Toepassing

Lucebert dichtte "Alles van waarde is weerloos". Maar geldt dit voor stadswateren? Stadswateren die door de bewoners als waardevol worden beleefd en door beheerders als waardevol worden getypeerd, krijgen doorgaans minder te maken met verwaarlozing, onzorgvuldig gebruik en vervuiling dan wateren met weinig belevingswaarde. Een hoge belevingswaarde kan daarom worden gezien als een vorm van duurzaamheid. Een belangrijk doel van de streefbeelden is om ontwerpers, planners en beheerders van stadswateren te inspireren om de belevingswaarde van stadswateren te vergroten en daarmee te werken aan een duurzame leefomgeving. Bij de streefbeelden voor stadswateren nemen de beelden een centrale plaats in.

De streefbeelden kunnen worden toegepast bij lokale waterplannen, waarin gemeenten en waterschappen richting geven aan en voornemens maken voor het beheer van stadswateren. Met de streefbeelden kunnen doelen voor de belevingswaarde van stadswateren concreet worden gemaakt. Bij het werken aan stadswateren is functietoekenning een steeds vaker toegepast instrument. Bij het formuleren van functies zijn de streefbeelden voor stadswateren een zeer bruikbaar hulpmiddel. Hetzelfde geldt voor het ontwerp van lokale watersystemen. Vaak worden hier standaard waterlopen ontworpen. De streefbeelden geven handvatten voor differentiatie en maatwerk voor specifieke situaties. Tenslotte kunnen de streefbeelden een rol spelen om de bestaande toestand vast te leggen, te toetsen en ontwikkelingen te monitoren. Uitgaande van driedimensionale waarden van stadswateren kunnen de belevingskwaliteiten van stadswateren worden getoetst. Hiervoor is, na opstelling van het rapport 'Streefbeelden Stadswateren Overijssel', een vertaling gemaakt van de streefbeelden naar een beoordelingssysteem. ¶

Het rapport 'Streefbeelden Stadswateren Overijssel' is verkrijgbaar bij de Provincie Overijssel (Erik van Dijk, Eenheid Water en Bodem, sectie 2.10, Postbus 10059, 8000 GB Zwolle).

LITERATUUR

1) *Alterra (2000). Kubieke landschappen kennen geen grenzen.*
2) *Kwaadsteniet P., J. Jonkhof en S. Tjallingii (2000). Levende stadswateren. STOWA-rapport 15.*
3) *Provincie Overijssel (2000). Waterhuishoudingsplan 2000+.*
4) *Provincie Overijssel/Tauw (2002). Streefbeelden stadswateren Overijssel.*
5) *STOWA (2001). Ecologische beoordeling stadswateren. Rapport 2001-18.*





Beoordeling van de waterkwaliteit met visbiomarkers

RON VAN DER OOST, OMEGAM AFDELING MILIEUTOXICOLOGIE
NICO VERMEULEN, VRIJE UNIVERSITEIT AMSTERDAM AFDELING MOLECULAIRE TOXICOLOGIE

De beoordeling van de kwaliteit van het oppervlaktewater met uitsluitend chemische analyses is vaak onvoldoende. Voor een betrouwbare classificatie van de waterkwaliteit kan het nodig zijn ook gebruik te maken van biologische monitoringmethoden. Voordelen van een effectgerichte aanpak ten opzichte van een stofgerichte aanpak bij de beoordeling van effluenten werd in 2001 besproken in H_2O[1]. Dit artikel gaat in op de toepassing van biologische effectmonitoring (BEM) bij het oppervlaktewater. Biologische en biochemische veranderingen in vissen kunnen gebruikt worden als gevoelige indicatoren van de milieukwaliteit. Om de verontreiniging van een ecosysteem goed te kunnen beoordelen zal doorgaans een integraal monitoringsprogramma (chemische én biologische monitoring) toegepast moeten worden. De biomarkers in vis kunnen waardevol zijn om de waterkwaliteit bij dergelijke studies te classificeren[2].

Monitoring is een Engelse term waar geen eenduidige Nederlandse vertaling voor bestaat. De term kan beschouwd worden als een combinatie van controleren, kritisch volgen en kwaliteit bewaken volgens een vast schema (tijd en plaats) en met gestandaardiseerde methoden. Voor milieumonitoring bestaan verschillende methoden: chemische, bioaccumulatie, biologisch effect en ecosysteemmonitoring. Afhankelijk van het doel van de milieumonitoring kunnen verschillende methoden de voorkeur krijgen.

