

**Onderzoek naar de waterkwaliteit van Maas en Rijn in 1991 met behulp van de macro-  
evertibratensamenstelling op een kunstmatig substraat**

**H.A.M. Ketelaars, W. Hoogenboezem, J.E.M. Pouw en A.M.J.P. Kuijpers**

**Onderzoek naar de waterkwaliteit van Maas en Rijn in 1991  
met behulp van de macro-evertebratensamenstelling op  
een kunstmatig substraat**

**H.A.M. Ketelaars, W. Hoogenboezem, J.E.M. Pouw & A.M.J.P. Kuijpers**

**Projectgroep macro-evertebraten**

RIWA

Samenwerkende Rijn- en Maas-  
waterleidingbedrijven

Amsterdam 1993

## Inhoud

Samenvatting	5
Summary	7
1 Inleiding	9
2 Materiaal en Methoden	11
2.1 Bemonsteringsmethoden en verwerking van de monsters	11
2.1.1 Korven	11
2.1.2 Bemonsteringslocaties	11
2.1.3 Verwerking van de monsters	13
2.2 Verwerking van de gegevens	14
2.2.1 Algemeen	14
2.2.2 Dominante en subdominante soorten	14
2.2.3 Saprobie-index	15
2.2.4 Extented Trent Biotic Index	15
2.2.5 Diversiteitsindex	15
3 Resultaten en discussie	17
3.1 De Maas	17
3.1.1 Soortensamenstelling	17
3.1.2 Indices	22
3.1.3 Vergelijking van het kunstmatig substraat van kniekers met het kunstmatig substraat van stenen te Hastière	23
3.2 De Rijn	25
3.2.1 Soortensamenstelling	25
3.2.2 Indices	27
4 Algemene nabeschuiving	29
4.1 Methoden	29
4.2 Verwerking van de gegevens	29
5 Literatuur	31
Dankwoord	35

## Samenvatting

In 1991 is de waterkwaliteit van de Maas in Nederland en België en het Nederlandse deel van de Rijn beoordeeld met behulp van de macro-evertebratensamenstelling op een kunstmatig substraat van knikkers. Tevens is te Hastière (België) een kunstmatig substraat van grauwacke stenen vergeleken met het kunstmatig substraat van knikkers.

De beoordeling van de waterkwaliteit is op vergelijkbare wijze uitgevoerd als in de periode 1984-1989, i.e. aan de hand van de autecologie van de dominante taxa en met behulp van indices.

Waarschijnlijk als gevolg van de lage afvoer in 1991 is de kwaliteit van het Maaswater te Hastière ten opzichte van voorgaande jaren verslechterd. Dit blijkt uit het dominant vóórkomen van taxa met een hoge tolerantie voor organische verontreiniging en de daarmee samenhangende lage zuurstofwaarden en het nagenoeg ontbreken van taxa kenmerkend voor stromend water. Te Borgharen is er ten opzichte van voorgaande jaren geen sprake van een verandering van de zeer slechte situatie. De aanwezige macro-evertebratenfauna te Keizersveer indiceert dat de Maas hier belast is met organische stoffen, echter in mindere mate dan in Borgharen. De immigrant *Gammarus tigrinus* is ten opzichte van voorgaande jaren sterk in aantal toegenomen.

In de Rijn werd te Lobith en Vuren een sterke toename van *Corophium curvispinum* en *G. tigrinus* waargenomen. De effecten van deze uitbreidingen zijn niet eenduidig aan te geven. Enerzijds werden enkele taxa niet meer waargenomen. Anderzijds is het mogelijk dat te Lobith de geringe toename van chironomiden met een voorkeur voor het slibrijke habitat toe te schrijven is aan de toename van *Corophium*.

Het vergelijkend onderzoek van de twee typen kunstmatig substraat toonde aan dat de gevonden verschillen in soortensamenstelling en abundanties niet systematisch van aard en vaak niet significant waren en dat de waargenomen verschillen bij de beoordeling van de waterkwaliteit van minder belang waren.

Uit een algemene beschouwing van de gebruikte gegevensverwerking wordt geconcludeerd, dat met de beschrijving van de waterkwaliteitsontwikkelingen met behulp van de autecologie van de taxa een gedetailleerder beeld wordt verkregen dan met de beoordeling met behulp van de indices. In de toekomstige evaluaties dient de aandacht zich dan ook te richten op het gebruik van autecologische gegevens voor de beoordeling van de kwaliteit van Rijn- en Maaswater.

## Summary

### *Water quality of the Rivers Meuse and Rhine in 1991, assessed by macro-invertebrate composition on artificial substrates.*

In 1991 water quality in the Dutch and Belgian parts of the River Meuse and the Dutch part of the River Rhine was studied using macro-invertebrate composition on artificial substrates of glass marbles. In addition, at Hastière (Belgium), species composition on an artificial substrate of glass marbles was compared with species composition on grauwacke stones.

The assessment of water quality was studied using similar methods as were applied in the period 1984-1989 (Frantzen 1991). Information on water quality was derived from autecological knowledge of dominant species and from biological indices.

Compared to the previous period, a deterioration of water quality, indicated by dominance of species tolerant for organic pollution and concomitant low oxygen concentrations and the almost complete absence of rheophilic taxa, was observed in the River Meuse at Hastière. This situation can be explained from the low discharge in 1991. Near the Belgian-Dutch border at Borgharen water quality remains very poor. The macro-invertebrate composition at Keizersveer, the most downstream sampling point in the River Meuse, indicates a slightly better water quality. Compared to previous years the number of the immigrant *Gammarus tigrinus* at this sampling point had increased considerably.

At both sampling points in the River Rhine (Lobith and Vuren) a strong increase of *Corophium curvispinum* and *G. tigrinus* was observed. So far it is unclear what the consequences are for the other invertebrate species. A slight increase of chironomid species, which prefer a muddy substrate, may be related to the increased numbers of *Corophium* on the artificial substrate at Lobith. On the other hand some species disappeared.

The comparison of species composition and density on the artificial substrates of marbles and stones did not show significant differences.

From an evaluation of the data analysis used for water quality assessment studies, it is concluded that more information on water quality developments is gained from autecological information of the taxa than from calculating standard biological indices. Future assessments of river water quality, therefore, will have to be focussed on using autecological knowledge.

## 1 Inleiding

In Nederland worden de rivieren Rijn en Maas de laatste jaren steeds belangrijker als leveranciers van de grondstof voor de drinkwaterproductie (Van Breemen & Willemsen-Zwaagstra 1993). De kwaliteit van het oppervlaktewater van Rijn en Maas wordt door middel van een internationaal meetnet nauwlettend geobserveerd en gecontroleerd door de Samenwerkende Rijn- en Maaswaterleidingbedrijven (RIWA). Naast chemische, discontinue monitoring hecht de RIWA veel belang aan een biologische monitoring van het rivierwater. Met behulp van biologische waterkwaliteitsbeoordeling kan inzicht verkregen worden in het gezamenlijk effect van de vervuiling van verschillende stoffen. Daarnaast wordt, in tegenstelling tot chemische waterkwaliteitsbeoordeling, een indruk verkregen van de waterkwaliteit over een langere periode en van een groter gebied (Van Dam 1978).

De macro-evertebratenlevensgemeenschap leent zich goed voor een biologische waterkwaliteitsbeoordeling, omdat deze organismen een relatief lange levensduur hebben, variërend van enkele maanden tot enkele jaren, en omdat veel soorten een indicatieve waarde bezitten voor verschillende typen van verontreinigingen en morfologische veranderingen of hydrologische aanpassingen in de rivier.

Sinds 1983 wordt door de RIWA onderzoek gedaan naar de samenstelling van de macro-evertebratenlevensgemeenschappen in de Maas en het Nederlandse gedeelte van de Rijn. In de periode 1983-1989 zijn de macro-evertebraten met behulp van twee methoden bemonsterd: het gedurende drie maanden ophangen van een kunstmatig substraat van stenen en het verzamelen van exuviae (vervellingshuidjes) met behulp van een net. De resultaten van het onderzoek tot en met 1989 zijn gepresenteerd en besproken in Frantzen (1991).

Naast dit onderzoek is in 1989 een vergelijkend onderzoek naar twee kunstmatig substraten uitgevoerd te Borgharen met als doel het vergelijken van een kunstmatig substraat van knikkers, standaard gebruikt door het RIZA, met het kunstmatig substraat van stenen, zoals tot dan toe door de RIWA gebruikt werd. De resultaten zijn besproken in Ketelaars en Bij de Vaate (1992). Uit dit onderzoek bleek dat er geen systematische verschillen gevonden werden tussen de beide kunstmatig substraten. Aangezien het kunstmatig substraat met knikkers vele voordelen heeft, is door de projectgroep Macro-evertebraten besloten dit standaard te gebruiken. Tevens is besloten om de vergelijking tussen de twee typen kunstmatig substraten in 1991 te herhalen op het meest soortenrijke monsterpunt in de Maas, Hastière.

