiligheidsfactoren tussen 1 (Cu) en 2 (Ni en Zn) voorgesteld. In de Nederlands casestudie die we verderop beschrijven, hebben wij consistent de PNEC gelijkgesteld aan de HC5.



Figuur 2: De 21d-NOEC van Cu-opgelost voor het eindpunt reproductie van *Daphnia magna* als functie van pH en DOC (gebaseerd op data van De Schamphelaere en Janssen, 2004a).



In Figuur 2 wordt getoond dat de NOEC waarden van Cu voor *Daphnia magna* sterk variëren (30 tot 230 µg Cu/L) en dat ze toenemen met stijgende pH en DOC-concentratie. Bij toenemende DOC wordt steeds meer Cu gebonden aan DOC en is steeds minder van het vrije koperion ( $Cu^{2+}$ ) in het water aanwezig. Omdat het  $Cu^{2+}$  ion de meest toxische vorm is van koper, neemt de toxiciteit bijgevolg af (en de NOEC neemt toe). Bij toenemende pH wordt Cu meer gebonden aan  $OH^-$  en  $CO_3^{2-}$  ionen, waardoor de  $Cu^{2+}$  concentratie en de toxiciteit eveneens afnemen. Beide fenomenen worden in de metaal-ecotoxicologie samengevat als het "complexatie-effect": wanneer meer "liganden" (zoals DOC,  $OH^-$  en  $CO_3^{2-}$ ) aanwezig zijn in het water, zal minder van het vrije metaalion aanwezig zijn, waardoor de toxiciteit lager is.

Figuur 3 toont een schoolvoorbeeld van het "competitie-effect". Dit treedt op wanneer twee positief geladen ionen (b.v.  $Zn^{2+}$  en  $Ca^{2+}$ ) met elkaar in competitie treden voor binding op het "uitwendige biologische membraan" van een organisme. Een verhoging van de  $Ca^{2+}$  concentratie leidt door dit competitiefenomeen tot een verminderde opname van  $Zn^{2+}$  en dus tot minder toxiciteit. Dit type effect wordt waargenomen voor de meeste metalen (b.v. Cu, Ni, Zn, Cd). De kationen met een aantoonbaar effect op metaal toxiciteit zijn  $H^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  en  $Na^+$ .

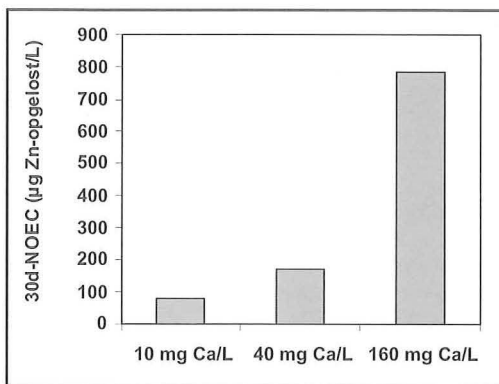
Het is belangrijk op te merken dat de pH op een dubbelzinnige manier metaal toxiciteit kan beïnvloeden. Enerzijds zorgt een toename van de pH voor een toenemende complexatie van het vrije metaal-ion ( $Me^{2+}$ ), waardoor de toxiciteit vermindert; anderzijds zorgt een toename van de pH ook voor de afname van de concentratie aan  $H^+$  ionen, waardoor de competitie tussen  $H^+$  en  $Me^{2+}$  afneemt en de toxiciteit verhoogt. Het globale effect van pH hangt af van welk proces er overheerst: complexatie of competitie. In het voorbeeld van Cu in Figuur 2, hield de balans over naar complexatie, waardoor de toxiciteit globaal afneemt bij hogere pH.

Samenvattend is het idee achter biobeschikbaarheid dat het toxische effect van een metaal niet uitsluitend afhangt van de totale (of opgeloste) concentratie van het metaal maar evenzeer van een complexe interactie tussen fysisch-chemische (complexatie) en biologische factoren (competitie). Het is precies deze complexiteit die volgens ons de implementatie van biobeschikbaarheid in de Europese risicobeoordelingen, alsook in de diverse normeringen van de meeste EU lidstaten, gedurende zeer lange tijd in de weg gestaan heeft. Door het recent ontwikkelde **Biotisch Ligand Model** (BLM; Di Toro et al., 2001; De Schamphelaere & Janssen, 2002) hoeft dit niet langer het geval te zijn, temeer omdat gespecialiseerde software beschikbaar is (zie Figuur 4).

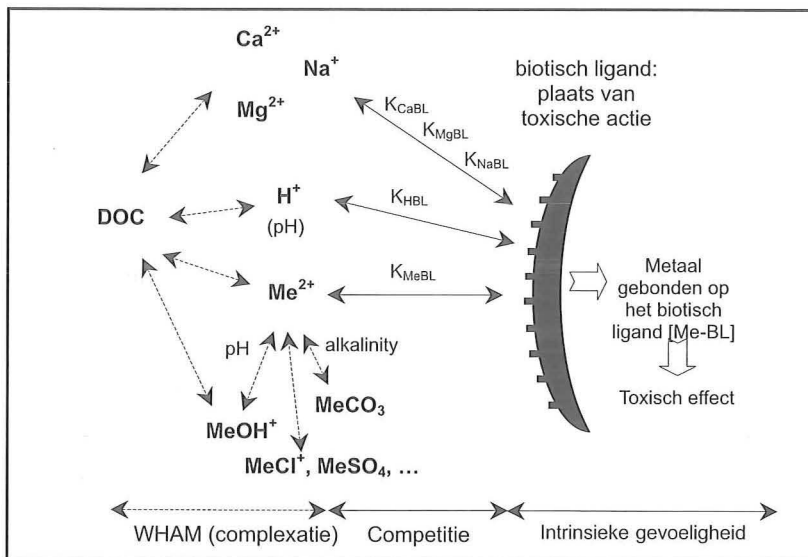
De grote kracht van de BLM modellen is dat ze de chronische toxiciteit van metalen vrij accuraat kunnen voorspellen voor verschillende types organismen (b.v. algen, vissen, kreeftachtigen) van verschillende trofische niveaus (b.v. primaire producent, grazer, predator). Hoewel de ecotoxiciteit



Figuur 3: De 30-dagen NOEC van Zn bij de regenboogforel (*Oncorhynchus mykiss*) als functie van de Ca concentratie (gebaseerd op data van De Schamphelaere and Janssen, 2004b)



Figuur 4: Overzicht van het biotisch ligand model (BLM) voor metaal biobeschikbaarheid en toxiciteit (naar De Schamphelaere et al., 2005a); de stippellijnen geven complexatie reacties weer; volle lijnen geven de bindingsreacties op het biotisch ligand (BL, =plaats van toxische actie) weer. Het vrije metaal ion,  $Me^{2+}$ , vormt complexen met o.a.  $OH^-$  (~pH),  $CO_3^{2-}$  (~alkaliniteit) en DOC.  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$  en  $H^+$  (~pH) treden in competitie met  $Me^{2+}$  voor bindingsplaatsen op het BL. Op basis van de berekende  $Me^{2+}$  en de bindingsconstanten voor het BL ( $K_{BL}$ ) wordt de concentratie van metaal berekend die gebonden is op het BL, nl.  $[Me-BL]$ .  $[Me-BL]$  bepaalt de toxicologische respons, onafhankelijk van de fysico-chemie van het water. De relatie tussen  $[Me-BL]$  en de toxische respons is de "intrinsieke gevoeligheid" van het organisme. Zowel de vorming van complexen als de competitie ter hoogte van het BL verlagen  $[Me-BL]$  en dus de toxiciteit. Wanneer fysico-chemie van het water, de metaalconcentratie en de intrinsieke gevoeligheid gekend zijn, kan het BLM het toxische effect voorspellen.



van metalen voor een bepaald organisme van water tot water sterk kan variëren (typisch tot factor 10 à 30), kunnen de BLM's deze toxiciteit meestal voorspellen met een onzekerheid van minder dan factor 2 (Zie Figuur 5). Hiermee reduceren ze de onzekerheid tot ongeveer het niveau van de experimentele variabiliteit. Immers, wanneer men een ecotoxicologisch experiment twee maal herhaalt, kan de toxiciteit in beide experimenten gemakkelijk een factor 2 uit elkaar liggen. Het BLM is dus een wetenschappelijk gefundeerd werkinstrument om biobeschikbaarheid van metalen accuraat te berekenen als functie van lokale fysico-chemie van het oppervlaktewater en om zo de onzeker-

heid omtrent te verwachten ecotoxicologische effecten sterk te reduceren.

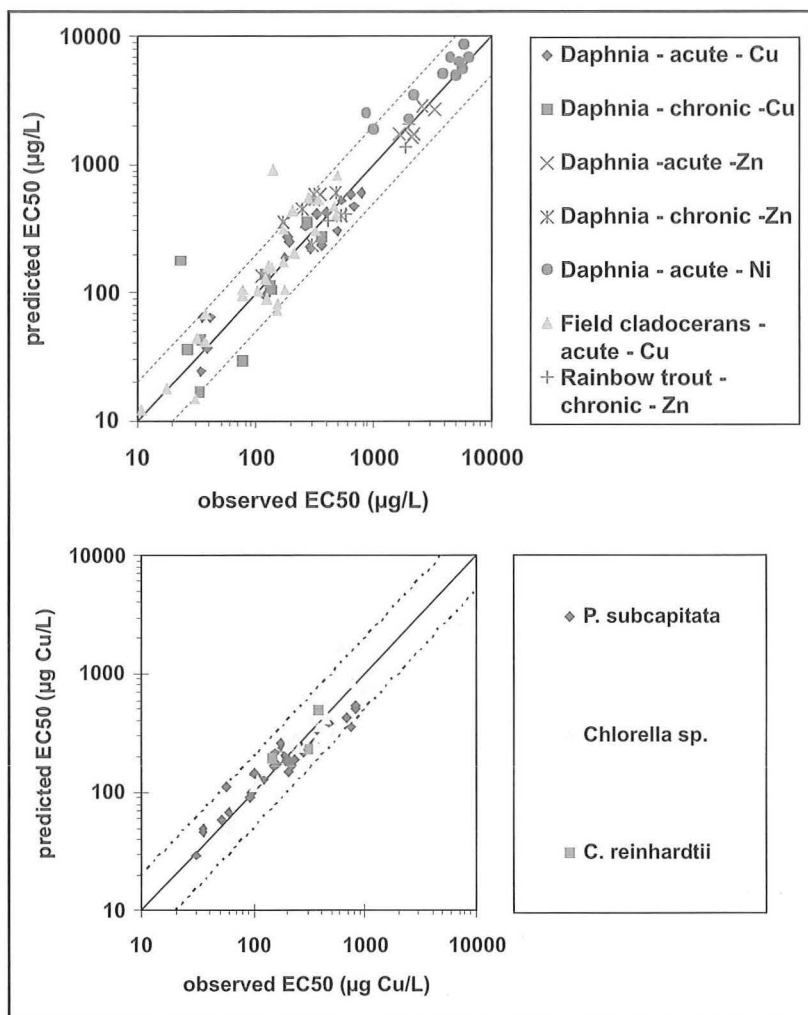
#### 4. Beleidsruimte voor implementatie van biobeschikbaarheid binnen de KRW?

Het recente voorstel van de Europese Commissie voor de Dochterrichtlijn Prioritaire Stoffen van 17 juli 2006 (Europese Commissie, 2006) staat expliciet toe rekening te houden met biologische beschikbaarheid bij de beoordeling van ecologische risico's i.v.m. normoverschrijdingen. Dit is als volgt omschreven in deze Dochterrichtlijn (Annex 1, deel C, punt 3, 2<sup>de</sup> paragraaf): "If ... hardness, pH or other water quality parameters affect the bioavailability of metals, Member States may take this into account when assessing the monitoring results against the EQS. If they choose to do so, the calculation methods set up pursuant to Article 2(5) is compulsory." Verder stelt dezelfde richtlijn ook dat (Artikel 2.5): "The Commission may ... set up the compulsory calculation methods ..."

EU lidstaten kunnen dus rekening houden met biobeschikbaarheid als ze dat willen, terwijl de Commissie de berekeningswijze kan opleggen. Er is op dit moment echter nog geen consensus over de exacte methodiek waarop biobeschikbaarheid zou moeten worden toegepast in de risico-beoordeling. Echter, indien de Commissie effectief een rekenmethodiek zal opleggen in de toekomst, dan zal deze naar alle waarschijnlijkheid geënt zijn op de methodieken die worden gebruikt in de recente EU risicobeoordelingen van koper, nikkel en zink (DEPA, 2006; RIVM, 2006; Van Sprang et al., 2006) in het kader van de Bestaande Stoffenwetgeving ("Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances"). Voor al deze metalen worden BLM's gebruikt. De toepassing van deze BLM's in risicobeoordeling (en normstelling) is in feite een verdere verfijning van de eenvoudigere hardheidscorrectie, welke nu reeds expliciet geïmplementeerd is in de MKN voor Cd (Europese Commissie, 2006).

Toch is er binnen de relevante EU commissies nog discussie over de manier waarop BLM modellen nu het best toegepast kunnen worden. Het belangrijkste discussiepunt is hoe men voorspellingen kan doen voor organismen waarvoor geen specifieke BLM modellen ontwikkeld zijn. Momenteel is, volgens ons, de meest plausibele oplossing om het volgende aan te nemen: "de manier waarop de fysico-chemie de biobeschikbaarheid van metalen beïnvloedt is vergelijkbaar voor vergelijkbare organismen, opgedeeld in drie categorieën (algen + waterplanten, invertebraten en vertebraten)". Dat deze assumptie niet uit de lucht gegrepen is, mag blijken uit de resultaten van verschillende studies die deze hypothese onderzocht hebben (samengevat in bijlage IV van Zwolsman en De Schamphelaere, 2007). Deze studies tonen algemeen aan dat deze assumptie in de meeste gevallen niet leidt tot inaccuraat voorspellingen. Verder onderzoek is echter aangewezen om deze hypothese verder te testen.

Figuur 5: Voorspellende kracht van de BLM modellen voor verschillende organismen (boven: de kreeftachtige *Daphnia* en de regenboogforel; onder 3 microalgen) en verschillende metalen; weergegeven als de voorspelde t.o.v. de waargenomen toxiciteit (uitgedrukt als de concentratie die 50% reductie veroorzaakt van overleving, groei, reproductie); de volle lijn geeft een perfecte voorspelling weer; de stippellijnen geven een voorspellingsfout van factor twee weer; gebaseerd op Bossuyt et al. (2005), De Schampelaere en Janssen (2004a), De Schampelaere et al. (2002, 2005b, 2006) en Deleebeek et al. (2007).



### 5. Voorgestelde rekenmethodiek

De rekenmethodiek die we voorstellen sluit aan bij de hierboven geciteerde assumptie en is identiek aan de methodieken die momenteel voorgesteld worden voor Cu en Ni in de respectievelijke EU risicobeoordelingdossiers (DEPA, 2006; Van Sprang et al., 2006). De BLM's wordt geïmplementeerd tussen stap 1 en stap 2 in de algemene methodiek voor PNEC afleiding (Zie Figuur 1). Ze worden gebruikt om alle bestaande toxiciteitsgegevens om te rekenen of te "vertalen" naar de lokale fysicochemie van het oppervlaktewater. Hierbij worden NOEC's voor algen en planten vertaald met het algen-BLM, NOEC's voor invertebraten met het *Daphnia magna*-BLM en NOEC's voor vertebraten met de het vis-BLM. De vertaalde NOEC waarden doorlopen daarna de rest van de procedure (zie Figuur 1) om tot de PNEC (=MKN) te komen die geldig is voor de lokale fysicochemie. De exacte voorgestelde rekenmethodiek, inclusief voorbeelden en toelich-

tingen, is in detail beschreven door Zwolsman en De Schampelaere (2007). Deze methodiek werd in dezelfde studie toegepast om de biobeschikbaarheid van metalen in Nederlandse oppervlaktewateren te berekenen. Hieronder zullen we een aantal bevindingen van deze studie toelichten en zullen we proberen om deze te betrekken op de situatie in Vlaanderen.

### 6. Een casestudie van biobeschikbaarheid van Cu, Ni en Zn in Nederland

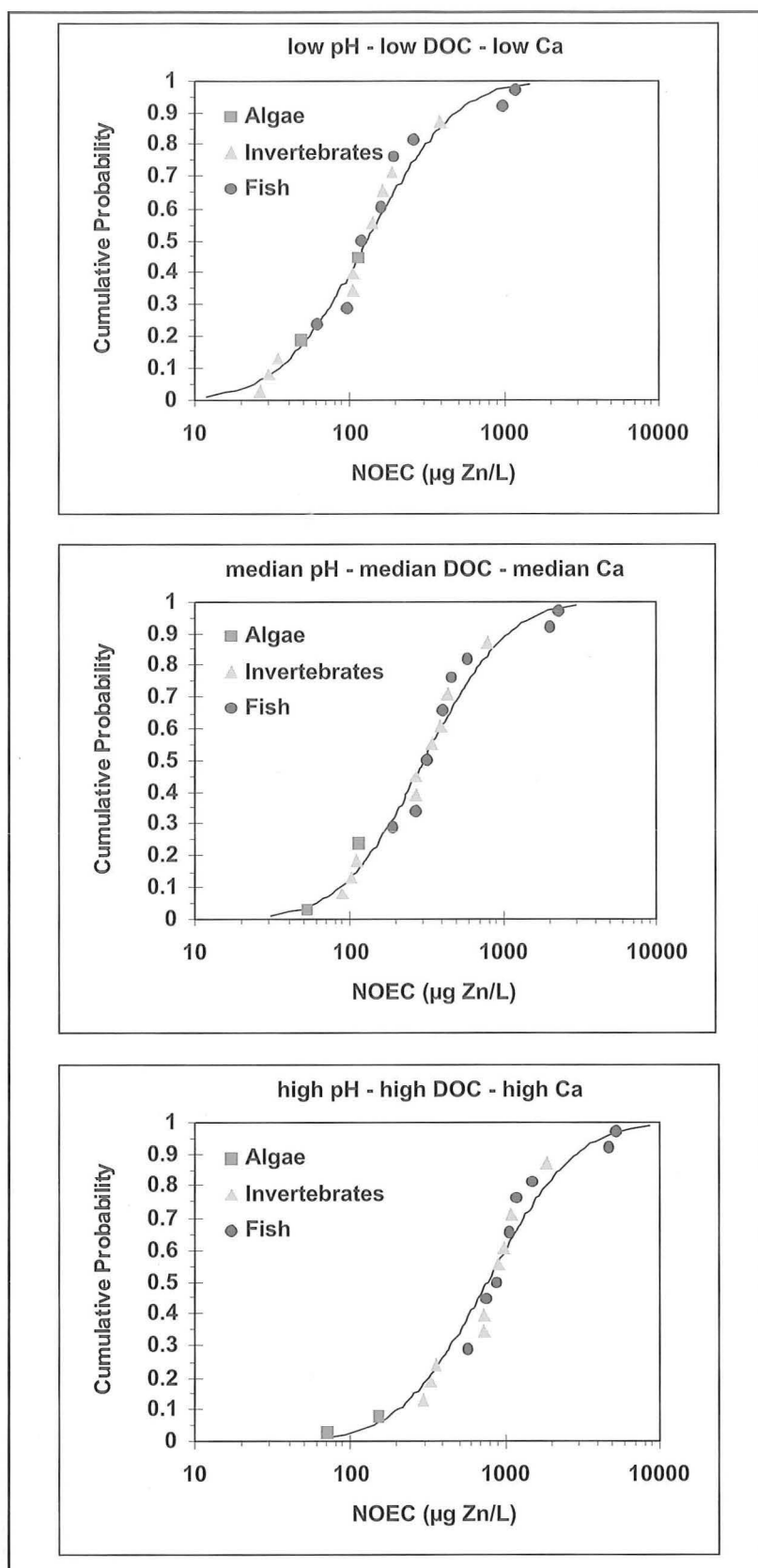
In Nederland gelden nog steeds generieke landelijke normen voor metalen. Deze generieke normen worden in Nederland MTR genoemd (maximaal toelaatbaar risiconiveau, equivalent met MKN) en deze zijn momenteel geldig voor alle locaties, ongeacht de lokale fysico-chemie. Omdat de concentraties van deze metalen de generieke landelijke normen op heel veel locaties overschrijden, worden de metalen koper, zink en nikkel in Nederland doorgaans als probleemstoffen ervaren. Op basis daarvan worden maatregelen voorbereid om tot verdere reductie van de emissies te komen, o.a. via een voorstel tot additionele zuivering van RWZI effluënten. Dergelijke maatregelen zijn zeer duur en kunnen feitelijk alleen worden gerechtvaardigd als er daadwerkelijk een ecologisch probleem met deze milieucontaminanten bestaat. Toetsing aan de generieke landelijke MTR biedt hiervoor een onvoldoende basis, omdat dergelijke toetsing geen evaluatie van biobeschikbaarheid inhoudt. In het kader van een STOWA (Stichting Toegepast Onderzoek Water) project werd daarom onderzocht in hoeverre deze "probleemstoffen" een actueel risico kunnen vormen indien biologische beschikbaarheid in rekening wordt gebracht (Zwolsman en De Schampelaere, 2007).

Het project behelsde een uitgebreide meetcampagne waar van 216 waterstalen (afkomstig van verschillende relevante watertypes) de volledige fysicochemie werd bepaald (o.a. DOC, TOC, ZS, pH, Ca, Mg, etc.) alsook de opgeloste (na filtratie door 0.45 µm) en totale concentratie aan Cu, Zn en Ni. In een tweede fase werden de BLM modellen ingezet om, volgens het schema weergegeven in Figuur 1, de locatiespecifieke PNEC te berekenen en te vergelijken met de lokale metaalconcentraties.

Figuur 6 schetst een voorbeeld van hoe de soorten-gevoeligheids-distributie (SSD) curve van Zn kan verschuiven als functie van de fysico-chemie van het staal. Eenvoudig gezegd geeft de SSD curve weer welk percentage van de organismen schadelijke effecten kunnen ondervinden bij een bepaalde concentratie van een contaminant, in dit geval Zn. Naarmate pH, hardheid en DOC gehalte toenemen, schuift de gehele SSD curve op naar rechts (=hogere NOEC waarden). Dit wil ook zeggen dat de HC5 (concentratie waarbij voor 5% van de organismen schadelijke effecten verwacht worden) en de PNEC stijgen en dat ecosystemen een hogere Zn concentratie kunnen tolereren.

Tabel 1 geeft een volledig overzicht van de distri-

Figuur 6: Genormaliseerde NOEC data voor Zn en de daaraan geschatte soorten-gevoeligheids-distributie (SSD) curve (volle lijnen) in drie hypothetische waters, overeenkomend met de 10<sup>de</sup>-percentiel (low), 50<sup>de</sup>-percentiel (medium), en 90<sup>de</sup>-percentielen (high) van de fysicochemische variabelen volgens Tabel 1.



buties van een aantal fysicochemische variabelen, de metaalconcentraties en de HC5 waarden over de gehele dataset. Hieruit blijkt dat de MTR voor opgelost koper in 58% van de stalen wordt

overschreden. Voor opgelost nikkel geldt dit voor 26% van de stalen en voor opgelost zink 32%. Dit toont opnieuw aan dat deze metalen, op basis van toetsing aan het generieke landelijke MTR, een probleemstoffen lijken te zijn.

Echter, wanneer men de MTR waarden vergelijkt met de locatiespecifieke HC5 waarden (gecorrigeerd voor biobeschikbaarheid), dan blijken de MTR waarden zeer conservatief te zijn voor de meeste waters. De HC5 waarden variëren van 1.3 tot 135 µg Cu/L, van 12 tot 100 µg Ni/L en van 18 tot 206 µg Zn/L, terwijl de MTR waarden 1.5 µg Cu/L, 5.1 µg Ni/L en 9.4 µg Zn/L bedragen. Op één waarde na (de minimale HC5 van Cu = 1.3 µg/L) zijn de HC5 waarden inderdaad altijd hoger dan de MTR.

Bijgevolg, wanneer de actuele ecologische risico's van koper, nikkel en zink bepaald worden door toetsing van de opgeloste metaalconcentraties aan de locatiespecifieke HC5 waarden, dan blijkt de HC5 voor nikkel nergens wordt overschreden; voor koper gebeurt dit nog slechts in 1% van de stalen en voor Zn in 4.5% van de stalen. De overschrijdingen die overblijven zijn te wijten aan (1) ofwel een lokaal kwetsbaar watertype (lage DOC en lage pH), (2) ofwel een lokaal zeer sterke bron van verontreiniging (b.v. lozingen op de Dommel afkomstig van metaalnijverheid).

De resultaten tonen duidelijk aan, dat het beeld dat men krijgt van de metaalproblematiek, op basis van normen zonder biobeschikbaarheidscorrectie, totaal anders kan zijn dan wanneer men biobeschikbaarheid in rekening brengt. In het geval van dit Nederlands voorbeeld verandert het beeld van een "algemeen landelijk probleem" naar een "zeer lokaal probleem".

## 7. Eenvoudige relaties HC5 versus fysicochemie

Een additioneel gegeven dat voortvloeide uit het STOWA onderzoek was dat de resultaten van de complexe BLM + SSD berekeningen van HC5 vrij goed benaderd kan worden door toepassing van eenvoudige vergelijkingen. Inderdaad, wanneer de berekende HC5 waarden achteraf uitgezet werden t.o.v. de gemeten fysicochemische variabelen, bleek een lineaire relatie met DOC reeds het grootste deel van de variatie te verklaren (75-87%), volgens volgende vergelijkingen:

$$\text{Cu: HC5 } (\mu\text{g Cu/l}) = 3.0 \times \text{DOC (mg/l)} + 3.5 \quad (R^2=77\%)$$

$$\text{Ni: HC5 } (\mu\text{g Ni/l}) = 1.8 \times \text{DOC (mg/l)} + 12.6 \quad (R^2=87\%)$$

$$\text{Zn: HC5 } (\mu\text{g Zn/l}) = 4.2 \times \text{DOC (mg/l)} + 15.6 \quad (R^2=75\%)$$

In principe kan men op basis van deze regressievergelijkingen reeds een indicatieve schatting van een locatiespecifieke MKN voor koper, nikkel en zink gemaakt worden. De tweede belangrijkste factor bleek pH te zijn. De toevoeging van pH aan deze vereenvoudigde modellen leidt tot meer accurate berekeningen (Zwolsman en De

Tabel 1. Samenvatting van de fysisch-chemische waterkwaliteit van de Nederlandse dataset (n=216) (Gegevens uit: Zwolsman en De Schamphelaere, 2007).

		Min.	10-perc.	50-perc.	90-perc.	Max.	
pH		5,5	6,9	7,5	8,1	9,1	
ZS	mg/l	1	4	10	27	93	
DOC	mg/l	1,7	6,7	12	23	45	
Hardheid	mg CaCO <sub>3</sub> /l	51	106	192	340	482	
Tot. Cu	µg/l	< 0,7	1,1	2,6	5,8	31	
Tot. Ni	µg/l	< 1	2,0	4,2	12	34	
Tot. Zn	µg/l	< 4	6,1	14	46	590	
							%[Me]>MTR
Opg. Cu	µg/l	< 0,7	1	2	4,2	8,3	58%
Opg. Ni	µg/l	< 1	2	3,8	9,8	33	26%
Opg. Zn	µg/l	< 4	6	9	30	170	32%
							%[Me]>HC5
HC5 Cu	µg/l	1,3	20	37	84	135	1,0%
HC5 Ni	µg/l	12	21	34	56	100	0,0%
HC5 Zn	µg/l	18	32	64	118	206	4,5%

MTR: Cu: 1,5 µg/L; Ni: 5,1 µg/L; Zn 9,4 µg/L

Schamphelaere, 2007). De vergelijkingen die zowel pH als DOC incorporeren, en ook de grafische voorstelling ervan zijn weergegeven in Zwolsman en De Schamphelaere (2007).

## 8. De huidige situatie rond MKN en bio-beschikbaarheid in Vlaanderen

Momenteel geldt in Vlaanderen nog steeds de VLAREM II wetgeving. Hierin zijn de basismilieu-kwaliteitsnormen (basis-MKN) voor 10 metalen (o.a. Cu, Zn, Ni) opgenomen die geldig zijn voor alle oppervlaktewateren, ongeacht hun fysisch-chemische eigenschappen. Voor oppervlaktewateren met de bestemming 'viswater', gelden strengere normen voor Cu (maar niet voor Zn of Ni). Het begrip 'basiskwaliteit' houdt in dat "organismen die lagere eisen stellen aan het milieu" blijvend kunnen voorkomen en dat de migratie van gevoelige soorten niet belemmerd wordt (MIRA, 2006). In de KRW worden de MKN echter niet gedefinieerd op basis van 'basiskwaliteit' maar wel op basis van het garanderen van de 'goede ecologische toestand' via MKN gebaseerd op ecotoxicologische gegevens (Zie hoofdstuk 2). De KRW is intussen geïmplementeerd in de Vlaamse wetgeving door het goedkeuren van het Decreet betreffende het Integraal Waterbeleid. Volgens het Reductieprogramma Gevaarlijke Stoffen 2005 (Belgisch Staatsblad, 25 november 2005) is één van de te nemen beleidsinitiatieven de aanpassing van de MKN voor gevaarlijke stoffen (b.v. metalen). Het zou logisch zijn mocht men, bij deze aanpassing, rekening houden met de resultaten van de momenteel lopende EU risico-evaluaties van Cu, Zn en Ni. Voor Ni zal de KRW normering, welke de EU risico-evaluatie zal volgen, trouwens verplicht opgelegd worden aan alle lidstaten. Ook hier zou het logisch zijn dat de nieuwe "ecologische" MKN voor Cu, Zn en Ni in Vlaanderen zouden afgeleid worden op basis van de hierboven beschreven methodiek.

Een *conditio sine qua non* is echter dat de huidige meetstrategieën aangepast zullen moeten worden. Om bio-beschikbaarheid van Cu, Zn en

Ni te kunnen evalueren via de voorgestelde BLM procedure zijn in het ideale geval de volgende parameters nodig: opgeloste metaalconcentratie (na filtratie door 0.45 µm), pH, DOC, Ca, Mg, Na, K, Cl, SO<sub>4</sub> en alkaliniteit. Voor zover wij weten maakt enkel pH deel uit van de standaard meetpakket van de Vlaamse Milieu Maatschappij. Zelfs wanneer men zou willen opteren voor het gebruik van de vereenvoudigde methode (correlaties), zijn metingen van de **opgeloste metaalconcentratie** (na filtratie door 0.45 µm) en **DOC 100%** onontbeerlijk. Het meten van de opgeloste concentratie van metalen is nodig omdat de BLM modellen voorspellingen doen op basis van de opgeloste metaalfraction. De KRW dochterrichtlijn schrijft trouwens voor dat de normtoetsing voor metalen moet gebeuren op basis van opgelost metaal. Aangezien DOC de belangrijkste verklarende variabele is van metaal toxiciteit (cf. lineaire verbanden HC5-DOC), is een **accurate inschatting van lokale risico's van metalen in het oppervlaktewater niet mogelijk zonder een DOC meting**. Momenteel worden in Vlaanderen totale metaalconcentraties gemeten (behalve voor water met bestemming viswater, waarvoor Cu ook in opgeloste vorm wordt gemeten). DOC wordt niet gemeten. Momenteel is **het dan ook onmogelijk om een accuraat beeld te schetsen van de actuele ecologische risico's van metalen in Vlaamse oppervlaktewateren**. Het monitoren van zowel opgeloste metaalconcentraties én DOC lijkt het absolute minimum om een **accuraat beeld te kunnen verkrijgen en reële probleemlocaties en/of regio's aan te duiden**.