Het is moeilijk om alleen op basis van chemische monitoring de schadelijke effecten van de complexe mengsels van milieuverontreinigende stoffen te voorspellen, omdat over het algemeen niet genoeg toxicologische informatie over alle stoffen aanwezig is en zeker niet over combinaties van stoffen. Chemische analyses geven geen informatie over dosis/effectrelaties en over mogelijke combinatie-toxiciteit van stoffen. Bovendien is het onmogelijk om alle giftige stoffen en hun omzettingsproducten in het milieu chemisch te analyseren. Om de giftige werking van milieuverontreiniging goed te onderzoeken is het daarom noodzakelijk om ook een biologische effectmonitoring uit te voeren. Van Gestel en Van Brummelen[3] definieerden biomarkers als biologische responsen op chemicaliën uit het milieu, gemeten in een organisme of in zijn producten (zoals urine, faecaliën, haar en gal), die indicatief is voor afwijkingen van de normale situatie (blootstelling of effecten).

Biomarkers

Criteria

De laatste jaren zijn een groot aantal biochemische parameters getoetst op hun mogelijkheid om als biomarker te worden gebruikt die indicatief is voor de blootstelling aan bepaalde giftige stoffen of voor mogelijke nadelige effecten. Om de sterkte en zwakte van een biomarker objectief te kunnen evalueren zal deze getoetst moeten worden aan een aantal criteria voor belangrijke informatie die bekend moet zijn of voor mogelijke nieuwe biomarkers moet worden vastgesteld. Wij hanteren hiervoor de volgende zes criteria[4]:

- Een goede biomarker moet betrouwbaar (kwaliteitscontrole), goedkoop en gemakkelijk meetbaar zijn;
- De respons van de biomarker moet gevoelig zijn voor blootstelling aan verontreiniging of het ontstaan van effecten (vroegtijdige waarschuwing);
- De basisgegevens van de biomarker moeten goed gedefinieerd zijn om de natuurlijke variatie (ruis) te kunnen onder-

scheiden van milieustress (signaal);
- De invloeden van 'misleidende factoren' (responsen die niet met milieuvervuiling te maken hebben) moeten bekend zijn;
- Het onderliggende mechanisme van de relatie tussen biomarker respons en blootstelling (dosis en tijd) moet bekend zijn;
- De toxicologische significantie (de relatie tussen de biomarker respons en nadelige effecten op het testorganisme) moet zijn vastgesteld.

De ideale biomarker die aan al deze criteria voldoet en bovendien gerelateerd is aan de gezondheid of de fitheid van het organisme, is op dit moment nog niet gevonden. Naarmate de biomarker aan meer criteria voldoet, zal hij meer waarde hebben voor de kwaliteitsbeoordeling van het milieu. In de volgende paragrafen zal een overzicht worden gegeven van de meest gebruikte biomarkers in vissen.

Biotransformatie enzymen

Lichaamsvreemde chemicaliën kunnen in de lever van de vis 'gebiotransformeerd' (omgezet) worden volgens het versimpelde ontgiftingsmechanisme dat als route I is weergegeven in het schema van afbeelding 1. De ontgifting kan worden onderverdeeld in de fase I en II. Fase I is een verandering van het originele molecuul (oxidatie, reductie of hydrolyse), dat in fase II een complex vormt met specifieke lichaamseigen stoffen. Deze reacties zijn erop gericht om giftige stoffen beter wateroplosbaar te maken, zodat ze gemakkelijker wordt uitgescheiden via de gal en de urine. De activiteit van biotransformatie enzymen kan worden verhoogd (inductie) of verlaagd (inhibitie) na blootstelling aan chemicaliën. Een mogelijk mechanisme voor enzyminductie is weergegeven als route II in het schema van afbeelding 1. Sommige moleculen kunnen een complex vormen in de cel, dat via een binding aan het DNA zorgt voor de aanmaak van extra hoeveelheden enzym. Bij enzyminhibitie is er meestal sprake van een sterke binding van bepaalde moleculen aan het enzym, waardoor het actieve centrum wordt geblokkeerd.