Naast deze vergelijking zijn in 1991 ten behoeve van de jaarlijkse monitoring, Hastière, Borgharen en Keizersveer in de Maas, en Lobith en Vuren in de Rijn met een kunstmatig substraat met knickers bemonsterd. In dit verslag worden beide onderzoeken besproken.

De RIWA projectgroep Macro-evertebraten bestond uit A. bij de Vaate, W. Hoogenboezem, H.A.M. Ketelaars en L.W.C.A. van Breemen.

## 2 Materiaal en methoden

### 2.1 Bemonsteringsmethoden en verwerking van de monsters

#### 2.1.1 Korven

Het kunstmatig substraat met knickers bestond uit een roestvrijstalen korf van geperforeerde plaat (inwendige afmeting: 20x20x20 cm, maaswijdte 11 mm) gevuld met glazen knickers met een doorsnede van  $20 \pm 1$  mm. Op de bodem van de korf was gaas (maaswijdte 2 mm) aangebracht om verlies van organismen tijdens het uit het water halen te beperken. De korven werden met circa 1200 knickers gevuld. Het te koloniseren oppervlak bedroeg circa 7000 cm<sup>2</sup>. Voor een uitgebreide beschrijving zie Bij de Vaate & Greijdanus-Klaas (1990).

De korven werden op alle plaatsen in duplo weggehangen.

#### 2.1.2 Bemonsteringslocaties

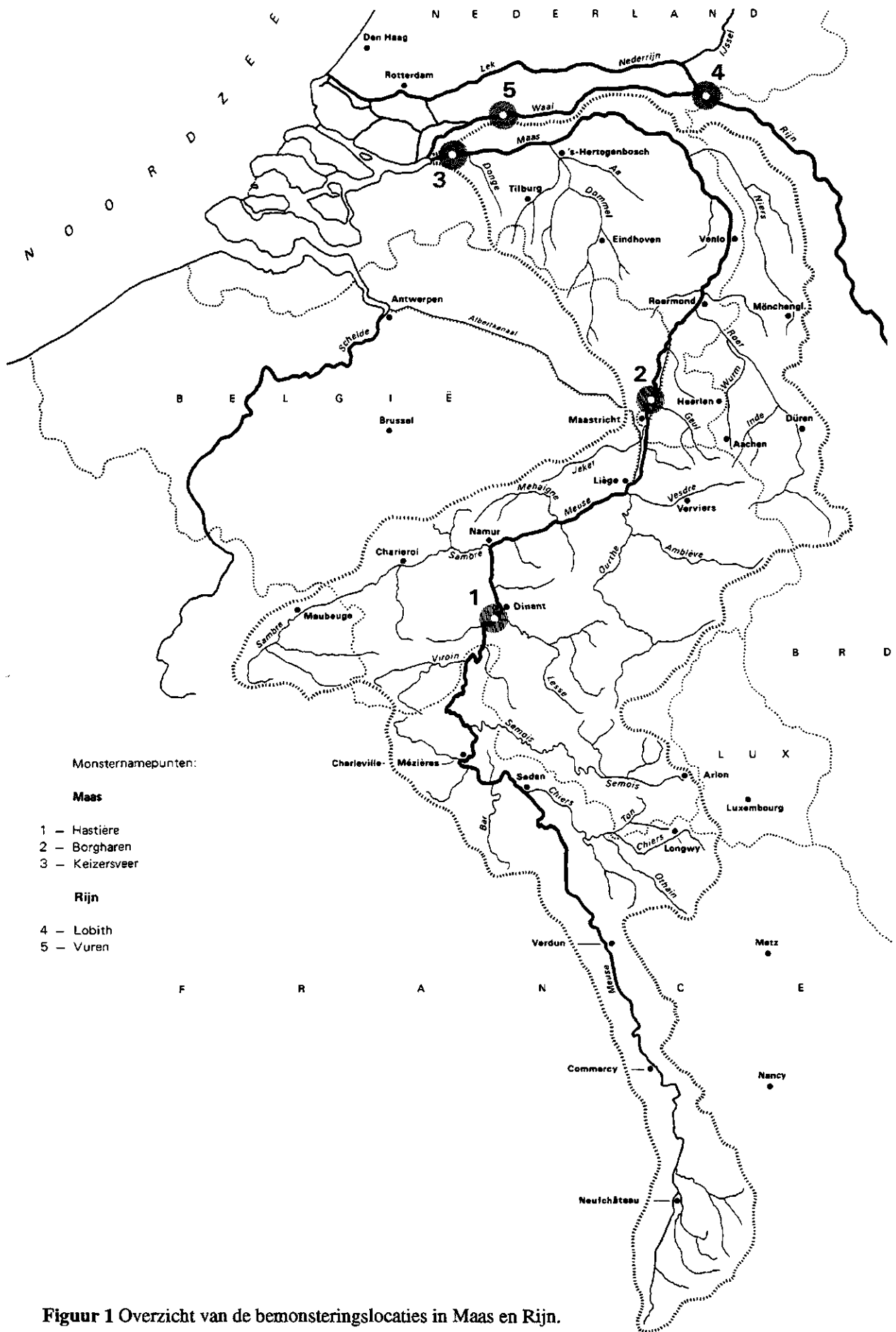
In figuur 1 staan de bemonsteringslocaties in Maas en Rijn weergegeven.

##### Maas

Te Hastière (km 489 ) werden de korven aan de strekdam, circa 0.5 m boven de bodem, bovenstrooms van de stuw opgehangen van 4 juni tot en met 3 september. In Borgharen (km 624) werden de korven bovenstrooms van de stuw aan een boei midden in de stroomgeul van de rivier bevestigd in de periode 4 juni-5 september. Deze korven waren voorzien van 30 cm lange poten met een bodemplaat om wegzakken in het slib te voorkomen. In Keizersveer (km 855) werden de korven aan het bemonsteringsplatform, circa 0.5 m boven de bodem gehangen. De kolonisatieperiode liep van 5 juni tot en met 10 september.

Voor het vergelijkend onderzoek werden te Hastière tevens twee korven met stenen opgehangen aan de strekdam, circa 0.5 m boven de bodem. Dit kunstmatig substraat bestond uit een staaldraadkorf (Vink, Lisse; inwendige afmetingen (lxbxh): 36.5x27.5x23 cm; draaddikte: 2 mm; maaswijdte: 20 mm) gevuld met grauwacke stenen. De korven werden met 20 stenen gevuld met een totale oppervlakte van 7000-7500 cm<sup>2</sup>.





Figuur 1 Overzicht van de bemonsteringslocaties in Maas en Rijn.

## Rijn

De korven met knickers voor de bemonsteringspunten Lobith en Vuren waren bevestigd op een staaldraadmand (Vink, Lisse, lxbxh: 36.5 x 27.5 x 23 cm) met erin een basaltblok van circa 25 kg om te voorkomen dat de korf in het slib zou wegzakken en om aan de korf een stabiele positie te verzekeren. Het bemonsteringspunt Lobith bevond zich te Millingen a/d Rijn (km 866). De korven werden aan een vastgemeerd schip (lengte: 55 m) opgehangen. Korf 1 werd bevestigd aan de achtersteven (waterpeil 3.50 m) en korf 2 aan de boeg (waterpeil 2.10 m). Het schip was niet volledig gefixeerd.

Te Vuren (km 955) werden de korven aan de palen van het RIZA meetstation bevestigd. Korf 1 hing ten opzichte van de stroom in de luwte, terwijl korf 2 meer in de stroming hing. Het waterpeil was op het moment dat de korven opgehangen werden 2.75 m.

De korven werden in de periode van 30 mei tot en met 21 augustus 1991 in de rivier geëxposeerd.

### 2.1.3 Verwerking van de monsters

Na het verstrijken van de kolonisatieperiode werden de korven met knickers langzaam uit het water getild, dit ter beperking van het verlies van organismen die zich niet aan het substraat vasthechten, maar zich vrij bewegend in de interstitiële ruimten bevinden. De organismen werden boven een 300 µm zeef van de knickers gespoeld. Tricladida werden geselecteerd, vervolgens koel (ca. 5°C) en donker bewaard en binnen 24 uur gedetermineerd. De overige organismen werden per gemakkelijk te onderscheiden groep uitgezocht en geconserveerd in 80% ethanol.

