

Publikaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn'

Publications and reports of the project 'Ecological Rehabilitation of the River Rhine'

*Ecologisch
herstel natuurontwikkeling*

Aquatische makro-evertebraten in de Duursche Waarden 1989-1991 Een beschrijving van de uitgangssituatie en de eerste veranderingen als gevolg van het natuurontwikkelingsproject



publikatie no. 36 - 1991
Alexander Klink,
Eric Martijn,
Johan Mulder,
Bram bij de Vaate



rijkswaterstaat

dienst binnenwateren / riza



onderzoek in dienst
van mens en milieu

RIVO

Aquatiscche makro-evertebraten in de Duursche Waarden 1989-1991

Een beschrijving van de uitgangssituatie en de eerste veranderingen als gevolg van het
natuurontwikkelingsprojekt

Aquatic macroinvertebrates in the Duursche Waarden 1989-1991

A description of the baseline and first changes as a result of the nature development project

Alexander Klink¹, Eric Marteiijn², Johan Mulder¹, Bram bij de Vaate²

Uitgevoerd in opdracht van het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en
Afvalwaterbehandeling

¹Hydrobiologisch Adviesburo Klink bv Wageningen

Rapporten en Mededelingen 40

²Rijkswaterstaat RIZA afd. AOB, Lelystad

Publications and Reports Vol. 36-1991 of the Project 'Ecological Rehabilitation of the River Rhine'

Participating institute:

On behalf of the Ministry of Transport and Public Works:

Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, P.O. Box 17 NL 8200 AA Lelystad

Inhoudsopgave	pag.
Dankwoord	3
Summary	4
Samenvatting	5
1. Inleiding	6
2. Doelstelling	7
3. Materiaal en methoden	8
3.1. Beschrijving van de wateren in de Duursche Waarden voor en na de ingreep	8
3.2. Bemonstering en verwerking	8
4. Resultaten	10
4.1. Veranderingen in de waterkwaliteit	10
4.2. Verandering van de waterbodemkwaliteit in DW1 en DW2	12
4.3. Veranderingen van de makro-evertebratenfauna in de periode 1989-1991	12
4.3.1. Veranderingen getoetst aan de toegenomen rivierinvloed	12
4.3.2. Veranderingen van de ecologische waarden in de periode 1989-1991	14
4.3.3. Veranderingen in de faunasamenstelling in relatie tot hun habitatvoorkeur	16
4.3.4. Veranderingen in het aantal misvormingen bij muggelarven in de periode 1989-1991	17
5. Konklusies en aanbevelingen	19
6. Diskussie	21
6.1. De neergaande spiraal voor de natuurwaarden in het water	21
6.2. De opgaande spiraal voor natuurwaarden in het water	22
6.3. De uitwerking van natuurontwikkeling in het water	24
6.4. Het resultaat van natuurontwikkeling in het water	25
7. Literatuur	27
 Tabel 1. Veranderingen in de waterkwaliteit in de periode 1989-1990	10
Tabel 2. Veranderingen in de N en P huishouding in de Duursche Waarden 1989-1991	11
Tabel 3. Veranderingen van de makro-evertebratenfauna in relatie tot de toegenomen rivierinvloed	13
Tabel 4. Verandering van de makro-evertebratenfauna in de Duursche Waarden tussen 1989 en 1991 volgens de Meetlat en de diversiteit	14
Tabel 5. Verdeling van het aantal individuen en soorten naar voorkeur voor een bepaalde habitat	16
Tabel 6. Veranderingen in het percentage misvormingen in de Duursche Waarden 1989-1991	18
 Bijlage 1. Situatie 1989-1991 en ligging van de bemonsterde wateren	
Bijlage 2. Basisgegevens makro-evertebraten	
Bijlage 3. Toetsing makro-evertebraten aan toegenomen rivierinvloed	

Dankwoord

De volgende personen waren behulpzaam bij de bemonsteringen, waarvoor onze hartelijke dank: Corian Bakker , Wilbert Bosman, Fred van den Brink, Annemiek Demon en Arie Naber . Voor het toezenden van gegevens en/of literatuur zijn we Willem van Bussel, Albert Corporaal , Annemiek Demon, Pieter Jan van den Eijk en Jan den Held erkentelijk. Wim Admiraal, Fred van den Brink, Annemiek Demon, Jan Hendriks, Frans Kerkum en Sjaak de Wit voorzagen een eerdere versie van commentaar. Paddy Walker verzorgde de engelse samenvatting

Summary

The restoration of the "Duursche Waarden", flood plains along the River IJssel, for conservation purposes was started in 1989. To achieve this the existing stagnant ponds were connected to each other and to the river by ditches. Two new trenches were excavated, one was connected to the rest, the other was isolated.