Dat dergelijke inspanning geen overbodige luxe zou kunnen zijn, mag blijken uit volgende rekenvoorbeeld, waarin we aannemen dat de dataset van bemonsterde locaties in het Nederlandse project, representatief is voor de fysisch-chemie van Vlaamse oppervlaktewateren. Momenteel (gegevens 2005, MIRA 2006) worden de Vlaamse basis-MKN overschreden op ongeveer 5% van de meetplaatsen voor Cu, op 2% voor Ni, en op 10% voor Zn. De basis-MKN (als totaal metaal) zijn 50 µg/L voor Cu en Ni en 200 µg Cu/L voor Zn. Op basis van de Nederlandse dataset, bedragen de opgeloste metaalfractionen (na filtratie) gemiddeld 86% voor Cu, 74% voor Zn en 92% voor Ni. Dit leidt tot een "gemiddelde" vertaling van de basis-MKN (uitgedrukt als opgelost metaal) naar 43 µg Cu/L, 148 µg Zn/L en 46 µg Ni/L. Als we deze basis-MKN dan vergelijken met de range van HC5 waarden uit Tabel 1, dan zien we dat, zelfs wanneer aan de basis-MKN voldaan wordt, er voor meer dan 50% van de wateren een mogelijks ecologisch risico kan optreden voor Cu en Ni (50<sup>ste</sup> percentiel HC5 = 37 µg Cu/L en 34 µg Ni/L) en meer dan 90% voor Zn (90<sup>ste</sup> percentiel HC5 = 118 µg Zn/L). **Het is dus best mogelijk dat we, na toetsing aan ecologisch relevante normen, zelfs na correctie voor bio-beschikbaarheid, zouden vinden dat er meer probleemlocaties zijn in Vlaanderen dan we momenteel denken**. Een onderzoek gelijkwaardig aan de beschreven Nederlandse casestudie dringt zich op om hierover uitsluitel te bieden.

## 9. Literatuurlijst

Bossuyt BTA, De Schamphelaere KAC, Janssen CR. 2004. Using the biotic ligand model for predicting the acute sensitivity of Cladoceran dominated communities to copper in natural surface waters. *Environmental Science and Technology* 38: 5030-5037.

CSTEE (2004). Opinion on: the results of the Risk Assessment of: Cadmium Metal and Cadmium Oxide – Environmental Part. Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment; European Commission; Health and Consumer Protection Directorate-General; Brussels; Adopted 28 May 2004.

Deleebeeck NME, De Schamphelaere KAC, Heijerick DG, Bossuyt BTA, Janssen CR. The acute toxicity of nickel to *Daphnia magna*: predictive capacity of bioavailability models in artificial and natural waters. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. In press.

De Schamphelaere KAC, Janssen CR. 2002. A biotic ligand model predicting acute copper toxicity for *Daphnia magna*: the effects of calcium, magnesium, sodium, potassium and pH. *Environmental Science and Technology* 36:48-54.

De Schamphelaere KAC, Heijerick DG, Janssen CR. 2002. Refinement and field validation of a biotic ligand model predicting acute copper toxicity to *Daphnia magna*. *Comparative Biochemistry and Physiology C* 133:243-258

De Schamphelaere KAC, Janssen CR. 2004a. Effects of dissolved organic matter concentration and source, pH and water hardness on chronic toxicity of copper to *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23: 1115-1122.

De Schamphelaere KAC, Janssen CR. 2004b. Bioavailability and chronic toxicity of zinc to juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): comparison with other fish species and development of a biotic ligand model. *Environmental Science and Technology* 38: 6201-6209.

De Schamphelaere KAC, Heijerick DG, Janssen CR. 2005a. Design and analysis of toxicity tests for the development and validation of biotic ligand models for predicting metal bioavailability and toxicity. In: Ostrander G (Ed.). *Techniques in Aquatic Toxicology*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 385-409.

De Schamphelaere KAC, Lofts S, Janssen CR. 2005. Bioavailability models for predicting acute and chronic toxicity of zinc to algae, daphnids and fish in natural surface waters. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24: 1190-1197.

De Schamphelaere KAC, Janssen CR. 2006. Bioavailability models for predicting copper toxicity to freshwater green micro-algae as a function of water chemistry. *Environmental Science and Technology* 40: 4514-4522.

DEPA. 2006. European Risk Assessment of Nickel and Nickel Compounds - Part 3.1 Aquatic Effects Assessment. Draft of 23 October 2006 submitted to the European Chemicals Bureau (Ispra, Italy). Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark.

Di Toro DM, Allen HE, Bergman H, Meyer JS, Paquin PR, Santore CS. 2001. Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical Basis. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20:2383-2396.

ECB. 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment. Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau; European Commission, Joint Research Centre, Ispra, Italy.

Europese Commissie. 2006. Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC, Brussels, 17 July 2006.

Janssen CR, Heijerick DG, De Schamphelaere KAC, Allen HE. 2003. Environmental risk assessment of metals: tools for incorporating bioavailability. *Environment International* 28: 793-800.

MIRA (2006) Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2006, Verspreiding van zware metalen.

Niyogi S, Wood CM. 2004. Biotic ligand model, a flexible tool for developing site-specific water quality guidelines for metals. *Environmental Science and Technology* 38:6177-6192.

RIVM. 2006. Risk assessment zinc metal – environmental part. Final draft of 5 September 2006. submitted to the European Chemicals Bureau (Ispra, Italy). National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.

Van Sprang P, Van Gheluwe M, Van Hyfte A, Heijerick D, Vandenbroele M, Verdonck F. 2006. Voluntary risk assessment of copper, copper(IV)sulphate pentahydrate, copper (I)oxide, copper(IV)oxide and dicopperchloridetrihydroxide. Draft environmental report, submitted to the European Commission.

Zwolsman JJG, De Schamphelaere K. 2007. Biologische beschikbaarheid en actuele risico's van zware metalen in oppervlaktewater. KIWA rapport 07.030 in opdracht van de STOWA (STOWA-rapport 2007-12).

K. De Schamphelaere <sup>1\*</sup>, G. Zwolsman <sup>2</sup>,  
H. Wanningen <sup>3</sup>, M. Talsma <sup>4</sup>, C. Janssen <sup>1</sup>

\* Corresponderende auteur:  
Dr. Karel De Schamphelaere  
postdoctoraal onderzoeker Fonds voor Wetenschappelijk Onderzoek Vlaanderen  
Tel. 09 264 37 64, Fax. 09 264 37 66  
E-mail Karel.Deschamphelaere@UGent.be

<sup>1</sup> Laboratorium voor Milieutoxicologie en Aquatische Ecologie (LMAE), Universiteit Gent (UGent), Jozef Plateaustraat 22, 9000 Gent

<sup>2</sup> KIWA Water Research, Postbus 1072, 3430 BB, Nieuwegein, Nederland

<sup>3</sup> Waterschap Hunze en Aa's, Nederland

<sup>4</sup> Stichting Toegepast Onderzoek en Waterbeheer (STOWA), Utrecht, Nederland

# Modelleren van het effect van maatregelen voor stikstofreductie ter ondersteuning van bekkenbeheerplannen

*Inzicht verwerven in de relaties tussen de waterkwaliteitsdoelstelling, de kosten en de effecten van potentiële maatregelen is essentieel voor het opstellen van een bekkenbeheerplan. Voor dit doel is een generische methodologie opgesteld die vervolgens is toegepast op punt- en diffuse stikstofemissiebronnen in het deelbekken van de Kleine Nete.*

*Met het waterkwaliteitsmodel SWAT wordt bepaald welke emissiereductie vereist is om een gewenste stikstofconcentratie te behalen. Voor de Kleine Nete werd, aan de hand hiervan, een lineair verband vastgesteld tussen de stikstofconcentraties in de waterloop en het niveau van emissiereductie voor zowel diffuse stikstofbronnen als voor puntbronnen.*

*Vervolgens is de vereiste emissiereductie verdeeld over specifieke maatregelen voor de reductie van puntbronnen en diffuse bronnen en is de kosteneffectiviteit en de totale kost hiervan ingeschat.*

## Introductie

Het voornaamste instrument van de Europese Kaderrichtlijn Water (2000/EC/60), afgekort KRLW en het Decreet Integraal Waterbeheer (Decreet IWB) van 18 juli 2003 (BS 14 november 2003) om een goede waterkwaliteit te bereiken is het bekkenbeheerplan. Een bekkenbeheerplan bundelt alle aspecten en kenmerken van het bekken, beschrijft de visie op het waterbeheer in het bekken en vertaalt die visie naar concrete acties en maatregelen. Een belangrijke voorwaarde die aan de concrete acties en maatregelen wordt gesteld, is dat de uiteindelijke selectie van maatregelen aantoonbaar de meest kosteneffectieve combinatie is. Bijgevolg bestaat de nood om reeds in de planningsfase de relatie tussen de vooropgestelde goede waterkwaliteit, de geplande maatregelen en hun respectievelijke kost en effect op de chemische en ecologische kwaliteit van de waterloop éénduidig vast te stellen. Voor dit doel is in Vlaanderen het Milieukostenmodel in ontwikkeling voor stikstof, fosfor en chemische zuurstofvraag (Vito en Resource Analysis, 2006). Voor de bestrijding van toxische polluenten en de verbetering van de ecologische kwaliteit ontbreekt een overzicht nog.

In dit artikel wordt een methode voorgesteld die waterbeheerders toelaat inzicht te verwerven in de relaties tussen de waterkwaliteitsdoelstelling en de kosteneffectiviteit van potentiële maatregelen. Vervolgens is de methode toegepast voor de Kleine Nete met een focus op punt- en diffuse emissiebronnen van stikstof. Het opzet van het onderzoek bestaat erin om beschikbare wetenschappelijke kennis en instrumenten te koppelen aan de beleidsnoden en niet om een bijkomend beslissingsondersteund systeem (BOS) te ontwikkelen.

## Beschrijving van de methodologie en het studiegebied

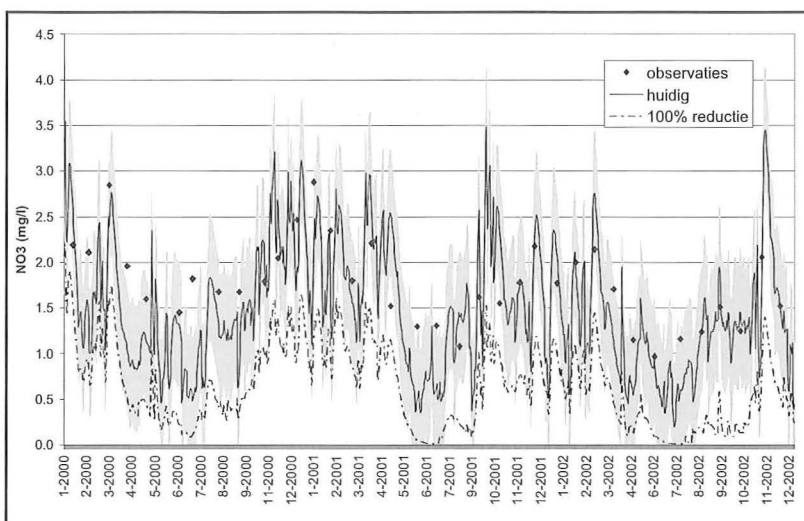
Dit artikel focust op de bovenloop van de Kleine Nete. Het studiegebied situeert zich bovenstrooms van de RWZI Herentals, en omvat naast de bovenloop van de Kleine Nete ook de Wamp en de Zwarte Nete. Het is gekarakteriseerd door lage oppervlakkige afspoeling en een hoge basisafvoer. De grootste nutriëntenbronnen zijn onbehandeld huishoudelijk afvalwater, industriële lozingen en dierlijke mest. Zo wordt het afvalwater van 35% van de bevolking in het bekken van de Kleine Nete op dit moment niet gezuiverd. Verder is er een hoge dichtheid aan dieren gekweekt voor vlees en melkproductie (Mestbank, 2005). Daarom is het belangrijk om emissiereducties van zowel punt als diffuse bronnen in beschouwing te nemen.

Om het effect van een emissiereductie op de waterkwaliteit te simuleren, is het waterkwaliteitsmodel SWAT2005 (Neitsch et al., 2005) gebruikt. SWAT is een dynamisch model dat afvoeren en waterkwaliteitvariabelen simuleert met een dagelijkse tijdstap (of lager). Het model van de Kleine Nete is geijkt voor 2000-2002, op basis van dagelijkse debietmetingen en maandelijkse meetreeksen van de stikstofcomponenten (afkomstig van de VMM). De overeenstemming tussen de gemodelleerde tijdreeksen en de observaties voor de waterkwaliteit is heel hoog, wat bevestigd wordt door een Nash Sutcliffe Efficiency (NSE) factor van 0.84. De modelering van de waterkwaliteitsvariabelen is aanvaardbaar gegeven de beperkte frequentie van databeschikbaarheid (maandelijks) alsook de aanzienlijke meetfouten op waterkwaliteitsvariabelen. In dit opzicht is een model evaluatie met behulp van de NSE factor minder relevant en kan men beter de model performantie nagaan op basis van gemiddelde waarden of visueel op basis van de tijdsreeksen. De tijdsreeksen voor nitraat is weergegeven in Fi-

guur 1. Zoals men kan zien volgen de gemodelleerde waarden de geobserveerde trend en liggen de meeste observaties in het 95% betrouwbaarheids interval. De gemiddelde nitraat concentratie in de waterloop voor de gemodelleerde periode is 1.49mg/l, met een standaard deviatie van 0.67mg/l tegenover 1.76mg/l gemeten met een standaard deviatie van 0.46mg/l. Voor totale stikstof bedraagt de gemodelleerde gemiddelde waarde en standaarddeviatie respectievelijk 3.13mg/l en 0.83 tegen 3.48mg/l en 0.95 voor de gemeten waarden. De voornaamste stikstofcomponenten zijn nitraat (46%) en organische stikstof (34%). Op basis van deze resultaten achten we het model geschikt voor het doorrekenen van emissiereducties.

Na ijkning wordt het SWAT model gebruikt om te bepalen welke emissiereductie vereist is om een gewenste stikstofconcentratie te behalen. Het effect van de stikstofreductie is bepaald door vergelijking van de stikstofconcentratie benedenstrooms, vóór en na de emissiereductie. De stikstofemissies zijn gereduceerd in stappen van 10% volgens drie scenario's: 1) reductie van puntbronnen, 2) reductie van diffuse bronnen en 3) reductie van de totale emissie. De toegediende hoeveelheid mest is gereduceerd voor alle jaren in één keer. Hierbij is verondersteld dat de nieuwe evenwichtssituatie ogenblikkelijk wordt ingesteld. Vervolgens is een relatie opgesteld tussen de gemodelleerde concentraties in de waterloop en de respectievelijke emissiereductie. Finaal is de vereiste emissiereductie verdeeld over specifieke maatregelen en is de kosteneffectiviteit hiervan ingeschat.

*Figuur 1: Effect van een verlaging van de stikstofemissie op de in SWAT gemodelleerde tijdreeks voor nitraat. De zwarte lijn is de huidige gemodelleerde toestand. De grijze zone geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval weer uitgaande van een meetfout op de nitraat observaties van 20%. De zwarte punten zijn de waterkwaliteitsobservaties. De gestippelde lijn is het nul-emissie scenario.*



## Resultaten en discussie

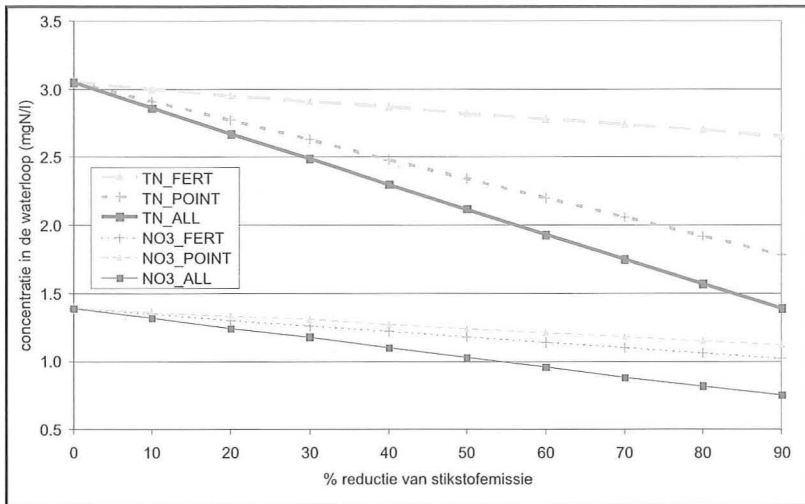
Het effect van een vermindering van de stikstofemissie wordt weergegeven in Figuur 1. Hierbij is de huidige situatie en een nul-emissie scenario afgebeeld. Uit Figuur 1 is af te leiden dat een uniforme emissiereductie voornamelijk leidt tot een sterke verlaging van de basisafvoer in de zomer t.g.v. een afname van nitraat. De basisafvoer bestaat in de zomer immers voornamelijk uit bronnen met een groot aandeel aan nitraat, dit zijn grondwatertoevoer en puntbronlozingen. De piekvrachten dalen licht in absolute waarde maar vergroten relatief t.o.v. de basisafvoer. Dit laatste kan verklaard worden door het groeiend aandeel van organische stikstof bij een emissiereductie van de totale stikstof. Organische stikstof is voornamelijk afkomstig van de oppervlakkige afstroming en erosie.

Indien we kijken naar de relatie tussen de gemodelleerde stikstofconcentraties en de respectievelijke emissiereductie, dan stellen we op basis van de SWAT modellering een lineaire relatie vast voor het 3-jarig gemiddelde (zie Figuur 2). Ondanks de non-lineariteit van de beschouwde processen is de waargenomen lineariteit verklaarbaar: de processen in de waterloop zijn insignificant gezien de beperkte transporttijd in de Kleine Nete (kleiner is dan 1 dag). Bovendien leidt de lage buffercapaciteit van de bodem (zandtextuur en laag organische stof gehalte) tot een lineaire afname van nitraatuitspoeling naar het grondwater bij een verminderd mestgebruik.

Met Figuur 2 is eenvoudig te bepalen welke emissiereductie vereist is om de gewenste gemiddelde stikstofconcentratie te bereiken. Ook de maximaal te bereiken waterkwaliteit is hiermee eenvoudig te bepalen. Om de totale stikstofconcentratie bijvoorbeeld met een 0,5 mgN/l te doen dalen tot gemiddeld 2,5 mgN/l, is een totale emissiereductie van 30% vereist evenredig verdeeld over puntbronnen als diffuse bronnen. Indien mestgebruik constant blijft, is een afname van puntbronemissies met 40% vereist. Een emissiereductie enkel met diffuse bronnen, leidt maximaal tot een concentratie van 2,65 mgN/l. Bijkomende maatregelen voor puntbronnen zijn vereist.

Vervolgens is bij wijze van voorbeeld de totale emissiereductie toegewezen aan drie specifieke maatregelen. Deze zijn samen met hun N-verwijderingsrendement, kostprijs en kosteneffectiviteit (CE) weergegeven in Tabel 1. De kosteneffectiviteit wordt berekend als kost uitgedrukt in Euro per kilogram verwijderde stikstof en laat een objectieve vergelijking van de verschillende maatregelen toe. De kostprijzen zijn geschatte gemiddelde jaarlijkse kosten op basis van gegevens van het milieukostenmodel MKM (Vito en Resource Analysis, 2006) en de BBT studie voor mestverwerking (Lemmens et al., 2007). Het N-verwijderingsrendement is een technisch rendement dat gehaald wordt bij een 'goed gebruik' en in 'normale omstandigheden' en wordt berekend op

Figuur 2: Op basis van modellering met SWAT wordt een lineaire relatie tussen de gemiddelde gemodelleerde concentraties in de waterloop en de emissiereductie vastgesteld. De concentraties aan totale stikstof (TN) en nitraat (NO<sub>3</sub>) zijn weergegeven voor 3 reductiescenario's: FERT (meststoffen), POINT (puntbronnen), ALL (gelijktijdige afname van meststoffen en puntbronnen.)



basis van concentratievermindering voor en na de maatregel. De waarden zijn gebaseerd op het MKM.

De emissies per inwoner-equivalent (IE) en per slachtvarken zijn geschat respectievelijk op basis van de coëfficiënt voor huishoudelijke afvalwaterproductie (10gN/dag/IE) en de excretienormen voor mestvarkens (1m<sup>3</sup> mest/varken/jaar en 8,1 kgN/m<sup>3</sup>). Voor de omrekening van een verminderd mestgebruik naar een verminderde emissie in het oppervlaktewater is een coëfficiënt van 9% gebruikt.

Tabel 1 Verwijderingsrendement, kostprijs en kosteneffectiviteit van potentiële maatregelen voor de reductie van stikstofemissie

Maatregel	Eenheid	N-verwijderingsrendement	totale kost (€/jaar/eenheid)	Kosteneffectiviteit CE (€/kg N removed)
Aansluiting op RWZI	IE	56-75%	150-415	55-203
Bouw van IBA	IE	20-60%	172-326	146-329
Mestverwerking	m <sup>3</sup> mest	90%-99%	18,2-26,5	25-36

Puur vanuit het standpunt van de waterkwaliteit is het om het even welke maatregel toegepast wordt, zolang de vooropgestelde waterkwaliteit maar worden bereikt. Vanuit economisch standpunt is de meest kosteneffectieve (laagste CE) de meest interessante. In deze toepassing is dit mestverwerking. Bijkomende maatregelen voor puntbronnen, de aansluiting van huishoudens op een rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI) of individuele behandeling van afvalwater (IBA) zijn een dure

oplossing. Het is echter niet rechtvaardig (of mogelijk) om alle inspanningen te verwachten in de landbouw. Op basis van de impact van de N-reducties zoals bepaald met het model (Fig2) gecombineerd met de kosteneffectiviteit CE kan nu op vrij eenvoudige wijze de jaarlijkse kost berekend worden om een bepaalde target te halen. Zo heeft de meest kosteneffectieve oplossing om 2,5 mgN/l te behalen in 2015 een totaal kostenplaatje van 5,2 miljoen Euro per jaar. Een meer gelijke verdeling van de inspanningen kost maximaal 1 miljoen Euro meer.

## Conclusie

Een lineaire relatie voor de impactbepaling van emissiereductie is geldig voor de Kleine Nete in het geldende interval van stikstofconcentraties. Op basis van de inschatting van kost en effect is vervolgens een 1<sup>ste</sup> verdeling van de vereiste inspanningen mogelijk. Meer concrete, maatregelen en een meer accurate inschatting van de kosten en effecten zijn echter vereist.

## Referenties

- Neitsch S, Arnold JG, Kiniry JR, Williams JR (2005). Soil and Water Assessment Tool.  
 Lemmens B, Ceulemans J, Elslander H, Vanassche S, Brauns E en Vrancken K (2007). Beste beschikbare technieken voor mestverwerking: derde editie. VITO.  
 Mestbank (2005). Gebaseerd op de online gegevens van de mestbank, [www.mestbank.be](http://www.mestbank.be)  
 VITO en Resource Analysis (2006). Toepassing milieukostenmodel op het thema oppervlaktewater voor een prioritair bekken, Deel 2: Inventarisatie kosten, rendementen en milieuwinst van potentiële maatregelen en uitschrijven scenario's.

J. Cools<sup>1,2</sup>,  
 P. Vlieghe<sup>1</sup>,  
 M. Huygens<sup>1</sup> en  
 W. Bauwens<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Soresma NV, Poortakkerstraat 41, B-9051 Gent; 09/261 6338  
 (E-mail: [jan.cools@soresma.be](mailto:jan.cools@soresma.be);  
[pascal.vlieghe@soresma.be](mailto:pascal.vlieghe@soresma.be);  
[marc.huygens@soresma.be](mailto:marc.huygens@soresma.be))

<sup>2</sup> Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde, Vrije Universiteit Brussel,  
 Pleinlaan 2,  
 B-1050 Brussel  
 (E-mail: [wbauwens@vub.ac.be](mailto:wbauwens@vub.ac.be))



# Metten en modelleren van het dynamisch gedrag van pesticiden in watersystemen

<sup>1</sup>BIOMATH, Vakgroep Toegepaste Wiskunde, Biometrie en Procesregeling, Universiteit Gent

<sup>2</sup>VITO, Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek, Land and Water Management

<sup>3</sup>modelEAU, Département de génie civil, Pavillon Pouliot, Université Laval, Québec

<sup>4</sup>UNESCO-IHE Water Education Institute, Delft, Nederland

Pesticiden zijn enerzijds nuttig voor de maatschappij: ze bieden de mogelijkheid om insecten, onkruid, schimmels en ziekten te bestrijden en zo de gewasopbrengsten aanzienlijk te verhogen. Anderzijds kunnen pesticiden schadelijk zijn voor mens, dier en natuur omwille van hun ecotoxiciteit, hun mogelijk bio-accumulerende eigenschappen en hun hormoonverstorende effecten. Om inzicht te verwerven in de processen die het zeer dynamische gedrag van pesticiden in riviersystemen bepalen, zijn meetgegevens en modellen geschikte instrumenten. In deze bijdrage gaan we in op de stand van het onderzoek naar het voorkomen van pesticiden in enkele van onze oppervlaktewateren en bekijken we hoe we metingen en modellen kunnen gebruiken om gepaste maatregelen te treffen en meetcampagnes te optimaliseren.

## Inleiding

De gewasbeschermingsmiddelen ("pesticiden" genoemd in de wetgeving betreffende de kwaliteit van het water bestemd voor menselijke consumptie) groeperen diverse families van producten van synthetische en natuurlijke oorsprong. Men onderscheidt herbiciden, insecticiden, fungiciden, nematiciden, acariciden en groeiregulatoren. Zij worden hoofdzakelijk aangewend in de landbouw. De meeste van de 300 actieve stoffen van de in België goedgekeurde formuleringen van gewasbeschermingsmiddelen laten geen reststoffen na in het ruw water bestemd voor de productie van drinkwater (Groenboek, 2002). Toch kunnen er residu's van gewasbeschermingsmiddelen aangetroffen worden, en meer bepaald van de familie van de herbiciden. Herbiciden komen hoofdzakelijk in het oppervlaktewater terecht door uitspoeling en afspoeling van landbouwpercelen, maar ook van openbare en privé-terreinen die men wenst onkruidvrij te houden.

## Metten is weten ...

Sinds 1996 meet de Vlaamse Milieu Maatschappij de concentraties aan pesticiden in het oppervlaktewater (VMM, 2006a). In 2005 werd gezocht naar meer dan 100 stoffen op een honderdtal meetplaatsen. De meetfrequentie bedraagt in principe tweemaandelijks, maar een aantal meet-

punten werd in 2005 en 2006 tweewekelijks bemonsterd. De resultaten tonen aan dat een aanzienlijk aantal van de onderzochte pesticiden slechts sporadisch wordt gedetecteerd, en dat een beperkt aantal pesticiden zeer frequent wordt teruggevonden (Tabel 1). Het voorkomen van een pesticide in oppervlaktewater betekent nog niet dat er effecten zijn van het pesticide op het aquatisch ecosysteem. Tabel 1 geeft tevens aan in hoeveel van de meetplaatsen er overschrijding is van de ecotoxicologische drempels. In het geval van de PNEC (Predicted No Effect Concentration) geeft Tabel 1 aan in hoeveel van de meetplaatsen de PNEC in de helft van de gevallen wordt overschreden. In het geval van de MAC (Maximum Admissible Concentration), toont Tabel 1 het aandeel meetplaatsen waar de maximum concentratie de MAC waarde overschrijdt. De toetsing in Tabel 1 wijst erop dat voor een aantal pesticiden, de MAC waarde frequenter overschreden wordt dan de PNEC, wat in kwalitatieve termen wijst op een mogelijk grotere kans op het voorkomen van acute dan van langdurige effecten.

Meer informatie over de evolutie van de pesticidenconcentraties over de jaren heen kan gevonden worden in het achtergronddocument van de MIRA rapportage (VMM, 2006b).

Sinds 1991 volgen de Belgische drinkwaterbedrijven de kwaliteit van het ruw oppervlakte-

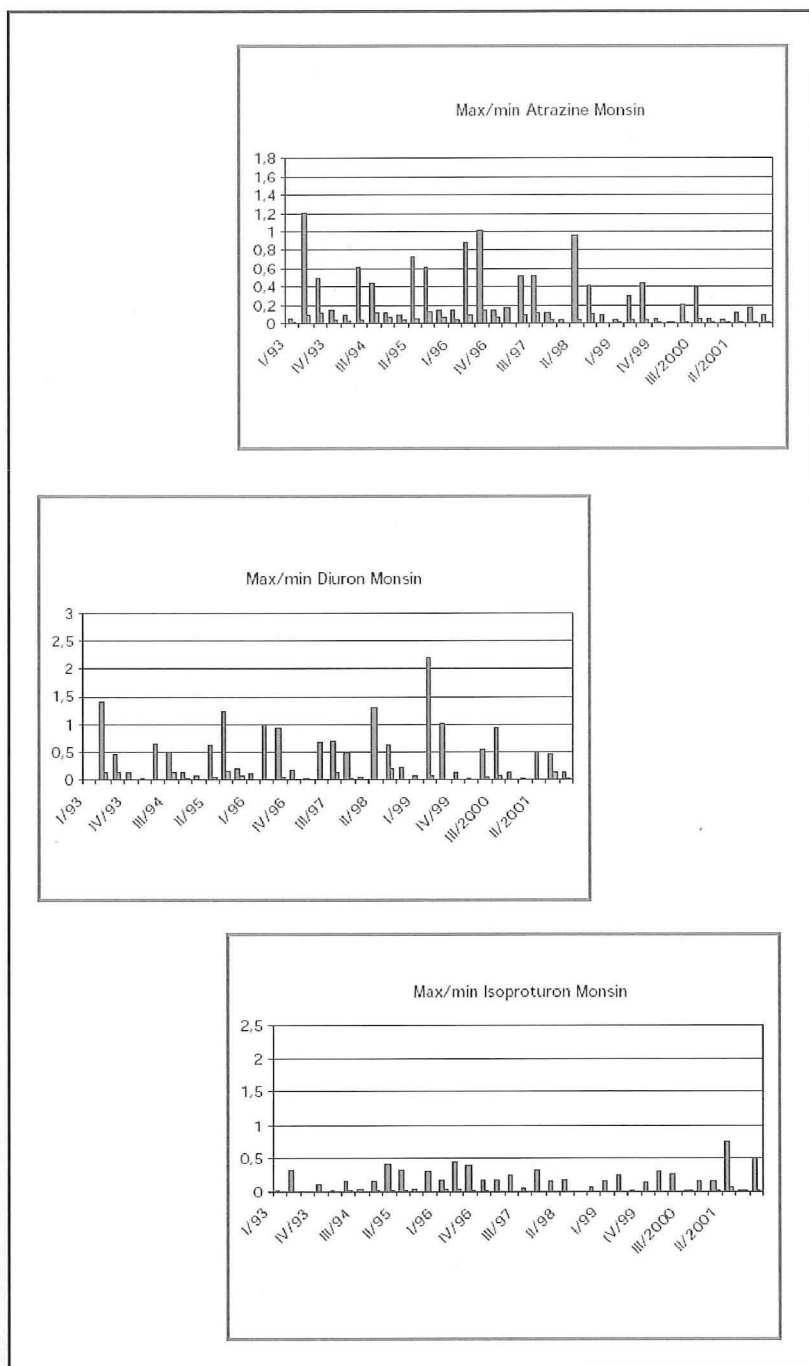
Tabel 1: Frequentst gemeten pesticiden en hun mogelijk effect in Vlaamse oppervlaktewateren (bron: VMM, 2006a)

Actieve stof	% positieve detectie 2005	% boven richtwaarde*	% boven PNEC 2005	% boven MAC 2005
glyfosaat	89		1	
atrazine	81	3	1	15
simazine	78	4	0	3
chloridazon	76		0	0
diuron	74		11	9
isoproturon	74		1	25
pirimicarb	63		3	
metolachloor	58		4	
MCPA	55		1	0

\* richtwaarde: basiskwaliteitsnorm geldt als 90-percentielwaarde

water bestemd voor de productie van drinkwater maandelijks op. Resultaten van de metingen worden regelmatig gepubliceerd in de Groenboek brochure, een gezamenlijk initiatief van Belgaqua en Phytofar (Groenboek, 2002). Ter illustratie, in het geval van de Maas zijn voldoende consistente gegevens voor handen om de evoluties van de herbiciden atrazine, desethylatrazine, simazine, diuron en isoproturon weer te geven. De resultaten worden getoond in Figuur 1 voor het meest stroomafwaarts gelegen station te Monsin. Opvallend is de dalende trend in concentraties en vracht atrazine tot de helft van het niveau in het begin van de waarnemingen.