De korven met stenen werden eveneens op de hierboven beschreven wijze uit het water getild en in een bak geplaatst, waarna de stenen afgespoeld en voorzichtig afgeborsteld werden met een borstel. Het water werd gezeefd over een 300 µm zeef. Vervolgens werden de Tricladida geselecteerd, koel (ca. 5°C) en donker bewaard en binnen 24 uur gedetermineerd. De overige organismen werden per gemakkelijk te onderscheiden groep uitgezocht en geconserveerd in 80% ethanol.

Van de korven uit de Rijn is met behulp van het toestel van Kott (Kott 1953) van elk monster een submonster (1/10) genomen. Uit deze submonsters werden alle te onderscheiden organismen verzameld en overgebracht in aparte potjes. De monsters uit de Maas zijn zoveel mogelijk in het veld uitgezocht. Van de organismen, aanwezig in aantallen groter dan 100, werden 100 exemplaren gedetermineerd. De overige werden geteld. De determinatie geschiedde, voor zover mogelijk, tot op soortniveau. Wanneer in plaats van het totaal aantal organismen per korf een submonster werd

gedetermineerd, zijn de gegevens omgerekend naar het totaal aantal organismen per korf. Van de monsters van de Maas is van alle gedetermineerde organismen (behalve de niet te conserveren platwormen) minimaal één exemplaar bewaard en achteraf op de juiste determinatie gecontroleerd door een tweede deskundige. Twee chironomiden zijn gecontroleerd door H.K.M. Moller Pillot. De monsters van de Rijn zijn tegelijkertijd door twee deskundigen gedetermineerd. De determinatieliteratuur is met een \* gemarkeerd in de literatuurlijst. Al het verzamelde materiaal is bewaard.

## 2.2 Verwerking van de gegevens

### 2.2.1 Algemeen

Bij het bepalen van het aantal soorten zijn de poppen niet meegeteld. Voor het bepalen van het totale aantal individuen telden de poppen wel mee.

*Erpobdella* sp. is niet meegeteld als een aparte soort indien in hetzelfde monster *Erpobdella* tot op de soort gedetermineerd kon worden, omdat deze exemplaren te klein waren om te kunnen determineren en dan zeer waarschijnlijk tot dezelfde soort behoren. *Dugesia lugubris/polychroa* is niet als aparte soort geteld als er in hetzelfde monster *D. lugubris* aanwezig was. Uiteraard zijn de aantallen wel meegeteld bij het bepalen van het totale aantal individuen.

### 2.2.2 Dominante en subdominante soorten

In navolging van Frantzen (1991) werd een soort beschouwd als dominant, wanneer het aantal individuen van die soort meer dan 20% van het totaal aantal individuen uitmaakte:

$$N_{\text{dominant}} > N_{\text{totaal}}/5$$

en subdominant wanneer het aantal individuen van die soort meer was dan 20% van het resterende aantal soorten:

$$N_{\text{subdominant}} > (N_{\text{totaal}} - N_{\text{dominant}})/5.$$

Dominante en subdominante soorten zijn alleen bepaald van het totale monster (de twee korven gezamenlijk).

### 2.2.3 Saprobie-index

De saprobie-index is berekend volgens Sládeček (1973):

$$S = \frac{\sum_{i=1} s_i * G_i * h_i}{\sum_{i=1} G_i * h_i}, \text{ waarbij:}$$

$S$  = de saprobie-index van de betreffende locatie,  
 $s_i$  = de 'saprobic index' van de  $i^{\text{de}}$  soort,  
 $G_i$  = de indicatieve gewichtsfactor van de  $i^{\text{de}}$  soort (range 1-5),  
 $h_i$  = de abundantie waarin de organismen voorkomen. In dit rapport wordt de indeling van Moller Pillot (1971) gebruikt:  $h=1$ : 1-5 ex.;  $h=2$ : 6-10 ex.;  $h=3$ : 11-50 ex.;  $h=4$ : 51-100 ex.;  $h=5$ : 101-500 ex.;  $h=6$ : 501-1000 ex.;  $h=7$ : >1001 ex.

De saprobie-index is zowel bepaald van elk submonster als van het gezamenlijk monster. De saprobie-index-schaal loopt van 1-4, waarbij

- 1-1.5 : oligosaproob
- 1.5-2.5: beta-mesosaproob
- 2.5-3.5: alfa-mesosaproob
- 3.5-4 : polysaproob

### 2.2.4 Extended Trent Biotic Index

De ETBI is bepaald volgens Woodiwiss (1977). De volgende determinatielimieten zijn hierbij aangehouden:

Plathyhelminthes: soort	Ephemeroptera: soort (excl. <i>Baetis rhodani</i> )	
Annelida (excl. genus <i>Nais</i> )	<i>Baetis rhodani</i>	<i>Chironomus thummi</i>
Hirudinea : soort	Simuliidae	Diptera: elke andere soort
Mollusca: soort	Trichoptera: familie	Coleoptera: soort
Crustacea: soort	Neuroptera: soort	Hydracarina: soort
Plecoptera: soort	Chironomidae (excl. <i>Chironomus thummi</i> )	

In Frantzen (1991) zijn de Oligochaeta en Naididae als één groep beschouwd, omdat de oligochaeten in dat onderzoek niet altijd tot op familie gedetermineerd waren. Om een vergelijking van de resultaten mogelijk te maken zijn ook in dit onderzoek de Oligochaeta en Naididae als één groep beschouwd (ondanks dat ze nu wel onderscheiden zijn).

De ETBI is zowel van elke korf apart als van beide korven van één locatie bepaald.

### 2.2.5 Diversiteitsindex

De diversiteitsindex I is bepaald volgens Margalef (1968):

$$I = (Sp-1) / \ln N$$

Omdat in voorgaande jaren Oligochaeta niet altijd tot op soort of genus gedetermineerd zijn, zijn bij de diversiteitsindex berekeningen, in navolging van Frantzen (1991), alleen de families betrokken.

De diversiteits-index is zowel bepaald van elk submonster apart als van het gezamenlijk monster.

### 3 Resultaten en discussie

#### 3.1 De Maas

##### 3.1.1 Soortensamenstelling

In tabel 1 staan de gevonden taxa met hun aantallen op de verschillende locaties en in tabel 2 staan de dominante en subdominante taxa weergegeven.

**Tabel 1** Aantal macro-evertebraten op het kunstmatig substraat van knickers (knik) en grauwacke stenen (steen) in de Maas in 1991.

		Hastière		Hastière		Borgharen		Keizersveer		
		Knik	Knik	Steen	Steen	Knik	Knik	Knik	Knik	
<b>Tricladida</b>	<i>Dendrocoelum lacteum</i>			1	1					
	<i>Dugesia tigrina</i>			19	1	1				
	<i>Dugesia lugubris</i>		9							
	<i>Dugesia lugubris / polychroa</i>	5	112	88	31			3	1	
<b>Oligochaeta</b>	<i>Nais variabilis</i>	1					2			
	<i>Ophidonais serpentina</i>			1						
	<i>Stylaria lacustris</i>								122	
	<i>Limnodrilus claparedeianus</i>							1		
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>			4				3		
	<i>Quistadrilus multisetosus</i>					1		4		
	Tubificidae indet. m. haarch.							1		
	Tubificidae indet. z. haarch.	4		2		1		5		
	<b>Hirudinea</b>	<i>Erpobdella octoculata</i>	201	69	62	15	170	126	57	47
		<i>Erpobdella spec.</i>	11	13	6		38		19	37
<i>Glossiphonia complanata</i>		2	1			6	27	2	3	
<i>Glossiphonia heteroclita</i>		2	5	5		35	12	1		
<i>Helobdella stagnalis</i>		19	2	25	1	229	407	8		
<i>Hemicleipsis marginata</i>		1		1		5	2			
<i>Piscicola geometra</i>			2	1		6	2			
<b>Bivalvia</b>	<i>Dreissena polymorpha</i>	50	356	349	590	2		11300	8350	
	<i>Sphaerium spec.</i>		3	1						
<b>Gastropoda</b>	<i>Bithynia tentaculata</i>	298	691	96	83	1		13	18	
	<i>Potamopyrgus jenkinsi</i>								1	
	<i>Radix peregra</i>							1	2	
	<i>Valvata piscinalis</i>		2			2	1	8	70	
<b>Acarina</b>	n.n								1	
<b>Decapoda</b>	<i>Orconectes limosus</i>		1	2						
<b>Amphipoda</b>	<i>Corophium curvispinum</i>	105	191	143	114					
	<i>Echinogammarus berilloni</i>	10	2	3	3					
	<i>Gammarus fossarum</i>	1								
	<i>Gammarus pulex</i>	1	1							
	<i>Gammarus tigrinus</i>							3950	1700	
<b>Isopoda</b>	<i>Asellus aquaticus</i>	50	114	187	133	460	1114	1	2	
	<i>Proasellus meridianus</i>							4	2	
<b>Ephemeroptera</b>	<i>Caenis horaria</i>							2	3	
	<i>Caenis luctuosa</i>			11	8					
<b>Odonata</b>	<i>Calopteryx virgo</i>			2						
	<i>Platynemis pennipes</i>			1						
<b>Neuroptera</b>	<i>Sisyra spec.</i>		1	6	6			1		
<b>Chironomidae</b>	Tanypodinae					2	3			
	<i>Procladius s.a.</i>									
	<i>Rheopelopia spec.</i>		1	24	16			2		
<b>Orthocladinae</b>	Tanypodinae				1					
	<i>Cricotopus bicinctus</i>							2		
	<i>Nanocladius bicolor</i>	1		6	8			80	8	