The macroinvertebrate populations in the individual waters were sampled prior to the implementation of the restoration measure. The same sampling procedure was carried out in 1991, more than a year following the excavatory activities. Abiotic parameters were also sampled and the data have been analysed for the period 1989-1991. These show that the water in the ponds is becoming increasingly alike and shows a greater similarity to the river water. The isolated trench forms an exception to this. The nutrient balance in the shallow waters shows that the growth of phytoplankton is no longer limited by nitrogen but by phosphorus as a result of more, nitrogen-rich water from the river. The conclusion is that the nutrients available for growth have been increased.

A sharp decrease was noted in the species richness of macroinvertebrates. This was caused on the one hand by the disappearance of typical lacustrine species and on the other hand by the occurrence of greater fluctuations in water level and the consequent decrease in suitable habitats. Moreover there is a marked increase in the number of deformed chironomids which is thought to be caused by the increased influence of river sediments

The deterioration of the aquatic ecosystem found stresses the need for a closer study of the effects of conservation programmes on macroinvertebrates.

The conservation of aquatic ecosystems should be directed towards the main goals. Firstly the natural value of potentially important stagnant waters can be strengthened, in which case the river influence should not be increased. Secondly management should be directed towards the enhancement of the river dynamics in specially selected areas. Possibilities for increasing the natural value in these areas are dependent on the excavation of adjacent trenches. The continual flow of river water prevents the accumulation of nutrients and is unfavourable for the deposition of river sediments. This combination of enhanced river flow with habitat restoration offers a unique opportunity for the return of large numbers of riverine macroinvertebrate species which have disappeared as a result of habitat deterioration.

Samenvatting

In 1989 is een aanvang gemaakt met de herinrichting van de Duursche Waarden langs de IJssel ten behoeve van natuurontwikkeling. Hiervoor zijn bestaande stagnante wateren met elkaar en met de rivier in open verbinding gebracht. Tevens zijn twee nieuwe geulen gegraven, waarvan er één aangekoppeld is en de andere een geïsoleerde ligging heeft ten opzichte van de overige wateren. Voor deze ingrepen is in 1989 een inventarisatie uitgevoerd naar de makro-evertebraten in de afzonderlijke wateren. In 1991 is de inventarisatie herhaald, ruim een jaar na de beëindiging van de graafwerkzaamheden. Naast deze biologische gegevens zijn de chemische gegevens over de periode 1989 - 1991 geanalyseerd. De chemische analyses wijzen uit dat de wateren door hun onderlinge verbinding in sterke mate op elkaar zijn gaan lijken en meer overeenkomsten vertonen met het rivierwater. Een uitzondering hierop vormt de geïsoleerde geul. Verder wijst de nutriëntenhuishouding in de ondiepe wateren op een verandering van N-limitatie in de richting van P-limitatie voor het fytoplankton als gevolg van de toegenomen rivierinvloed (relatief meer N). De konklusie die hieruit wordt getrokken is dat in deze wateren een toename heeft plaatsgevonden van beschikbare voedingsstoffen.

Het aantal aangetroffen soorten makro-evertebraten vertoont een sterke achteruitgang. Enerzijds is deze achteruitgang toe te schrijven aan het verdwijnen van soorten die karakteristiek zijn voor wateren met een geringe rivierinvloed. Anderzijds kan een relatie worden gelegd met het verdwijnen van geschikte habitats door de optredende grote wisselingen in de waterstand.

Voorts is een opvallende toename opgetreden in de hoeveelheid misvormde muggelarven. De oorzaak wordt gezocht in de toegenomen invloed van het rivierslib.

Op grond van de gekonstateerde achteruitgang van het aquatische ecosysteem wordt gekonkludeerd dat deze komponent sterker bij de planvorming betrokken dient te worden in een dergelijk natuurontwikkelingsproject.

Natuurontwikkeling in het aquatische ecosysteem kan vorm worden gegeven met een tweesporenbeleid. Het eerste spoor richt zich op het versterken van natuurwaarden in potentieel waardevolle stagnante wateren. De invloed van de rivier dient hier niet te worden verhoogd. In het tweede spoor dient het beleid gericht te zijn op de vergroting van de rivierdynamiek in daarvoor geeignende gebiedsdelen. De mogelijkheden om de natuurwaarden in die wateren in het winterbed te vergroten zijn gelegen in de aanleg van nevengeulen. Door de permanente stroming vindt geen ophoping plaats van voedingsstoffen en evenmin komt rivierslib tot bezinking. De koppeling van de faktor stroming aan habitatrestauratie biedt unieke kansen voor een groot aantal makro-evertebraten uit de stromende rivier, die daaruit zijn verdwenen door het verdwijnen van hun habitat.