Voor de meeste lichaamsvreemde stoffen worden de fase I reacties gekatalyseerd door de zogenaamde mono-oxygenase-enzymen. De belangrijkste fase I enzymen, de cytochromen P450, komen voornamelijk in membranen in de lever voor, maar zitten ook in andere organen en weefsels. In veel BEM-studies met vis uit vervuild water werden duidelijke verhogingen waargenomen van cytochroom P450 1A (CYP 1A). Dit wordt bijna altijd bevestigd met de model-reactie ethoxyresorufine-O-deethylering, waarmee de activiteit van het CYP 1A kan worden gemeten. De fase I enzymen worden daarom beschouwd als de meest gevoelige biomarkers om blootstelling aan bepaalde organische verontreinigingen (dioxines, PCB's en PAK's) en hun mogelijke effecten aan te tonen.

In de tweede fase van de ontgifting van lichaamsvreemde stoffen wordt een complex gevormd tussen het originele of het in fase I omgezette molecuul met een lichaamseigen molecuul, waardoor de uitscheiding verhoogd zal worden. In een aantal BEM-studies met vissen werd een respons van de fase II parameters gevonden na blootstelling aan milieuverontreiniging. In vrijwel al deze studies blijken de fase II enzymen veel minder gevoelig dan de fase I enzymen. De activiteiten van de enzymen glutathion-S-transferase en glucoronyl transferase kunnen in bepaalde gevallen verhoogd zijn na blootstelling aan toxische stoffen uit het milieu. In een aantal gevallen is in vis een verhoging van geoxideerd glutathion waargenomen.

Antioxidant enzymen

Veel chemicaliën uit het milieu (en hun omzettingsproducten) kunnen toxische effecten veroorzaken die gerelateerd zijn aan zogenaamde oxidatieve stress, een celbeschadiging door reactieve radicalen. Een verstoorde glutathion verhouding (zie hiervoor) kan een indicatie zijn dat er oxidatieve stress plaats heeft gevonden. Om zich te verdedigen tegen dit effect zijn organismen uitgerust met een aantal antioxidant enzymen. In een beperkt aantal BEM-studies werden de responsen van dergelijke enzymen, zoals superoxide dismutase, catalase en glutathion reductase in vis gemeten. Tot nu toe zijn weinig effecten op de activiteiten van deze enzymen gevonden na blootstelling aan milieuverontreiniging.