Tabel 1 (vervolg)

	Hastière		Hastière		Borgharen		Keizersveer		
	Knik	Knik	Steen	Steen	Knik	Knik	Knik	Knik	
Chironomini								1	
	<i>Nanocladius</i> (pop)								
	<i>Chironomus</i> f.l. <i>reductus</i>				4				
	<i>Dicrotendipes</i> gr. <i>nervosus</i>	67	86	450	364	62	11	646	424
	<i>Dicrotendipes nervosus</i> (pop)		8	24	1	6			10
	<i>Dicrotendipes pulsus</i> (pop)							27	
	<i>Endochironomus albipennis</i>								2
	<i>Endochironomus albipennis</i> (pop)							4	1
	<i>Glyptotendipes</i> spec.	1361	391	2300	1540		1	34	36
	<i>Glyptotendipes pallens</i> (pop)	37	24	42	3			1	
	<i>Glyptotendipes paripes</i> (pop)	1							
	<i>Microtendipes chloris</i> agg.			6					
	<i>Parachironomus</i> gr. <i>arcuatus</i>		5	24	32	29		2	
	<i>Parachironomus bianJarc.</i> (pop)					4			
	<i>Parachironomus frequens</i> (pop)								8
<i>Parachironomus</i> gr. <i>longiforceps</i>			6	4					
<i>Xenochironomus xenolabis</i>							52	33	
<i>Xenochironomus xenolabis</i> (pop)								2	
Tanytarsini				4					
<i>Tanytarsus</i> spec.				4					
Trichoptera	<i>Cyrnus trimaculatus</i>	1		5	9				
	<i>Ecnomus tenellus</i>	25	15	242	194	1		161	127
	<i>Neureclepsis bimaculata</i>	1	30						

Tabel 2 Dominante en subdominante taxa op kunstmatig substraat in de Maas in 1991.

Monsterpunt	Dominante taxa	Subdominante taxa
Hastière (knikkers)	<i>Bithynia tentaculata</i>	<i>Dreissena polymorpha</i>
	<i>Glyptotendipes</i> sp.	
Hastière (stenen)	<i>Glyptotendipes</i> sp.	<i>Dreissena polymorpha</i>
		<i>Dicrotendipes</i> gr. <i>nervosus</i>
Borgharen	<i>Helobdella stagnalis</i>	<i>Dicrotendipes</i> gr. <i>nervosus</i>
	<i>Asellus aquaticus</i>	
Keizersveer	<i>Gammarus tigrinus</i>	<i>Dicrotendipes</i> gr. <i>nervosus</i>
	<i>Dreissena polymorpha</i>	

### Hastière

Te Hastière waren *Bithynia tentaculata* en *Glyptotendipes* sp. op knikkers en *Glyptotendipes* sp. op stenen dominant.

*Glyptotendipes* sp. betreft zeer waarschijnlijk *G. pallens*, omdat de gedetermineerde *Glyptotendipes*-poppen op één na tot deze soort behoorden. In het algemeen komt *Glyptotendipes* voor in detritusrijke sedimenten van allerlei soorten wateren (Pinder & Reiss 1983). Het geslacht *Glyptotendipes* komt voor bij lage stroomsnelheden (Berg 1948; Smit & Gardeniers 1986). *G. pallens* is zeer algemeen, zowel op planten als op vast substraat in voedselrijk water (Moller Pillot & Buskens 1990). *Bithynia tentaculata* komt voornamelijk voor op stenen in de oeverzone (Peeters 1988), in langzaam stromende tot stilstaande delen van de rivier met een rijke vegetatie (Van Benthem Jutting 1959). Detritus is een belangrijk bestanddeel van het voedsel. De soort komt niet voor in sterk verontreinigd water (Jansen & de Vogel 1965). Op de knikkers was deze

slak dominant, op de stenen waren hoge aantallen aanwezig. In de periode 1984-1989 werd de slak ook aangetroffen, echter slechts in lage aantallen.

De subdominante taxa te Hastière waren *Dreissena polymorpha* en *Dicrotendipes* sp. Enkele taxa die in 1991 in hoge aantallen aanwezig waren zijn *Erpobdella octoculata*, *Dugesia lugubris* en *Asellus aquaticus*.

*Dicrotendipes* sp. is een algemeen verspreid geslacht in Europa in zowel stilstaand als stromend water (Moller Pillot 1984). Te Hastière betreft het zeer waarschijnlijk *Dicrotendipes nervosus*, omdat alle gevonden *Dicrotendipes*-poppen tot deze soort behoorden. *D. nervosus* komt vooral voor in grote tot zeer grote eutrofe of hypertrofe wateren. Bij een redelijke zuurstofvoorziening is het één van de meest tolerante chironomiden. De larve leeft in slibkokertjes op stenen en planten (Moller Pillot & Buskens 1990). *Glyptotendipes* was dominant op zowel stenen als kniekers. In 1985 en 1986 was deze chironomide ook dominant. Beide jaren zijn door Frantzen (1991) gekarakteriseerd als jaren met een hogere organische verontreiniging.

*E. octoculata* komt zowel in langzaam als stromend water voor. Het voedsel bestaat uit oligochaeten, chironomiden en kleine kreeftachtigen (Dresscher & Higler 1982). Deze bloedzuiger is ongevoelig voor ammoniak-, pH-, zuurstof- en temperatuurschommelingen en wordt kenmerkend geacht voor de alfa-mesosaprobe zone (Moller Pillot 1971).

*D. lugubris* is een specifieke platworm van kleine eutrofe wateren (Den Hartog & van der Velde 1973). Ball en Reynoldson (1981) geven als karakteristiek milieu de warme poelen en meren.

*A. aquaticus* is een euryoek organisme: het tolereert aanzienlijke temperatuurfuctuaties en is euryhalien vanwege actieve osmotische regulatie (Birstein 1951). *A. aquaticus* eet plantaardig materiaal, zoals diatomeeën en dode bladeren (Birstein 1951) en bacteriën (Hynes 1960). De zoetwaterpissebed mijdt stroming (Wesenberg-Lund 1939) en is tolerant voor lage zuurstofspanningen en organische verontreiniging (Hawkes 1979). Het aantal *Corophium curvispinum* is ten opzichte van 1989 afgenomen. Hastière is het enigste monsterpunt in de Maas waar deze recente immigrant werd aangetroffen. In tegenstelling tot de Rijn is er in de Maas nog geen sprake van een snelle verspreiding en explosieve groei.

Het vóórkomen van bovengenoemde taxa in hoge aantallen betekent een verschil met de meeste voorgaande jaren. De gevonden taxa zijn alle ongevoelig voor verontreinigingen en komen voornamelijk voor in stilstaand tot langzaam stromend water.

Naast het vóórkomen van bepaalde taxa kan het ontbreken van taxa ook betekenis hebben. Te Hastière werden in voorgaande jaren vaak verschillende soorten koker-



juffers (Trichoptera) in hoge(re) aantallen aangetroffen. In 1991 is dit in mindere mate het geval. De talrijkste kokerjuffer *Ecnomus tenellus* komt voor in stilstaand en langzaam stromend water (Ulmer 1909; Lepneva 1964), tussen waterplanten, op stenen en sponzen (Edington & Hildrew 1981). Hieruit blijkt dat deze soort niet specifiek gebonden is aan stromend water en daardoor mogelijk minder eisen stelt aan de zuurstofvoorziening.