1. Inleiding

Na een periode waarin het behoud van natuur een belangrijk punt vormde van vele nota's van (semi-) overheidsinstanties, is de laatste jaren meer en meer het accent ook komen te liggen op het opnieuw doen ontstaan van natuur: natuurontwikkeling of natuurbouw.

Voor de grote rivieren van Nederland vindt men deze denkbeelden dan ook terug in het Natuurbeleidsplan, de Derde Nota Waterhuishouding en verschillende andere rijks- en provinciale nota's. De ontwikkelingsrichting die men voor ogen heeft is die van een meer natuurlijk ecosysteem, dat bereikt kan worden door toename van de hydrologische en morfologische dynamiek van de rivier. De basis voor deze beeldvorming werd gelegd met de presentatie van het "Plan Ooievaar", een plan voor natuurlijke herinrichting van de uiterwaarden (De Bruin et al. 1987). De samenstellers baseerden hun plan op huidige, meer natuurlijke situaties langs andere Europese rivieren als de Donau en de Loire en op het Nederlandse rivierenlandschap zoals dat er uit zag voor de bedijking van het zomerbed.

Het bleef niet alleen bij ideeën en beleidsplannen, maar er kwamen ook daadwerkelijk projecten op gang langs de Nederrijn-Lek (Blauwe Kamer), IJssel (Duursche Waarden), Waal (Meinerswijk, Neerijnen) en Maas (Grensmaas).

Het natuurontwikkelingsproject "De Duursche Waarden-Rande" vloeide voort uit de visie op natuurbouw zoals die was ontwikkeld in het rapport "IJsselvisie", vastgesteld door gedeputeerde staten van de provincie Overijssel in juli 1989.

Dit project is het eerste natuurontwikkelingsproject in de uiterwaarden dat daadwerkelijk tot uitvoer is gebracht door eind 1989 de zomerkade door te graven, een geulenstelsel te graven en selectief delen van het gebied te verlagen of te verhogen. Voor een meer uitgebreide beschrijving van het project wordt verwezen naar het rapport "Natuurontwikkeling Duursche Waarden" (Heidemij/NMF 1989).

Nu is in Nederland en ook daarbuiten nauwelijks ervaring opgedaan met een dergelijke vorm van natuurbouw. In hoeverre de geschetste ideaalbeelden ook gerealiseerd worden blijft iedereen bezighouden die met rivieren te maken heeft. Meer kennis van de processen die zich na de ingreep voltrekken moet het mogelijk maken om de komende projecten - indien nodig - in positieve zin bij te sturen. Er bestaan immers, ondanks de brede waardering voor de natuurontwikkelingsvisie volgens Plan Ooievaar, verschillende meningen over de levensgemeenschappen die zullen ontstaan of verdwijnen. Met name de toenemende invloed van het voedselrijke rivierwater staat hierbij centraal. Zo zet de Graaf et al. (1990) vraagtekens bij het geschetste ontwikkelingsbeeld naar, met name, hardhoutoibossen en konstateren Maenen (1989) en Van den Brink (1990), dat voor een groot aantal wateren in het winterbed de huidige natuurwaarden sterk kunnen dalen door het verdwijnen van overstromingsgevoelige ondergedoken waterplanten en aquatische makrofauna. Deze konstateringen drijven echter geen wig in de geschetste richtingen van natuurontwikkeling in het rivierengebied.

Integendeel zij houden de discussie levendig om meer genuanceerd met de keuze van gebieden en ingrepen om te gaan en vooral ook de inbreng van de aquatische gemeenschappen in het gebied meer in deze keuzes te betrekken.

Het belang van de evaluatie van dit eerste natuurontwikkelingsproject in de uiterwaarden is breed onderkend. Onder coördinatie van NBLF wordt een uitgebreid monitoringsprogramma uitgevoerd door verschillende instanties. Rijkswaterstaat neemt hieraan deel, als beheerder van de Rijkswateren. Door Rijkswaterstaat Directie Gelderland worden een groot aantal abiotische kenmerken (water- en bodemkwaliteit, hoogteligging) regelmatig gemeten en jaarlijks gerapporteerd (Demon & van Bussel 1991a, 1991b). Op hun verzoek is door het RIZA de ontwikkeling van de aquatische makrofauna gevolgd.