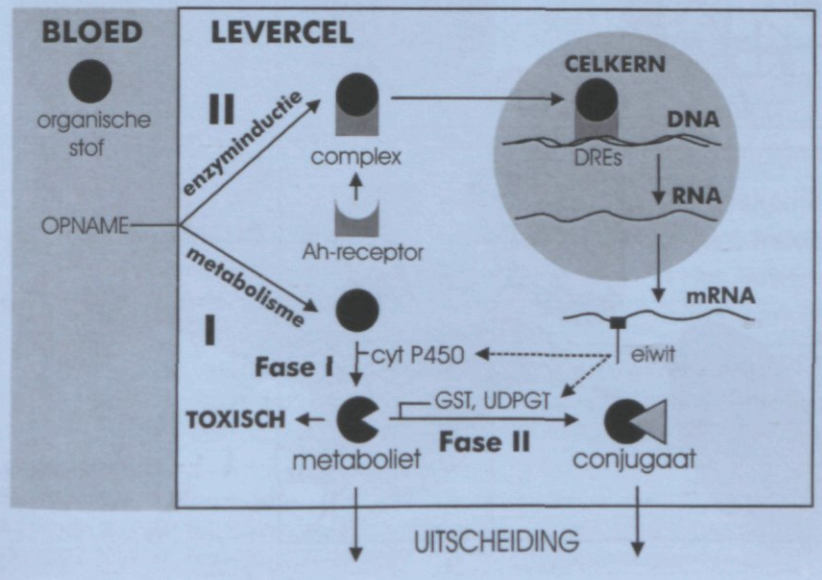
Biotransformatieproducten

De gehalten aan omzettingsproducten (metabolieten) van PAK's of chloorfenolen in gal blijken duidelijk verhoogd te zijn in vissen die recent aan deze stoffen zijn blootgesteld en zijn dus geschikt om als biomarker te gebruiken. Tijdens de fase I biotransformatie kunnen naast makkelijk uit te scheiden producten (detoxificatie) ook stoffen ontstaan die door hun hoge reactiviteit schadelijk kunnen zijn voor de cel (bioactivering). Deze reactieve omzettingsproducten kunnen binden aan eiwitten en DNA, waardoor de werking van enzymen of de overdracht van genetische informatie kan worden verstoord. De binding van reactieve metabolieten aan DNA kan zeer gevoelig geanalyseerd worden met een arbeidsintensieve, dure methode (de zogenaamde 32P postlabeling). Het DNA adductgehalte in de lever van vis blijkt een goede biomarker te zijn voor lange termijn blootstelling aan of mogelijke effecten van PAK's of andere kankerverwekkende stoffen.

Overige visbiomarkers

Naast de biomarkers die in het voorgaande zijn beschreven, bestaan nog andere biologische en biochemische responsen in vis die mogelijk als biomarker kunnen worden gebruikt[5]. Vooral de metallothioneïnen (indi-

Afb. 1: Versimpelde presentatie van het lot van een lichaamsvreemde stof in de lever.
DREs = dioxine responsieve elementen op het DNA
cyt P450s = cytochromen P450
GSTs = glutathion transferases
UDPGTs = UDP glucoronyl transferases



catie voor blootstelling aan zware metalen), sommige bloedparameters (bijvoorbeeld de serumtransaminases die na kortdurende blootstelling indicatief zijn voor schade aan weefsels en membranen), de neuromusculaire parameters (acetylcholine esterase wordt geremd na blootstelling aan specifieke organofosfor pesticiden), endocriene parameters (de vrouwelijke eileg-hormonen vitellogenine en zona radiata kunnen in mannelijke vis worden geactiveerd na blootstelling aan hormoonontregelende stoffen) en de morfologische parameters (histopathologie, relatief orgaangewicht en conditie factor) lijken geschikt te zijn als visbiomarkers om waterverontreiniging te beoordelen.