Samenvattend kan de kwaliteit van het Maaswater te Hastière gekenschetst worden als verslechterd ten opzichte van voorgaande jaren. Deze verslechtering is af te leiden uit het dominant vóórkomen van taxa met een hoge tolerantie voor organische verontreiniging en de daarmee samenhangende lage zuurstofwaarden. Deze situatie kan als volgt verklaard worden:

In 1991 vertoonde de Maas in de zomerperiode een bijzonder lage afvoer. Als gevolg hiervan heeft het water in de stuwpannen gedurende langere tijd stilgestaan. Gezien het eutrofe karakter van de Maas zal onder deze omstandigheden veel biomassa gevormd zijn. Onder dergelijke omstandigheden ontstaan tijdens de groeifase sterk wisselende zuurstofgehalten en bij het afsterven ontstaat een sterke organische belasting met daarmee samenhangende lage zuurstofgehalten. Daarnaast hebben de lozingen van huishoudelijk en industrieel afvalwater door het verbruik van zuurstof een direct effect op de waterkwaliteit. In deze context dient opgemerkt te worden dat uit de bespreking van de resultaten van het RIWA meetnet is gebleken dat het gehalte aan organisch koolstof van het Maaswater in de bovenloop de afgelopen jaren gestaag is gestegen. In 1991 werd zowel te Remilly als te Tailfer de RIWA-A grenswaarde (4 mg/l) overschreden (RIWA, 1992). Door de geringe afvoer heeft geen reaeratie van het water plaatsgevonden, waardoor bovengenoemde situatie verder kon verslechteren. Een andere indicatie voor de verslechterende waterkwaliteit in 1991 is het feit dat het ammoniumgehalte te Remilly de RIWA-A grenswaarde (0.2 mg/l N) overschreed. Te Tailfer was sprake van een significante verhoging van het jaargemiddelde (RIWA, 1992).

Geconcludeerd kan worden dat de Maas te Hastière zich in een wankel evenwicht bevindt. Doorgaans is dit monsterpunt gekarakteriseerd als minder verontreinigd. De situatie in 1991 laat echter zien dat de waterkwaliteit bij minder waterafvoer snel kan verslechteren.

### **Borgharen**

De dominante soorten te Borgharen waren *Helobdella stagnalis* en *Asellus aquaticus*. *A. aquaticus* behoort sinds het begin van het RIWA-onderzoek tot de (sub)dominante soorten te Borgharen (Frantzen 1991). *H. stagnalis* behoort voor de eerste keer tot de (sub)dominante soorten. Deze bloedzuiger is een euryoeke soort, vaak talrijk aanwezig

in matig tot sterk verontreinigd stromend water (Bennike 1943; Dresscher & Higler 1982). Het voedsel bestaat uit chironomiden en zoetwaterpissebedden (Bennike 1943). *H. stagnalis* kent broedzorg: de jongen worden, nadat ze uit het ei gekomen zijn, enige tijd op de buikwand meegedragen. Het hoge aantal van deze soort dat gevonden is te Borgharen is geflatteerd door het feit dat er veel jonge exemplaren gevonden zijn. Waarschijnlijk zijn de jongen losgekomen van de buikwand van de ouderexemplaren bij het conserveren in ethanol.

*E. octoculata*, een bloedzuiger die te Borgharen altijd in hoge aantallen aanwezig was, was in 1991 subdominant. Van de Chironomidae waren *Dicrotendipes nervosus* en *Parachironomus* gr. *arcuatus* in de hoogste aantallen aanwezig. Beide taxa zijn in het verleden te Borgharen veelvuldig aangetroffen (Frantzen 1991). Een soort die in voorgaande jaren regelmatig gevonden werd, maar in 1991 ontbrak, is *Nanocladius bicolor*. *N. bicolor* is een bewoner van planten en stenen, zowel bij goede als middelmatige waterkwaliteit (Moller Pillot 1984b; Moller Pillot & Buskens 1990). Vierde larvestadia kunnen tot november gevonden worden (Moller Pillot & Buskens 1990), zodat ze potentieel wel aanwezig hadden kunnen zijn.

Ten opzichte van voorgaande jaren zijn er slechts kleine veranderingen opgetreden. Deze veranderingen wijzen in de richting van een verslechtering van de waterkwaliteit. De conclusie van voorgaande jaren, dat het ecosysteem hier danig is aangetast, blijft dan ook staan; de situatie is nog verre van gezond.

Opgemerkt dient te worden dat te Borgharen *Quistadrilus multisetosus* gevonden is. Deze borstelworm was tot nu toe bekend onder de naam *Peloscolex ferox* (Verdonschot, pers. meded., 1992). Volgens het overzicht in Frantzen (1991), waarin een overzicht gegeven wordt van alle tot nu toe gevonden soorten in de Maas, is deze borstelworm nog niet eerder in de Maas aangetroffen. Dit betekent uiteraard niet dat deze soort niet voorkwam, omdat oligochaeten vaak niet tot op soort gedetermineerd worden. *Quistadrilus multisetosus* (*Peloscolex ferox*) is bekend vanuit de IJssel (van Urk, 1978). Deze soort komt in een brede range van habitats voor, maar wordt in de grootste dichtheden in organisch verontreinigde milieus gevonden (Stimpson *et al.* 1982).

### **Keizersveer**

In Keizersveer waren in 1991 *Dreissena polymorpha* en *Gammarus tigrinus* de dominante soorten. Beide soorten zijn in de afgelopen jaren veelvuldig aangetroffen (Frantzen 1991). De aantallen *G. tigrinus* nemen gedurende de laatste jaren gestaag toe. Dit is ook het geval met *D. polymorpha*, zij het in mindere mate. In 1991 zijn dezelfde

soorten uit de familie der Chironomidae en de orde der Trichoptera, in ongeveer gelijke aantallen, gevonden als in de periode 1983-1989.

De situatie te Keizersveer is vergelijkbaar met die van voorgaande jaren. De aanwezige macro-evertebratenfauna indiceert dat de Maas te Keizersveer belast is met organische stoffen, echter in mindere mate dan in Borgharen.

Het is nog onduidelijk wat het toenemend aantal *G. tigrinus* voor effect heeft op de overige fauna.

### 3.1.2 Indices

Om op een relatief eenduidige en eenvoudige manier een indruk te verkrijgen van de waterkwaliteit in de rivier zijn velerlei zogenaamde indices ontwikkeld. Ten behoeve van de evaluatie van de RIWA-gegevens van de periode 1983-1989 is een keuze gemaakt uit het grote scala aan methoden (Frantzen 1991). Om een vergelijking van de in bovengenoemde evaluatie berekende indices met de gegevens van 1991 mogelijk te maken, zijn in dit rapport dezelfde indices berekend. In tabel 3 staan de berekende indices weergegeven.

Tabel 3 Overzicht van de verschillende index waarden op de verschillende locaties in de Maas in 1991.

	Saprobie-index			Extended Trent Biotic index			Diversiteitsindex		
	submon-ster 1	submon-ster 2	gezaamen-lijk	submon-ster 1	submon-ster 2	gezaamen-lijk	submon-ster 1	submon-ster 2	gezaamen-lijk
Hastière (knikkers)	2.35	2.27	2.23	8	9	9	2.59	3.00	3.45
Hastière (stenen)	2.52	2.51	2.53	9	8	9	3.60	2.61	3.71
Borgharen	2.63	2.73	2.69	7	6	7	2.3	2.15	2.52
Keizersveer	2.37	2.25	2.34	8	8	8	2.16	2.04	2.45
							2.46*	2.41*	2.79*

\*: zonder *Dreissena polymorpha*

### Saprobie-index

De saprobie-index is zowel berekend voor de afzonderlijke monsters per locatie, als voor het gezamenlijk monster van die locatie.

De saprobie-index van de afzonderlijke monsters per locatie vertoont weinig verschil. Er is een verschil tussen de saprobie-index van het kunstmatig substraat met stenen met dat van knikkers. Dit verschil is te herleiden tot het vóórkomen van enkele soorten met een lage saprobie-index op het substraat met knikkers. Aangezien het slechts gaat over enkele exemplaren dient hier niet te veel betekenis aan gehecht te worden.

Vergeleken met de voorgaande jaren (Frantzen 1991) is de saprobie-index te Hastière hoog, hetgeen duidt op een verslechterende situatie. Dit is ook reeds duidelijk naar voren gekomen bij de beschrijving van de autecologie van de aangetroffen macro-evertebraten. Te Borgharen en Keizersveer liggen de indexwaarden in de range, zoals in voorgaande jaren waargenomen.

#### **Extended Trent Biotic Index**

De tendens van de ETBI, zoals in de afgelopen jaren gevonden (Hastière de hoogste, Borgharen de laagste waarden), wordt ook in 1991 gevonden. De index te Borgharen is in 1991 relatief hoog. Evenals in 1987 wordt deze hoge index waarde veroorzaakt door het vóórkomen van enkele kokerjuffers. Deze twee (hoge) index waarden zijn dientengevolge geflatteerd en demonstreren een zwak van de methode.