2. Doelstelling

Dit rapport beschrijft de verandering die de aquatische makrofauna heeft ondergaan vanaf de uitgangssituatie tot ca. twee jaar na het doorgraven van de zomerkade van de Duursche Waarden langs de IJssel. Vanuit het oogpunt van de gewenste natuurontwikkeling voor de aquatische levensgemeenschappen in het rivierengebied wordt de ontwikkeling beoordeeld tot dit moment. Daarnaast kunnen de hier opgedane ervaringen een bijdrage leveren bij het tot stand komen van toekomstige projecten. Het onderzoek is uitgevoerd door het Hydrobiologisch Adviesburo Klink in opdracht van en in samenwerking met het RIZA.

3. Materiaal en methoden

3.1. Beschrijving van de wateren in de Duursche Waarden voor en na de ingreep

Voor de lokaties van de onderzochte wateren wordt verwezen naar bijlage 1.

Een uitgebreide beschrijving van het gebied wordt gegeven door Heidemij/NMF (1989). In dit verband wordt slechts ingegaan op de in het gebied aanwezige wateren.

In 1989 is er in het gebied een aantal geïsoleerde wateren aanwezig. De belangrijkste zijn de zandwinput (DW1), de kleiput of Mottenkolk (DW2), de Scherpenzeelse Hank (DW3) en een poel (DW4). Deze wateren werden slechts bij hoog water door de rivier geïnundeerd.

Vanaf september 1989 tot begin mei 1990 is het gebied vergraven. Hierbij zijn twee grote geulen gegraven. Bij de aan de dijk gegraven geul is de poel DW4 doorgraven en is een verbinding tot stand gebracht met de zandput (gereed 13 april 1990). Deze geul heeft code DW4 behouden. De nieuwe noordelijke geul (DW5) staat niet in open verbinding met andere wateren. Deze geul zal bij hoge afvoeren geïnundeerd worden. Op 6 december 1989 is de zomerdijk doorgegraven ter hoogte van de Mottenkolk (DW2) en tussen 30 april en 3 mei 1990 is de kade vergraven tussen de Mottenkolk (DW2) en de zandput (DW1). Daarnaast is (niet volgens plan) een verbinding ontstaan tussen de zandput (DW1) en het zuidelijke deel van de Scherpenzeelse Hank (DW3).

Kort samengevat bevat het gebied momenteel 4 ondiepe wateren (<3 m) (DW2, DW3, DW4 en DW5) van enige omvang en een diepe (> 10m) zandput. Op de geul DW5 na, staan alle wateren momenteel in open verbinding met elkaar en dus ook met de rivier.

3.2. Bemonstering en verwerking

In de periode mei 1989 - september 1991 zijn de wateren DW1, DW2, DW4 en de rivier fysisch-chemisch bemonsterd. Vanaf april 1990 is ook DW5 betrokken in deze bemonsteringen. In de maanden april - oktober is ongeveer met een maandelijkse frekwentie bemonsterd. In de resterende maanden de intervallen enige maanden groot. Tevens zijn in DW1 en DW2 bodemonsters verzameld voor de bepaling van mikroverontreinigingen. De waterbodem is hierbij bemonsterd met een van-Veenhapper, waarbij tot een diepte van 20 cm 5 - 6 happen zijn verzameld en als mengmonster zijn geanalyseerd. De uiterwaard is bemonsterd met een Edelman-boor die tot een diepte van 15 - 20 cm is gestoken. Deze gegevens zijn tot en met 1990 gerapporteerd in Demon en van Bussel (1991a, 1991b).

Met behulp van deze gegevens is een analyse gemaakt van de opgetreden fysisch-chemische veranderingen in de bemonsterde wateren.