Classificatie van waterverontreiniging

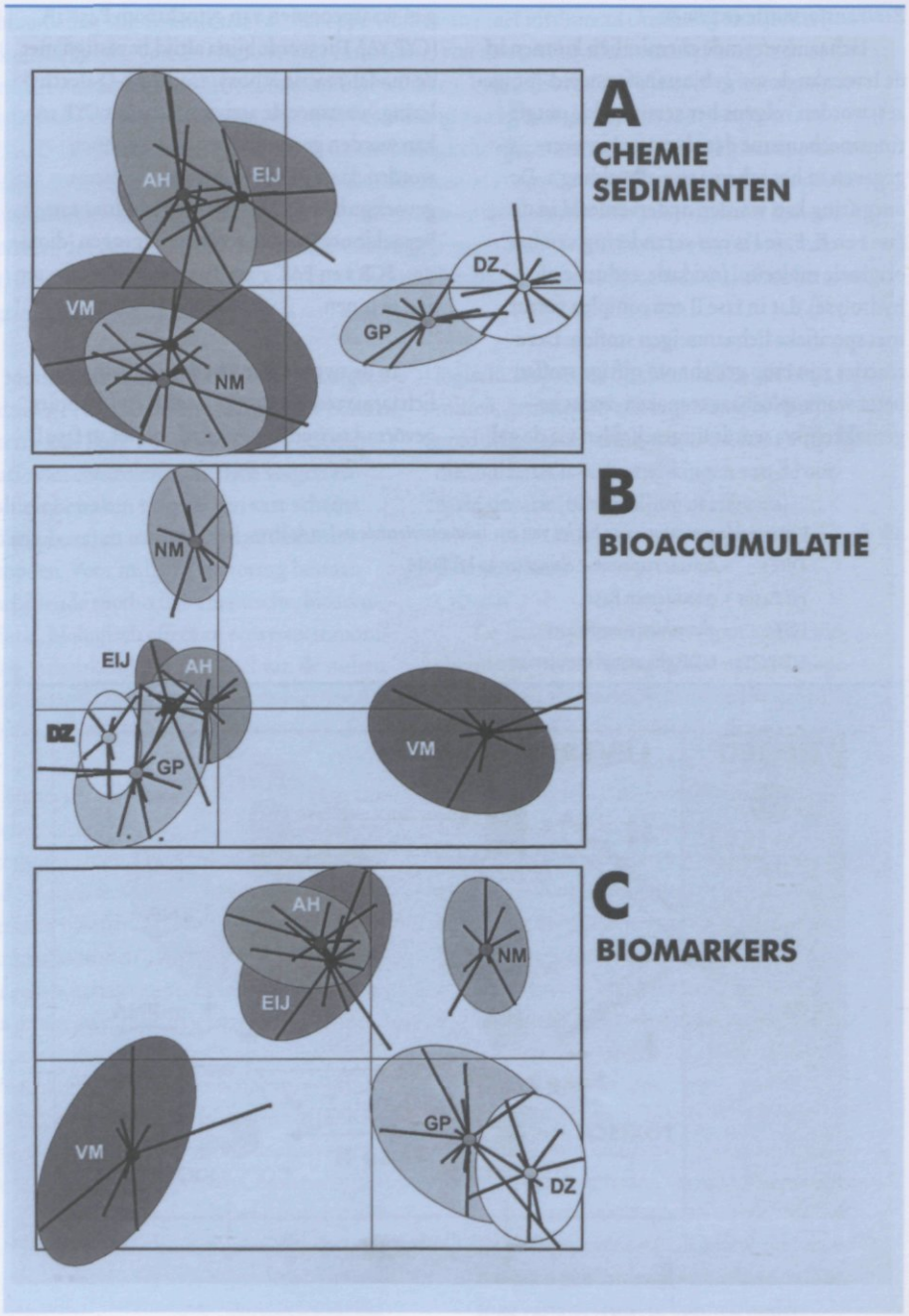
Het voornaamste doel van de meeste monitoringstudies is het schatten van de negatieve effecten van milieuverontreiniging op het ecosysteem. In de meeste gevallen wordt een classificatie van de verontreiniging van het oppervlaktewater gemaakt met gegevens van chemische monitoring (zware metalen, minerale olie, PCB's, bestrijdingsmiddelen en PAK's), die worden getoetst aan door Rijkswaterstaat opgestelde criteria. Naar onze mening is het onvoldoende om voor deze classificatie uitsluitend chemische monitoringsgegevens te gebruiken, omdat slechts een beperkt deel van de mogelijk giftige stoffen in het milieu beschouwd worden. Bovendien worden aspecten als biobeschikbaarheid, effecten van omzettingsproducten, het toxicologisch gedrag van stoffen en de combinatietoxiciteit van mengsels niet bij de beoordeling betrokken. Daarom moeten alternatieve toetsingen worden ontworpen, die gebaseerd zijn op zowel stofgehalten als op effecten van het in het milieu aanwezige mengsel.

In een experiment met wilde paling op zes locaties in Amsterdam werd het belang om effectgerichte methoden toe te passen bij de kwaliteitsbeoordeling duidelijk aangetoond. Op alle gegevens van dit onderzoek is een multivariante statistische toetsing (discriminant analyse) uitgevoerd, waarmee kwaliteitsverschillen tussen locaties konden worden aangetoond. Op grond van de gehalten aan minerale olie, PCB's, OCB's en PAK's in de sedimenten kon geen onderscheid worden gemaakt tussen de matig vervuilde (Nieuwe Meer, Amerikahaven en Afgesloten IJ) en de sterk vervuilde locatie (Volgermeerpolder), maar werd slechts onderscheid gemaakt tussen de schone locaties (Gaasperplas en Diemerzeedijk) en de rest (afbeelding 2a). Op grond van de gehalten aan PCB's en OCB's in de paling kon geen onderscheid worden gemaakt tussen de schone en de matig vervuilde locaties, maar werd alleen een onderscheid gemaakt tussen de sterk vervuilde locatie en de rest (afbeelding 2b). Alleen op basis van de biomarkers kon een significant onderscheid worden gemaakt tussen de schone, de matig vervuilde en de sterk vervuilde locaties (afbeelding 2c). De keuze voor de meest geschikte monitoringsmethode wordt natuurlijk bepaald door het doel van het onderzoek. Als het doel is om een beeld te krijgen van de algehele milieukwaliteit, zullen in de meeste gevallen integrale methoden nodig zijn (meestal een combinatie van chemische en biologische componenten). Een voorbeeld van zo'n integrale monitoring is de zogenaamde TRIADE-benadering die door het RIZA wordt gebruikt.