Figuur 1: Evolutie van de minimale en maximale concentratie herbiciden ( $\mu\text{g/l}$ ) in de Maas (Monsin)

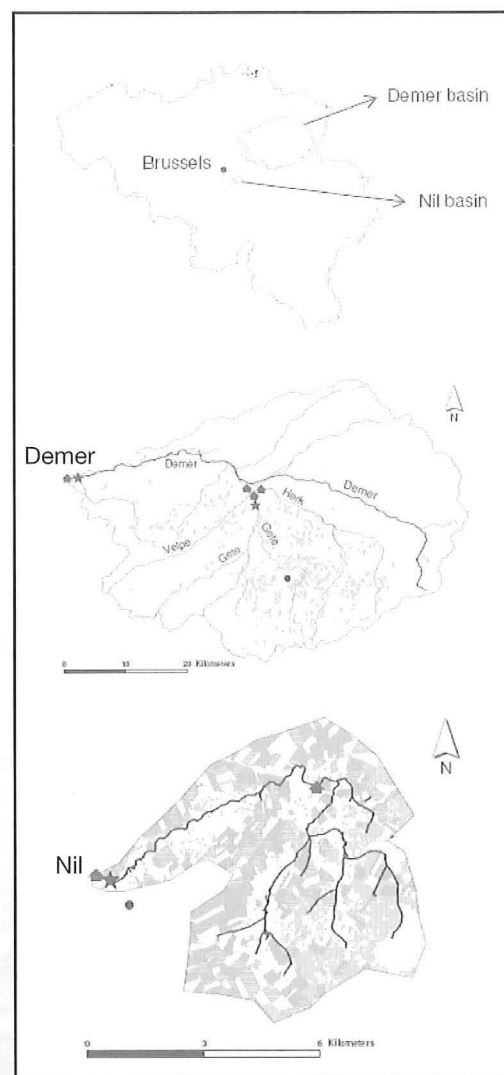


### ...Hoe de metingen optimaliseren ?

De meetcampagnes van VMM en de drinkwaterbedrijven zijn gericht op het verkrijgen van een globaal beeld van de toestand van het oppervlaktewater. VMM heeft als taak de toestand van het oppervlaktewater op te volgen en te rapporteren, en de maatregelen t.a.v. reductie van pesticiden in oppervlaktewater mee te sturen. Drinkwaterbedrijven hebben er alle baat bij hun inname van drinkwater af te stemmen op de periodes waarin het ruwe water minder belast is. Een goede kennis van de relatie tussen landbouwmanagement, klimaat en het dynamisch voorkomen van pesticiden dragen bij tot een reductie van de belading van het waterzuiveringssysteem. Gerichte hoogfrequente meetcampagnes in combinatie met modellering kunnen daarbij een belangrijke rol spelen.

Tijdens de lenteperiodes van 2004 en 2005 hebben de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO) en de onderzoeksgroep BIOMATH van de Universiteit Gent continue meetcampagnes uitgevoerd in het Dijle- (Nil) en het Demerbekken (Herk, Velpe, Gete, Demer) (Figuur 2). Daarbij werd om de 15 minuten een waters-

Figuur 2: Locatie van de continue monsternamingsstations in het Dijle- en Demerbekken



taal genomen en verzameld binnen een periode van 8 uur. Zowel in de waterkolom als in het sediment werden de volgende pesticiden in detail bestudeerd: atrazine, carbendazim, chloridazon, diuron, isoproturon, lenacil en simazine. Meer details kunnen gevonden worden in Holvoet (2006).

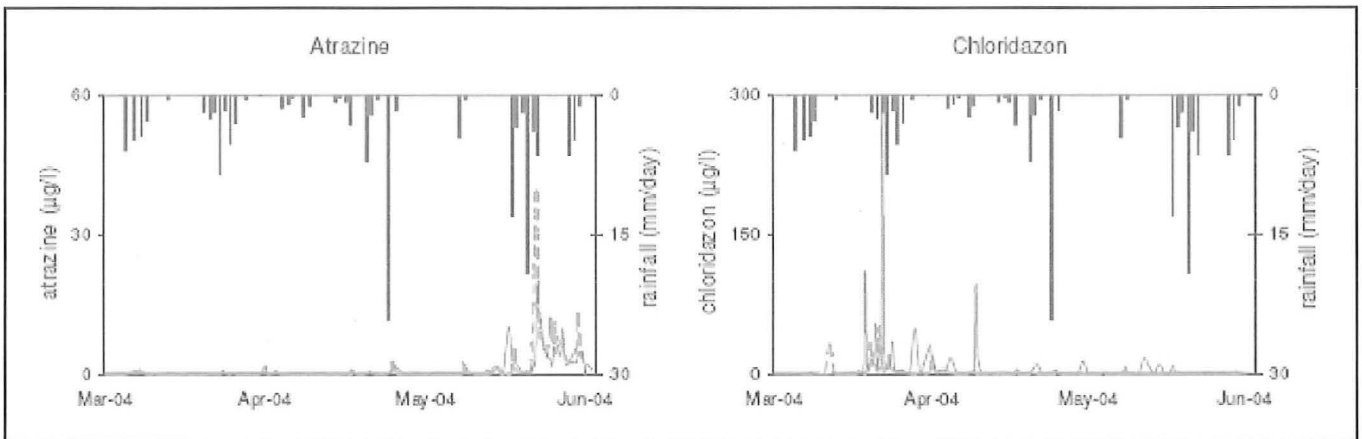
De Nil werd reeds in de periode 1998-2002 frequent bemonsterd en geanalyseerd door het Centrum voor Onderzoek in Diergeneeskunde en Agrochemie (CODA) (Beernaerts et al., 2002). Uit die studie bleek de uitgesproken dynamiek (piekconcentraties) van de pesticiden in het Nil beekstelsysteem en de belangrijke bijdrage van puntbronnen in de totale vracht, d.z. directe verliezen van pesticiden naar het oppervlaktewater door bv. het spoelen van tanks op landbouwers, rechtstreekse lozing in oppervlaktewater, ... De resultaten van de VITO meetcampagnes zijn weergegeven in Figuur 3 en Figuur 4.

Het oppervlaktewater vertoont uurlijkse variaties in pesticidenconcentraties. De pesticiden komen uiteraard in de hoogste concentraties voor in de periode van toediening. Die periode is afhankelijk van de actieve stof en de teelt, bv. atrazine voor maïs (half april tot half juni), isoproturon voor

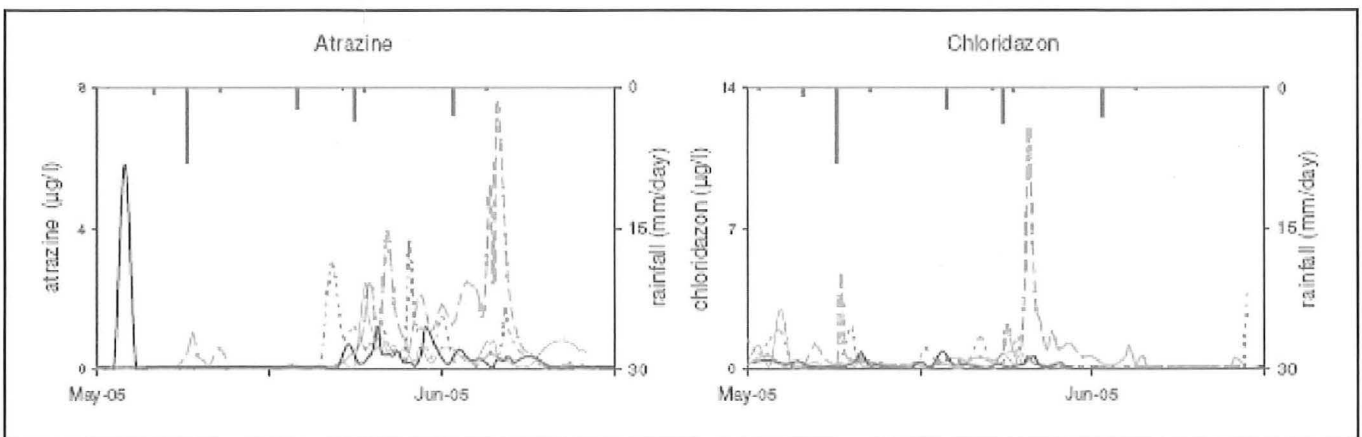
wintertarwe (einde maart, begin april), lenacil voor bieten (mei, juni), chloridazon voor bieten (april, mei), carbendazim voor appels en peren (mei, juni). In het bekken van de Nil is er een zeer snelle respons van het systeem op de pesticiden toedieningen en de neerslag door de sterke topografie en de kortstondige verblijftijd van het water in het bekken (16 uur). Dit kan aanleiding geven tot zeer hoge concentraties zoals weergegeven in Figuur 3. De concentraties in het bekken van de Demer liggen beduidend lager. De metingen in de Nil bevestigen ook het voorkomen van puntbronnen, m.n. piekconcentraties die optreden tijdens droge perioden.

Hoogfrequente meetcampagnes kunnen vanzelfsprekend niet overal in Vlaanderen worden ingezet, omdat ze duur en vrij omslachtig zijn, maar ze zeggen iets over de kwaliteit van het beeld dat de bestaande meetnetten over de concentraties geeft. In Figuur 5 worden de resultaten van de hoogfrequente meetcampagne en de VMM data voor 2005 in het Demerbekken vergeleken. In de periode van toediening van atrazine overlapt de VMM meting met de hoogfrequente metingen en wordt het signaal door het VMM meetnet opgepikt. We kunnen echter spreken van een mogelijke toevalstreffer gezien de uurlijkse variaties in

Figuur 3: Pesticidendynamiek in de Nil (lente 2004). De volle lijn geeft de concentraties weer aan de monding, de stippellijn de concentraties bovenstrooms. De verticale balkjes geven de neerslagintensiteit.

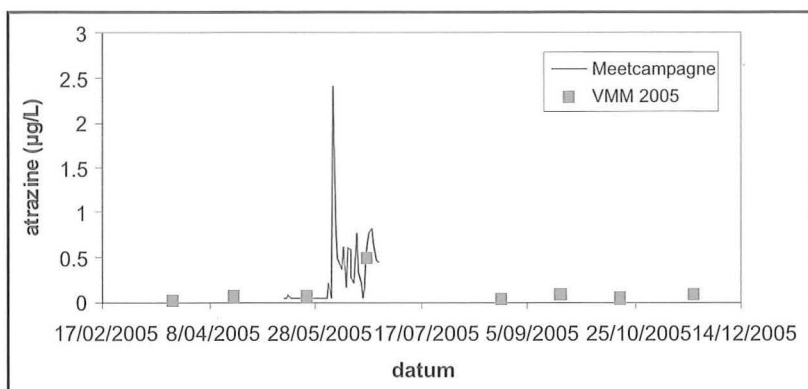


Figuur 4: Pesticidendynamiek in de Demer (lente 2005). De concentraties worden weergegeven voor de monding van de Gete (puntjeslijn), de Herk (volle dunne lijn), en de Velpe (stippellijn), en aan de monding van de Demer te Aarschot (volle dikke lijn). De verticale balkjes geven de neerslagintensiteit.

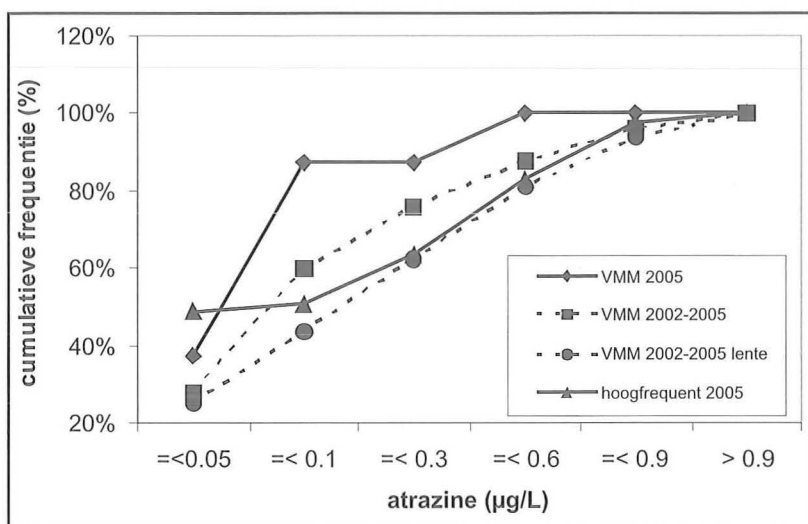


concentraties en de wijze van staalname (schemastaal). De vraag stelt zich dan ook of het routine meetnet van de overheid een goed beeld geeft van de concentraties en de variaties.

Figuur 5: Vergelijking van de hoogfrequente meetcampagne met het VMM meetnet voor atrazine in de Herk in 2005



Figuur 6: Cumulatieve frequentieverdeling van atrazine in de Herk op basis van (1) laagfrequente metingen voor heel 2005 (VMM 2005), (2) laagfrequente metingen voor de periode 2002-2005 (VMM 2002-2005), (3) laagfrequente metingen voor de lenteperiode 2002-2005 (VMM 2002-2005 lente), en (4) hoogfrequente metingen voor de lenteperiode 2005



Indien we ervan uitgaan dat de hoogfrequente meetcampagne een representatief beeld geeft van de werkelijke concentraties, kunnen we door een vergelijking van de frequentiedistributies van de hoog- en laagfrequente meetnetten een indicatie krijgen van de representativiteit van het laagfrequente meetnet. Dit is geïllustreerd in Figuur 6, waar de VMM metingen van atrazine naast de hoogfrequente metingen in een cumulatief frequentiediagram worden weergegeven.

Enkel de gegevens sinds 2002 werden gebruikt, omdat atrazine sinds 1996 een duidelijk dalende trend vertoont, die vanaf 2002 verdwijnt. De dalende trend is toe te schrijven aan de uifasering van atrazine en het verbod op toepassen vanaf 2005. Uit de vergelijking blijkt dat de laagfrequente meetcampagne van 2005 onvoldoende representatief is om de concentraties atrazine in de voorjaarsperiode te voorspellen. De metingen

overschatten het aandeel van de lage concentraties (= 100 ng/L) omdat ook buiten de toedieningsperiode gemeten wordt. Indien alle laagfrequente metingen tussen 2002 en 2005 worden meegenomen, wordt de werkelijke concentratie beter benaderd, maar blijft het aandeel lage concentraties overschat omdat data van buiten de toedieningsperiode nog steeds worden meegenomen. Indien alle laagfrequente metingen in de voorjaarsperiode (maart-juli) tussen 2002 en 2005 worden meegenomen in de vergelijking, wordt de werkelijke concentratie goed benaderd. Met andere woorden, de laagfrequente voorjaarsreeks 2002-2005 geeft een goed beeld van de werkelijke atrazine concentraties in de Herk. Een analoge vergelijking tussen laagfrequente en hoogfrequente metingen kan worden uitgevoerd voor de andere pesticiden en staalnamelocaties.

Om het VMM meetnet bij te sturen tot een meetnet dat een correcter beeld geeft van de concentraties in een aantal Vlaamse waterlopen, kunnen volgende acties ondernomen worden:

- het aantal staalnamelocaties te verminderen en de frequentie per staalnameplaats te verhogen. De keuze om de staalnamelocaties te verminderen dient te worden geargumenteed vanuit het verwachte voorkomen van pesticiden in relatie tot de teelt. In het geval van pesticiden die niet alleen van de landbouw afkomstig zijn, is dit echter geen evidente oefening. In 2005 en 2006 werden door de VMM op een 18-tal strategisch gekozen meetplaatsen organostikstofpesticiden, zure herbiciden en glyfosaat van maart t.e.m. oktober 2-wekelijks gemeten om een beter inzicht te krijgen in de werkelijke concentraties aan actieve stoffen.
- het aantal geanalyseerde pesticiden te beperken. De stoffeigenschaften die de oplosbaarheid van een pesticide en dus de kans op voorkomen in het watercompartiment bepalen, zijn gekend en kunnen samen met gebruikscijfers worden gebruikt in een eerste screening. Door VMM wordt jaarlijks bekeken welke stoffen in de meetpakketten (meerdere stoffen worden los van gebruikscijfers gemeten) een zeer geringe meerwaarde hebben: deze stoffen worden uit de parameterpakketten verwijderd. Bij deze oefening is VMM echter gebonden aan de nationale en internationale parameterlijsten en rapportageverplichtingen (b.v. apolaire verbindingen zoals DDT in water).
- gebruik te maken van passieve monsternamesystemen (POCIS, SPMD, Chemcatcher®, Van den Heuvel en Vanermen, 2006) die gedurende een bepaalde tijd (3 weken tot 1 maand) de stoffen die de sampler passeren, vangen. Op die manier wordt een kwalitatief tijdsgointegreerd beeld van de verontreiniging gegeven, waarna besloten kan worden welke componenten in meer detail volgens de klassieke bemonstering en analyse kunnen worden bepaald.

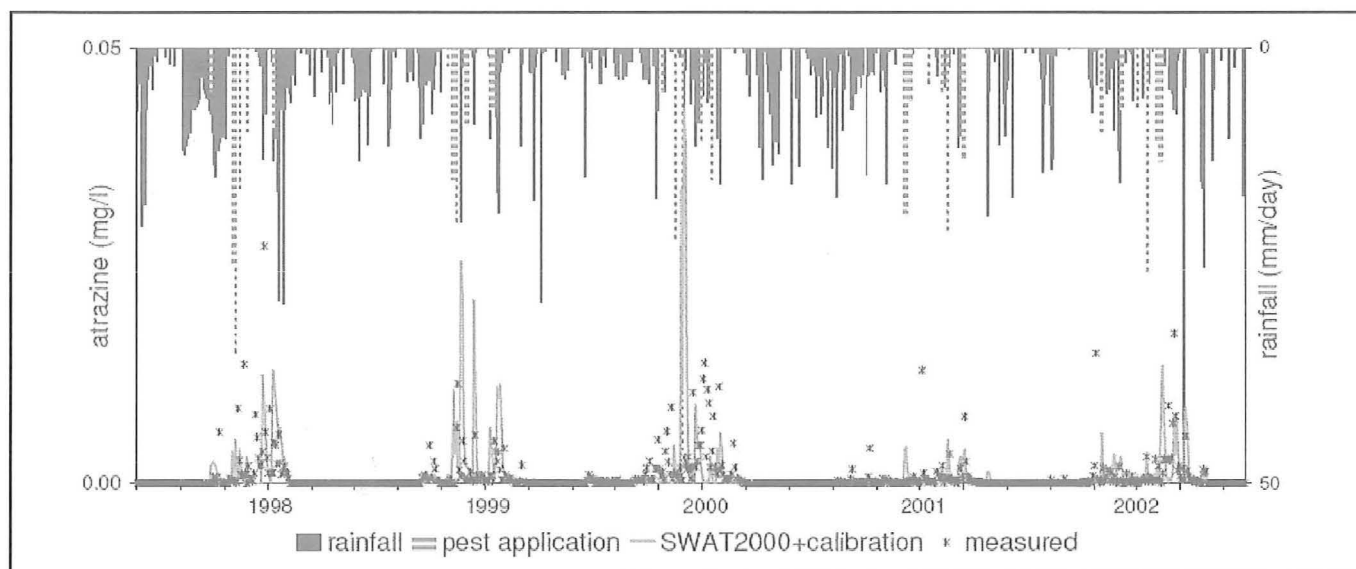
### ...Opstellen van maatregelen vergt modellen

In het geval men maatregelen wenst te nemen die de concentraties aan pesticiden in het oppervlaktewater reduceren, is het nodig de onderliggende processen die het dynamisch voorkomen van pesticiden bepalen, goed te begrijpen. Om het dynamisch gedrag van pesticiden in rivieren op bekenschaal te modelleren, werd door VITO en BIOMATH een geïntegreerd model ontwikkeld. Het model is een koppeling tussen het USDA (United States Department of Agriculture) SWAT model (Arnold et al., 1998) met een gewijzigde versie van het IWA (International Water Association) RWQM1 model (Reichert et al., 2001). SWAT berekent de diffuse aanvoer van de pesticiden naar de rivier, RWQM de transformatieprocessen in de rivier. SWAT werd aangepast om de eerder vermelde puntverliezen van pesticiden te simuleren. Figuur 7 toont de resultaten van de SWAT modellering in vergelijking met de geme-

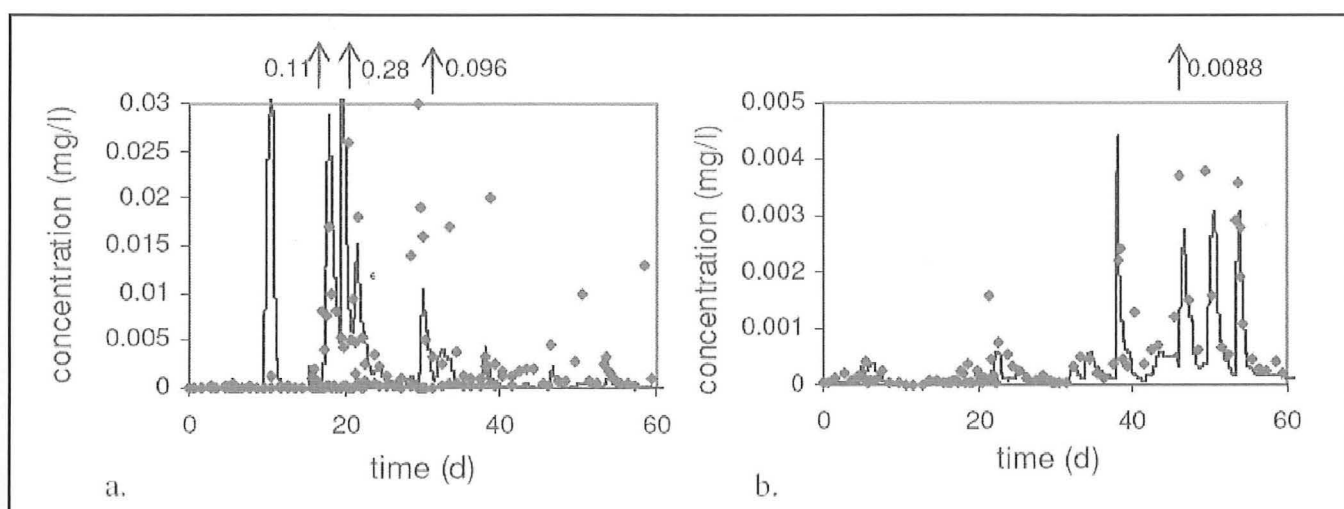
ten concentraties atrazine in de Nil in de periode 1998-2002 (Beernaerts et al., 2002). Het model werd gecalibreerd voor 1998 en rekt verder vooruit voor de periode 1999-2002 (validatie). Het model levert over het algemeen goede voorspellingen van de atrazineconcentraties.

Met het SWAT model kon voorts worden aangetoond dat de bijdrage van runoff (oppervlakkige afspoeling) en puntverliezen aan de pesticidenvracht in de Nil beduidend belangrijker is dan de bijdrage die kan toegeschreven worden aan drift (aanvoer via de lucht). Met het model werden vervolgens verschillende management-scenario's gesimuleerd welke vergeleken werden met het nulscenario. De modelresultaten toonden aan dat strokenbouw efficiënter is dan de volgende praktijken die in aflopende volgorde van positief effect worden opgesomd: het implementeren van grondbedekkers, de aanleg van bufferstroken, een reductie van de puntverliezen met 25% en management van de ploegpraktijk.

Figuur 7: Calibratie (1998) en validatie (1999-2002) van het SWAT model aan gemeten atrazineconcentraties in de Nil.



Figuur 8: Vergelijking tussen gemeten en gemodelleerde concentraties (a) chloridazon en (b) diuron in de Nil.



Het RWQM1 model werd uitgebreid en aangepast voor processen die het gedrag van niet-volatiele pesticiden bepalen. De uitwisseling van pesticiden tussen de waterkolom en het sediment wordt hierin beschreven door drie transportprocessen: diffusie, sedimentatie en resuspensie. Begraving van sedimenten werd ook toegevoegd. Het aangepaste model werd geïmplementeerd in WEST® (MostforWater NV, Kortrijk, België) en gebruikt om pesticidenconcentraties te voorspellen aan de monding van de Nil, uitgaande van meetwaarden stroomopwaarts en diffuse aanvoer berekend met SWAT over een traject van 8 km. De gesimuleerde pesticidenconcentraties werden vergeleken met meetwaarden bekomen tijdens de intensieve meetcampagne van de lente in 2004 (Figuur 8).

Deze vergelijking resulteerde in een goede overeenkomst tussen modelvoorspellingen en geobserveerde concentraties. De simulatieresultaten toonden aan dat de pesticidenconcentraties in het water over een afstand van 8 km niet beïnvloed werden door de transformatieprocessen in de rivier, maar voornamelijk bepaald werden door de inkomende concentraties van de bovenloop en de zijrivieren.

### Conclusies

Hoogfrequente meetcampagnes van pesticiden in diverse subbekkens van verschillende omvang tonen aan dat piekconcentraties kunnen optreden binnen een periode van enkele uren. Monitoringprogramma's moeten daar in de mate van het mogelijke rekening mee houden. Een beperkte vergelijking van het bestaande meetnet van VMM met de hoogfrequente meetcampagne toont dat het VMM meetnet een goede benadering van de werkelijke concentratie kan zijn, indien de monitoringsdata van voldoende lange tijdsreeksen worden gebruikt om de concentraties te evalueren. De vergelijking dient echter uitgebreid te worden naar andere pesticiden en locaties. Daarnaast dient nagegaan te worden of de ecotoxicologische drempels frequenter en sterker overschreden worden in een continue meetcampagne in vergelijking met de huidige meetstrategie.

Voor de evaluatie van reductiemaatregelen is een geïntegreerd model voorhanden dat zowel pesticidenaanvoer naar de rivier als transformatieprocessen in de rivier simuleert. Het succes van het model is in sterke mate afhankelijk van de beschikbaarheid van gegevens m.b.t. de toediening van de pesticiden, en in mindere mate van gegevens over bodem, landgebruik, en topografie. Waar de eerste reeks gegevens over het algemeen moeilijk te bekomen zijn, zijn de laatste vaak digitaal in een GIS formaat beschikbaar en relatief eenvoudig te koppelen aan het model.

### Dankwoord

De auteurs wensen Ilse Theuns en Ann Huysmans van VMM te bedanken voor hun bereidwillige commentaar op een eerdere versie van deze tekst.

### Referenties

ARNOLD, J.G., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R.S., and WILLIAMS, J.R. 1998. Large area hydrologic modelling and assessment part I: model development. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 34 (1), 73-89.

BEERNAERTS, S., DEBONGNIE, P., DE VLEESCHOUWER, C., en PUSSEMIER, L. (2002). Het pilootproject voor het Nil bekken. *Groenboek Belgaqua-Phytophar 2002*, 33-38. *Groenboek Belgaqua-Phytofar, 2002*. 38 pp.

HOLVOET, K. 2006. Monitoring and modeling the dynamic fate and behaviour of pesticides in river systems at catchment scale. PhD thesis, Ghent University, Belgium, 242 pp.

REICHERT, P., BROCHARDT, D., HENZE, M., RAUCH, W., SHANAHAN, P., SOMLYODY, L., AND P.A. VANROLLEGHEM. 2001. Scientific and technical report No. 12: River Water Quality Model No.1 IWA Publishing, London, 136 pp.

VAN DEN HEUVEL, I EN G. VANERMEN. 2006. Overzicht van passieve bemonsteringssystemen voor de monitoring van organische microverontreinigingen in water. VITO rapport 2006/MIM/R/090

VMM, 2006a. Jaarrapport – Water- en waterbodemkwaliteit – Lozingen in het water – Evaluatie saneringsinfrastructuur 2005.

VMM, 2006b. MIRA rapport – Achtergrond-document bestrijdingsmiddelen - [http://www.milieurapport.be/Upload/Main/MiraData/MIRA-T/02\\_THEMAS/02\\_04/AG2006\\_BESTRIJDINGSMIDDELEN\\_DECEMBER06.PDF](http://www.milieurapport.be/Upload/Main/MiraData/MIRA-T/02_THEMAS/02_04/AG2006_BESTRIJDINGSMIDDELEN_DECEMBER06.PDF)

P. Seuntjens<sup>2</sup>, K. Holvoet<sup>1,2</sup>,  
A. Van Griensven<sup>1,4</sup>,  
P. Vanrolleghem<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>BIOMATH, Vakgroep Toegepaste Wiskunde, Biometrie en Procesregeling, Universiteit Gent, Coupure Links 653, B-9000 Gent, België, fax: +32 9 264 6220

<sup>2</sup>VITO, Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek, Land and Water Management, Boeretang 200, B-2400 Mol, België

<sup>3</sup>modelEAU, Département de génie civil, Pavillon Pouliot, Université Laval, Québec G1K 7P4, QC, Canada

<sup>4</sup>UNESCO-IHE Water Education Institute, P.O. Box 3015, 2601 DA Delft, Nederland

# Bepalen van de relatie emissie-immis­sie in de Vlaamse oppervlaktewateren met behulp van de Emissie-inventaris Water en Waterkwaliteits-modellering bij de Vlaamse Milieumaatschappij

## 1. Inleiding

De verontreinigende stoffen die in het oppervlaktewater terecht komen, zijn afkomstig van verschillende soorten bronnen. Enerzijds zijn er de lozingen van de bedrijven en rioolwaterzuiveringsinstallaties, die als puntbronnen beschouwd worden. Anderzijds spreken we van de diffuse bronnen, zoals het afvoerwater van landbouwgronden of regenwater dat van de openbare weg afvloeit. Deze emissies komen niet via een afvoerpijp in het water terecht waardoor ze moeilijk kunnen worden gemeten en bijgevolg beroep wordt gedaan op schattingen. Ook de lozingen van kleine bedrijven worden geschat.

Om jaar na jaar alle emissies naar het oppervlaktewater op een systematische manier te kunnen rapporteren, is het EIW-model ontwikkeld. Dit model biedt de mogelijkheid tot het beheren van emissiebronnen, emissiefactoren, emissieverklarende variabelen en transportroutes. De emissies van de bronnen worden doorgerekend tot de plaats waar ze in het oppervlaktewater terecht komen. De methode werd een eerste keer toegepast voor de inventarisatie van 7 metalen: cadmium, chroom, koper, kwik, nikkel, lood en zink en de metalloïde arseen.

De inventaris kan enerzijds uitspraken doen over de druk op het oppervlaktewater en de toewijzing ervan aan doelgroepen en anderzijds zijn de resultaten nuttig als invoer in een waterkwaliteitsmodel. Via het waterkwaliteitsmodel PEGASE wordt de toestand van de waterloop berekend aan de hand van de geïnventariseerde emissies. Tevens kunnen scenario's berekend worden met betrekking tot de evolutie van de waterkwaliteit door het nemen van maatregelen om de emissies te reduceren.

Er wordt achtereenvolgens uiteengezet welke gegevens aan de basis liggen van de inventaris, hoe de relatie tussen de emissie en de belasting van het oppervlaktewater wordt gelegd en welke geografische informatie beschikbaar is. Enkele resultaten van het EIW-model worden weergegeven, waarna de koppeling met waterkwaliteitsmodellering uitgewerkt wordt.