In augustus 1989 zijn makro-evertebraten verzameld in de wateren DW1 tm. DW3. Hierbij is de diepe bodem bemonsterd met behulp van een Eckmanhapper. De ondiepe bodem is bemonsterd met een steekbuis en/of een schepnet. Het vaste substraat, hoofdzakelijk bestaande uit water- en oevervegetatie, is bemonsterd met een schepnet. In augustus 1991 is deze bemonstering herhaald en zijn tevens de wateren DW4 en DW5 bemonsterd. In 1991 zijn aanvullend in alle wateren exuviae (vervellingshuidjes van insektenpoppen) verzameld, om de kans te minimaliseren dat gevoelige soorten onterecht "gemist" zouden worden bij de bemonstering van 1991. Op grond van de, op vergelijkbare wijze (en datum) uitgevoerde bemonsteringen in beide jaren én de aanvullende informatie van exuviae in 1991 wordt het verantwoord geacht om een eventuele verandering in het verzamelde aantal soorten toe te schrijven aan een werkelijke verandering. Deze basisgegevens zijn samengevat in bijlage 3 (aantallen n zijn getransformeerd volgens $\ln(n+1)$). Na conservering en determinatie van de verzamelde organismen, is de aangetroffen soortsaamenstelling getoetst aan de gevoeligheid voor inundatie (Van den Brink (1990), de Meetlat als biologisch beoordelingssysteem voor het oppervlaktewater in Gelderland (Werkgroep onderzoek ecologische doelstellingen (1990) en is de verandering over de periode 1989-1991 gekoppeld aan de veranderingen in het voorkomen van geschikte habitats in de wateren van de Duursche Waarden.

4. Resultaten

4.1. Veranderingen in de waterkwaliteit

Tabel 1. Veranderingen in de waterkwaliteit in de periode 1989-1991 (Gemiddelde waarden mei - september. Vetgedrukte getallen geven een significante verandering aan ($p < 0.05$))

Parameter	eenheid	DW1		DW2		DW4		DW5		IJssel
		1989	1991	1989	1991	1989	1991	1990	1991	89/91
Zichtdiepte	m	1.34	0.91	0.29	0.30	0.41	0.38	0.82	0.91	0.55
min-max		0.80-1.95	0.70-1.30	0.20-0.44	0.20-0.50	0.32-0.58	0.30-0.50	0.50-0.90	0.40-1.40	0.40-0.80
pH		8.49	8.16	7.90	8.15	7.49	7.83	8.47	8.45	7.92
min-max		8.07-9.06	7.74-8.50	7.53-8.41	7.97-8.40	6.93-7.78	7.67-7.98	8.13-8.60	8.07-8.70	7.54-8.38
Zuurstof	%	136	114	85.5	93.8	74	104.2	110	115	91
min-max		94-187	86-138	51-127	54-118	55-90	81-153	94-121	82-133	60-134
EGV	$\mu\text{S/cm}$	658	847	738	921	768	848	643	618	995
min-max		597-717	773-920	722-755	791-1083	746-794	794-892	613-649	588-642	859-1218
Cl	mg/l	104	139	113	155	86	128	96	101	168
min-max		100-105	135-145	105-125	130-185	84-91	115-135	89-105	90-115	140-230
SO ₄	mg/l	57	53	43	67	32	62	60	51	75
min-max		56-58	46-73	35-54	51-78	23-38	50-74	57-65	43-58	51-85
HCO ₃	mg/l	112	162	194	172	281	195	123	110	167
min-max		73-153	128-177	177-201	140-189	268-293	146-214	110-128	104-116	152-183
Ca	mg/l	62	76	83	82	109	84	60	54	90
min-max		50-79	60-90	72-88	76-90	87-125	64-93	51-66	52-56	72-110
Na	mg/l	66	72	64	81	53	65	52	46	97
min-max		56-72	64-84	57-70	70-110	45-58	53-72	47-67	41-52	74-120
K	mg/l	7.2	5.5	6.4	6.6	4.4	5.4	4.9	4.5	6.9
min-max		6.2-8.5	4.5-6.0	6.1-6.5	6.0-8.0	2.6-6.0	5.0-6.0	3.9-5.5	4.0-5.0	5.0-8.5
o-PO ₄	mg P/l	0.02	0.02	0.10	0.05	0.09	0.03	0.03	0.01	0.15
min-max		0.01-0.03	0.01-0.03	0.07-0.12	0.04-0.09	0.03-0.14	0.01-0.05	0.01-0.06	0.01-0.02	0.07-0.27
NH ₄ -N	mg N/l	0.23	0.24	0.45	0.28	0.42	0.62	0.19	0.11	0.16
min-max		0.18-0.33	0.20-0.28	0.16-0.70	0.18-0.35	0.26-0.57	0.46-0.74	0.14-0.30	0.06-0.16	0.01-0.36
NO ₂ -N	mg N/l	0.06	0.06	0.05	0.06	0.05	0.05	0.05	0.05	0.08
min-max		0.05-0.06	0.05-0.09	0.05-0.06	0.05-0.07	0.05-0.05	0.05-0.06	0.05-0.05	0.05-0.05	0.05-0.12
NO ₃ -N	mg N/l	0.78	0.92	0.08	1.39	0.08	0.43	1.06	0.27	2.76
min-max		0.05-1.90	0.05-1.90	0.05-0.13	0.21-0.28	0.05-0.10	0.05-0.92	0.05-2.00	0.05-0.88	0.38-5.30
Chlorofyll-a	$\mu\text{g/l}$	19	23	47	60	53	58	11	12	62
min-max		10-27	4-35	27-83	47-73	22-91	20-140	4-25	2-27	8-135