#### **Diversiteitsindex**

De diversiteitsindex geeft bij Hastière de hoogste waarde. Borgharen en Keizersveer zijn gelijk. Indien *Dreissena polymorpha*, de dominante soort te Keizersveer, niet betrokken wordt in de berekening, heeft Keizersveer een hogere waarde.

### **3.1.3 Vergelijking van het kunstmatig substraat van knikkers met het kunstmatig substraat van stenen te Hastière**

In tabel 1 staan de resultaten van de vergelijking van het kunstmatig substraat van stenen met het kunstmatig substraat van knikkers weergegeven. De aantallen binnen één duplo monster verschilden soms sterk. Deze relatief grote spreiding is ook gevonden in een uitgebreid onderzoek van Bij de Vaate en Greijdanus-Klaas (1990) naar verschillende aspecten, waaronder reproduceerbaarheid van bepalingen met kunstmatig substraat van knikkers en bij een vergelijking van een kunstmatig substraat van knikkers met één van grauwacke stenen (Ketelaars & Bij de Vaate 1992).

Globaal bekeken is de samenstelling van de levensgemeenschap op de beide substraten gelijk. Enkele opvallende verschillen zijn, dat op de knikkers *Caenis luctuosa* en twee Odonata niet gevonden zijn. Op de stenen zijn daarentegen twee *Gammarus* soorten, *Valvata piscinalis*, *Neureclepsis bimaculata* en *Glossiphonia complanata* niet gevonden. In alle gevallen, behalve bij *N. bimaculata* en *C. luctuosa*, betrof het zeer lage aantallen, zodat waarschijnlijk toeval een rol gespeeld heeft. Voor de berekening van bepaalde indices kan een klein verschil zo grote gevolgen hebben. De in dit rapport gebruikte ETBI-index is gevoelig voor het al dan niet vóórkomen van één exemplaar van een gevoelige groep.

In tabel 3 staan de berekende indices weergegeven van de twee kunstmatig substraten te Hastière. Ondanks de verschillen in aantallen en taxa liggen de index-waarden van de saprobie-index en TBI dicht bij elkaar. Het reeds eerder gesignaleerde verschil tussen de saprobie-index waarden van de gezamenlijke monsters bij beide kunstmatig substraten is te wijten aan het vóórkomen van enkele exemplaren van enkele soorten met een lage index waarde. De diversiteitsindex van de twee submonsters verschilt veel. Dit is te wijten aan het aantal soorten dat per korf gevonden is, niet aan het totaal aantal gevonden individuen. Beschouwen we de twee submonsters als één monster, dan ligt de diversiteitsindex van de twee kunstmatig substraten weer dicht bijeen. Dit illustreert het belang om de korven in duplo in te zetten.

De volgende conclusies kunnen getrokken worden:

- De verschillen tussen de twee manieren van bemonsteren blijken niet systematisch van aard te zijn.
- Verschillen, zoals in dit en in ander onderzoek gevonden, laten zien dat een grote spreiding inherent is aan de bemonsteringsmethode, ongeacht het gebruikte substraat, zodat verschillen vaak niet significant zijn.
- Bij de beoordeling van de waterkwaliteit blijken de waargenomen verschillen van minder belang.

## 3.2 De Rijn

### 3.2.1 Soortensamenstelling

#### Lobith

In tabel 4 staan de gevonden taxa met hun aantallen op de verschillende locaties in de Rijn en in tabel 5 staan de dominante en subdominante taxa op de verschillende locaties vermeld.

Tabel 4 Aantal macro-evertebraten op het kunstmatig substraat van kniekers in de Rijn in 1991.

		Lobith		Vuren	
		boven- strooms	beneden- strooms	boven- strooms	beneden- strooms
<b>Tricladida</b>	<i>Dugesia lugubris</i>	10			10
<b>Hirudinea</b>	<i>Glossiphonia complanata</i>				10
	<i>Erpobdella octoculata</i>	10	10	10	30
	<i>Helobdella stagnalis</i>	50			
<b>Bivalvia</b>	<i>Dreissena polymorpha</i>	170	310	1120	1250
<b>Gastropoda</b>	<i>Bithynia tentaculata</i>	20			350
	cf. <i>Hydrobia ulvae</i>				10
	<i>Radix peregra</i>				360
	<i>Valvata piscinalis</i>			30	50
<b>Decapoda</b>	<i>Orconectes limosus</i>	1	2		
<b>Amphipoda</b>	<i>Corophium curvispinum</i>	11750	9600	47500	6500
	<i>Gammarus tigrinus</i>	10250	7200	4650	3800
<b>Isopoda</b>	<i>Asellus aquaticus</i>	1700	20		
	<i>Proasellus meridianus</i>	35			
<b>Chironomidae</b>					
<b>Tanypodinae</b>	<i>Macropelopia spec.</i>	10			
	<i>Rheopelopia ornata</i>	40	50	40	20
<b>Orthoclaadiinae</b>	<i>Cricotopus triannulatus</i>				10
	<i>Rheocricotopus fuscipes</i>	50			30
<b>Chironomini</b>	<i>Chironomidae</i> indet.	10			
	<i>Chironomus</i> f.l. <i>reductus</i>	10			
	<i>Chironomus semireductus</i>	10			
	<i>Cryptochironomus spec.</i>	10			
	<i>Dicrotendipes</i> gr. <i>nervosus</i>	490	210	470	270
	<i>Dicrotendipes nervosus</i> pop	10	20		10
	<i>Glyptotendipes spec.</i>	140			
	<i>Parachironomus</i> gr. <i>arcuatus</i>			10	
	<i>Polypedilum</i> gr. <i>nubeculosum</i>	10			
<b>Tanytarsini</b>	<i>Rheotanytarsus spec.</i>	20	10	30	10
<b>Trichoptera</b>	<i>Hydropsyche contubernalis</i>	30	20		
<b>Coleoptera</b>	<i>Halipus-larve</i>	10			

In vergelijking met voorgaande jaren is het aantal organismen per korf in Lobith sterk toegenomen. Dit wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door de toename van het aantal *Corophium curvispinum*, enkele exemplaren in 1989 en vele duizenden in 1991. Verder bleek er enige toename van het aantal Amphipoda en Isopoda in Lobith. *Dreissena polymorpha*-aantallen zijn iets afgenomen. Alle overige groepen waren in ongeveer gelijke aantallen vertegenwoordigd.

Tabel 5 Dominante en subdominante taxa op kunstmatig substraat in de Rijn in 1991.

Monsterpunt	Dominante taxa	Subdominante taxa
Lobith	<i>Corophium curvispinum</i> <i>Gammarus tigrinus</i>	<i>Asellus aquaticus</i> <i>Dicrotendipes gr. nervosus</i>
Vuren	<i>Corophium curvispinum</i>	<i>Dicrotendipes gr. nervosus</i> <i>Gammarus tigrinus</i> <i>Dreissena polymorpha</i>

In de Rijn bij Lobith waren de dominante soorten *Corophium curvispinum* en *Gammarus tigrinus*. *Asellus aquaticus* en *Dicrotendipes gr. nervosus* waren subdominant.

*C. curvispinum* leeft in kokertjes van modder of zand, óf binnen het substraat, óf bevestigd aan waterplanten, stenen of andere objecten en tussen zoetwatersponzen (Lincoln 1979). *Corophium* prefereert grote, langzaam stromende en stilstaande wateren, zoals de benedenlopen van grote rivieren en verdraagt grote schommelingen in zoutgehalte (Van den Brink *et al.* 1989; 1991).

*Gammarus tigrinus* handhaaft zich uitstekend in sterk verontreinigde wateren en heeft in de loop der jaren inheemse soorten, zoals *G. pulex*, *G. zaddachi* en *G. duebeni*, weggeconcurrerd, vanwege een zeer grote voortplantingscapaciteit (Pinkster & Platvoet 1986). *G. tigrinus* heeft een grote tolerantie voor saliniteitswisselingen (Pinkster & Platvoet 1986). Waarschijnlijk speelt dit echter geen belangrijke rol bij het dominant vóórkomen van deze vlokreeft in de Rijn, omdat in de Maas, die een veel lager zoutgehalte heeft, *G. tigrinus* ook dominant vóórkomt.