## 2. Gegevensverzameling

### 2.1. Puntbronnen

Voor de puntbronnen is een inventaris beschikbaar van de sectoren industrie, handel & diensten en energie en van de huishoudens.

Om deze inventaris samen te stellen beschikt de VMM over vier instrumenten: de analyseresultaten van het VMM meetnet, de milieujarverslagen van bedrijven, de heffingsgegevens op de waterverontreiniging en het afvalwater-informatiesysteem. De emissies van de huishoudens worden berekend op basis van een emissiefactor per inwoner. Het afvalwater – informatiesysteem levert de informatie hoeveel inwoners aangesloten zijn op een riolering en of deze riolering aangesloten is op een RWZI.

Tabel 1 : beschikbare gegevens van puntbronnen

#### meetgegevens grote bedrijven en RWZI's (sinds 1993)

- tot 12 metingen per jaar
- stoffen: biologisch zuurstofverbruik, chemisch zuurstofverbruik, nutriënten, metalen(9) en gevaarlijke stoffen waaronder cyanide, fluoride, MAK's, PAK's, fenolen en andere organische stoffen.
- aantal punten: +/- 1000
- exacte locatie van de lozing gekend (x/y coördinaten)
- meetdatabank (individuele analyseresultaten), rapporteringdatabank (omrekening van individuele waarden tot jaarvrachten)

#### milieujarverslagen van bedrijven, vanaf 2010 ter vervanging van de meetwaarden

- jaarlijkse rapportage
- stoffen: basisparameters + gevaarlijke stoffen (totaal aantal: 107)
- aantal punten: +/- 600
- exacte locatie van de lozing gekend (x/y coördinaten)
- meetdatabank (jaarvrachten), rapporteringdatabank (integratie van gerapporteerde en gemeten vrachten)

#### bijschattingen kleine bedrijven (sinds 2000)

- jaarlijkse berekening op basis van het waterverbruik uit de heffingsgegevens.
- stoffen: biologisch zuurstofverbruik, chemisch zuurstofverbruik, nutriënten, metalen(9)
- aantal: +/- 14.000 bedrijven gegroepeerd tot 38 subsectoren
- emissies per gemeente gekend
- rapporteringdatabank (omrekening van individuele bedrijfsgegevens naar sectorgegevens)

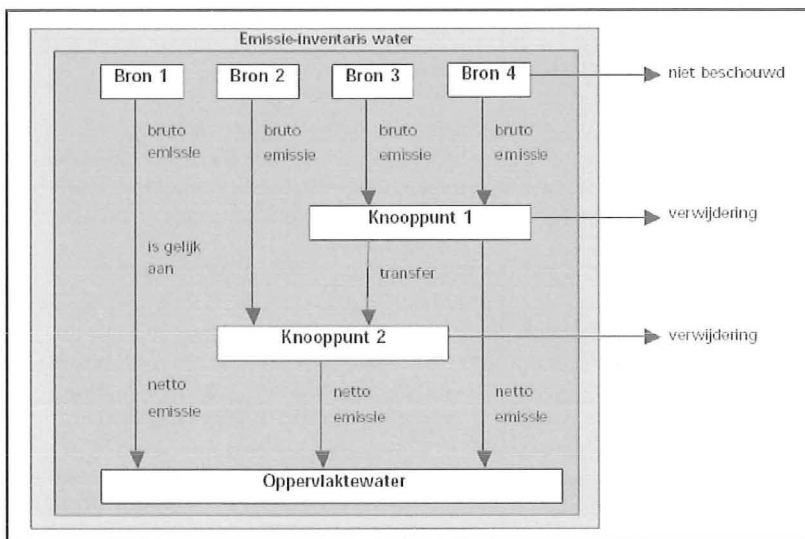
### 2.2. Diffuse bronnen

De diffuse bronnen waarvan de emissies naar

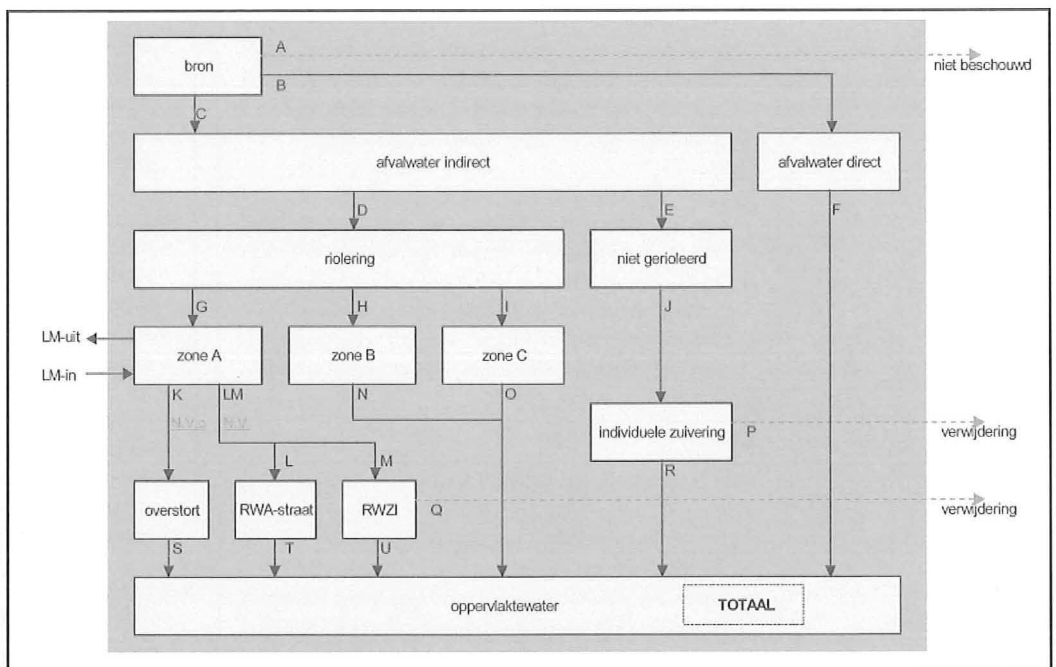
water worden berekend, behoren tot de sectoren bevolking, landbouw, verkeer en infrastructuur, aangevuld met enkele natuurlijke bronnen. De omvang van de emissies door diffuse bronnen wordt geschat door de vermenigvuldiging van een emissiefactor met de bijhorende emissieverklarende variabele. De emissiefactor (EF) geeft de emissie van een bepaalde stof weer per tijdseenheid en per bron, bijvoorbeeld de hoeveelheid zink die jaarlijks per woning verloren gaat als gevolg van corrosie van bouw materiaal. De emissieverklarende variabele (EVV) beschrijft zo goed mogelijk de bron van de emissie, bijvoorbeeld het aantal woningen in Vlaanderen.

De beschrijving van alle bronnen die voorkomen in de emissie inventaris voor metalen zijn terug te vinden op de VMM-site: Emissie Inventaris Water - bronnen (<http://www.vmm.be/water/cijfers-en-databanken>).

figuur 1 : overzicht transportroutes en knooppunten met daarbij de bruto en netto emissie



figuur 2 : overzicht knooppunten en stofstromen



Per bron is een factsheet beschikbaar met de beschrijving van de bron, de emissiefactor, de emissieverklarende variabele, het schema van de transportroute en de totale emissie in Vlaanderen.

### 3. Emissie versus belasting oppervlaktewater

De transportroute is de route die een stofstroom aflegt vanaf de bron naar het oppervlaktewater. De knooppunten van een transportroute zijn de plaatsen in de transportroute waar stofstromen afkomstig van verschillende bronnen, opsplitsen, samenkomen of worden geaggregeerd.

Theoretisch geldt voor ieder knooppunt het volgende algoritme (schematisch voorgesteld in figuur 1):

$$\begin{aligned} &\text{Belasting naar het oppervlaktewater ("netto-emissie")} \\ &= \\ &\text{de inkomende stromen van het type "bruto-emissie" en "collectering"} \\ &- \\ &\text{de uitstromen van het type "verwijdering" en "transfer"}. \end{aligned}$$

De transportroutes die in de emissie-inventaris water worden gehanteerd, zijn het rioolstelsel, overstorten, RWZI's<sup>1</sup> en RWA-straten<sup>2</sup>. Niet beschouwde transportroutes zijn bodem en lucht. De knooppunten zijn schematisch voorgesteld in figuur 2. De transportroutes die leiden tot verwijdering houden rekening met het individueel verwijderingsrendement van elk RWZI en het zuiveringsrendement van een IBA<sup>3</sup>.

<sup>1</sup> RWZI : Riowaterzuiveringsinstallatie  
<sup>2</sup> RWA-straten : Regenweer afvoer van de RWZI; dit is het rioolwater dat bij hoge neerslag niet biologisch kan verwerkt worden op de RWZI's  
<sup>3</sup> IBA : Individuele Behandelinginstallatie voor Afvalwater



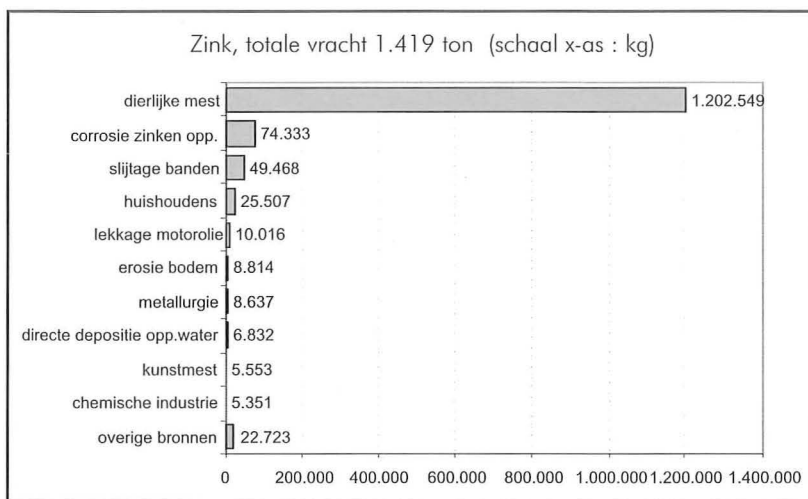
#### 4. Geografische informatie

De emissie-inventaris omvat geheel Vlaanderen en kan opgesplitst worden op basis van diverse eenheden. De hydrografische verdeling omvat op hoofdniveau de bekkens, die verder zijn opgedeeld in deelbekkens of VHA-zones. De administratieve verdeling omvat de provincies op hoofd-niveau en de gemeenten op basisniveau. Ten slotte kan Vlaanderen ook opgedeeld worden in zuiveringsgebieden.

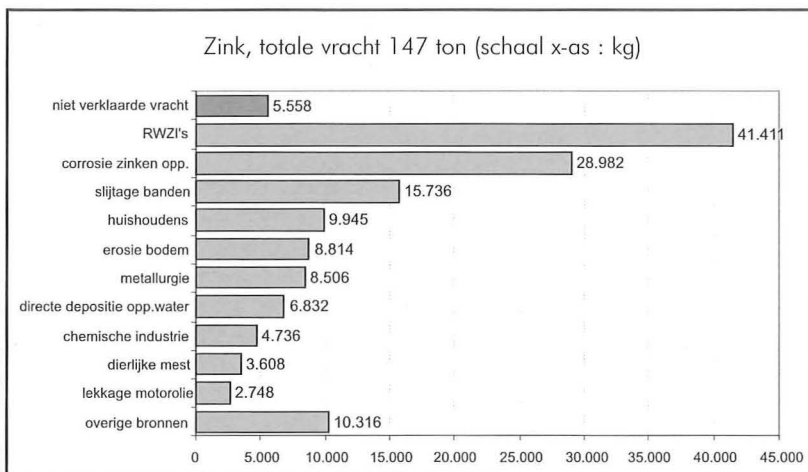
Aan de basis van deze gebiedsgerichte rapportering ligt een verdeling van de emissie-verklarende variabelen per Kleinste Geografische Eenheid, de KGE genoemd. Deze KGE wordt bepaald door het over elkaar projecteren van de begrenzingen van alle genoemde geografische eenheden. Dit resulteert in een opdeling van Vlaanderen in circa 4500 KGE-gebieden. Voorbeelden van emissie-verklarende variabelen zijn het aantal inwoners per KGE, de oppervlakte per KGE, het aantal gebouwen per KGE.

De emissiefactor (EF) wordt gedefinieerd als een eigenschap van een bron en zal in de praktijk

Figuur 3 Bronnen van emissies naar alle compartimenten (water, bodem, lucht)



Figuur 4 oppervlaktewater, totale belasting met RWZI als bron



ook variëren afhankelijk van de ligging van deze bron. Een voorbeeld hiervan is de corrosie van bouwmaterialen. Verhoogde concentraties van  $SO_2$  in de lucht zullen de corrosie doen toenemen. Op dit ogenblik wordt echter met een gemiddelde EF gewerkt. Er wordt met dit gemiddelde nog geen rekening gehouden met de ligging van de gebouwen in stedelijk of landelijk gebied.

#### 5. Validatie van de resultaten

De validatie van de berekende bronnen gebeurt op basis van de vergelijking van de berekende emissies die terecht komen op een RWZI met de vrachten die gemeten werden aan het influent van de RWZI's. Per gebied worden de stofstromen gesommeerd die naar de knooppunten RWZI en RWA-straat gaan. Dit is inclusief het deel van de vracht afkomstig van bronnen die gelegen zijn buiten het geselecteerde gebied, maar lozen op een RWZI binnen de selectie. Daarentegen wordt het deel van de vracht voor zone A dat naar een RWZI buiten de selectie gaat, hierin niet meege-nomen. De aldus berekende stofstroom wordt gestaafd aan de gemeten vrachten bij de RWZI's. De berekende vrachten zijn doorgaans lager dan de gemeten vrachten. Het verschil tussen beide vrachten wordt aangeduid als "niet verklaarde vracht".

#### 6. Voorbeelden van resultaten

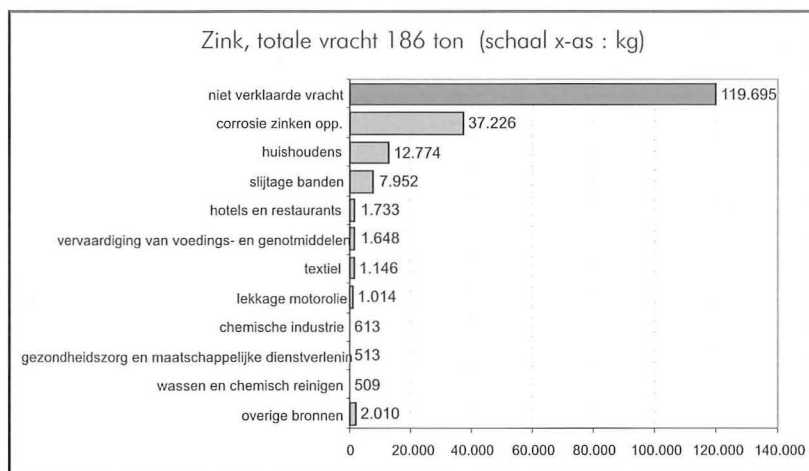
De bovenstaande methodiek werd toegepast voor het berekenen van de emissies van 8 metalen, namelijk arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, nikkel, lood en zink. Als voorbeeld worden hier enkele resultaten van zink besproken.

Figuur 3 toont de top 10 van de bronnen die aanleiding geven tot de emissies van zink in het leefmilieu. Indien de informatie beschikbaar was, zijn zowel de emissies naar water, bodem en lucht vermeld. Het zink aanwezig in dierlijke mest bedraagt 80% van alle bronnen die in het milieu terecht kunnen komen. Voor het doorrekenen van het transport naar water wordt aangenomen dat 0,3%<sup>4</sup> door verwaaiing en afspoeling in het water terechtkomt terwijl het overige gedeelte achterblijft in de bodem of opgenomen wordt door planten. De top 5 wordt aangevuld met bronnen uit de sectoren infrastructuur (corrosie van zinken oppervlakken), transport (slijtage van banden, lekkage van motorolie) en de bevolking (huishoudens).

Figuur 4 toont de totale belasting van het oppervlaktewater, onderverdeeld per bron. De stofstromen van verschillende bronnen die lozen via een RWZI zijn gegroepeerd tot één vracht geloosd door de RWZI's. De RWZI's leveren de grootste zinkvracht, gevolgd door de corrosie van bouw-

<sup>4</sup> Gebaseerd op de methode voorgesteld door de werkgroep 'Emissies' van de Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn. (ICBR, 1997)

Figuur 5 aanvoer naar de RWZI's (influent + RWA)



materialen, de slijtage van banden en de huishoudens. De emissie van de huishoudens in deze grafiek is afkomstig van woningen die niet aangesloten zijn op een riolering of waarvan de riolering nog niet is aangesloten op een RWZI.

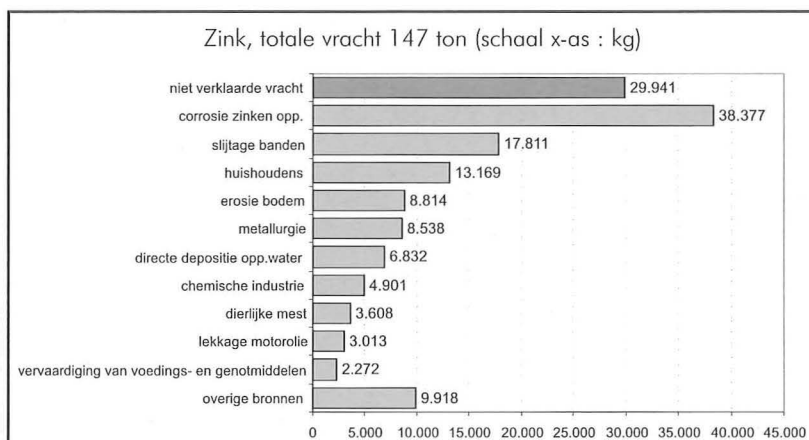
Figuur 5 toont de stofstromen van alle bronnen die via een RWZI lozen. De belangrijkste achterliggende bronnen die het riool belasten zijn eveneens de corrosie van zinken oppervlakken, de huishoudens en de slijtage van banden. Meer dan 60% van het gemeten RWZI-influent en een totaal van 120 ton, kan nog niet verklaard worden door de geïnventariseerde bronnen.

In 2006 is een studie afgerond waarin de bron "corrosie van bouwmaterialen" verder verfijnd is. Hierin bedraagt de bijdrage op de RWZI's 72 ton i.p.v. 37 ton. Bij het gebruik van deze resultaten zal het aandeel van de niet verklaarde vracht verminderen tot 45%.

Uit de stofbalans kan berekend worden dat 80% van de aangevoerde zinkvracht, of 145 ton, na zuivering achterblijft in het slib. De gemeten jaarvracht in het zuiveringsslib bedraagt 97 ton (Aquafin, gemiddelde 2002-2003).

Figuur 6 toont de totale belasting van het oppervlaktewater, toegekend aan de primaire bronnen. Ook het gedeelte dat via een RWZI wordt ge-

Figuur 6 oppervlaktewater, totale belasting veroorzaakt door de primaire bronnen



loosd, werd toegewezen aan de bronnen die aan de oorsprong liggen van de emissie.

## 7. Waterkwaliteitsmodellering

Een waterkwaliteitsmodel laat toe om de toestand van de waterloop te berekenen aan de hand van de emissies en is in staat om de evolutie van de waterkwaliteit te voorspellen op basis van gewijzigde emissies. De resultaten van de Emissie Inventaris Water vormen een belangrijke bron van invoergegevens. Door het berekenen van scenario's dient een waterkwaliteitsmodel als een beleidsondersteunend instrument.

De Vlaamse MilieuMaatschappij gebruikt sinds 1997 waterkwaliteitsmodellen voor onderzoek naar de relatie emissie-immissie op de oppervlaktewateren in het Vlaamse gewest. Sinds 2001 werkt de VMM met het waterkwaliteitsmodel PEGASE dat door de Universiteit van Luik ontwikkeld werd. Voor meer uitleg betreffende PEGASE wordt verwezen naar een publicatie die in het kader van de studiedag "Modellen voor integraal waterbeleid in Vlaanderen" geschreven werd (VMM, 2007)

Het PEGASE-model is een deterministisch, hydrodynamisch model wat betekent dat de waterkwaliteit tijdsevolutief wordt berekend (dag-gemiddelde waterkwaliteit) via wetenschappelijk gebouwde modellen (integraal-differentiaal-vergelijkingen en numerieke oplossingsmethoden). Het model behandelt specifiek de fysisch-chemische waterkwaliteit van de rivieren. De waterkwaliteitsvariabelen zijn alle organische koolstofvormen, organische en anorganische stikstof- en fosforvormen die in de waterlopen voorkomen. Hiermee worden de zuurstofhuishouding en de nutriëntenproblematiek onderzocht. Ook de biomassa's worden mee gemodelleerd zodat rekening gehouden wordt met de diverse biologische processen in de rivier die de waterkwaliteit mee bepalen (bijv. het zelfreinigend vermogen) (VMM, 2004a; VMM, 2004b).

Figuur 7 geeft een overzicht weer van de kwaliteitsindex "Organische stoffen in het Vlaams gedeelte van het Scheldestroomgebied" voor het referentiejaar 2000. De gemeten emissies van het jaar 2000 werden gebruikt om de modelresultaten te valideren aan de gemeten waterkwaliteit in de rivieren. Vervolgens heeft de VMM simulaties uitgevoerd over een scenario BAU (Business as Usual) 2015 in Vlaanderen (figuur 8), waarin een aantal basismaatregelen van het lopend beleid verwerkt zijn (VMM, 2004c). Dit betreft ondermeer:

- Verdere uitbouw van de waterzuiveringsinfrastructuur,
- Vergunningenbeleid met individuele normen voor RWZI's en een set bijzondere normen voor prioritair bedrijven,
- Afkoppelingsbeleid van een reeks prioritair bedrijven (afkoppeling van de zuiveringsinfrastructuur en uitbouw van waterzuivering op bedrijfsniveau)

- Landbouwmaatregelen (reductie van de directe verliezen vanuit de landbouw).

Door rekening te houden met de emissiereducties die overeenstemmen met gedefinieerde projecten in het scenario BAU wordt met behulp van PEGASE de verwachte waterkwaliteit in 2015 berekend. De resultaten kunnen enerzijds getoetst worden aan de basiskwaliteitsnormen, anderzijds wordt ook gebruikt gemaakt van kwaliteitsindices. Daarvoor wordt een methode toegepast analoog aan de SEQ-Eau (Frankrijk). In figuur 7 en 8 wordt de kwaliteitsindex Organische Stoffen weergegeven die berekend wordt op basis van BZV5, CZV, O2, Kj-N en NH4.

Een vergelijking van de figuren 7 en 8 toont aan in welke mate deze maatregelen bijdragen tot een verbetering van de waterkwaliteit. In het decreet "Integraal Waterbeleid" (IWB, 2003) wordt gesteld dat onze waterlopen een goede status moeten bereiken tegen 2015, wat overeenkomt met de groen (goede toestand) en blauw (zeer goede toestand) ingekleurde waterlopen in figuren 7 en 8. Hieruit blijkt ook de nood tot bijkomende maatregelen om een goede oppervlaktewaterkwaliteit te bereiken. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat bijgevoegde figuren voorlopige scenario-berekeningen betreffen en dat de toetsingsnormen nog aan wijzigingen onderhevig kunnen zijn.

## 8. Conclusies

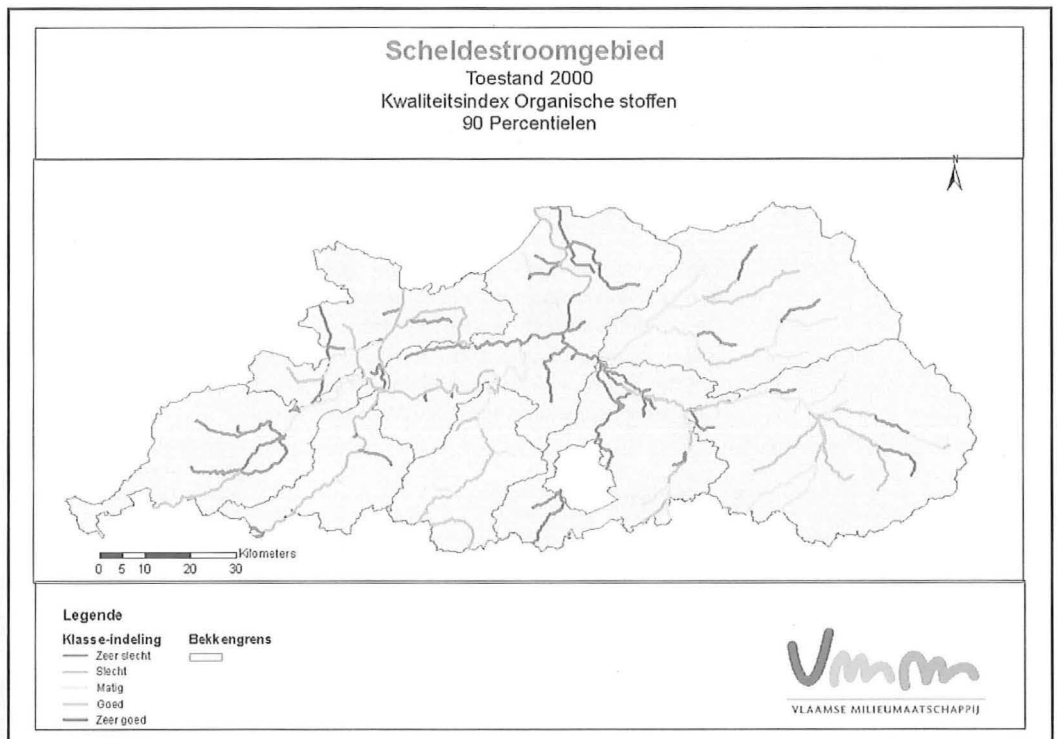
De methode die ontwikkeld is om emissies van bronnen door te rekenen tot de plaats waar ze in het oppervlaktewater terecht komen, is een eerste keer toegepast voor acht metalen (arsen,

cadmium, chroom, koper, kwik, lood, nikkel en zink). De emissies van puntbronnen en diffuse bronnen in Vlaanderen werden geïnventariseerd en in een rekenmodel EIW (Emissie-Inventaris Water) opgesteld. Dit gebeurde voor het referentiejaar 2002.

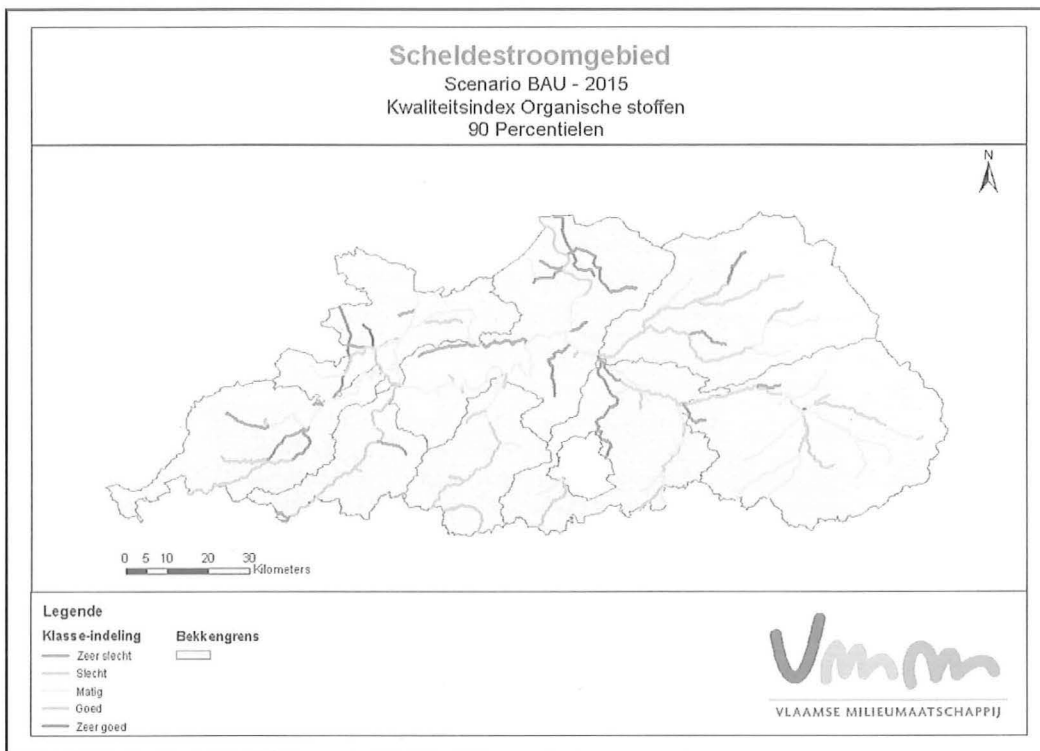
Uit de berekeningen van het model voor Vlaanderen wordt duidelijk dat nog niet alle emissies in Vlaanderen goed in beeld kunnen worden gebracht. De discrepantie tussen de gemeten en de berekende binnenkomende RWZI-vrachten is hiervoor een indicator. Het aandeel van de niet-verklaarde influentvrucht varieert van metaal tot metaal en bedraagt gemiddeld voor Vlaanderen minimaal 40% (zink) en maximaal 80% (cadmium). Deze verschillen dienen verder achterhaald te worden en oplossingen worden gezocht in verschillende richtingen: het ontbreken van één of meerdere grote bronnen, het verbeteren van de transportroutes door de uitbreiding met een GIS-module, de representativiteit van de meetgegevens verhogen door een onderscheid te maken tussen droogweer en regenweer perioden.

De berekeningresultaten tonen aan welke bronnen een belangrijke bijdrage leveren aan de emissies naar oppervlaktewater in Vlaanderen en welke emissieroutes hierbij van belang zijn. De industriële lozingen (sector metallurgie) zijn de belangrijkste bron van cadmium en nikkel. Het gebruik van aangroeiwerende verven op schepen is de grootste bron van koper en de corrosie van bouwmaterialen is de grootste oorzaak van de emissies van zink. De emissies van arseen, chroom en lood worden in de eerste plaats veroorzaakt door de erosie van de bodem. De slijtage van banden is de grootste bron van kwik.

Figuur 7: Kwaliteitsindex Organische stoffen in het Vlaams gedeelte van het Scheldestroomgebied voor het jaar 2000 voor de Vlaamse oppervlaktewaterlichamen



Figuur 8 Kwaliteitsindex Organische stoffen in het Vlaams gedeelte van het Scheldestroomgebied voor BAU-scenario 2015 voor de Vlaamse oppervlaktewaterlichamen



Toekomstige verfijningen van de inventaris situeren zich binnen de volgende thema's: toevoegen van bronnen, emissiefactoren en emissieverklarende variabelen beter afstemmen op de Vlaamse situatie, de schematische routebepaling en rioolverdeling verbeteren en waar mogelijk vervangen door een geografische verdeling.

Het waterkwaliteitsmodel PEGASE laat toe om de toestand van de waterloop te berekenen aan de hand van de emissies. De meerwaarde van het model is dat het de mogelijkheid biedt om de evolutie van de waterkwaliteit te voorspellen op basis van gewijzigde emissies in de waterloop waardoor dit als een beleidsondersteunend instrument kan gebruikt worden.

De eerste resultaten zijn beschikbaar voor het Scheldestroomgebied en leveren de berekende waterkwaliteit van het jaar 2000 en de voorspelde waterkwaliteit van het jaar 2015.

Eén van de belangrijke pijlers bij de opbouw van een waterkwaliteitsmodel zijn de invoergegevens. De validatie van dit model hangt nauw samen met de betrouwbaarheid van de invoergegevens, wat het belang van een volledige emissie-inventaris voor waterkwaliteitsmodellering onderstreept.