Conclusies

De duidelijkste conclusie die tot nu toe uit de vele biomarkeronderzoeken van de laatste jaren naar voren is gekomen, is dat fase I enzymen in de lever van vis een zeer gevoelige indicator zijn om blootstelling aan organische verontreinigingen aan te tonen. Sommige fase II parameters vertonen eveneens een respons, maar de gevoeligheid hiervan is veelal lager. De

Afb. 2: *Resultaten van multivariante statistiek (discriminant analyse) op een dataset van een onderzoek met paling uit Amsterdamse wateren.*
DZ = Diemerzeedijk, GP = Gaasperplas, NM = Nieuwe Meer, AH = Amerika haven, EIJ = Afgesloten IJ, VM = Volgermeerpolder)[2].
A. onderscheid tussen locaties op basis van chemische analyse van sedimenten.
B. onderscheid tussen locaties op basis van bioaccumulatie in paling.
C. onderscheid tussen locaties op basis van biomarkers in paling.



duidelijke responsen van PAK-metabolieten in de gal en de DNA-adducten in de lever van vis kunnen worden toegepast als biomarkers voor respectievelijk recente en lange termijn blootstelling aan PAK's. Ook andere parameters, zoals metallothioneïnen, bloedparameters, neuromusculaire parameters, endocriene parameters en morfologische parameters bieden mogelijkheden om als visbiomarkers gebruikt te worden, althans na een goede validatie in het veld. Omdat de responsen van biomarkers gevoelig zijn voor relatief lage concentraties giftige stoffen, kunnen zij worden toegepast bij een ecotoxicologische risicoschatting als vroege waarschuwing voor ziekmakende effecten. Bij een evaluatie van visbiomarkers aan de hand van de eerder vermelde zes criteria kwam naar voren dat op dit moment de best toepasbare biomarkers voor milieumonitoring de fase I enzymen, de PAK-metabolieten, hormoonontregelende effecten en genotoxische parameters zijn[4]. Bij de interpretatie van biomarkergegevens is het van groot belang om rekening te houden met 'misleidende' factoren die niet aan de milieukwaliteit zijn gerelateerd (onder andere leeftijd, geslacht, ziekte, dieet, migratie, seizoen, watertemperatuur) en die een duidelijk effect op veel biochemische parameters kunnen hebben.

LITERATUUR

1) Tonkes, M. en M. Ferdinandy (2001). Totaal-effluentbeoordeling: waarom, wat en wanneer. H_2O nr. 9, pag. 17-20.

2) Van der Oost R. (1998). Fish biomarkers for inland water pollution: an environmental field survey on the relationships between bioaccumulation and biochemical responses in freshwater fish. Proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam.

3) Van Gestel C. en T. van Brummelen (1996). Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology, calls for a redefinition of terms. Ecotoxicology nr. 5, pag. 217-225.

4) Van der Oost R., J. Beyer en Nico Vermeulen (2002). Fish biomarkers and environmental risk assessment: a review. Environ. Toxicol. Parmacol. submitted.

5) Stegeman J., M. Brouwer, T. Richard, L. Förlin, B. Fowler, B. Sanders en P. van Veld (1992). Molecular responses to environmental contamination: enzyme and protein systems as indicators of chemical exposure and effect. In 'Biomarkers: biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress'. Lewis Publishers Inc. pag. 235-335.

advertentie



Helden
ULTRAGRIP
koppelingen & flensadapters met groot diameterbereik en verwijderbare grippers

Tot 44 mm diameterbereik in één product
- Één maat voor alle gebruikelijke buismaterialen
- Vereenvoudigde magazijnopslag
- Eenvoudige maatkeuze voor installateurs
- Ideaal voor reparaties waar exacte buitendiameter niet bekend is

Gemakkelijk te veranderen in niet trekvast
- Het verwijderen van de grippers gaat eenvoudig en snel

Trekvast of niet-trekvast
- De keuze van de installateur!

Beschikbaar van DN 50 tot en met DN300

GPS Couplings B.V.,
P.O.Box 7036, 5980 AA Panningen,
Industrieterrein 22, 5981 NK, Panningen, The Netherlands.
Tel. +31-(0)77-3089444, Fax. +31-(0)77-3073367

E-mail: info@glynwedpipesystems-nl.com
http://www.helden-couplings.nl

an Etex GROUP company