De effecten van de sterke uitbreiding van *C. curvispinum* en *G. tigrinus* zijn nog niet eenduidig aan te geven. Enkele chironomiden, die in redelijk hoge aantallen in 1985 voorkwamen (*Nanocladius bicolor* agg. en *Parachironomus*), zijn niet meer gevonden in 1991. In 1991 is nog slechts één kokerjuffersoort gevonden, terwijl er in 1985 en 1989 nog 3-4 soorten voorkwamen (Frantzen 1991). De geringe toename van chironomiden met een voorkeur voor het psammopelaal (slibrijk) habitat (*Chironomus* f.l. *reductus*, *Cryptochironomus* en *Polypedilum gr. nebulosum*, (Moller Pillot en Buskens 1990)) is mogelijk het gevolg van het verhoogde slibgehalte tussen de knikers vastgelegd door het grote aantal *Corophium*.

Opvallend is de aanwezigheid van *Asellus aquaticus* en *Proasellus meridianus* in voornamelijk de stroomopwaartse korf te Lobith in 1991. Beide soorten zijn in 1989 in de korven niet aangetroffen. *Asellus aquaticus* is onder andere een bewoner van "depositing riverbeds", waar zijn voedsel bestaat uit rottende plantedelen en bacteriën. *A. aquaticus* is tolerant voor lage zuurstofspanningen en organische verontreiniging. De soort komt dominant voor in matig verontreinigde condities van de herstel-zone na zware verontreiniging (Hynes 1960). Aangezien *Proasellus meridianus* iets minder

tolerant is voor organische verontreiniging dan *A. aquaticus* (Gledhill *et al.* 1976) duidt het gezamenlijk vóórkomen in Lobith van beide zoetwaterpissebedden niet op een verslechtering van de waterkwaliteit.

*Dicrotendipes* gr. *nervosus* leeft in slibkokertjes op stenen en planten en komt vooral voor in grote tot zeer grote eutrofe en hypertrofe wateren. In de grote rivieren nemen de aantallen af bij sterke organische verontreinigingen. Bij redelijke zuurstofhuishouding is het echter één van de meest tolerante chironomiden (Moller Pillot & Buskens 1990).

*Dreissena polymorpha* kwam in de korven met knikkers minder voor dan in de grauwaske-korven uit voorgaande jaren. Het is niet waarschijnlijk dat deze afname samenhangt met de aanhechtingsmogelijkheden van deze soort aan de knikkers substraat, omdat er wel grote aantallen driehoeksmosselen zijn aangetroffen in de korven met knikkers in de Maas (tabel 1).

### Vuren

Bij Vuren was één soort dominant: *Corophium curvispinum*; subdominant waren *Dreissena polymorpha* en *Gammarus tigrinus*.

Vergeleken met Lobith is de diversiteitsindex lager (tabel 6). Dit is het gevolg van het lage aantal soorten chironomiden in Vuren.

*Dreissena polymorpha* komt voor op hard substraat. De planktonische veligerlarve ontwikkelt zich, mits hij terecht komt op geschikt substraat, tot een volwassen dier. Jonge exemplaren zijn nog min of meer beweeglijk, oudere verplaatsen zich zelden of nooit. Zij kunnen zich wel opnieuw vasthechten als ze losgeraakt zijn. De soort leeft in zoet of zwak brak water, stilstaand of stromend (Janssen & de Vogel 1965).

Opvallend is de aanwezigheid van diverse soorten slakken in relatief hoge aantallen. In één korf werd een vrij groot aantal slakken aangetroffen. Mogelijk heeft de korf iets meer buiten de stroming gehangen, waardoor er een voor deze slakken iets gunstiger microklimaat ontstond. *Bithynia tentaculata* kwam in lage hoeveelheden ook in Lobith voor. *Radix peregra* en *Valvata piscinalis* echter kwamen alleen in Vuren voor.

*Radix peregra* stelt weinig eisen aan het milieu en komt voor in zoet en niet al te brak water, het meest in rijkbegroeid stilstaand water, maar ook in stromend water. *Valvata piscinalis* komt voor in rijkbegroeid, stilstaand en zwak stromend water (Janssen & de Vogel 1965).

### 3.2.2 Indices

Een algemene beschouwing over het gebruik van indices en de interpretatie daarvan is in de voorgaande paragrafen al beschreven.



In tabel 6 staan de berekende indices van de twee monsterpunten in de Rijn weergegeven.

Tabel 6 Overzicht van de verschillende index waarden op de verschillende locaties in de Rijn in 1991.

	Saprobie-index			Expanded Trent Biotic index			Diversiteitsindex		
	submon-ster 1	submon-ster 2	gezamen-lijk	submon-ster 1	submon-ster 2	gezamen-lijk	submon-ster 1	submon-ster 2	gezamen-lijk
Lobith	2.71	2.69	2.70	6	7	7	1.02	2.27	2.15
Vuren	2.38	3.00	2.38	6	6	7	1.59	0.73	1.44

Een vergelijking tussen de saprobie-indices van 1991 en de voorgaande jaren vertoont een toename voor Lobith van 2.28 (1985), 2.09 (1989) naar 2.7 in 1991. In Vuren bleef de waarde ongeveer gelijk. 2.08 (1983), 2.34 (1984), 2.37 (1985) en 2.38 (1991).

De ETBI vertoont geen duidelijk verschil met de voorgaande periode.

De diversiteitsindex te Lobith ligt in dezelfde orde van grootte als in de voorgaande periode. De diversiteit te Vuren is lager dan in de periode 1983-1985 werd vastgesteld (Frantzen 1991). Uit de tussenliggende periode zijn alleen gegevens over exuvia bekend. Daarom is het moeilijk te beoordelen of dit een trendmatige ontwikkeling betreft.

Samenvattend kan gesteld worden dat de macro-evertebratensamenstelling in de Rijn in 1991 ten opzichte van voorgaande jaren, waarin door de RIWA onderzoek is uitgevoerd, aanzienlijk veranderd is door de uitbreiding van twee immigranten. De gevolgen van deze uitbreiding zijn in dit onderzoek niet eenduidig vastgesteld. De waterkwaliteit zoals beoordeeld met behulp van de macro-evertebratensamenstelling laat geen al te grote veranderingen zien. Voor het toekomstig onderzoek is het belangrijk om te realiseren dat veranderingen in de macro-evertebratensamenstelling ook het gevolg kunnen zijn van de uitbreiding van de immigranten.

## 4 Algemene beschouwing

### 4.1 Methoden

Bij de evaluatie van de gegevens van 1991 bleek dat het onderzoek in Maas en Rijn niet op exact dezelfde wijze is uitgevoerd. Dit betrof met name het ophangen van de korven, het verwerken van de monsters en de kwaliteitsborging van de determinaties.

In de projectbeschrijving voor het onderzoek van 1992 zijn de methoden uitvoerig beschreven, zodat het onderzoek nu volledig gestandaardiseerd uitgevoerd kan worden.

### 4.2 Verwerking van de gegevens

De conclusies, zoals die getrokken zijn op basis van het beschouwen van de soortenlijst en de (sub)dominante soorten, worden door de indices in grote lijnen onderschreven. De beschrijving van de waterkwaliteitsontwikkelingen met behulp van de autecologie levert echter een gedetailleerder en betrouwbaarder beeld. Het gebruik van de diverse indices heeft geen nieuwe gezichtspunten opgeleverd ten aanzien van de gegevens-set. Aan het gebruik van de diverse indices kleven bovendien enkele bezwaren.

- Slechts een deel van de verzamelde gegevens wordt gebruikt. Alleen dié organismen, waarvan een saprobie waarde bekend is, worden in de berekening van de saprobie-index gebruikt. Er kunnen echter meer taxa gevonden worden die ecologisch (en getalsmatig) gezien van belang zijn.
- Indien met een index verschillen aangetoond worden, is het voor een nader inzicht in de aard van de verandering van belang welke organismen of dichtheden deze verandering veroorzaakt hebben. Hiervoor moet de soortenlijst bestudeerd worden en is autecologische kennis van belang. Het is uiteraard eenvoudiger om rechtstreeks de soortenlijst te bestuderen.
- De cijfers geven een schijnnaauwkeurigheid.

Gezien de bovengenoemde bezwaren van de tot nu toe gebruikte indices, zal in de toekomst niet zonder meer gebruik gemaakt gaan worden van deze indices maar zal de aandacht zich in eerste instantie richten op het gebruik van de autecologische gegevens. Daarnaast zal gestreefd worden naar het inbouwen van de autecologische informatie van de riviertaxa in een specifiek beoordelingssysteem voor de rivieren Maas en Rijn. Door het RIZA worden op dit gebied initiatieven ondernomen. Net als voor het overig onderzoek is ook hier samenwerking gewenst.