## 9. Referenties

G. Engelen, K. De Cuyper et al., VITO (2006), Kwantificering en verfijning van het aandeel van diffuse bronnen op de emissies naar oppervlaktewater en in het stedelijk gebied. Deel: Emissies van metalen te wijten aan corrosie van bouwmaterialen. Rapport, 155p.

SYNCERA (2006), Emissie-inventaris water: metalen. Rapport, 39p.

SYNCERA (2005), Aanpassing Emissie-inventaris water. Rapport, 11p.

IWB (2003), Decreet betreffende het Integraal Waterbeleid van 18 juli 2003.

VMM (2004a), PEGASE Scheldestroomgebied: pilootstudie ter ondersteuning van de implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water: Resultaten en evaluatie van de analyse van de invoergegevens. Rapport, 79p.

VMM (2004b), PEGASE Scheldestroomgebied: pilootstudie ter ondersteuning van de implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water: Calibratie en validatie van het PEGASE Schelde model. Rapport, 70p.

VMM (2004c), PEGASE Scheldestroomgebied: pilootstudie ter ondersteuning van de implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water: Simulaties van scenario's. Rapport, 54p.

VMM (2007), Het waterkwaliteitsmodel PEGASE als beleidsondersteunend instrument bij de opmaak van het stroomgebiedbeheerplan van de Schelde, Studiedag Watersysteemkennis, 3 mei 2007

G. Vos,  
V. Hugelier,  
T. D'heygere,  
Y. Ronse

Vlaamse MilieuMaatschappij

# Verdergaande emissiereductie van stedelijk afvalwater in Vlaanderen

In 1991 verplichtte de Europese richtlijn Stedelijk afvalwater de lidstaten om tegen eind 2005 alle lozingen van huishoudelijk afvalwater te saneren. Het Vlaamse gewest richtte toen Aquafin NV op om in een versneld tempo het bovengemeentelijke (collectieve) deel uit te voeren. Vandaag is een groot deel van de opdracht gerealiseerd en zijn de positieve effecten op de chemische oppervlaktewaterkwaliteit zichtbaar. De kwaliteitsverbetering is evenwel nog onvoldoende om te voldoen aan de nieuwe eisen van de kaderrichtlijn Water.

Dit artikel geeft een overzicht van de belangrijkste knelpunten van de collectieve zuivering met een directe impact op het watersysteem. Het belicht de lopende initiatieven voor de aanpak van deze knelpunten, zoals verdere afwerking van de collectieve zuivering, verdere verbetering van de effluentkwaliteit, aanpak van verdunning en sanering van overstorten. Lopende initiatieven die indirect of op middellange en lange termijn een bijdrage kunnen leveren aan een duurzame verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit worden eveneens kort toegelicht. Deze situeren zich op het vlak van het beheer van het patrimonium, het toepassen van integrale modellering en real time control (RTC), het promoten van hergebruik van effluent, het bestuderen van de rol van planten in de zuivering en het onderzoeken van niet genormeerde micropolluenten in huishoudelijk afvalwater.

## Inleiding

Een duurzaam en ecologisch verantwoord beheer van watersystemen is niet mogelijk zonder het oplossen van het probleem van de slechte chemische waterkwaliteit. Een ver doorgedreven zuivering van afvalwater via klassieke systemen zal daarbij steeds een belangrijke plaats blijven innemen.

De doelstellingen voor de zuivering van stedelijk afvalwater<sup>1</sup> zijn opgelegd door Europese richtlijn Stedelijk Afvalwater (91/271/EEG, ERSA) en vertaald in Vlarem II<sup>2</sup>. In 2004 werden de eisen in Vlarem II strenger. Eind 2006 zijn de doelstellingen van deze regelgevingen nog niet volledig gerealiseerd.

Intussen is de kaderrichtlijn Water (2000/60/EG, KRW) van kracht. Deze richtlijn zal naar verwachting bijkomende eisen opleggen aan de performantie van het stedelijk afvalwaterstelsel. De nieuwe visies betreffende integraal waterbeheer maken het daarbij mogelijk om af te stappen van de end-of-pipe benadering louter gericht op het beperken van emissies en om de maatregelen af te stemmen op een gebiedsgerichte watersysteemvisie, die alle deelsystemen van de waterketen op een integrale wijze benadert.

Met "verdergaande emissiereductie" worden zowel het verder gaan met de uitbouw van de collectieve zuiveringsinfrastructuur als de implementatie van verdergaande methoden en technieken ter verbetering van de zuiveringsresultaten bedoeld.

## Stand van zaken zuivering stedelijk afvalwater in het Vlaamse gewest

Sinds 1991 is de bouw van bovengemeentelijke collectoren (transport van afvalwater) en rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) in het Vlaamse gewest toevertrouwd aan Aquafin. Het verzame-

len van afvalwater is gemeentelijke bevoegdheid. In opdracht van het Vlaamse gewest heeft Aquafin in de periode 1990-2006 voor 2,14 miljard EUR zuiveringsinfrastructuur gebouwd en in bedrijf genomen. Het totale bovengemeentelijke patrimonium einde 2006 omvat 210 RWZI's, 905 pompstations en 4 053 km leidingen. Met de bestaande infrastructuur wordt een influent vuilvracht van omgerekend 3,98 miljoen inwoners-equivalenten (IE) gezuiverd<sup>3</sup>, 99% daarvan in overeenstemming met alle Europese normen, 91% ook in overeenstemming met alle Vlaamse normen, die vanaf 2004 geleidelijk strenger werden. In 2006 voldeden de zuiveringsinstallaties van Aquafin voor het eerst zowel aan de Europese stikstofconcentratienorm als aan het streefdoel van 75% stikstofverwijdering voor gans Vlaanderen. Parallel hiermee vertoont de fysisch-chemische oppervlaktewaterkwaliteit in de periode 1990-2005 een belangrijke daling van de vuilvrachten van huishoudelijke oorsprong (BZV<sup>4</sup>: -47%; TN<sup>5</sup> -38%). Huishoudelijk afvalwater is evenwel nog steeds de belangrijkste bron in de belasting van oppervlaktewater voor BZV, CZV<sup>6</sup> en TP [1]. Knelpunten met een directe impact op het watersysteem vormen de nog onvolledige uitbouw van de zuiveringsinfrastructuur (RWZI's en rioleringsystemen), de onvolledig biologische behande-

1 huishoudelijk afvalwater of mengsel van huishoudelijk en industrieel afvalwater, al dan niet gemengd met afloeiend hemelwater

2 titel II van het Vlaams reglement op de Milieuvergunningen, bevat o.a. de milieukwaliteitsnormen waarop de overheid haar vergunningenbeleid moet afstemmen, algemene en sectorale milieuvoorwaarden voor vergunnings- of meldingsplichtige bedrijven en milieuvoorwaarden voor niet ingedeelde inrichtingen en activiteiten

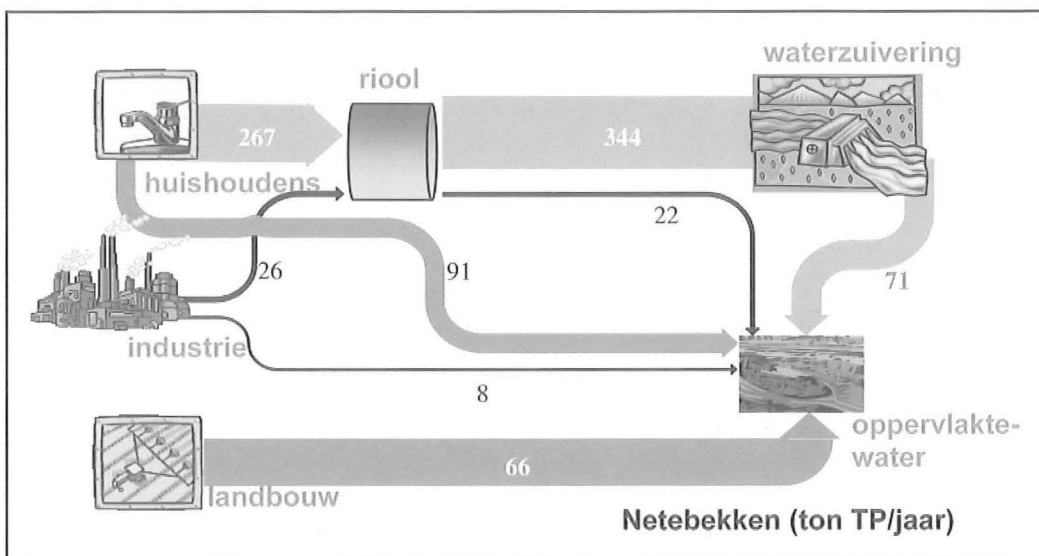
3 hiertoe behoren in theorie 3,86 miljoen Vlamingen, wat een theoretische zuiveringsgraad van 64,4% geeft

4 BZV biochemisch zuurstofverbruik

5 TN totale stikstof

6 CZV chemisch zuurstofverbruik

Figuur 1: Bijdrage van de drie grote doelgroepen aan de TP-belasting (totale fosfor, ton/jaar) op het oppervlaktewater in het Netebekken. Resultaat van grootschalige analyse gebaseerd op schattingen en meetgegevens.



ling van alle debiet op een aantal RWZI's tijdens regenweer, het verlies van vuilvracht onderweg naar de RWZI, en de verdunning van het afvalwater. Figuur 1 illustreert de impact van deze knelpunten voor de parameter TP in het Netebekken. Het oplossen en optimaliseren van de knelpunten is niet steeds evident, vaak duur en niet los te zien van maatregelen in het gemeentelijke stelsel.

### Lopende acties verdere emissiereductie

#### Afwerken collectieve zuivering

Om de doelstellingen van ERSA en de recent verstrengde Vlarem II te behalen is een verdere uitbouw van de collectieve zuiveringsinfrastructuur in de grote agglomeraties via de jaarlijkse optimalisatieprogramma's opgedragen aan Aquafin onontbeerlijk. Eind 2004 definieerde de minister van leefmilieu de projecten die prioritair zijn om aan ERSA te voldoen en werden acties gedefinieerd om deze projecten waar nodig te deblokkeren. Tevens werden de budgetten voor de verdere uitbouw en optimalisering van de zuiveringsinfrastructuur de voorbije jaren aanzienlijk verhoogd.

Ontwerpen van zoneringsplannen, opgemaakt in opdracht van de minister van leefmilieu, zullen in de loop van 2008 definitief vastleggen waar er in Vlaanderen nog riolering dient te komen en welke woningen hun afvalwater individueel dienen te zuiveren in IBA's (installaties voor de individuele behandeling van afvalwater). De scheiding van de gemeentelijke en bovengemeentelijke bevoegdheid voor de uitvoering van de collectieve zuivering zal eveneens vastgelegd worden.

Voor de collectieve sanering van kleine woonkernen in het buitengebied ontwikkelt Aquafin een aangepaste benadering met gescheiden riolering en een specifieke proceskeuze voor de zuivering met ruimte voor plantensystemen als nazuivering.

### Optimaliseren van de bestaande zuiveringsinfrastructuur en -processen

Dankzij voortdurende innovatie en procesverbeteringen kan Aquafin de impact van de bestaande zuiveringsinfrastructuur op het watersysteem op een kosteneffectieve wijze beperken [2]. De RWZI's zijn intussen waar mogelijk aangepast aan de biologische behandeling van het volledige afvalwaterdebiet door het inschakelen van de regenbezinktank als nabezinktank [3]. Een aantal maatregelen zijn gericht op het voldoen aan de verscherpte effluentnormen tegelijk met het verminderen van het energieverbruik. Hiertoe behoren het invoeren op de meeste RWZI's van intelligente sturingen gebaseerd op on-line metingen van nitraat, ammonium, fosfaat, zuurstof, turbiditeit, slibdekenhoogte, droge stof, pH en conductiviteit [4,5], het ontwikkelen van off-line tools voor operatoren om gebaseerd op eenvoudige meetgegevens de bedrijfsvoering van RWZI's te optimaliseren, het onderzoeken van de toepasbaarheid van zelfreinigende mechanische filtersystemen voor effluentpolishing (verdergaande zuivering) en het verder ontwikkelen en toepassen van membraanbioreactor (MBR) technologie [6]. Voor het Europese project Amedeus<sup>7</sup>, gericht op de optimalisatie van de Europese MBR technologie in kleinschalige en middelgrote huishoudelijke RWZI's, leverde Aquafin een belangrijke bijdrage aan een "white paper" over de mogelijkheden tot MBR-standaardisatie [7]. Om een versnelde toepassing van MBR's te bekomen dienen immers de kosten te dalen en het vertrouwen in de technologie toe te nemen. Standardisatie kan hiertoe bijdragen.

<sup>7</sup> [www.mbr-network.eu](http://www.mbr-network.eu)

## Aanpakken verdunning

Gemiddeld over één jaar bestaat elke liter water die via een gemengd rioolstelsel toekomt op een RWZI voor één derde uit afvalwater, één derde uit regenwater en één derde uit parasitair (of rioolvreemd) water. Verdunning heeft een negatief effect op het zuiveringsrendement van RWZI's, doordat er meer restvuilvracht in het oppervlaktewater terecht komt. Daarnaast veroorzaakt het tijdens regenweer een verlies van vuilvracht via werkende overstorten (zie ook Figuur 1).

Regenwater is afkomstig van verharde oppervlakken aangesloten op gemengde riolen, ca. 35% van wegenis en ca. 65% van woningen. Een deel is afkomstig van omgekeerd werkende overstorten langs door regen gestegen waterlopen. Concrete acties voor het aanpakken van regenwater zijn gericht op het afkoppelen verharde oppervlakken waar mogelijk. Een groot aantal afkoppelingsprojecten zijn gedefinieerd op het optimalisatieprogramma. Een volledig gescheiden riolering wordt aangelegd waar mogelijk. In de wijk Geel-Mosselgoren werd zo de eerste kleinschalige waterzuivering in Vlaanderen gebouwd (rietveld installatie voor 450 inwoners), waarop woningen met voorheen gemengde afvoer volledig gescheiden zijn aangesloten. De scheiding tot op perceelsniveau (open bebouwing) kon hier gerealiseerd worden aan een gemiddelde kost van 1 500 EUR. Het regenwater wordt afgevoerd via aanwezige gedeeltelijk ingebuisde grachten.

De oorsprong van parasitair water is minder duidelijk. Een deel is grondwater (infiltratie via lekkende riolen, aangesloten drainages), een deel is oppervlaktewater (permanente bronnen zoals sloten, grachten en beken). De aanpak van parasitair water vereist voorafgaand onderzoek om hoeveelheid en oorsprong van het parasitair water te bepalen. Aquafin ontwikkelde hiervoor de FLEATRAP software die per zuiveringsgebied op eenvoudige wijze een indicatie kan geven over

de hoeveelheid parasitair water in het influent van een RWZI [8]. Toegepast voor het Vlaamse gewest blijkt dat gemiddeld de helft van het droogweerdebiet dat toekomt op een zuiveringsinstallatie bestaat uit parasitair water (Figuur 2). Momenteel loopt er verder onderzoek om uitgaande van een analyse van de grondwaterstanden en de diepteligging van de leidingen de potentiële component aan grondwaterinfiltratie te bepalen. Daarnaast is er behoefte aan een methode om de hoeveelheid en plaats in het rioolstelsel van belangrijke contributies aan parasitair water meer in detail te bepalen. Een eerste ruwe screening onderzocht de bruikbaarheid en het potentieel van het gebruik van zuurstof-18 isotoop [9].

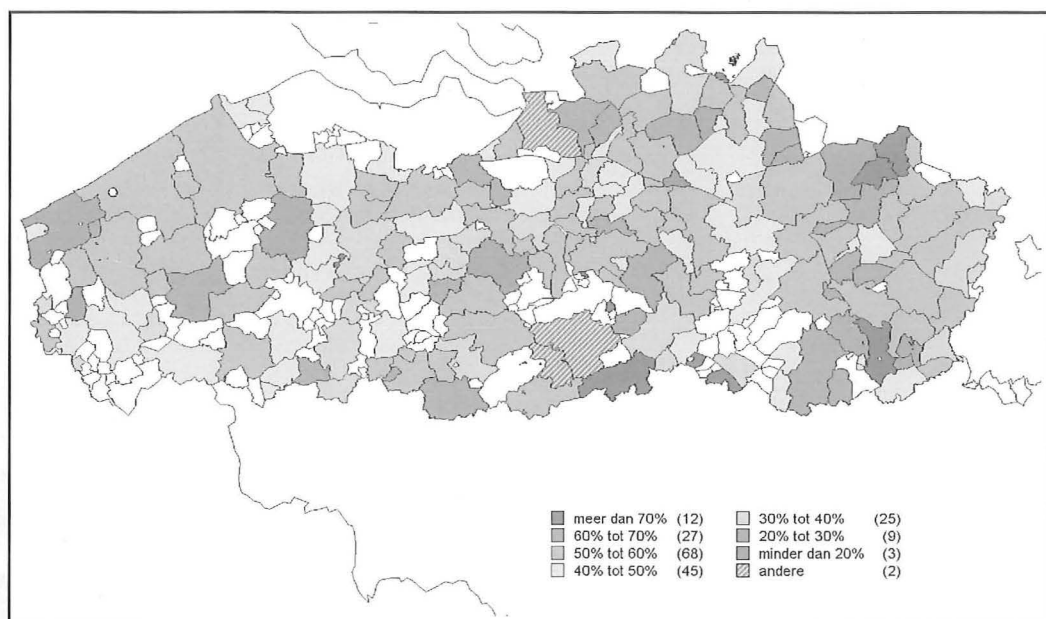
## Saneren overstorten

De moeilijkheden die gepaard gaan met het opsporen en afkoppelen van rioolvreemd water maken dat de sanering van ongezuiverde lozingen via overstorten ter hoogte van de overstort als tijdelijk alternatief dient overwogen te worden. Hiertoe behoren de verbeterde overstorten en het bijbouwen van berging aan kritische overstorten. Een nieuwe ontwikkeling is het toepassen van zogenaamde groene randvoorzieningen, zoals het concept met drijvende plantenmatten gerealiseerd aan een overstort te Bornem (Figuur 3) [10]. Het beperken van de impact via integrale modellering en Real Time Control (RTC) zijn nieuwe evoluties die nog volop onderzocht worden (zie verder).

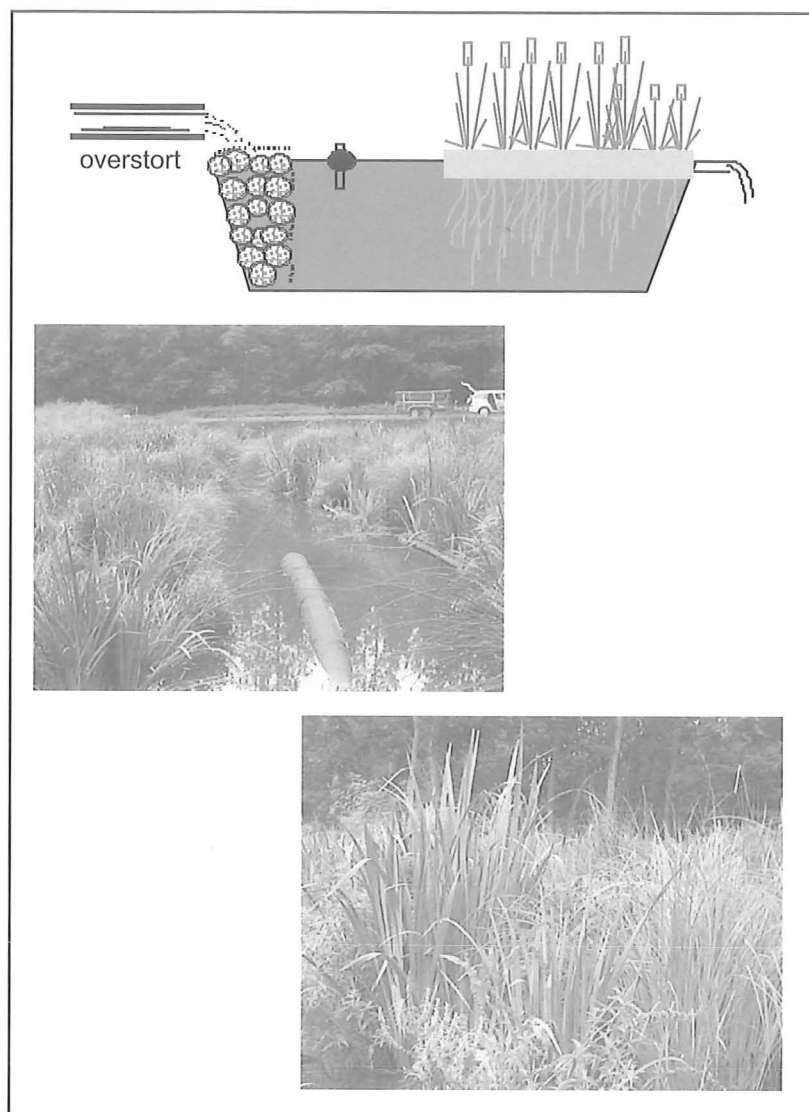
## Uitdagingen en verder onderzoek

De uitdagingen van de collectieve waterzuivering voor het verder verminderen van de emissies op het watersysteem situeren zich op verschillende vlakken.

Figuur 2: Verdunningskaart Vlaamse gewest [5]. Voorkomen van parasitair water in het rioleringsstelsel (% t.o.v. droogweerafvoer).



Figuur 3: Groene randvoorziening met drijvende plantenmatten aan een overstort in Branst (gemeente Bornem).



### In stand houden patrimonium

Het efficiënt beheren en in stand houden van het bovengemeentelijke patrimonium, maar ook van de gemeentelijke infrastructuur, is vooral wat betreft de ondergrondse rioleringen een uitdaging. Aquafin ontwikkelde hiervoor management tools voor respectievelijk een structurele analyse van het rioolstelsel (RioPlan), respectievelijk een kostenefficiënte planning van inspectie, onderhoud, renovatie en vernieuwing (Hades) [11]. Meer inzicht in verouderingsprocessen, zowel in de bovengemeentelijke collectoren als in de gemeentelijke riolen, moet verouderingsmodellen opleveren om de veroudering van riolen preventief aan te pakken [12].

### Integrale modellering

Integrale modellen (koppeling van riool-, RWZI- en oppervlaktewatermodellen) op bekken of deelbekken niveau laten toe de impact van vuiluitworp via RWZI's en overstorten op het watersysteem op een geïntegreerde wijze te begroten en het beste scenario aan mogelijke maatregelen

aan te duiden. De bestaande concepten en technologieën bevinden zich nog in een onderzoeksstadium of kunnen niet toegepast worden door een gebrek aan gegevens of het niet compatibel zijn van de deelmodellen. Initiatieven in functie van verder onderzoek zijn de uitbouw van een meetnet op overstorten en enkele andere cruciale punten in het rioleringsstelsel, de ontwikkeling van operationele rioolmodellering en het onderzoek van de haalbaarheid van kwaliteitsmodellering in de riolen. Vooral de uitstoot via overstorten is hierin nog een vrij onbekende factor waar men op termijn meer vat wil op hebben. Het Europese project Open MI-Life<sup>8</sup> heeft tot doel om in een Europees onderzoeksconsortium de koppeling te demonstreren van bestaande simulatiesoftwarepakketten, zoals bijvoorbeeld de koppeling van de simulatie van de werking van riooloversorten aan de simulatie van het ontvangende oppervlaktewater.

In het kader van het Europees project CD4WC (Cost-effective Development of urban wastewater systems for Water framework directive Compliance)<sup>9</sup> werd een stapsgewijze procedure ontwikkeld om een bestaand afvalwaterstelsel m.b.v. integrale modellering op basis van immissiegestuurde criteria te optimaliseren om te voldoen aan de KRW. De bruikbaarheid voor de Vlaamse situatie van de methodologie wordt momenteel getoetst op deelzuiveringsgebied te Kessel-Lo.

Integrale modellering opent de weg naar RTC (Real Time Control), met een intelligente sturing in real time het transport van het afvalwater in het afvalwaterstelsel controleren en optimaliseren om ongewenste vuilvrachtverliezen naar het watersysteem zoveel mogelijk te beperken [13,14].

### Hergebruik van effluent RWZI

Hergebruik van gezuiverd water wordt meer en meer beschouwd als een duurzaam alternatief voor het vermijden van restlozing via effluent van RWZI's (zie ook Figuur 1) en als alternatieve zoetwaterbron voor "tweede kwaliteit" water, wat kringloopsluiting en rationeel watergebruik beheersbaar maken [15]. In het kader van het Europees project Aquarec<sup>10</sup> schreef Aquafin mee aan een manual met alle bestaande kennis omtrent hergebruiktoepassingen gebaseerd op bewezen toepassingen in de praktijk, momenteel de referentie voor het toepasbaar maken van hergebruik van gezuiverd huishoudelijk afvalwater [16]. Via het Europees project Reclaim Water<sup>11</sup> loopt verder onderzoek naar de specifieke problematiek van het hergebruik van effluent via bodempassage en van de concentraatstromen die ontstaan bij het gebruik van omgekeerde osmose. In Vlaanderen is het hergebruik van effluent in eerste instantie relevant voor de industrie (geschat verbruik 480 miljoen m<sup>3</sup> grondwater en 490 miljoen m<sup>3</sup> oppervlaktewater) [17]. Ca. 800 miljoen

8 [www.openmi-life.org](http://www.openmi-life.org)

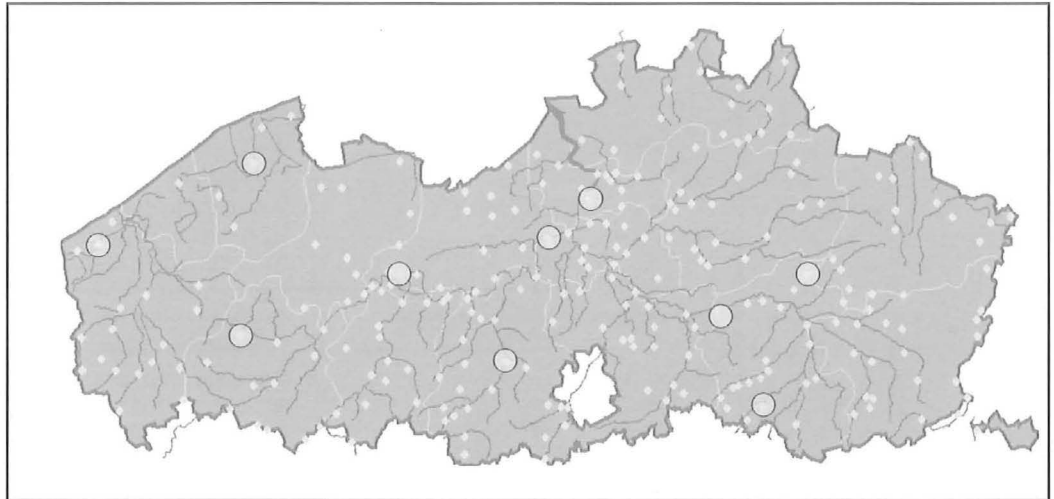
9 [www.cd4wc.org](http://www.cd4wc.org)

10 [www.aquarec.org](http://www.aquarec.org)

11 [www.reclaim-water.org](http://www.reclaim-water.org)



Figuur 4: Rioolwaterzuiveringsinstallaties (kleine bollen) en gerealiseerde hergebruikprojecten met gezuiverd afvalwater (grote bollen) in het Vlaamse gewest.



m<sup>3</sup> effluent afkomstig van 210 RWZI's verspreid over Vlaanderen is beschikbaar als proceswater van lage kwaliteit (Figuur 4). Effluent kan ook gebruikt worden voor het voeden van natuurlijke systemen die een geleidelijke overgang tussen het lozingspunt en het ontvangende oppervlaktewater creëren [18]. De biologische waarde van dergelijke systemen wordt nog onderzocht, maar zij dragen wel bij tot het verhogen van de belevingswaarde van de omgeving.

Dankzij de opgebouwde knowhow rond hergebruik van water verkoos IWA (International Water Association) Aquafin voor de organisatie van het tweejaarlijkse internationale congres over terugwinning en hergebruik, dat in oktober 2007 zal plaatsvinden in Antwerpen<sup>12</sup>.

### Rol van planten in de waterzuivering

Aangelegde rietvelden en andere plantensystemen zijn al toegepast als goedkope en duurzame alternatieven voor secundaire of tertiaire zuivering in kleine woonkernen, om de impact van overstorten en effluënten van RWZI's naar de waterloop te verminderen of voor zogenaamde ecologische redenen [19]. In al deze systemen is de fundamentele rol van de planten zelf in het verwijderen van nutriënten, zware metalen en pathogenen nog steeds onduidelijk. Talrijke geïntegreerde studies van plantensystemen zijn reeds uitgevoerd en nog nodig om hun efficiëntie en hun mogelijk extra rol binnen het waterkwaliteitsbeheer te optimaliseren.

### Problematiek micropolluenten

De aanpak van prioritair en prioritair gevaarlijke stoffen uit de KRW is in eerste instantie gericht op de industrie via het invoeren van productnormen en een regulering van het productgebruik. Huishoudelijk afvalwater bevat evenwel een reeks milieugevaarlijke stoffen die niet genormeerd zijn/worden, waarvan een aantal met hormoonverstorende werking (oestrogenen, antibiotica, verzorging- en schoonheidsproducten, was- en schoonmaakmiddelen) [20,21]. Onderzoek naar aanwezigheid van deze stoffen met

mogelijke impact op mens en milieu in influent en effluent, kwantitatieve risico-bepaling en het evalueren van technieken voor verdere verwijdering is dan ook meer dan nodig (Tabel 1). Deze aspecten worden ook bestudeerd in het Europees project Neptune<sup>13</sup>. Dit project focust op technologische oplossingen om tegemoet te komen aan toekomstige normen door upgradage van bestaande infrastructuur en innovatieve/nieuwe technieken voor duurzame afvalwaterzuivering.

### Besluit

Samenvattend kan gesteld worden dat de aanpak van de lozingen van stedelijk afvalwater in de voorbije vijftien jaar duidelijk bijgedragen heeft aan de verbetering van de chemische oppervlaktewaterkwaliteit. Initiatieven zijn nodig voor het verder aansluiten van vuilvracht, het verder verbeteren van de effluentkwaliteit, het realiseren van afkoppelingen, het reduceren van overstorten. Indirecte uitdagingen op middellange en lange termijn situeren zich op het vlak van het beheer van het patrimonium, het toepassen van integrale modellering en RTC, het promoten van hergebruik van effluent, het bestuderen van de rol van planten in de zuivering en het onderzoeken van niet genormeerde micropolluenten in huishoudelijk afvalwater.

### Referenties

- [1] Van Steirtegem M. (2006), Milieurapport Vlaanderen MIRA-T 2006 Focusrapport, LannooCampus, Leuven.
- [2] Ghermandi A., Bixio D., Thoeve C. en De Guedre G. (2005), Technical-economical evaluation of the operation of oxidation ditches, *Water Science & Technology*, 52(12), 133-139.

<sup>12</sup> [www.wrrs2007.org](http://www.wrrs2007.org)

<sup>13</sup> [www.eu-neptune.org](http://www.eu-neptune.org)

Tabel 1. Milieugevaarlijke stoffen die niet voorkomen op de lijst van de prioritaire stoffen van de kaderrichtlijn Water en waarvan Aquafin het al dan niet voorkomen in gezuiverd stedelijk afvalwater onderzoekt.