Naast een achteruitgang in het gemiddelde doorzicht van DW1 treden de meest consistente veranderingen op in de makro-ionen. Voor de wateren die nu in open verbinding staan met de rivier gaan de gehalten van de makro-ionen convergeren naar de gehalten die in de rivier worden gemeten. Dit houdt in dat het HCO₃⁻ gehalte in de kleiputten (DW2 en DW4) is gedaald, terwijl het SO₄⁼ gehalte is gestegen. Voor het chloridegehalte geldt een stijging voor alle wateren die thans in open verbinding staan met de rivier (DW1 tm. DW4). De nieuw gegraven geul DW5 staat alleen bij hoge rivierstanden in verbinding met de rivier en vertoont min of meer een eigen karakter, dat overeenkomt met dat van DW1 voor de aanleg van een open verbinding.

Ondanks de sterk verhoogde gehalten van N en P in het rivierwater, ten opzichte van de geïsoleerde wateren in 1989, wordt alleen een stijging waargenomen in het nitraatgehalte van deze wateren met een open verbinding. In DW2 en DW 4 is zelfs sprake van een daling van het P-gehalte.

In tabel 2 wordt dit laatste aspekt uitgewerkt aan de hand van de verhoudingen tussen minerale stikstof en ortho-fosfaat. Deze zgn. N/P ratio wordt veelvuldig gebruikt om de beperkende faktor (N of P) voor algengroei te bepalen (zie Klapwijk, 1988 en referenties hierin). Hierbij is uitgegaan van de veronderstelling dat C in deze goed gebufferde wateren niet limiterend is (Roelofs en Bloemendaal, 1988). De N/P ratio in algen is empirisch vastgesteld op ca. 8 (Reynolds, 1984). Wateren met een N/P ratio <20 worden beschouwd als N gelimiteerd, terwijl wateren met een N/P ratio van 20-50 primair N gelimiteerd zijn, maar bij toevoeging van N een secundaire limitatie van P vertonen. Wateren met een N/P ratio > 50 zijn primair P gelimiteerd (Klapwijk, 1988).

Tabel 2. Veranderingen in de N en P huishouding in de Duursche Waarden 1989-1991 (Gemiddelde waarden mei - september).

Wateren	DW1	DW2	DW4
o-PO ₄ in 1989	0.02	0.10	0.09
o-PO ₄ in 1991	0.02	0.05	0.03
toename o-PO ₄	0.00	-0.05	-0.06
totaal mineraal N 89	1.06	0.58	0.55
totaal mineraal N 91	1.22	1.63	1.05
toename mineraal N	0.17	1.05	0.50
N/P 1989	53	6	6
N/P 1991	77	32	39

Uit tabel 2 kan worden afgeleid dat in de zandwininput DW1 geen duidelijke veranderingen zijn opgetreden in de opgeloste gehalten van N en P. Uit de N/P ratio blijkt dat algengroei in DW1 vooral beperkt zal worden door het fosfaat gehalte. De kleiput DW2 en de oostelijke strang vertonen daarentegen een totaal ander beeld. Het opgeloste fosfaatgehalte is sterk afgenomen, terwijl het N gehalte sterk is gestegen. De stijging van het N gehalte (en ook bv. chloridegehalte) geeft aan dat de rivier nutriënten aanvoert naar deze wateren. Uit de verandering in de N/P ratio is te zien dat DW2 en DW4 in 1989 nog duidelijk N gelimiteerd waren. In 1991 is een verschuiving opgetreden in de richting van een P-limitatie. De vaststelling dat nutriënten door de rivier worden aangevoerd (met een N/P ratio van ca. 20) geeft aanleiding tot de volgende interpretatie van tabel 2.