Bij de vergelijking van de gegevens van 1991 met die van voorgaande jaren, verkregen uit zowel kunstmatig substraat als exuvia bemonsteringen, valt op dat de autecologische gegevens van taxa die niet op soort te determineren zijn, moeilijker te gebruiken zijn dan de gegevens over een geslacht, die in meer algemene termen gesteld zijn. Dit geeft met name problemen bij de interpretatie van de autecologische gegevens van geslachten, waarvan meerdere soorten voor kunnen komen, die verschillende milieueisen stellen. Voor de Maas betreft dit de soms dominant voorkomende genera *Dicrotendipes*, *Glyptotendipes*, *Parachironomus*, *Cricotopus*, *Tanytarsus* en *Rheotanytarsus*. De gegevens die verkregen worden uit het exuvia-onderzoek, waarbij in veel gevallen tot op soort gedetermineerd kan worden, geven in veel gevallen dan ook extra benodigde informatie. Deze informatie zal van groter belang worden, naarmate het rivierecosysteem zich meer herstelt. Opgemerkt dient te worden dat indien poppen gevonden worden, deze in vele gevallen wel tot op soort gedetermineerd kunnen worden.

## 5 Literatuur

(\*: determinatieliteratuur)

- \*Adema, JPHM. 1989. De verspreiding van rivierkreeften in Nederland. Nieuwsbrief European Invertebrate survey-Nederland. **19**:3-10.
- \*Ball, IR & Reynoldson TB. 1981. British Planarians. Synopses of the identification of the British fauna **19**. Linnean Society of London.
- Bennike, S.A. 1943. Contributions to the ecology and biology of the Danish freshwater leeches (Hirudinea). *Folia Limnologica Scandinavia* **2**.
- Berg, K. 1948. Biological studies on the River Susaa. *Folia Limnologica Scandinavia* **4**.
- Bij de Vaate, A & Greijdanus-Klaas, M. 1990. Biologische monitoring van rivieren met een kunstmatig substraat. Nota nr. 90.009. RIZA. Lelystad.
- Birstein, Ya A. 1951. Freshwater Isopods (Asellota). Fauna of the USSR. Crustacea. Vol III **5**. Zool. inst. Acad. Sc. USSR. New Series **47**. Israel Program for Scientific Translations. Jerusalem, 1964.
- \*Den Hartog, C & van der Velde, G. 1973. Systematische notities over de Nederlandse platwormen (Tricladida). *De Levende Natuur* **76**:41-46.
- \*Dresscher ThGN & Higler, LWG. 1982. De Nederlandse bloedzuigers. *Wet. Meded. KNNV* **154**.
- \*Edington, JM & Hildrew, AG. 1981. Caseless caddis larvae of the British isles. *FBA Sc. Publ.* **43**.
- \*Elliott, JM & Mann, KH. 1979. A key to the British freshwater leeches. *FBA Sc. Publ.* **40**.
- Frantzen, N 1991. De kwaliteit van Maas- en Rijnwater in de periode 1983-1989. Beoordeling met behulp van macro-evertebraten. Amsterdam. RIWA.
- \*Gledhill, T, Sutcliff, DW & Williams, WD. 1976. Key to the British freshwater Crustacea: Malacostraca. *FBA Sc. Publ.* **32**.
- Hawkes, 1979. Invertebrates as water quality indicators. In: James, A & Evison, L (eds). *Biological indicators of water quality*. Wiley & Sons. Chichester.
- \*Holthuis, LB & Heerebout, GR. 1986. De Nederlandse Decapoda. *Wet. Meded. KNNV* **179**.
- Hynes, H.B.N. 1960. *The biology of polluted water*. Liverpool University Press. Liverpool.
- \*Janssen, AW & de Vogel, EF. 1965. *Zoetwatermollusken van Nederland*. NJN. Amsterdam.
- Ketelaars, HAM & Bij de Vaate, A. 1992. Een vergelijking van een kunstmatig substraat van knikkers met een kunstmatig substraat van grauwacke stenen. RIWA/ RIZA. Amsterdam/ Lelystad.
- Kott, P. 1953. A modified whirling apparatus for subsampling of plankton. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* **4**:387-393.
- \*Langton, PH. 1991. A key to the pupal exuviae of West Palearctic Chironomidae. Cambridgeshire.
- \*Lepneva, SG. 1964. Trichoptera. Larvae and pupae of Annulipalpia. Fauna of the USSR II **1**. Israel Program Sc. Transl. Jerusalem 1970.
- Lincoln, RJ. 1979. British marine Amphipoda: Gammaridae. British Museum of Natural History.

- \***Macan, TT.** 1969. A key to the British fresh- and brackishwater gastropods. FBA Sc. Publ. **13**.
- Margalef, R.** 1968. Perspectives in ecological theory. The University of Chicago Press. Chicago.
- Moller Pillot, HKM.** 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Pillot standaardboekhandel. Tilburg.
- \***Moller Pillot, HKM.** 1984a. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Nederlandse Faunistische Mededelingen **1**. Leiden.
- \***Moller Pillot, HKM.** 1984b. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera)(Orthocladiinae *sensu lato*). Nederlandse Faunistische Mededelingen **2**. Leiden.
- Moller Pillot, HKM & Buskens, RFM.** 1990. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Nederlandse Faunistische Mededelingen **1C**. Nationaal Natuurhistorisch Museum. Leiden.
- Peeters, ETHM.** 1988. Hydrobiologisch onderzoek in de Nederlandse Maas. Makrofauna in relatie tot biotopen. Landbouwuniversiteit. Vakgroep Natuurbeheer. Wageningen.
- Pinder, LCV & Reiss, F.** 1983. The larvae of Chironomidae (Diptera, Chironomidae) of the Holarctic region. Keys and diagnoses. Ent. scand. Suppl. **19**:239-435.
- \***Pinkster, S & Platvoet, D.** 1986. De vlokreeften van het Nederlandse oppervlaktewater. Wet. Meded. KNNV **172**.
- \***Reynoldson, TB.** 1978. A key to the British freshwater triclads. FBA Sc. Publ. **23**.
- RIWA.** 1992. Jaarverslag 1991. Deel B: De Maas. RIWA. Amsterdam.
- \***Schellenberg, A.** 1942. Krebstiere oder Crustacea. Die Tierwelt Deutschlands.
- Sedlak,** 1987. Bestimmungsschlüssel für Mitteleuropäische Köcherfliegenlarven (Insecta, Trichoptera). Wasser und Abwasser Bd **29**. 2. ergänzte Auflage. Wien.
- Sládeček, V.** 1973. System of water quality from the biological point of view. Ergebnisse der Limnologie **7**.
- Smit, H & Gardeniers, JPP.** 1986. Hydrobiologisch onderzoek aan de Maas. Een aanzet tot biologische monitoring van grote rivieren. H<sub>2</sub>O **19**:314-317.
- Stimpson, KS, Klemm, DJ & Hiltunen, JK.** 1982. A guide to the freshwater Tubificidae (Annelida: Clitellata: Oligochaeta) of North America. US EPA. Environmental Monitoring and Support Laboratory. Cincinnati. EPA-600/3-82-033.
- \***Ulmer, G.** 1909. Trichoptera. Süßwasserfauna Deutschlands. **5/6**.
- Van Benthem Jutting WSS.** 1959. Ecology of freshwater Mollusca in the Netherlands. Basteria **23** (suppl.):106-127.
- Van Breemen, LWCA & Willemsen-Zwaagstra.** 1992. National report from the Netherlands with regard to international cooperation to protect water resources. IWSA. London.
- Van Dam, H.** 1978. Waarom biologische waterbeoordeling? In: de Lange, L & de Ruiter (eds.). Biologische waterbeoordeling. Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag. Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO. Delft.
- Van den Brink, F, van der Velde, G & bij de Vaate, A.** 1989. A note on the immigration of *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda) into the Netherlands via the River Rhine. Bulletin Zoölogisch Museum **11**:211-213.
- Van den Brink, F, van der Velde, G & bij de Vaate, A.** 1991. Slijkgarnaal bedreigt Rijnfauna. BioNieuws **1**:7.

- Van Urk, G.** 1978. The macrobenthos of the River IJssel. *Hydrobiological Bulletin* 12:21-29.
- Wesenberg-Lund, C.** 1939. *Biologie der Süßwassertiere*. Springer. Wein. Reprint 1982. Koeltz Scientific Books. Königstein.
- Woodiwiss, FS.** 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. Ind.* 11:443-447.

**Dankwoord**

De auteurs danken Francien Lambregts-van de Clundert, Ger-An de Jonge-Pinkster en Hanno Pet voor de hulp bij de monsterneming en determinatie en Lambert van Breemen, Bram bij de Vaate, Angelique Baardse en het RIWA-secretariaat voor opmerkingen ten aanzien van het verslag.