<b>Antibiotica</b>	Sulfamethoxazole Clarythromycin Erythromycin Florfenicol Roxithromycin Sulfadoxin Sulfamerazin Sulfamethazin Sulfamethoxin	Sulfasalazin Sulfisoxazole Tiamulin Trimethoprim Lincomycin N-Ac-SMX Metronidazole Josamycin
<b>Medicijnen tegen epilepsie</b>	Carbamazepine	Primidone
<b>Pijnstillers</b>	Ibuprofen Naproxen Fenoprofen	Indometacine Paracetamol
<b>Medicijnen tegen reuma / ontstekingsremmer</b>	Diclofenac	
<b>Cholesterolverlagers</b>	Bezafibrate Gemfibrozil	Clofibrac acid
<b>Gejodeerde contrast media</b>	Iopamidol Diatrizoate Iomeprol	Iopromide Iohexol
<b>Natuurlijke/synthetische oestrogenen</b>	Estron Estradiol	Ethenylestradiol
<b>Corrosieremmer</b>		Benzotriazole
<b>Weekmaker</b>		Bisfenol A

[3] Bixio D., Thoeve C. en De Gueldre D. (2004), Biological solution to storm water?, *Water Science & Technology*, 50(7), 171-177.

[4] Devisscher M., Ciacci G., Fé L., Benedetti L., Bixio D., Thoeve C., De Gueldre G., Marsili-Libelli S. en Vanrolleghem P.A. (2005), Estimating costs and benefits of advanced control for wastewater treatment plants – the MAgIC methodology, *Water Science & Technology*, 54 (4/5), 215-223.

[5] Devisscher M., Thoeve C., De Gueldre G. en Van De Steene B. (2006), Toxicity evaluation, In: *Wastewater quality monitoring and treatment*, Eds. P. Quevauviller, O. Thomas en A. van der Beken, John Wiley & Sons LTD, 203-218.

[6] De Wilde W., Thoeve, C. en De Gueldre G. (2005), MBR Schilde: anderhalf jaar onderzoek en operationele ervaring, *H2O*, 8, 29-32.

[7] De Wilde W., Richard M., Lesjean B. en Tazi-Pain A. (2007), Towards standardisation of MBR technology ? White Paper analysing market expectations and technical potential for membrane bioreactor standardisation in Europe, ISBN 978-3-9811684-1-9.

[8] Dirckx G., Bixio D., Thoeve C. en De Gueldre G. (2005), FLEATRAP, een module ter voorspel-

ling van parasitair water, *Rioleringswetenschap*, jaargang 5, nr. 19.

[9] Dirckx G., Muyldermans P., Thoeve C. en De Gueldre G. (2006), Verdunning van het afvalwater opgespoord met zuurstofisotopen, *Water*, mei-juni 2006.

[10] Van Acker J., Buts L., Thoeve C. en De Gueldre G. (2005), Treatment of CSO water using floating plant beds, Proc. 10th international conference on urban drainage (ICUD), Kopenhagen/Denemarken.

[11] De Gueldre G., Boonen I., Thoeve C., Van den Broeck W. en Van De Steene B. (2006), Strategic management of sewerage systems in Flanders, Belgium, Proc. 5th International Water Association (IWA) World Water Congress, Beijing, Cina.

[12] Eliseo V.A. Jr., Bauwens W., Pessemier M., Thoeve C. en De Gueldre G. (2007) Sewer pipe deterioration modelling in Hydroplan, Proc. Leading edge strategic asset management (LESAM) 2007, Lissabon, Portugal.

[13] Schütze M., Haas U., Scheer M. en Schilling W. (2005), New guidelines for planning of real time control for urban drainage systems, Proc.

10th international conference on urban drainage (ICUD), Kopenhagen/Denemarken.

[14] Dirckx D., Thoeye C., De Gueldre G. en Van De Steene B. (2007), PASST, een RTC strategie voor Vlaanderen?, Rioleringswetenschap, jg. 7(25).

[15] Thoeye C., Van Eyck K., Bixio, D., Weemaes M. en De Gueldre G. (2003), Methods used for health risk assessment, In: Health risks in aquifer recharge using reclaimed water, State of the art report World Health Organisation, Report SDE/WSH/03.08, 123-152.

[16] Bixio D. en Wintgens T. (2006) Water reuse system management manual, Aquarec, Project Report, Luxemburg, Office for Official Publications of the European Communities, ISBN 92-79-01934-1.

[17] C. Thoeye, T. Wintgens, E. Van Houtte, D. Bixio, G. De Gueldre, B. Van De Steene (2007) Wastewater Reclamation and Reuse in Flanders, Belgium. In: " Wastewater Management in Regions under Water Scarcity". Eds. Angelakis, A. N., Salgot, M., Brissaud, F., and Oron; G. Springer, Berlin, Germany, in publication.

[18] Ghermandi A., Bixio D. en Thoeye C. (2007), The role of constructed wetlands in municipal wastewater reclamation and reuse, Sci Total Environ; 380, 247-258.

[19] Ghermandi A., Bixio D., Traverso P., Cersosimo I. en Thoeye C. (2007), The removal of pathogens in surface-flow constructed wetlands and its implications for water reuse, Water Science & Technology, 54(3), 207-216.

[20] Ternes T. and Joss A. (2006), Human pharmaceuticals, hormones and fragrances; the challenge of micropollutants in urban water management, IWA Publishing.

[21] de Jong P., Kramer J.F., Slotema W.F. en Third K.A. (2005), Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW, Stowa-rapport, nr. 2005-28, Stowa Utrecht, ISBN 90-5773-316-1.

*G. De Gueldre*  
*Afdelingshoofd Onderzoek en*  
*Productontwikkeling*  
*Aquafin NV*  
*Dijkstraat 8*  
*2630 Aartselaar*  
*tel. 03/4504921*  
*fax 03/4504444*  
*e-mail : greet.degueldre@aquafin.be*

*C. Thoeye*  
*Coördinator Onderzoek en Productontwikkeling*  
*Aquafin NV*  
*Dijkstraat 8*  
*2630 Aartselaar*  
*tel. 03/4504072*  
*fax 03/4504444*  
*e-mail : chris.thoeye@aquafin.be*

*B. Van De Steene*  
*Commercieel Directeur*  
*Aquafin NV*  
*Dijkstraat 8*  
*2630 Aartselaar*  
*tel. 03/4504521*  
*fax 03/4504444*  
*e-mail : boudewijn.vandesteene@aquafin.be*

# Bepaling van de verspreiding en de retentie van fosfor in het oppervlaktewater en de waterbodem met behulp van passieve monsterneming

<sup>1</sup> Vlaamse Instelling voor  
Technologisch Onderzoek,  
Land en Water Management

<sup>2</sup> Vlaamse Instelling voor  
Technologisch Onderzoek,  
Milieumetingen

Rivieren zijn als laaggelegen linten in het landschap verzamelplaatsen en transportbanen voor verontreinigingen. Op die manier accumuleren o.a. nutriënten (vnl. fosfor en stikstof) in het aquatische milieu waardoor eutrofiëring optreedt. Om hiertegen doeltreffende en efficiënte maatregelen op te stellen, is wetenschappelijk onderbouwde kennis en inzicht nodig over het transport en de biologische beschikbaarheid van nutriënten in waterlopen. Daartoe heeft de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO) de toepassing van passieve monsterneming voor de bepaling verspreiding en retentie van fosforspecies in oppervlaktewater en riviersedimenten onderzocht. Er werd gebruik gemaakt van de DGT-methode (Diffusive Gradient in Thin films) voor passieve monsterneming. In tegenstelling tot conventionele analyse van schepstalen maakt de DGT-techniek tijdsgeïntegreerde in situ concentratiebepaling mogelijk en wordt de direct biologisch beschikbare fosforfractie in de waterloop gemeten.

In dit artikel worden de methodiek en de resultaten van veldmetingen in het Netebekken besproken. Daaruit blijkt dat de DGT-techniek belangrijke voordelen biedt (tijdsgeïntegreerd, in situ, lage concentraties, biobeschikbare fractie) voor de monitoring van fosfor en dat labiele fosfor fracties in de riviersedimenten geaccumuleerd zijn waardoor nalevering vanuit de waterbodem mogelijk verdere eutrofiëring van de rivier kan veroorzaken.

## Inleiding

Bij overmatige aanwezigheid van nutriënten (vnl. stikstof en fosfor) in de rivieren kan eutrofiëring optreden, waarbij algen en watervegetatie zich explosief ontwikkelen met negatieve gevolgen voor de waterkwaliteit, de leefbaarheid van de waterloop voor hogere organismen zoals vissen en de afvoercapaciteit van de rivier (Nijboer & Verdonchot, 2004; Anoniem, 2006). De fosforconcentraties in de rivieren zijn voornamelijk afkomstig van lozing van (huishoudelijk) afvalwater, de zogenaamde puntbronnen, en oppervlaktige afspoeling (runoff) of diffuse bronnen. Eens aanwezig in de waterloop, worden de beschikbaarheid en de stroomafwaarts export van fosfor in belangrijke mate bepaald door de rivierprocessen zoals biologische assimilatie, sorptie of desorptie aan sedimentpartikels en neerslagreacties (House, 2003). Verder worden gedurende korte periodes van verhoogd debiet grote vrachten fosfor en stikstof door de rivier getransporteerd.

Om hiertegen doeltreffende en efficiënte maatregelen op te stellen, is wetenschappelijk onderbouwde kennis en inzicht nodig over het transport en de biologische beschikbaarheid van nutriënten in waterlopen. Er is dan ook wereldwijd veel interesse voor het gedrag van fosfor in het aquatische milieu en de impact daarvan op eutrofiëring (Pitois, Jackson & Wood, 2000).

In het kader van bovenstaande problematiek heeft de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO) de toepassing van DGT (Diffusive Gradient in Thin films) passieve monsterneming voor de bepaling verspreiding en retentie van fosforspecies in oppervlaktewater en riviersedimenten onderzocht. In tegenstelling tot conventionele analyse van schepstalen maakt de DGT techniek tijdsgeïntegreerde concentratiebepaling

mogelijk en wordt de direct biologisch beschikbare fosforfractie in de waterloop gemeten (Zhang et al., 1998). In onderstaand artikel belichten we de methodiek en de resultaten van de in situ toepassing van de DGT techniek. De veldmetingen werden uitgevoerd in de rivier Aa (Netebekken). Het studiegebied is gelegen op ongeveer 5 km stroomopwaarts van Grobbendonk, waar de Aa samenvloeit met de Kleine Nete.

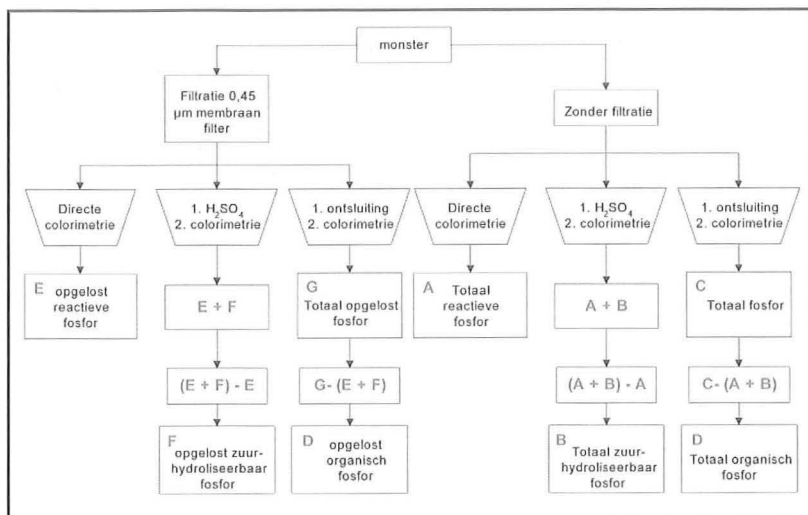
## Fosfor in het oppervlaktewater

### Methodes voor de bepaling van verschillende fosfor species in water

Fosfor komt in de diverse watermonsters meestal voor onder de vorm van fosfaten. Deze worden ingedeeld in ortho-fosfaten, gecondenseerde fosfaten en de organisch gebonden fosfaten. De verschillende vormen hebben een diverse oorsprong. Ortho-fosfaat is de geoxideerde toestand van fosfor en is de meest voorkomende vorm die beschikbaar is voor biologische processen. Organische fosfaten zijn afkomstig van de afbraak van organisch materiaal of worden afgescheiden als metabooliet. Gecondenseerde fosfaten, zoals tripolyfosfaten, die verwerkt worden in detergents, zijn terug te vinden in huishoudelijk en industrieel afvalwater. Organisch gecondenseerde fosfaten worden meestal aangemaakt door planten en dieren (bv. ATP, ADP). Gecondenseerde fosfaten worden in natuurlijke waters zeer traag omgezet naar ortho-fosfaten.

De analyse van water is complex door het feit dat fosfor zowel in de vorm van organische als anorganische species kan voorkomen, die op hun beurt aanwezig kunnen zijn onder opgeloste, colloïdale of partikel vorm (Worsfold et al., 2005). De opdeling van fosfor in zijn verschillende vormen

Figuur 1 : Operationeel gedefinieerde aquatische fosfor fracties



(fractionatie) wordt analytisch (operationeel) bepaald (Figuur 1). Filtratie door een 0.45 µm membraan filter onderscheidt de opgeloste en de gesuspenderde vorm van fosfor. De meeste manuele en geautomatiseerde methoden voor de bepaling van fosfor zijn gebaseerd op de reactie van fosfaat met het molybdaat reagens in zuur milieu tot fosfor-molybdeenzuur, dat vervolgens gereduceerd wordt tot een intens blauwe gekleurde component die spectrofotometrisch bepaald wordt.

Fosfaten die rechtstreeks colorimetrisch worden bepaald zonder voorafgaandelijk hydrolyse of destructie, worden gedefinieerd als *reactief fosfor of molybdaat reactief fosfor*. Grotendeels is dit een maat voor het aanwezige ortho-fosfaat, niettegenstaande wordt een kleine fractie van de gecondenseerde fosfaten gehydrolyseerd tijdens deze procedure. Reactief fosfor komt zowel voor in de opgeloste als de gesuspenderde fractie. Zure hydrolyse bij kooktemperatuur zet opgelost en gesuspenderd gecondenseerde fosfaten om tot opgeloste ortho-fosfaten. Tijdens deze hydrolyse wordt onvermijdelijk een kleine hoeveelheid fosfaten afkomstig van organische componenten vrijgesteld. Bijgevolg wordt voor deze fractie de term *zuur-hydrolyseerbare fosfor* verkozen boven de term gecondenseerde fosfaten.

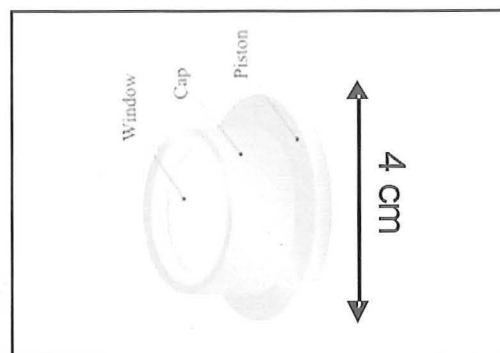
De fosfaat fractie die wordt omgezet tot ortho-fosfaten door oxidatieve destructie van het aanwezige organische materiaal, wordt beschouwd als *organische of organisch gebonden fosfor*. De nodige oxidatiesterkte voor deze omzetting is afhankelijk van de vorm en de hoeveelheid van de aanwezige organische fosfor. Zoals bij de reactieve en zuur-hydrolyseerbare fosfor, komt de organische fosfor zowel in de opgeloste als de gesuspenderde vorm voor.

De *totale fosfor*, zowel voor de opgeloste als de gesuspenderde fosfor fractie, kan dus analytisch opgedeeld worden in 3 chemische types: reactieve, zuur-hydrolyseerbare en organische fosfor. Een schematische weergave van de verschillende analytische stappen voor de bepaling van de diverse fosfor fracties is weergegeven in Figuur 1.

Naast de spectrofotometrische methoden kan de bepaling van het gehalte aan totaal fosfor ook rechtstreeks uitgevoerd worden door middel van inductief gekoppeld plasma atoom emissie spectrometrie (ICP-AES). Eerder uitgevoerd onderzoek in het laboratorium heeft aangetoond dat voor de bepaling van totaal fosfor met ICP-AES op (zuiver) water een oxidatieve destructie niet vereist is voor het kwantitatief vrijzetten van de diverse fosforverbindingen in de oplossing.

Om een goede weergave te bekomen van de werkelijk verdeling van fosfor over de verschillende fracties, dient fosfor bij voorkeur in situ gefixeerd te worden omdat fosfor omgezet kan worden van de ene naar de andere vorm tijdens de conservering van stalen. De techniek van Diffusive gradient in thin films (DGT) is geschikt voor dergelijke in situ meting van reactieve fosfor species (Zhang *et al.*, 1998). Wanneer de DGT in de rivier opgesteld is, zal fosfor continu diffunderen vanuit het water doorheen de diffusie laag aan het oppervlak van de DGT en binnenin accumuleren op een met ijzeroxide geïmpregneerde hars (Figuur 2). De ionen moeten diffunderen door de filter en de diffusie laag om de harslaag te bereiken zodat enkel de labiele (d.w.z. biobeschikbare) fosforfractie bemonsterd wordt. Het is de vorming van een constante concentratiegradiënt in de diffuse laag die de basis vormt voor de kwantitatieve meting van fosforconcentraties in de waterkolom. De DGT meet de gemiddelde flux van de waterkolom naar het hars. Onder voorwaarde dat de flux in het bulkwater groter is dan de maximumflux van het bulkwater naar de hars, kan op basis van de fosforconcentratie in het DGT-eluens de fosforconcentratie in het bulkwater bepaald worden (Zhang *et al.*, 2003). Op die manier wordt een tijdsgemiddelde concentratie bepaald gedurende de in situ meting. Afhankelijk van de concentratie in de rivier kan de DGT eenheid voor een periode van 1 uur tot 50 dagen ingezet worden. Bij voldoende lange accumulatie tijden kunnen met deze techniek eveneens zeer lage concentraties worden bepaald.

Figuur 2 : DGT voor oppervlaktewater



### Veldtoepassing: Meting van fosfor in het water van de Aa

In het kader van dit onderzoek werden de volgende 3 methoden toegepast bij veldmetingen in de rivier Aa om de belangrijkste fosfor fracties in het oppervlaktewater te karakteriseren:

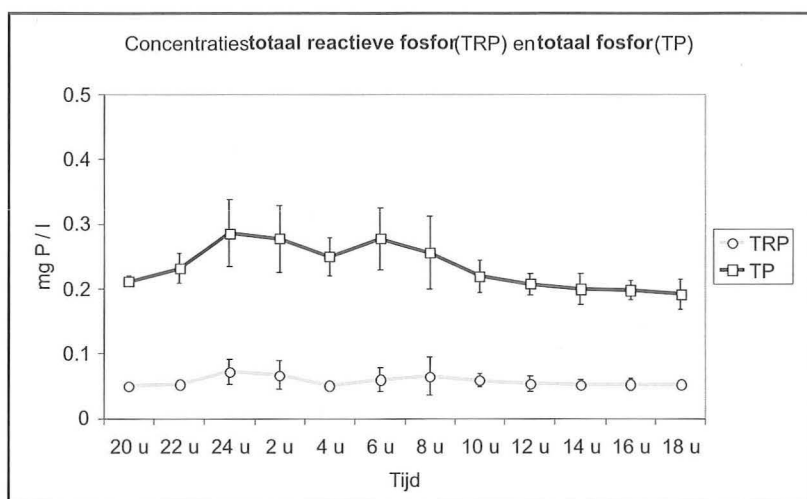
Figuur 3 : Detail van de Aa met de opstelling voor het bemonsteren van het oppervlaktewater.



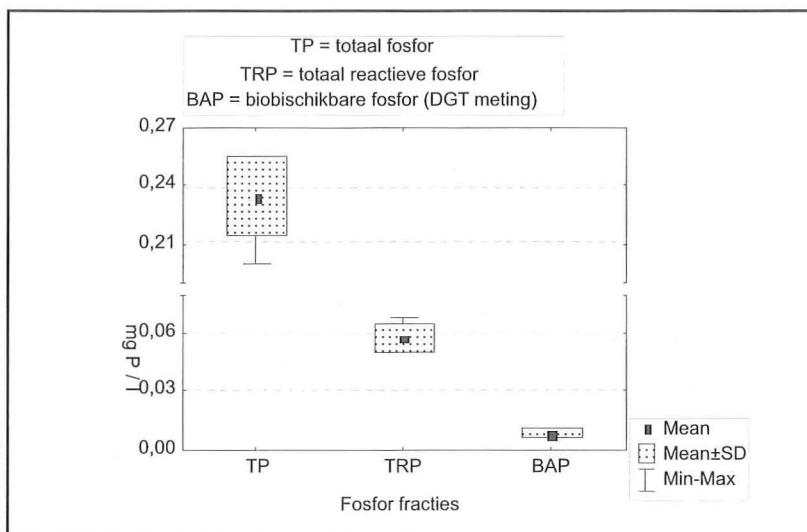
- DGT samplers voor de bepaling van de **biobeschikbare fosfor** in de rivier.
- Colorimetrische bepaling van de **totaal reactieve fosfor** in een waterstaal.
- Bepaling van het **totaal fosfor** gehalte in een waterstaal met ICP-AES.

Voor de bepaling van de totaal fosfor en totaal reactieve fosfor fracties werden op vijf locaties in de Aa tijdsproportionele waterstalen genomen met automatisch bemonsteringstoestellen (Figuur 3). Iedere 15 minuten werd 200 ml water uit de rivier

Figuur 4 : Dagcyclus van de gemiddelde fosforconcentraties in het oppervlaktewater van de Aa. De foutulaggen geven de standaard deviatie aan.



Figuur 5 : Box plot van de fosforconcentraties in het oppervlaktewater van de Aa.



vier opgepompt en over een periode van 2 uur werden de watervolumes (8x) samen gecollecteerd tot een mengstaal. Voor de bepaling van de biobeschikbare fosfor fractie is gebruik gemaakt van DGT samplers voor oppervlaktewater, die gedurende 36 uur in de rivier opgesteld werden. De samplers werden op dezelfde vijf locaties in de Aa onderaan drijvende vloten bevestigd zodat ze continu ondergedompeld bleven.

In Figuur 4 is te zien dat tijdens deze veldmetingen (april 2005) de fosforconcentraties in het water weinig fluctueerden in de tijd en de verschillende fosfor fracties eenzelfde patroon vertoonden. Alle gemeten concentraties vielen binnen de range van de VMM metingen in 2005 op deze locatie (totaal fosfor 0,1–2,8 mg P/l en orthofosfaat 0,04–0,21 mg P/l). Bij vergelijking van de verschillende fosfor fracties (Figuur 5) kan vastgesteld worden dat de fracties zich in verschillende concentratieniveaus situeren. Totaal fosfor heeft de hoogste concentratie omdat deze fractie de maximale potentieel beschikbare hoeveelheid fosfor (alle species) in het water aangeeft. De concentratie totaal reactieve fosfor is aanzienlijk lager omdat deze fractie enkel de gemakkelijk beschikbare fosfor (opgelost en gesuspendeerd ortho-fosfaat) omvat. De biobeschikbare fractie, tenslotte, bevat slechts het opgeloste ortho-fosfaat, de vorm die direct opneembaar is door organismen. Bij Figuur 5 moet echter opgemerkt worden dat TRP waarden kleiner dan de bepalingsgrens gelijkgesteld zijn aan de bepalingsgrens van de toegepaste analysemethode (in dit geval 0,05 mg P/l). Indien de waarden kleiner dan de bepalingsgrens gelijkgesteld worden aan nul, dan bedraagt de gemiddelde TRP concentratie 0,04 mg P/l. De gemiddelde BAP concentratie daarentegen bedraagt slechts 0,008 mg P/l. Om de BAP fractie te kwantificeren, is het dus belangrijk zeer lage concentraties te kunnen meten. Door gebruik te maken van de DGT techniek kan de bepalingsgrens van de analysemethode met een factor 10 tot 100 (afhankelijk van de accumulatie-tijd) verlaagd worden (Zhang *et al.*, 1998).

## Fosfor in de waterbodem

### Bepaling van de verschillende fosfor species in waterbodem

Om het risico op (verdere) eutrofiëring van de waterloop te evalueren is het noodzakelijk om, naast de kennis van het totaal gehalte aan fosfor in de waterbodem, ook te weten onder welke vorm

fosfor in de sediment fases aanwezig is. De vorm of speciatie heeft immers een belangrijke invloed op de potentiële vrijstelling van fosfor vanuit het sediment naar de waterkolom (Bostan *et al.*, 2000; Nijboer & Verdonschot, 2004). Om dit te bepalen neemt men sedimentmonsters en vervolgens worden de stalen geanalyseerd volgens een chemische fractionatie methode, waarbij men op basis van verschillende extractie reagentia de verschillende fosfor fracties kan onderscheiden. In dit onderzoek werd gebruik gemaakt van het SMT protocol, de op Europees niveau geharmoniseerde extractie procedure voor de fractionatie van fosfor in sedimenten. Het SMT protocol onderscheidt volgende 5 fracties.

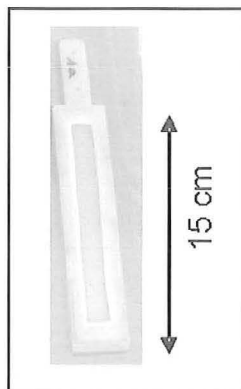
- Niet apatiet anorganische fosfor of NaOH-P : bestaat uit de fractie die geassocieerd wordt met oxides en hydroxides van Fe, Al en Mn en de labiele fosfor.
- Apatiet fosfor of HCl-P: calcium gebonden fosfor.
- Anorganische fosfor: bestaat uit labiele fosfor, ijzer gebonden en calcium gebonden fosfor en geeft de som van de HCl-P en NaOH-P;
- Organische fosfor.
- Totaal fosfor: bestaat uit organische en anorganische fosfor.

Daarnaast werd ook in situ de biobeschikbare fosfor fractie in het sediment bepaald gebruik makend van de DGT techniek, waarbij de DGT probe vertikaal in de waterbodem opgesteld (Figuur 6). De techniek laat de studie toe van de potentiële aanvoer vanuit de biobeschikbare fosfor fractie (Zhang *et al.*, 1998). De DGT sediment probe bootst een in situ flux na van de opname door biota. In tegenstelling tot chemische extracties is het principe van DGT eerder gebaseerd op kinetische dan op evenwichtsprincipes en laat het de bepaling van fluxen toe. De DGT fixeert de aanwezige fosfor uit het poriewater, zodat lokaal de concentratie daalt. Er ontstaat een concentratiegradiënt waardoor de beschikbare labiele fosfor uit de vaste fase wordt gemobiliseerd.

Figuur 7 : Detail van de Aa met aanduiding van de locaties voor sediment bemonstering



Figuur 6 : DGT voor waterbodem



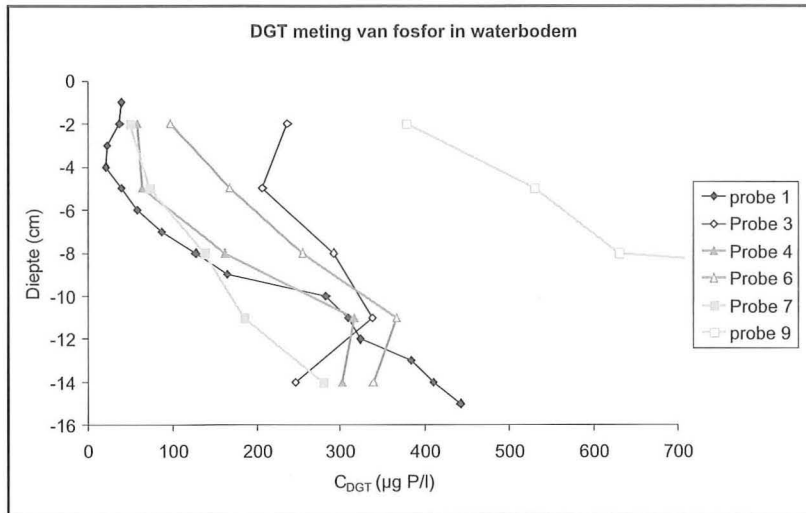
## Veldtoepassing : Meting van fosfor in de waterbodem van de Aa

Op zes locaties in de Aa werden DGT probes in de waterbodem geplaatst en op dezelfde locaties werden sedimentstalen genomen. De sedimentmonsters werden in secties van 10 cm verdeeld en in het laboratorium geanalyseerd conform het hoger beschreven SMT protocol.

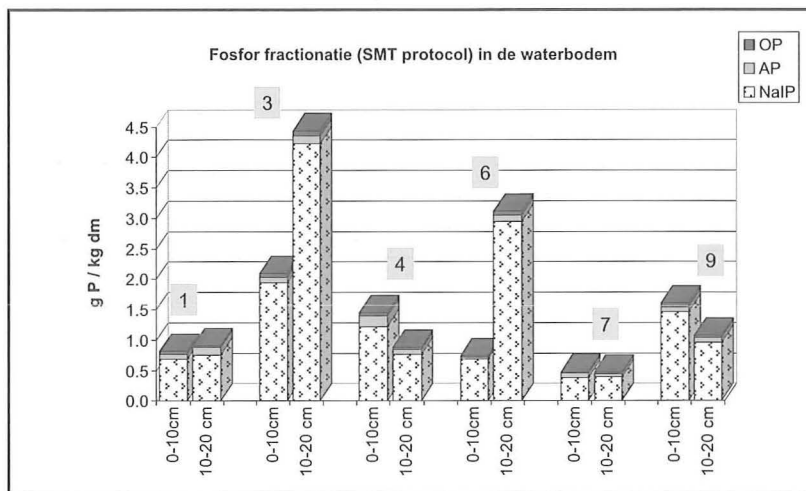
Op Figuur 8 is te zien dat in de toplaag van de waterbodem de in-situ fosfor flux en de beschikbare fosfor in het poriewater toenemen met de diepte. Verder vertonen zowel de sedimentmonsters (Figuur 9) als de DGT probes (Figuur 8) hogere fosfor gehalten in de waterbodem op de locaties 3, 6 en 9. Dit kan verklaard worden door de aanwezigheid van vegetatie op deze locaties en afwezigheid van waterplanten op de ander plaatsen. Organisch en anorganisch materiaal wordt ingevangen door de vegetatie en bezinkt er, waardoor de totale potentieel beschikbare hoeveelheid fosfor lokaal toeneemt (White & Hendricks, 2000). Het organische materiaal mineraliseert, fosfor wordt vrijgesteld en kan adsorberen op vaste partikels, neerslaan als onoplosbare of labiele fosfor en binden met calcium (Palomo *et al.*, 2004). Op die manier verhoogt de anorganische fosfor fractie die bestaat uit fosfaat in het poriewater (DGT meting), labiele en ijzergebonden fosfor (NAIP), en calciumgebonden fosfor (AIP).

In termen van eutrofiëring zijn vooral de (potentieel) biobeschikbare fosfor fracties van belang: fosfaat in het poriewater, organische fosfor (OP) en niet-apatiet gebonden anorganische fosfor (NAIP). Hoge NAIP concentraties in de waterbodem, in het bijzonder in combinatie met hoge concentraties aan beschikbaar stikstof, kunnen wijzen op een verhoogd risico op eutrofiëring van de rivier (Bostan *et al.*, 2000). De sedimentmonster uit de Aa bevatten meer dan 90% NAIP (Figuur 9). Gezien de aard van de waterbodem, ijzerrijk zand, zal de NAIP fractie voornamelijk fosfor bevatten die gebonden is aan ijzeroxides en -hydroxides. Er bestaat dus een blijvend risico op verdere eutrofiëring van de rivier door vrijstelling van labiel fosfor vanuit de waterbodem. De nalevering van fosfor kan zich voordoen bij daling van de fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater, waardoor een concentratiegradiënt ontstaat en mobilisatie van beschikbare labiele fosfor uit de waterbodem optreedt. De DGT-techniek is gebaseerd op hetzelfde principe en levert dus een maat voor de potentieel beschikbare fosfor fractie die kan bijdragen tot eutrofiëring. Verder kan nalevering van fosfor ook optreden bij piekdebiet na een hevige regenval. De toplaag van de waterbodem wordt opgewerveld en fosfor kan vrijgesteld worden via transformatiereacties die optreden tijdens het transport van de gesuspendeerde sedimentpartikels (House & Denison, 1998; House, 2003).