In de zandwininput DW1 kunnen (permanente) verliezen van nutriënten optreden als gevolg van stratifikatie (Roijackers, 1985). De kleiput DW2 en de nieuwe strang DW4 zijn ondiep en verlies van nutriënten zal hier een ondergeschikte rol spelen. De stijging van het stikstofgehalte in deze wateren wordt veroorzaakt door de aanvoer via de rivier. Dit heeft tot gevolg dat de stikstoflimitatie in 1989 (N/P ratio 6) wordt opgeheven. Naast stikstof bevat de rivier ook hoge (zij het dalende) fosfaatgehalten. Doordat de stikstoflimitatie is opgeheven kan momenteel volledig gebruik worden gemaakt van het aanwezige fosfaat, hetgeen wordt bevestigd door de daling van het fosfaatgehalte in DW2 en DW4. Het netto resultaat van dit geschetste proces is een toename van de hoeveelheid beschikbare voedingsstoffen.

Samenvattend kan over de chemische verandering van de wateren in de Duursche waarden het volgende worden opgemerkt:

- Differentiatie in samenstelling van de makro-ionen tussen de afzonderlijke wateren is verdwenen door de open verbinding
- De wateren in open verbinding met de rivier worden opgeladen met nutriënten. De effecten zijn in DW1 nog niet zichtbaar aan de nutriëntengehalten in het water, de zichtdiepte is al wel afgenomen. De wateren DW2 en DW4 veranderen van N-gelimiteerde wateren in de richting van P-gelimiteerde wateren. Hierdoor is een toename van beschikbare voedingsstoffen in gang gezet.
- De nieuwe strang DW5, die niet in open verbinding staat met de rivier, heeft een eigen karakter dat vergelijkbaar is met de zandwinput DW1 vòòr het doorgraven van de zomerdijk.

4.2. Verandering van de waterbodemkwaliteit in DW1 en DW2

De gehalten aan mikroverontreinigingen zijn afgenomen in de waterbodemonsters van DW1 en DW2. In 1989 voldeden deze bodems niet aan de toetsingswaarde, genoemd in de derde Nota Waterhuishouding (1989). In 1990 voldeden beide bodems wel aan dit toetsingskriterium. De bemonstering van de bodem is uitgevoerd met een van-Veenhapper, waarmee een mengmonster is geanalyseerd van de bovenste 20 cm bodemmateriaal (Demon en van Bussel, 1991). Deze verandering zegt op zich dus weinig over de kwaliteit van recent gesedimenteerd rivierslib in DW1 en DW2.

4.3. Veranderingen van de makro-evertebratenfauna in de periode 1989-1991

4.3.1. Veranderingen getoetst aan de toegenomen rivierinvloed

De aangetroffen fauna in de Duursche Waarden is ingedeeld naar de mate van gevoeligheid voor inundatie. Hierbij zijn 3 klassen te onderscheiden van kenmerkende soorten makro-evertebraten (cf. de indeling in Van den Brink, 1990). In tabel 3 is deze klasse-indeling weergegeven voor de makro-evertebraten in de Duursche Waarden in 1989 en in 1991. De veranderingen in de afzonderlijke wateren (DW1 tm. 5) staan vermeld in bijlage 4.

Toelichting op tabel 3.

- I inundatieklasse I, bestaande uit soorten die karakteristiek zijn voor wateren die niet worden geïnundeerd (meest binnendijkse wateren)
- II inundatieklasse II, bestaande uit soorten die karakteristiek zijn voor wateren met een inundatieduur ≤ 20 dagen per jaar
- III inundatieklasse III bestaande uit soorten die karakteristiek zijn voor wateren met een inundatieduur >20 dagen per jaar
- + mate van significante voorkeur voor een bepaalde inundatie klasse
 - + < 0.05; ++ < 0.02; +++ < 0.001

Tabel 3. Veranderingen van de makro-evertebratenfauna in relatie tot de toegenomen rivierinvloed
(voor verdere toelichting zie p. 12)