Figuur 8 : In situ flux van fosfor in het sediment van de Aa, bepaald met de DGT probes. (Probe 9 werd beschadigd tijdens de bemonstering)



Figuur 9 : Concentraties van de verschillende fosfor fracties in het sediment van de Aa. (OP = organische fosfor, AP = apatiet fosfor, NAIP = niet-apatiet anorganische fosfor)



### Conclusies

De voordelen van DGT-techniek voor passieve monsterneming van fosfor in oppervlaktewater zijn de in situ bepaling van de gemiddelde concentraties opgelost fosfaat over langere tijdperiodes (tijdsgeïntegreerde monsterneming). Mogelijke omzetting van fosfor species bij de conservering en het transport van monsters worden hierdoor vermeden. Daarnaast biedt de DGT techniek de mogelijkheid om zeer lage concentraties aan opgelost fosfaat te kwantificeren (lager dan de detectielimiet van de conventionele analysemethoden). Bovendien kan de fosfor fractie die met DGT wordt bepaald, gerelateerd worden aan - de voor eutrofiëring relevante - direct biobeschikbare fosfor fractie (BAP).

De DGT-techniek voor passieve monsterneming in waterbodern is geschikt voor de bepaling van de direct biobeschikbare fosfor fractie (fosfaat in het poriewater), alsook voor de bepaling van concentratiegradiënten in de waterbodern met een fijne dieptesolutie. Het gebruik van chemische fractionatie methodes en DGT probes bij de be-

paling van fosforgehaltes in de waterbodern, laat toe de vormen waaronder fosfor in de waterbodern aanwezig is te onderscheiden. Deze kennis is noodzakelijk om het risico op (verdere) eutrofiëring van de waterloop te evalueren. Zo wijzen de hoge NAIP concentraties in de sedimentmonsters uit de Aa op een potentieel risico op verder eutrofiëring van de rivier.

In het licht van de vereisten en aanbevelingen in de Kaderrichtlijn Water (EU-richtlijn 2000/60/EG) betreffende het monitoren van oppervlaktewater, valt het toepassen van passieve monsterneming zeker aan te bevelen (CEC, 2000; Greenwood *et al.*, 2006). De tijdsgeïntegreerde monsterneming over langere periodes biedt namelijk heel wat mogelijkheden voor het uitwerken van efficiënte en effectieve meetprogramma's in dynamische systemen. Bovendien worden via de DGT techniek de biobeschikbare fracties in water en waterbodern bepaald waardoor de chemische meetresultaten eveneens relevante informatie opleveren over de ecologische kwaliteit en risico's.

### Referenties

Anoniem (2006) *Water- & waterbodernkwaliteit - Lozingen in het water - Evaluatie saneringsinfrastructuur 2005*. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst.

Bostan V., Dominik J., Bostina M. & Pardos M. (2000) Forms of particulate phosphorus in suspension and in bottom sediment in the Danube Delta. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 5, 105-110.

CEC, Council of the European Communities. (2000). Directive 2000/60/EG of the European Parliament and of the council of 23 Octobre 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal L327, 1.

Greenwood R., Roig B. & Allan I.J. (2006). Directory of 'screening tools' - A toolbox of existing and emerging methods for chemical and ecological status monitoring under the Water Framework Directive. SWIFT-WFD report SSPI-CT-2003-502492. Portsmouth.

House W.A. (2003) Geochemical cycling of phosphorus in rivers. *Applied Geochemistry*, 18, 739-748.

House W.A. & Denison F.H. (1998) Phosphorus dynamics in a lowland river. *Water Research*, 32, 1819-1830.

Nijboer R.C. & Verdonschot P.F.M. (2004) Variable selection for modelling effects of eutrophication on stream and river ecosystems. *Ecological Modelling*, 177, 17-39.

Palomo L., Clavero V., Izquierdo J.J., Aviles A., Becerra J. & Niel F.X. (2004) Influence of macrophytes on sediment phosphorus accumulation in a eutrophic estuary (Palmones River, Southern Spain). *Aquatic Botany*, 80, 103-113.



Pitois S., Jackson M.H. & Wood B.J.B. (2000) Problems associated with the presence of cyanobacteria in recreational and drinking waters. *International Journal Of Environmental Health Research*, **10**, 203-218.

Vlaamse Milieumaatschappij. VMM Meetnet Oppervlaktewater. Online database op <http://www.vmm.be>

White D.S. & Hendricks S.P. (2000) Chapter 15: Lotic Macrophytes and surface-subsurface exchange processes. In: *Streams and ground waters* (J.J. Jones & P.J. Mulholland), pp. 363-377. Academic Press, San Diego, California.

Worsfold P.J., Gimbert L.J., Mankasingh U., Omaka O.N., Hanrahan G., Gardolinski P., Haygarth P.M., Turner B.L., Keith-Roach M.J. & McKelvie I.D. (2005) Sampling, sample treatment and quality assurance issues for the determination of phosphorus species in natural waters and soils. *Talanta*, **66**, 273-293.

Zhang H. (2003). DGT for measurements in waters, soils and sediments. DGT Research Ltd., Lancaster.

Zhang H., Davison W., Gadi R. & Kobayashi T. (1998) In situ measurement of dissolved phosphorus in natural waters using DGT. *Analytica Chimica Acta*, **370**, 29-38.

*N. Desmet, P. Seuntjens  
Vlaamse Instelling voor  
Technologisch Onderzoek,  
Land en Water Management  
Boeretang 200, 2400 MOL*

*K. Tirez, K. Snyders,  
W. Brusten, A. Cluyts  
Vlaamse Instelling voor Technologisch  
Onderzoek,  
Milieumetingen  
Boeretang 200, 2400 MOL  
[kristof.tirez@vito.be](mailto:kristof.tirez@vito.be)*

# Is de visindex bruikbaar voor de evaluatie van effecten van metalen op vislevensgemeenschappen?

<sup>1</sup> Universiteit Antwerpen,  
Departement Biologie, Ecofysiologie

<sup>2</sup> Vlaamse Milieumaatschappij,  
DVP Waterbodemeetnet

<sup>3</sup> Instituut voor Natuur en  
Bosonderzoek

*The effect of trace metal pollution on fish community structure in watercourses in Flanders (Belgium) was assessed. In winter 2000-2001 and 2005 at 55 sites water quality was assessed and fish communities were sampled by electrofishing. The sampling sites included a clear Cd and Zn pollution gradient. All sites had a good to very good water quality with the exception of trace metals at several sites. Fish community structure was assessed applying diversity indices of Shannon and Mehinck, Index of Biotic Integrity and the abundance/biomass comparison method (ABC-index). To relate the community responses to metal pollution, toxic unit values (TU) for metals were calculated. In a first approach TU were calculated for all sites by dividing the dissolved metal concentration by the water quality standard (=  $TU_w$ ). In a second approach at 31 sites tissue toxic units (TU) were calculated by dividing metal levels in the liver of gudgeon captured at a given site by concentrations measured in gudgeon from reference sites. If all sites were considered, neither the diversity indices nor the ABC index significantly correlated with the  $TU_w$ . A good relationship however, was found between the IBI and the  $TU_w$ , with 56 % of the variation in IBI being described. Relating the community structure to  $TU_w$ , the described variation in IBI further increased to 72 %. Our results indicate that diversity indices and ABC-index are not only affected by water pollution but are also strongly influenced by other factors. The IBI proved a suitable index for the assessment of metal pollution, provided that other water quality characteristics meet the water quality criteria.*

*Keywords: fish index, trace metals, fish community, Toxic Units*

## 1. Inleiding

In verschillende studies werd de samenstelling van vislevensgemeenschappen gebruikt om de impact van menselijke activiteiten op aquatische ecosystemen te evalueren (Karr, 1981; Morris e.a. 2007). Slechts weinige studies echter bestudeerden de invloed van één afzonderlijk type van stressor op de samenstelling van de vislevensgemeenschap (Dyer e.a. 2000a).

Voor metalen werd reeds aangetoond dat ze een ernstige bedreiging kunnen vormen voor de overleving van verschillende vissoorten. Hoge concentraties aan metalen die in het aquatische milieu terecht komen kunnen zorgen voor een selectieve eliminatie van de meest gevoelige ontwikkelingsstadia. Chronische blootstelling aan metalen kan o.a. leiden tot verstoorde ion- en osmoregulatie, verminderde zwemsnelheid, vertraagde groei en verminderde conditie (Hollis e.a. 1999; Alsop e.a. 1999; Bervoets & Blust 2003). We kunnen dus verwachten dat metaalverontreiniging ook zal leiden tot een nadelige beïnvloeding van de samenstelling van de gehele visgemeenschap. Nochtans is het niet zo eenvoudig om dit te bestuderen. In de meeste gevallen zal een waterloop immers niet uitsluitend met metalen verontreinigd zijn maar gaat die verontreiniging gepaard met verlaagde zuurstofgehalten en verontreiniging met andere (micro)polluenten.

Verschuivende aspecten van de visgemeenschap kunnen relevant zijn voor het evalueren van effecten van verstoring. Het betreft ondermeer soortendiversiteit, biomassa en lengte-frequentie distributie omdat deze factoren de gezondheids-toestand van heel het aquatisch systeem reflecteren, inclusief water- en habitatkwaliteit (Kovacs e.a. 2002; MacDonald e.a. 2002). Een veel gebruikte methode om de samenstelling van de vis-

levensgemeenschap te evalueren en te integreren in één index is de multimetrische visindex of IBI (Index of Biotic Integrity). Deze index werd voor het eerst ontwikkeld in de Verenigde Staten door Karr in 1981 en combineert typische kenmerken van de levensgemeenschap zoals soorten-diversiteit, trofische samenstelling en biomassa. Sinds 1981 is deze index in verschillende landen wereldwijd gebruikt en aangepast (bv Hartwell, 1997; Dyer e.a. 2000b; Kovacs e.a. 2002; Porter & Janz, 2003; Breine e.a., 2004).

Een andere veelbelovende methode om de kwaliteit van vislevensgemeenschappen te evalueren is de Abundance Biomass Comparison (ABC) methode. De ABC-methode werd ontwikkeld om de effecten van verontreiniging op mariene invertebratengemeenschappen te evalueren (Warwick, 1986). Deze methode is gebaseerd op het principe dat onder stabiele milieuomstandigheden de competitieve soorten *k*-geselecteerde soorten zijn, met kenmerken zoals relatief grote afmetingen, lange levensduur en relatief constante populatie-groottes. Onder verstoorde omstandigheden zullen net de *r*-geselecteerde soorten dominant zijn, met als kenmerken kleine afmetingen en een korte levensduur. De ABC-methode werd vooral toegepast op mariene invertebraten maar ook in enkele studies op vislevensgemeenschappen (Coeck et al. 1993; Penzak en Kruk, 1999; Casatti et al. 2006).

De voorbije twee decenia heeft de Vlaamse overheid grote inspanningen geleverd om de oppervlaktewaterkwaliteit te verbeteren, voornamelijk door een toenemende zuivering van huishoudelijk afvalwater. Het resultaat hiervan is dat in sommige waterlopen momenteel de zuurstofhuishouding goed is en de aquatische levensgemeenschappen, waaronder de vissen, zich gedeeltelijk hersteld hebben (Vandelannoote e.a., 1998; De

Cooman et al. 2003). Tegelijk met deze verbetering zijn de concentraties aan zware metalen in een aantal waterlopen gelijk gebleven of zelfs gestegen (www.vmm.be). Voorbeelden hiervan zijn de Dommel en de Scheppelijke-Molse Nete waarin hoge concentraties aan cadmium en zink in water, sediment en visweefsel werden gemeten (Bervoets en Blust 2003).

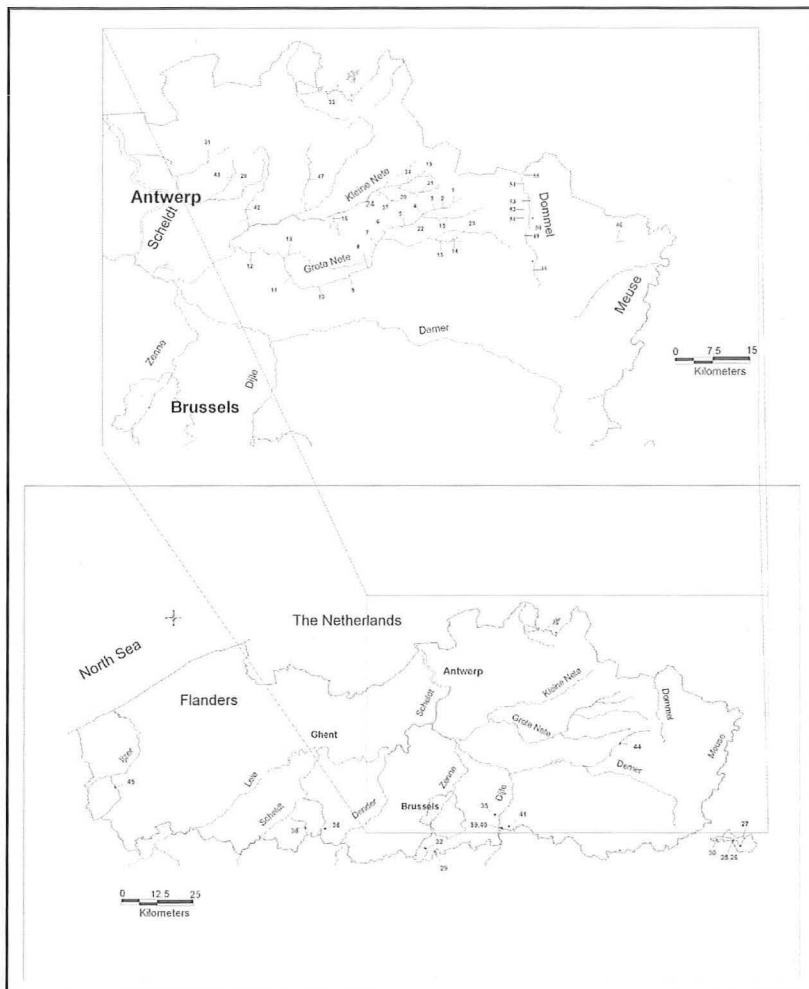
De doelstelling van dit onderzoek was nagaan in een groot aantal waterlopen in Vlaanderen of er een verband bestaat tussen de metaalgehalten gemeten in de omgeving en de in vissen enerzijds en de samenstelling van de vislevensgemeenschappen anderzijds. Als maat voor de samenstelling van de vislevensgemeenschap werden de visindex en de ABC-index bepaald en werd de visdiversiteit berekend. Deze gegevens werden dan gerelateerd aan omgevingsgehalten en aan gehalten in de lever van de grondel.

## 2. Materialen en Methoden

### 2.1 Studiegebied en bemonstering

Op basis van bestaande studies en de databank van de Vlaamse Milieu Maatschappij (www.vmm.be) werden, verspreid over Vlaanderen 47 plaatsen met een sterke variatie aan

Figuur 1. Ligging van de monsterpunten



metaalverontreiniging geselecteerd (figuur 1, tabel 1). Deze plaatsen omvatten een metaal-pollutigradiënt van de Scheppelijke Nete tot de Grote Nete (plaats 1-12). De waterlopen waren gekenmerkt door een gunstige zuurstofhuishouding en lage gehalten aan nutriënten en organische micropolluenten (De Bie et al. 2001; Knaepkens et al. 2001).

Op al de plaatsen werd tussen januari en juli 2001 het water maandelijks bemonsterd en geanalyseerd op totale metaalgehalten en een set van algemene waterkarakteristieken (zie verder).

Tussen december 2000 en januari 2001 werden de vislevensgemeenschappen geïnventariseerd met behulp van een draagbaar elektrisch vistoeel (electracatch WFC6). Op elke plaats werd driemaal bemonsterd over een lengte van  $\pm 100\text{m}$  om densiteitsschattingen mogelijk te maken. Elke soort werd geteld, gewogen en geïdentificeerd. Populatieschattingen werden uitgevoerd m.b.v. de depletiemethode (Penzack et al. 2003). Op elke plaats waar grondel voorkwam (plaats 1-23) werden 8 tot 10 individuen van deze soort opgevoerd en werden de metaalgehalten bepaald in de lever. De leverstalen werden ingevroren en nadien gedestruëerd in salpeterzuur in een microgolfoven (Bervoets en Blust 2003).

Op 4 van de punten (punten 2, 5, 6 en 23; verder met een accent aangeduid) werd in 2005 opnieuw bemonsterd, zowel voor water als vislevensgemeenschappen. Bijkomend werden eind 2006, 8 plaatsen op de Dommel bemonsterd waar eveneens de vislevensgemeenschap en de metaalgehalten werden bepaald in water en in grondellever.

### 2.2 Chemische analyses

Ter plaatse werden bij elke bemonstering de pH, het opgelost zuurstofgehalte (% en mg/l) en de geleidbaarheid ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) bepaald met een WTW multimeter (F/SET-3 veldkit). Op al de bemonsterde waterstalen werd met een Skalar (FAS, SA, 20/40) de gehalten aan chloride, sulfaat, orthofosfaat, nitraat, nitriet en ammonium bepaald. Het biologisch zuurstofverbruik (BZV) werd bepaald door de stalen gedurende 5 dagen in het donker te incuberen bij  $20^\circ\text{C}$ .

De metalen die in water en weefselstalen werden bepaald zijn cadmium, cobalt, chroom, koper, lood, nikkel en zink. Metingen gebeurden met ICP-AES voor de weefselstalen en met ICP-MS voor de waterstalen.

### 2.3 Evaluatie van de samenstelling van de levensgemeenschappen.

#### Diversiteitsindices

Er werden twee diversiteitsindices berekend namelijk die van Menhinik (I) en Shannon (H):

$$I = S/\sqrt{N}$$

$$H = -\sum p_i \cdot \ln p_i$$

Hierbij staat S voor het aantal soorten, N voor het aantal individuen en  $p_i$  voor het percentage individuen van soort i op het totaal aantal individuen.

Tabel 1 : Ligging van de verschillende monsterpunten.

Punt	Naam waterloop	Rivierbekken	Gemeente
1	ScheppelijkeNete	Nete/Schelde	Balen
2	Scheppelijke Nete	Nete/Schelde	Balen
3	Scheppelijke Nete	Nete/Schelde	Mol
4	Scheppelijke Nete	Nete/Schelde	Mol
5	Molse Nete	Nete/Schelde	Mol
6	Molse Nete	Nete/Schelde	Mol
7	Grote Nete	Nete/Schelde	Geel
8	Grote Nete	Nete/Schelde	Geel
9	Grote Nete	Nete/Schelde	Westerlo
10	Grote Nete	Nete/Schelde	Westmeerbeek
11	Grote Nete	Nete/Schelde	Kessel
12	Grote Nete	Nete/Schelde	Lier
13	Molse Nete	Nete/Schelde	Balen
14	Brisdilooop	Nete/Schelde	Leopoldsburg
15	Asbeek	Nete/Schelde	Balen
16	Kneutersloop	Nete/Schelde	Olen
17	Diepteloop	Nete/Schelde	Beerse
18	Wimp	Nete/Schelde	Herenthout
19	Desselse Nete 1	Nete/Schelde	Dessel
20	Witte Nete	Nete/Schelde	Dessel
21	Voorste Nete	Nete/Schelde	Dessel
22	Oude Nete	Nete/Schelde	Mol
23	Grote Nete	Nete/Schelde	Meerhout
24	Breilooop 1	Nete/Schelde	Kasterlee
25	Voer	Maas	Voeren
26	Voer	Maas	Voeren
27	Veurs	Maas	Voeren
28	Groot Schijn	Schijn/Schelde	Oelegem
29	Zevenborrebeek	Zenne/Schelde	Dworp
30	Berwijn	Maas	Moelingen
31	Laarse Beek	Schelde	Brasschaat
32	Steenputbeek	Zenne/Schelde	Dworp
33	Merkske	Mark/Maas	Hoogstraten
34	Desselse Nete 2	Nete/Schelde	Dessel
35	Ruwaal	Dijle/Schelde	Korbeek-Dijle
36	Verrebeek	Zwalm/Schelde	Brakel
37	Breilooop 2	Nete/Schelde	Kasterlee
38	Molenbeek	Zwalm/Schelde	Maarkedal
39	Nethen 1	Dijle/Schelde	Sint-Joris-Weert
40	Nethen 2	Dijle/Schelde	Sint-Joris-Weert
41	Paddepoel	Dijle/Schelde	Sint-Joris-Weert
42	Tappelbeek	Nete/Schelde	Zandhoven
43	Zwanebeek	Schijn/Schelde	Schilde
44	Zwarte beek	Demer/Schelde	Beringen
45	Vleterbeek	Ijzer	Poperinge
46	Aabeek	Maas	Kinrooi
47	Bosbeek	Nete/Schelde	Vorselaar
48	Dommel	Maas	Kleine Brogel
49	Dommel	Maas	Neerpelt
50	Dommel	Maas	Neerpelt
51	Dommel	Maas	Neerpelt
52	Dommel	Maas	Neerpelt
53	Dommel	Maas	Neerpelt
54	Dommel	Maas	Borkel (NL)
55	Dommel	Maas	Valkenswaard (NL)

Alle plaatsen werden bemonsterd in 2000-2001 behalve de plaatsen 48 t.e.m. 55  
Die eind 2006 werden bemonsterd

### Visindex (IBI)

De visindex (IBI) werd berekend volgens Belpaire e.a. (2000). Voor het type waterloop van de bestudeerde beken (barbeel of brasemtype) bestaat de IBI uit 8 metrics die elk een score krijgen van 1 tot 5. De metrics die bepaald werden zijn: totaal aantal soorten, gemiddelde tolerantie, gemiddelde waarde voor typische soort, relatieve vertegenwoordiging van typische soorten, totale biomassa (kg/ha), gewichtpercentage van niet-inheemse soorten, trofische samenstelling en relatieve natuurlijke voortplanting (Belpaire e.a. 2000; Breine e.a. 2004).

### ABC-index

De ABC-index werd berekend volgens de formule voorgesteld door Meire & Dereu (1990):

$$ABC = \sum_{i=1}^N (B_i - A_i) / N$$

Hierbij is  $B_i$  de procentuele dominantie van soort  $i$ , gerangschikt van de hoogste naar de laagste biomassa,  $A_i$  de procentuele dominantie van soort  $i$ , gerangschikt van de meest naar de minst abundante soort en  $N$  het totaal aantal individuen in de levensgemeenschap.

### 2.4 Verband tussen de structuur van de visgemeenschap en de verontreiniging met zware metalen.

Om na te gaan of er een verband bestaat tussen de metaalverontreiniging en de respons van de visgemeenschappen werden er twee benaderingen gevolgd. In een eerste benadering werd de totale metaalbelasting van het oppervlaktewater berekend. Dit gebeurde volgens het concept van de Toxische Eenheden, waarbij de afzonderlijke metaalgehalten genormaliseerd worden door de gehalten te delen door hun  $LC_{50}$ , zodat ze kunnen worden opgeteld (Doi, 1994). In plaats van  $LC_{50}$  werden ze in deze studie gedeeld door de Vlaamse basiskwaliteitsnorm (Vlaamse Overheid, 2000). De bekomen Toxische Eenheid op een bepaalde plaats ( $TE_{ij}$ ) werd dan gerelateerd aan de structuur van de visgemeenschap.

De tweede benadering is analoog aan de eerste, maar in plaats van te relateren aan de omgevingsgehalten wordt de visgemeenschap nu gerelateerd aan de metaalgehalten in de lever van grondel. Op 31 plaatsen werden grondels gevangen en werden de metaalgehalten gemeten in de lever. Opnieuw werd een totale metaalbelasting berekend door de afzonderlijke metaalconcentraties te delen door hun respectievelijke gehalten in grondel gevangen op een referentieplaats. De zogenaamde 'fissue toxic units ( $TE_i$ )' of toxische eenheden in het weefsel werden dan berekend met de formule:

$$TE_i = [\sum_j (C_{ij} / Cr_j)] / N$$

Hierbij is  $TE_i$  de metaalbelasting in de grondellever,  $C_{ij}$  het gehalte van metaal  $i$  in grondellever afkomstig van plaats  $j$  en  $Cr_j$  het gehalte van metaal  $i$  in grondellever afkomstig van de referentieplaats.  $N$  is dan het aantal gemeten metalen (Meregalli e.a. 2000; Bervoets & Blust, 2003). Indien  $C_{ij} < Cr_j$ , wordt  $C_{ij}/Cr_j$  beschouwd als 1. Bij geen aanrijking ten opzichte van de referentiesituatie is  $TE_i$  dus gelijk aan 1. De gehalten in lever van grondel uit de referentieplaats zijn afkomstig uit een studie van Bervoets & Blust (2003).

### 2.5 Statistische verwerking

Voor het nagaan van de verbanden werd gebruik gemaakt van (multipel) regressie met behulp van het programma STATISTICA.

### 3. Resultaten

#### 3.1 Karakteristieken van het oppervlakte-water

Uit tabel 2 blijkt dat alle bemonsterde beken een goede tot zeer goede kwaliteit hebben wat algemene karakteristieken betreft, met uitzondering van chloride op de plaatsen 9 tot 12 en 16 en ammonium op de plaatsen 8 tot 11. Voor al de andere variabelen werden gedurende de bemonstering nergens de Vlaamse waterkwaliteitsnormen overschreden.

De metaalgehalten gemeten in de waterkolom worden samengevat in tabel 3. Op de punten 1 tot 17 en 24 werd de norm voor één of twee metalen overschreden. Op de andere plaatsen bleven de gehalten steeds onder de norm. Ook bij de tweede bemonstering in 2005 werd de norm voor Zn op de punten 2, 5, 6 en 23 sterk overschreden, voor Cd is dit eveneens het geval voor de punten 2 en 5 (tabel 3). Bij de bemonstering van de Dommel eind 2006, werd de norm voor cadmium lichtjes overschreden op de punten 50 tot 52 en op punt 55.

Tabel 2: Algemene waterkwaliteitskarakteristieken op de bemonsterde plaatsen

Site	O <sub>2</sub> mg/l	pH	BOD mg/l	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/l	Cl <sup>-</sup> mg/l	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> -N mg/l	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P mg/l
1	8.2	7.2	1.8	82	51	2.2	0.26	0.05
2	9.3	7.2	0.50	85	42	2.0	0.23	0.05
3	8.5	7.1	1.2	77	39	1.7	0.41	0.08
4	8.6	7.2	2.6	95	38	1.6	0.35	0.09
5	9.3	7.3	4.9	61	37	1.5	0.68	0.11
6	8.7	7.3	8.8	57	36	2.6	0.88	0.16
7	10.1	7.3	4.9	49	30	2.1	0.52	0.14
8	10.9	7.6	6.9	50	40	2.2	1.2	0.18
9	10.6	7.4	5.1	55	365	1.8	1.2	0.13
10	10.4	7.4	4.1	55	313	1.9	1.1	0.08
11	9.8	7.5	5.1	57	201	1.7	1.1	0.12
12	9.8	7.4	4.0	58	156	1.7	0.92	0.12
13	9.2	7.3	5.7	66	34	2.3	0.68	0.13
14	8.5	6.4	ND	34	19	1.3	0.26	0.07
15	9.9	6.7	3.0	32	25	1.1	0.26	0.10
16	6.5	7.0	3.4	823	534	2.2	4.0	0.17
17	9.8	6.9	2.8	93	39	1.9	1.0	0.20
18	7.6	6.8	7.0	60	53	1.6	2.2	0.13
19	9.7	7.0	2.6	54	36	1.5	0.09	0.03
20	9.8	7.5	2.3	54	34	1.6	0.17	0.04
21	8.9	6.9	2.2	57	35	2.5	0.29	0.02
22	8.7	7.0	ND	ND	ND	ND	ND	ND
23	8.3	6.8	2.0	33	21	1.3	0.33	0.16
24	10.6	6.9	3.2	82	48	1.7	0.34	0.07
25	12.0	8.0	2.9	31	16	8.1	0.16	0.07
26	11.1	8.4	2.4	33	17	9.0	0.10	0.07
27	10.7	8.0	2.1	44	15	7.4	0.16	0.06
28	7.3	7.4	7.0	67	29	0.65	1.1	0.05
29	8.5	8.0	3.3	59	36	3.6	0.15	0.03
30	11	8.1	4.3	59	22	5.8	0.18	0.19
31	6.6	7.3	3.6	76	32	0.45	0.37	0.03
32	10.4	8.1	3.0	67	29	4.5	0.14	0.04
33	9.6	7.2	2.9	69	29	5.3	0.15	0.06
34	10.1	7.0	2.3	55	34	1.6	0.16	0.04
35	9.7	8.0	4.0	62	36	6.6	0.23	0.09
36	10.3	7.9	3.1	62	25	2.5	0.08	0.06
37	8.6	7.0	2.4	76	50	1.9	0.30	0.06
38	10.6	7.9	5.6	82	43	5.9	0.54	0.17
39	9.2	8.0	6.9	68	42	5.0	0.89	0.25
40	7.0	7.8	7.2	69	43	5.2	1.0	0.25
41	9.2	8.1	3.2	66	19	1.4	0.22	0.11
42	6.9	7.3	4.9	68	28	0.57	0.61	0.07
43	8.1	7.6	4.2	62	18	0.22	0.44	0.05
44	9.9	7.2	2.5	33	14	3.6	0.14	0.07
45	9.1	7.9	7.6	136	60	12	0.76	0.21
46	8.8	7.5	4.0	49	31	0.83	0.49	0.10
47	7.5	7.0	3.0	60	29	0.49	0.32	0.06
48	7.1	6.7	nd	42	39	4.57	0.44	0.06
49	6.9	6.9	nd	44	37	4.33	0.26	0.07
50	6.9	7.1	nd	189	200	4.83	0.75	0.24
51	5.7	7.0	nd	178	188	4.43	0.54	0.16
52	5.5	7.0	nd	186	202	4.23	0.64	0.12
53	5.8	7.0	nd	198	211	4.68	0.46	0.10
54	6.7	7.1	nd	187	199	4.35	0.17	0.09
55	6.3	7.2	nd	190	206	4.53	0.11	0.07
2*	9.0	7.3	nd	nd	nd	0.94	0.56	<0.05
5*	8.9	7.5	nd	nd	nd	0.93	0.50	0.04
6*	9.0	7.8	nd	nd	nd	1.86	0.60	0.02
23*	9.3	6.9	nd	nd	nd	0.23	0.50	<0.05
WKC	≥ 5.0	6.5-8.0	≤ 6.0	250	200	10.0	1.0	0.30

WKC: Vlaamse waterkwaliteitscriteria (basiskwaliteit) NB: Niet Beschikbaar; NG: Niet Gemeten  
De plaatsen met een \* werden opnieuw bemonsterd eind 2005.

#### 3.2 Structuur van de vislevensgemeenschappen

In totaal werden er 30 vissoorten gevangen waarvan er 17 behoren tot de familie van de karperachtigen of Cyprinidae (Tabel 4). De resultaten van de verschillende indices voor de beschrijving van de levensgemeenschap evenals de berekende toxische eenheden zijn samengevat in tabel 5. Het aantal vissoorten gevangen per monsterpunt varieerde van 1 tot 17 met een gemiddelde van 7.4. De diversiteitsindices varieerden van 0 tot 2.08 voor *H* en van 0.11 tot 2.27 voor *I*. De ABC-index varieerde van -16.5 tot 23.9 en de IBI van 1.22 tot 4.63.

#### 3.3 Toxische eenheden en relatie met effecten

Uit tabel 5 blijkt dat er een grote variatie in Toxische Eenheden in het water ( $TE_w$ ) werd gemeten, gaande van 0.07 tot 11.8. Ook in de grondelvers varieerde de Toxische Eenheden ( $TE_g$ ) sterk van 1 tot 48.6 met de hoogste  $TE_g$  op punt 50, de Dommel te Neerpelt. Wanneer alle punten in rekening werden gebracht, werd er een significante negatieve relatie gevonden tussen  $TE_w$  en  $TE_g$  enerzijds en de visindex anderzijds (figuur 2A en 3A). Er kon respectievelijk 34 en 29 % van de variatie worden verklaard. Wanneer echter de punten uit de Dommel niet mee werden beschouwd kon er 56 en 73 % van de variatie worden verklaard (figuur 2B en 3B). Er werden geen significante relaties gevonden tussen metaalbelasting en diversiteitsindices noch met de ABC-index.

### 4. Discussie

In deze studie werden er verschillende relaties gevonden tussen schattingen van metaalverontreiniging aan de hand van toxische eenheden en responsen van de vislevensgemeenschappen uit Vlaamse waterlopen. Het meest opvallend echter was dat er geen verbanden werden gevonden tussen deze toxische eenheden en de diversiteitsindices of de ABC-index. Het gebruik van diversiteitsindices is gebaseerd op het principe dat de respons van de levensgemeenschap recht evenredig is met de stressfactor (Hellawell, 1989). Er wordt echter geen rekening gehouden met het type stress. Visdiversiteit hangt niet alleen af van verontreiniging maar eveneens van voedselbeschikbaarheid en de fysische toestand van de waterloop (De Haas, 2004). Bovendien houden deze indices geen rekening met verschillen in gevoeligheid. Ook Sawyer e.a. (2004) vonden zwakke of geen significante relaties tussen diversiteitsindices en waterkwaliteit bij een studie naar de respons van visgemeenschappen op 48 punten in een watersysteem in Alabama.

Voor zover geweten werd de ABC-index nog maar tweemaal toegepast op vislevensgemeenschappen. Coeck e.a. (1993) vonden een significant verband tussen habitatkwaliteit en de ABC-index, waarbij een goede structuurkwaliteit resul-

Tabel 3: Metaalgehalten in het water op de verschillende monsterpunten.

Plaats	Cd µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l
1	3.9	9.3	1.1	4.1	20	5.1	712
2	62	13	1.7	8.3	14	17	5539
3	38	11	1.8	6.1	17	11	3853
4	58	13	2.6	8.1	17	18	4864
5	17	7.1	2.0	5.7	12	11	1762
6	8.4	4.5	1.5	5.4	15	7.5	922
7	4.3	3.8	1.2	5.9	12	5.3	506
8	1.5	14	<0.50	1.3	4.1	6.7	185
9	1.0	11	<0.50	0.25	4.3	5.0	147
10	1.0	10	<0.50	0.50	4.0	5.0	163
11	1.0	8.0	0.93	0.25	7.3	12	128
12	1.1	6.2	0.86	0.22	18	5.0	176
13	5.7	0.69	1.40	2.5	9.4	0.2	675
14	1.1	1.3	<0.50	28	20	1.2	193
15	2.5	6.5	<0.50	18	12	0.21	192
16	1.7	42	4.7	23	490	<0.10	7.2
17	2.7	1.3	<0.50	46	15	0.20	312
18	<0.10	0.71	1.7	3.5	7.3	2.0	62
19	<0.10	0.52	<0.50	1.9	8.5	0.23	11
20	<0.10	0.50	<0.50	2.4	6.1	0.27	24
21	<0.10	1.2	0.49	6.0	3.2	6.0	88
22	<0.10	1.1	<0.50	2.7	2.7	0.26	86
23	<0.10	0.89	<0.50	4.4	4.9	3.1	148
24	<0.10	0.56	<0.50	67	5.9	1.1	55
25	<0.10	1.6	3.8	11	21	0.20	33
26	<0.10	0.29	<0.50	2.2	4.5	<0.10	19
27	<0.10	0.22	<0.50	1.6	4.5	<0.10	7.4
28	<0.10	0.52	<0.50	1.9	8.1	<0.10	10
29	<0.10	0.23	<0.50	1.3	4.5	<0.10	5.1
30	<0.10	0.19	<0.50	3.0	3.6	<0.10	10
31	<0.10	0.22	<0.50	1.6	3.0	<0.10	3.4
32	<0.10	0.25	<0.50	1.0	3.8	0.27	3.9
33	<0.10	0.87	<0.50	2.7	24	0.21	13
34	<0.10	0.51	<0.50	12	6.7	<0.10	10
35	<0.10	0.65	<0.50	11	3.1	<0.10	16
36	<0.10	0.33	<0.50	4.0	2.4	<0.10	28
37	<0.10	0.38	<0.50	1.4	5.9	<0.10	5.8
38	<0.10	0.56	<0.50	2.6	6.3	<0.10	3.7
39	<0.10	0.43	<0.50	1.4	6.2	<0.10	6.2
40	<0.10	0.30	<0.50	1.3	4.0	<0.10	4.6
41	<0.10	0.29	<0.50	0.4	4.2	<0.10	5.9
42	<0.10	0.42	<0.50	4.3	6.8	<0.10	6.4
43	<0.10	0.30	<0.50	2.9	9.0	0.60	7.9
44	<0.10	0.39	6.0	2.0	8.6	<0.10	46
45	<0.10	0.32	<0.50	2.7	5.7	<0.10	4.3
46	<0.10	0.43	<0.50	1.6	6.5	0.24	20
47	<0.10	0.26	<0.50	2.7	4.0	<0.10	6.1
48	0.17	3.1	0.21	1.3	12	0.2	50
49	0.15	2.1	0.28	1.2	9.8	0.05	43
50	1.04	3.5	0.48	3.1	11	0.45	107
51	1.14	3.9	0.42	2.5	9.6	1.1	94
52	1.20	3.3	0.37	2.2	9.3	0.32	98
53	0.97	2.6	0.18	1.6	6.3	0.33	80
54	0.85	4.5	0.21	1.4	8.5	0.18	77
55	1.02	2.8	0.39	1.8	10	0.16	76
2'	7.6	NG	NG	5.6	NG	NG	2369
5'	6.8	NG	NG	4.1	NG	NG	1234
6'	0.92	NG	NG	3.0	NG	NG	359
23'	0.29	NG	NG	2.6	NG	NG	109
WKC	1.0	NB	50	50	30	50	200

WKC: Vlaamse waterkwaliteitscriteria (basiskwaliteit); NB: Niet Beschikbaar; NG: Niet Gemeten.  
De plaatsen met een ' werden opnieuw bemonsterd eind 2005.

terde in een positieve ABC-waarde. Zij vergeleken echter binnen één zuivere waterloop verschillende trajecten met dezelfde waterkwaliteit maar verschillende habitatkwaliteit. Penczack en Kruk (1999) vonden geen relatie tussen waterkwaliteit en de ABC-index bepaald op vislevensgemeenschappen uit 48 plaatsen in een Poolse rivier. De afwezigheid van een significante relatie met metaalgehalten in onze studie is waarschijnlijk te wijten aan het feit dat de bemonsterde waterlopen sterk verschilden in hun habitatkwaliteit. Een andere mogelijke verklaring is dat we meestal kleine bovenlopen hebben bemonsterd. In zuivere bovenloopjes zullen voornamelijk kleine vissoorten zoals rivierdonderpad en berrpje soms in grote aantallen worden aangetroffen, wat kan resulteren in een lage of zelfs negatieve ABC-index. In een aantal zeer zuivere, waterlopen (bvb de punten 25, 31 en 32) werden zelfs negatieve ABC waarden bekomen. Tenslotte hebben bij de zoetwatervissen gevoelige soorten zoals beekprik, rivierdonderpad en kleine modderkruiper, kleine

afmetingen terwijl veel resistentere soorten zoals karper, blankvoorn en brasem net grote afmetingen kunnen aannemen.

De visindex of IBI was de enige index die significant gerelateerd was aan de metaalverontreiniging. Hierbij moeten echter enkele belangrijke opmerkingen worden gemaakt. Ten eerste verbeterde de relatie zeer sterk indien de punten van de Dommel niet mee werden geanalyseerd. Op het punt 50 met de hoogste  $TE_w$ , werd een relatief hoge IBI gemeten van 3.25. Dit punt is gelegen op de Dommel net stroomafwaarts van de Eindergatloop, waarin een historische verontreiniging met Cd en Zn aanwezig is. Een mogelijke verklaring voor deze relatief hoge IBI is dat de vislevensgemeenschap herstellende is terwijl de gehalten nog hoog zijn door vroegere verontreinigingen. Een alternatieve verklaring zou kunnen zijn dat meer mobiele soorten zoals baars en snoek van stroomopwaarts van de verontreiniging afkomstig zijn en door een verbeterde waterkwaliteit (zie databank vmm: www.vmm.be) stroomafwaarts gemigreerd zijn.

Een tweede opmerking bij de relatie is dat ook andere factoren dan de metaalverontreiniging de IBI zullen beïnvloeden. Hoewel alleen die punten werden geselecteerd waar afgezien van de metalen de waterkwaliteit goed tot zeer goed was, zullen ook andere factoren zoals beekstructuur, natuurlijke omgevingskarakteristieken en voedselaanbod een effect hebben op de visindex. Uit figuur 2 blijkt duidelijk dat, hoewel er boven een bepaalde metaalbelasting nooit (met uitzondering van punt 50) een hoge IBI werd gemeten, er bij lage metaalbelasting toch ook lage IBI's werden gevonden. Dit werd ook gevonden door Dyer e.a. (2000b) die naast effecten van waterkwaliteit ook effecten observeerde van habitatkwaliteit op de IBI. Dat habitat ook daadwerkelijk een effect heeft blijkt wanneer we uitsluitend een metaalpollutiegredient beschouwen. Wanneer we de  $TE_w$  en  $TE_i$  relateerden aan IBI voor uitsluitend de punten op de gradient van de Scheppelijke, Molse en Grote Nete (punten 2 t.e.m. 12) kon respectievelijk 85 en 86 % van de variatie worden verklaard.

Tenslotte is het opmerkelijk dat de verklaarde variatie groter is wanneer de effecten worden gerelateerd aan de gehalten in vislever dan wanneer ze aan de gehalten in de omgeving worden gerelateerd. Dit illustreert dat het essentieel is om de biobeschikbaarheid mee in rekening te brengen. Zo is het perfect mogelijk dat op sommige plaatsen waar de gehalten in de omgeving hoog zijn, de geaccumuleerde gehalten in vislever laag zijn door een lagere biobeschikbaarheid, te wijten aan bijvoorbeeld metaalcomplexatie met organisch materiaal (Luoma, 1989). Dit bleek ook uit de pollutiegredient waar sediment en waterkarakteristieken sterk vergelijkbaar zijn en de relatie  $TE_w$ -IBI en  $TE_i$ -IBI nagenoeg hetzelfde is.

## 5. Conclusie

Hoewel de opgeloste gehalten van sommige individuele metalen en de toxische eenheden op sommige plaatsen hoog tot zeer hoog waren,

Tabel 4. Overzicht van de gevangen vissoorten op de verschillende punten (zie ook Figuur 1)

Familie - Soort	Plaatsen van voorkomen
<b>Petromyzonidae</b>	
<i>Lampetra planeri</i> (Bloch) - beekprik	7, 19, 25, 32, 36, 44
<b>Anguillidae</b>	
<i>Anguilla anguilla</i> (L.) - paling	1-13, 19, 20, 24, 28-29, 34, 42, 43, 45-47
<b>Esocidae</b>	
<i>Esox lucius</i> L. - snoek	5-8, 31
<b>Umbridae</b>	
<i>Umbra pygmaea</i> (De Kay) - Am. hondsviis	1, 2, 5, 22, 23, 44, 46
<b>Salmonidae</b>	
<i>Salmo trutta</i> L. - beekforel	25, 26, 30, 32
<b>Cyprinidae</b>	
<i>Cyprinus carpio</i> L. - karper	6, 11, 12, 18, 23, 46
<i>Abramis brama</i> L. - brasem	2, 5-7, 11, 12, 22, 31, 45
<i>Alburnus alburnus</i> (L.) - alver	20
<i>Alburnoides bibunctatus</i> (Bloch) gestip. alver	30
<i>Barbus barbus</i> (L.) - barbeel	30
<i>Blicca bjoerkna</i> (L.) - blik	6, 10-12
<i>Carassius auratus gibelio</i> (Bloch) - kroeskarper	4, 6, 8-12, 18, 24, 37, 45
<i>Gobio gobio</i> (L.) - grondel	1, 4-11, 13-23, 24, 26-30, 33, 34, 37, 39-42, 44-47
<i>Leuciscus cephalus</i> (L.) - kopvoorn	6, 9, 18, 23, 30
<i>Leuciscus idus</i> (L.) - winde	5, 10-12, 28
<i>Leuciscus leuciscus</i> (L.) - serpeling	2', 6'
<i>Phoxinus phoxinus</i> (L.) - elrits	26, 30
<i>Pseudorasbora parva</i> - blauwbandgrondel	1, 3, 5-7, 9, 18, 22, 23, 35, 44
<i>Rhodeus sericeus</i> (Bloch) - bittervoorn	35
<i>Rutilus rutilus</i> (L.) - bankvoorn	1, 3-12, 15, 16, 18, 20-24, 26, 28-31, 34, 44-47
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.) - rietvoorn	1, 4-6, 8, 10-12, 15, 18, 22, 33, 46
<i>Tinca tinca</i> (L.) - zeelt	24, 46
<b>Cobitidae</b>	
<i>Cobitis taenia</i> L. - kleine modderkruiper	19-21, 24, 28, 34
<i>Barbatula barbatula</i> (L.) - berrmpje	1, 5-8, 14, 18-24, 30, 33-35, 37-39, 41-44, 46, 47
<b>Ictaluridae</b>	
<i>Ictalurus nebulosus</i> (Le Sueur) - dwergmeerval	2, 3, 6-8, 10, 12, 46
<b>Gasterosteidae</b>	
<i>Gasterosteus aculeatus</i> L. - 3-doornige stelbaars	1, 5-13, 15, 17-21, 23, 24, 28-30, 33, 35, 37-42
<i>Pungitius pungitius</i> (L.) - 10-doornige stelbaars	1, 7-9, 19-22, 23, 33, 35, 37, 39, 40, 42, 43, 45-47
<b>Cottidae</b>	
<i>Cottus gobio</i> L. - rivierdonderpad	19, 20, 25-27, 31, 32, 34, 36, 38, 40, 42, 43
<b>Centrarchidae</b>	
<i>Lepomis gibbosus</i> (L.) - zonnebaars	3-10, 15, 18, 20, 22, 46
<b>Percidae</b>	
<i>Perca fluviatilis</i> L. - baars	1, 3-12, 15, 18-20, 22-24, 28, 31, 34, 35, 45, 46

werden er toch nog relatief veel vissoorten aangetroffen. Aan de anderen kant waren er ook monsterpunten met lage metaalbelasting die een arme visfauna hadden. Omdat de meeste vissoorten relatief mobiel zijn is het aannemelijk dat

op gecontamineerde plaatsen alleen de meest resistente levensstadia of soorten verblijven. Dit wordt niet gereflecteerd in de diversiteitsindices of ABC-index omdat deze indices geen rekening houden met verschillen in gevoeligheid. Omdat de visindex een set van metrices combineert waaronder gevoeligheid, diversiteit, biomassa, trofische samenstelling en reproductie, zullen effecten op de meest gevoelige levensstadia van de vissen in de index worden weerspiegeld. Algemeen kunnen we concluderen dat de IBI een bruikbare index is om verontreiniging met metalen (en mogelijk ook met organische micropolluenten) te evalueren op voorwaarde dat de algemene waterkwaliteit (zuurstofhuishouding, nutriënten) goed is en habitatkwaliteit vergelijkbaar is.

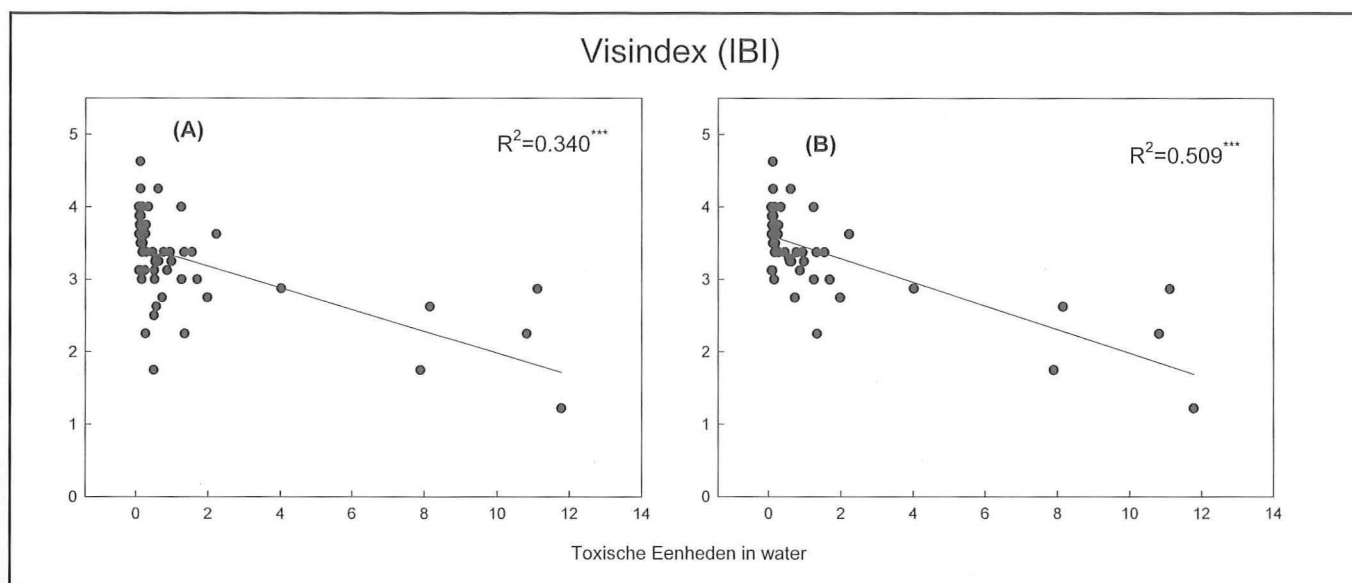
## 6. Referenties

Alsop, D.H., McGeer, J.C., McDonald, D.G., Wood, C.M., 1999. Costs of chronic waterborne zinc exposure and the consequences of zinc acclimation on the gill/zinc interactions of rainbow trout in hard and soft water. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18, 1014-1025.

Belpaire, C., Smolders, R., Van den Auweele, I., Ercken, D., Breine, J., Van Thuyne G., Ollevier, F., 2000. An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia* 434, 17-33.

Bervoets L., Blust, R., 2003. Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. *Environmental Pollution* 126, 9-19.

Figuur 2. Relatie tussen Toxische Eenheden in het water en de visindex. (A) alle monsterpunten (B) Zonder de punten op de Dommel (48-55)



Tabel 5: Berekende indices van de visgemeenschappen en berekende toxische eenheden

Plaats	N	H	I	ABC	IBI	TE <sub>w</sub>	TE <sub>i</sub>
1	10	1.66	0.54	1.55	3.38	1.55	7.95
2	3	0.92	0.90	3.18	1.22	11.8	38.5
3	6	1.47	0.93	-6.70	1.75	7.89	23.7
4	7	1.38	0.94	-4.22	2.25	10.8	32.0
5	13	1.90	0.91	0.83	2.88	4.01	6.60
6	17	2.08	0.72	-3.18	3.63	2.22	2.68
7	13	2.03	1.30	6.32	3.38	1.33	4.42
8	11	1.98	1.05	3.75	3.38	0.77	2.13
9	11	1.41	1.05	6.72	3.29	0.57	1.14
10	12	1.52	1.13	-5.29	3.25	0.59	1.90
11	11	1.84	1.51	-1.01	3.25	0.98	1.01
12	11	1.35	1.17	-2.54	3.25	0.63	ND
13	4	0.52	0.64	1.19	3.00	1.26	6.65
14	2	0.54	0.55	NB	3.13	0.87	10.6
15	6	1.75	2.27	23.9	2.75	0.73	12.5
16	2	0.29	0.58	NB	2.75	1.97	14.9
17	1	0.00	0.32	NB	2.25	1.34	20.1
18	12	1.31	0.52	-7.96	3.38	0.28	1.22
19	9	1.19	0.63	-1.72	4.25	0.12	1.16
20	9	1.73	0.47	4.02	3.75	0.28	1.00
21	6	1.26	0.33	5.53	4.25	0.61	1.17
22	11	1.93	0.93	9.12	3.50	0.18	3.87
23	11	1.80	1.66	6.20	3.38	0.46	3.49
24	10	1.12	0.41	2.54	4.00	1.25	NG
25	3	0.13	0.17	-10.4	4.00	0.34	NG
26	7	1.40	1.04	6.49	4.00	0.11	NG
27	3	0.10	0.18	-0.97	3.62	0.09	NG
28	7	1.41	0.35	8.39	4.00	0.11	NG
29	4	0.68	0.31	-12.6	3.62	0.08	NG
30	9	1.21	0.25	-5.29	4.62	0.11	NG
31	4	1.08	0.53	-16.5	3.62	0.08	NG
32	3	0.59	0.12	-8.82	3.88	0.09	NG
33	5	1.18	0.31	8.17	4.00	0.18	NG
34	8	1.10	0.72	-1.22	3.75	0.10	NG
35	5	0.26	0.28	0.45	3.62	0.13	NG
36	2	0.59	0.14	-0.95	3.62	0.26	NG
37	6	0.83	0.31	-13.0	3.12	0.09	NG
38	3	0.22	0.14	-8.51	3.75	0.11	NG
39	4	0.27	0.19	1.11	3.88	0.09	NG
40	4	0.86	0.55	-5.15	3.12	0.08	NG
41	1	0.00	0.11	NB	4.00	0.07	NG
42	6	1.41	0.41	11.0	3.88	0.14	NG
43	4	0.77	0.35	-6.71	3.38	0.17	NG
44	6	1.02	0.41	-7.11	3.00	0.15	NG
45	8	1.33	0.61	0.20	3.12	0.11	NG
46	12	1.34	0.91	-2.16	3.50	0.12	NG
47	6	1.13	0.68	4.96	3.88	0.10	NG
48	8	1.67	1.71	14.0	2.25	0.26	7.06
49	8	1.36	0.62	-0.26	3.13	0.24	1.39
50	10	1.84	1.27	8.67	3.25	0.53	48.6
51	6	1.16	0.43	-5.94	1.75	0.50	5.22
52	13	1.10	1.46	4.61	3.13	0.51	18.4
53	6	1.18	1.13	1.89	2.63	0.56	5.26
54	9	1.40	1.30	0.49	3.00	0.52	13.5
55	10	1.92	0.85	1.87	2.50	0.50	20.1
2'	11	0.97	1.04	-1.76	2.87	11.1	6.42
5'	9	1.49	0.55	1.54	2.63	8.15	2.18
6'	12	1.43	1.09	6.39	3	1.69	3.60
23'	7	1.63	0.98	9.85	3.58	0.94	2.30

N = aantal soorten; H = diversiteitsindex van Shannon; I = diversiteitsindex van Mehinck; ABC = Abundance Biomass Comparison index; IBI = Index of Biotic Integrity; NB: Niet Bepaald.  
 TE<sub>w</sub>: Toxische Eenheid gebaseerd op waterkwaliteitsnormen; TE<sub>i</sub>: Toxische Eenheid in weefsel gebaseerd op achtergrondwaarden in grondlever  
 De plaatsen met een ' werden opnieuw bemonsterd eind 2005.

Breine, J., Simoens, I., Goethals, P., Quataert, P., Ercken, D., Van Liefferinghe, C., Belpaire, C., 2004. A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 522, 133-148.

Casatti, L., Langeani, F., Ferreira, C.P. 2006. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management* 8, 974-982.

Coeck, J., Vandellanoot, A., Yseboodt, R., Verheyen, R.F., 1993. Use of the abundance biomass method for comparison of fish communities in regulated and unregulated lowland rivers in Belgium. *Regulated Rivers-Research & Management* 8, 73-82.

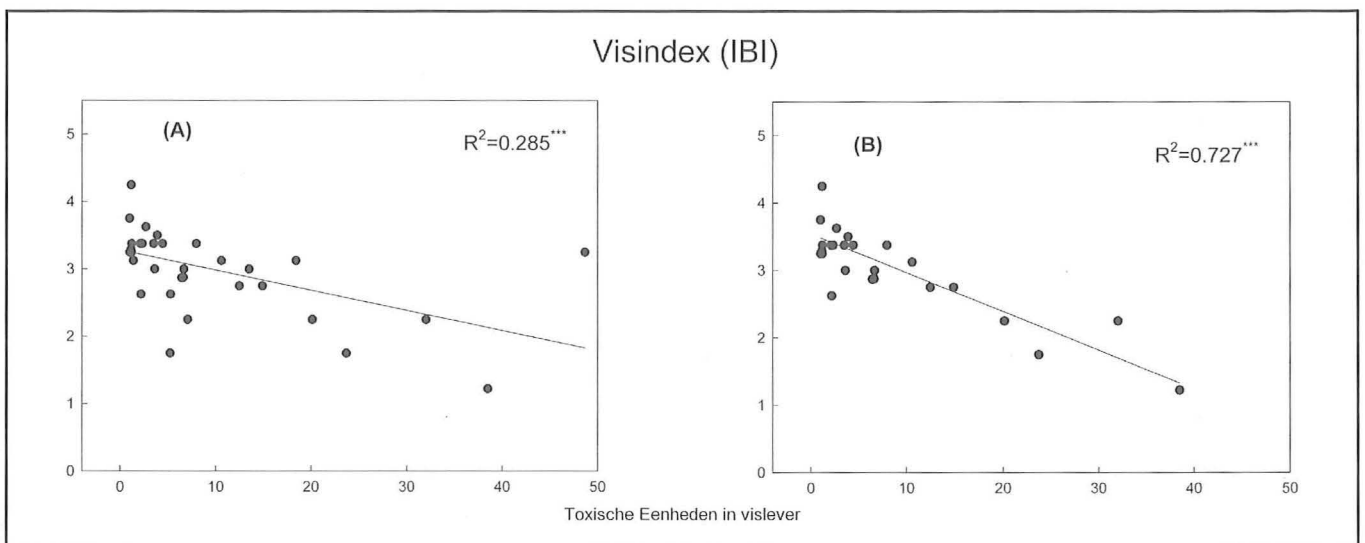
De Cooman, W., Maeckelberghe, H., Vos, G., D'Hondt, P., Van Erdeghe, M., Van Wauwe, P., Martens, K., Belpaire, C., Breine, J., Van Thuyne, G., Degans, H., 2003. Quality Surface Waters. In: Van Steertegem, V. (Ed.), MIRA-T 2003. Report on the environment and nature in Flanders: themes. Lannoo, Leuven, pp. 323-334.

De Bie, T., Moermans, T., Dillen, A., Voets, J., Coeck J. en Bervoets L. 2001. Effect van metaalverontreiniging op de conditie van een inheemse vispopulatie in ecologisch waardevolle waterlopen. AMINAL/NATUUR/VLINA/0004. 101 blz + bijlagen

De Haas, E., 2004. Persistence of benthic invertebrates in polluted sediments. PhD-thesis, Amsterdam, The Netherlands, 135 pp.

Doi, J., 1994. Complex mixtures. In: Calow, P. (Ed.), Handbook of Ecotoxicology. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp 289 - 310.

Figuur 3. Relatie tussen Toxische Eenheden in het lever van grondel en de visindex. (A) alle monsterpunten (B) Zonder de punten op de Dommel (48-55)





- Dyer, S.D., White-Hull, C., Carr, G.J., Smith, E.P. Wang, X.H., 2000a. Bottom-up and top-down approaches to assess multiple stressors over large geographic areas. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, 1066-1075.
- Dyer, S.D., White-Hull, C.E., Shephard, B.K., 2000b. Assessments of chemical mixtures via toxicity reference values overpredict hazard to Ohio fish communities. *Environmental Sciences and Technology* 34, 2518-2524
- Hartwell, S.I., 1997. Demonstration of a toxicological risk ranking method to correlate measures of ambient toxicity and fish community diversity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, 361-371.
- Hellawell, J.M., 1989. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Science, London, New York.
- Hollis, L., McGeer, J.C., McDonald, D.G., Wood, C.M., 1999. Cadmium accumulation, gill Cd binding, acclimation, and physiological effects during long term sublethal Cd exposure in rainbow trout. *Aquatic Toxicology* 46, 101-119.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21-27.
- Knaepkens, G., 2004. Integrating genetics and ecology towards the conservation of the bullhead (*Cottus gobio*) and the stone loach (*Barbatula barbatula*), two native freshwater fish species. PhD-thesis. Antwerp, Belgium. 158 pp.
- Kovacs, T.G., Martel, P.H., Voss, R.H., 2002. Assessing the biological status of fish in a river receiving pulp and paper mill effluents. *Environmental Pollution* 118, 123-140.
- Luoma, S.N., 1989. Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? *Hydrobiologia* 176/177, 379-396.
- MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Smorong, D.E., Lindscoog, R.A., Sparks, D.W., Smith, J.R., Simon, T.P., Hanacek, M.A., 2002. Assessment of Injury to Fish and Wildlife Resources in the Grand Calumet River and Indiana Harbor Area of Concern, USA. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 43, 130-140.
- Meire, P.M., Dereu, J., 1990. Use of the Abundance Biomass Comparison Method for detecting environmental-stress - some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. *Journal of Applied Ecology* 27, 210-223.
- Meregalli, G., Vermeulen, A.C., Ollevier, F., 2000. The use of chironomid deformation in an *in situ* test for sediment toxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 47, 231-238.
- Morris CC, Stewart PM, Simon TP 2007. Development of an index of biotic integrity for a Southeastern Coastal Plain Watershed, USA. *Journal of the American Water Resources Association* 43, 295-307.
- Penczak, T., Kruk, A., 1999. Applicability of the abundance/biomass comparison method for detecting human impacts on fish populations in the Pilica River, Poland. *Fisheries Research* 39, 229-240.
- Porter, C.M., Janz, D.M., 2003. Treated municipal sewage discharge affects multiple levels of biological organization in fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 54, 199-206.
- Sawyer, J.A., Stewart, P.M., Mullen, M.M., Simon, T.P., Bennett, H.H., 2004. Influence of habitat, water quality, and land use on macro-invertebrate and fish assemblages of a southeastern coastal plain watershed, USA. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 7, 85-101.
- Vandelannoote, A., Yseboodt, R., Bruylants, B., Verheyen, R., Coeck, J., Maes, J., Belpaire, C., Van Thuyne, G., Denayer, B., Beyens, J., Charleroy, D., Vandenabeele, P., 1998. Atlas van de Vlaamse beek-en riviervissen. Antwerp: WEL, 303 pp.
- Vlaamse Overheid 2000. Besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende vaststelling van het Vlaamse Reglement betreffende de milieuvergunning (Vlaem), zoals gewijzigd bij besluit van 17 juli 2000. *Belgisch Staatsblad*, 5 augustus 2000.
- Warwick, R.M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* 92, 557-562.

L. Bervoets<sup>1</sup>,  
H. Reynders<sup>1</sup>,  
D. Knapen<sup>1</sup>,  
W. De Cooman<sup>2</sup>,  
G. Goemans<sup>3</sup>,  
C. Belpaire<sup>3</sup>,  
G. Van Thuyne<sup>3</sup> en  
R. Blust<sup>1</sup>

1. *Ecofysiologie, Biochemie en Toxicologie, Departement Biologie, Universiteit Antwerpen, Groenenborgerlaan 171, 2020 Antwerpen*

2. *Vlaamse Milieu Maatschappij, DVP Waterbodemeetnet, Dr. De Moorstraat 24-26, 9300 Aalst*

3. *Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, Duboislaan 14, 1560 Groenendaal-Hoellaart*