Inundatieklasse (aantal dagen)	I (0)		II (≤ 20)		III (>20)	
Jaar van bemonstering	1989	1991	1989	1991	1989	1991
<i>Molanna angustata</i>	+++					
<i>Cyrtus crenaticornis</i>	+++					
<i>Athripsodes aterrimus</i>	+++					
<i>Caenis horaria</i>	++					
<i>Gammarus pulex</i>	++					
<i>Agraylea multipunctata</i>	+					
<i>Planorbis carinatus</i>	+					
<i>Proasellus meridianus</i>	+					
<i>Tabanidae</i>	+					
<i>Mystacides longicornis</i>	++	++				
<i>Parachironomus arcuatus</i>	++	++				
<i>Laccophilus hyalinus</i>	+	+				
<i>Sialis lutaria</i>	+	+				
<i>Stictochironomus spec.</i>	+	+				
<i>Ceratopogonidae</i>	+	+				
<i>Cyrtus flavidus</i>	+	+				
<i>Caenis luctuosa</i>		+++				
<i>Musculium lacustre</i>	++		+			
<i>Hyphydrus ovatus</i>	+		++			
<i>Trienodes bicolor</i>	+		++			
<i>Polypedium sordens</i>	+++	+++	++	++		
<i>Erythronia najas</i>	++	++	+++	+++		
<i>Notonecta glauca</i>			+++			
<i>Chaoborus flavicans</i>			+++			
<i>Hemiclepsis marginata</i>			++			
<i>Planorbis planorbis</i>			++			
<i>Physa fontinalis</i>			++			
<i>Chaoborus crystallinus</i>			++			
<i>Ptychoptera spec.</i>			++			
<i>Holocentropus picicornis</i>			++			
<i>Anisus vortex</i>			++			
<i>Laccophilus minutus</i>			++			
<i>Callicorixa praeusta</i>			++			
<i>Armiger crista</i>			++			
<i>Tanytus kraatzi</i>			++			
<i>Glossiphonia heteroclita</i>			+			
<i>Bithynia leachi</i>			+			
<i>Sphaerium corneum</i>			+			
<i>Hippeutis complanatus</i>			+			
<i>Valvata cristata</i>			+++	+++		
<i>Clinotanytus nervosus</i>			+++	+++		
<i>Sigara striata</i>			++	++		
<i>Corynoneura scutellata agg.</i>			++	++		
<i>Hygrotus versicolor</i>			++	++		
<i>Sigara falleni</i>			++	++		
<i>Asellus aquaticus</i>			+	+		
<i>Endochironomus albipennis</i>			+	+		
<i>Cricotopus intersectus</i>			+	+		
<i>Gerris odontogaster</i>				+++		
<i>Piscicola geometra</i>				++		
<i>Ranatra linearis</i>				+		
<i>Cricotopus sylvestris</i>			++	++	+	+
<i>Gammarus tigrinus</i>			++	++	+++	+++
<i>Proasellus coxalis</i>					+++	
<i>Haliphus fluvialis</i>					+	
<i>Pisidium henslowianum</i>					+++	+++
<i>Physella acuta</i>					+++	+++
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>					+++	+++
<i>Lithoglyphus naticoides</i>					+	+
<i>Dicrolendipes nervosus</i>					+	+
<i>Unio pictorum</i>					+	+
<i>Polypedium nubeculosum</i>					+	+
<i>Oecetis ochracea</i>						+++
<i>Pisidium supinum</i>						++
Aantal soorten 1989 $\Sigma 58$	21		33		11	
Aantal soorten 1991 $\Sigma 33$		10		14		11

Van het totaal aantal soorten dat in de Duursche Waarden is verzameld (154 soorten) blijkt dat 64 soorten in meer of mindere mate karakteristiek zijn voor de verschillende inundatieklassen. Overeenkomstig de verwachting zijn juist veel soorten verdwenen die intolerant zijn voor langdurige inundatie. Het aantal soorten dat karakteristiek is voor langdurig geïnundeerde wateren is echter niet gestegen. Als gevolg hiervan is het aantal soorten, dat karakteristiek is voor een bepaalde inundatieklasse afgenomen van 58 naar 33. Uit de tabel kan worden gekonkludeerd dat de gepleegde ingrepen een sterk nivellerende werking hebben op de diversiteit van de makro-evertebraten en dat er sprake is van een ernstige verarming van het aquatische ecosysteem in de Duursche Waarden. Op termijn zou het eigen chemische karakter van DW 5 enige compensatie kunnen gaan vormen voor dit verlies. Momenteel verkeert deze geul nog in een pionierstadium, waarin slechts 7 soorten zijn aangetroffen uit de in tabel 3 weergegeven lijst. Hiervan zijn 2 soorten kenmerkend voor niet geïnundeerde wateren (inundatieklasse I).

4.3.2. Veranderingen van de ecologische waarden in de periode 1989-1991

De ecologische waarde van de wateren in de Duursche Waarden is opgemeten met behulp van de Meetlat (zie tabel 4). Dit is een instrument, ontwikkeld voor wateren in Gelderland, dat waarden toekent aan makro-evertebraten. Op grond hiervan kan de ecologische waarde van een water worden vastgesteld (Werkgroep onderzoek ecologische doelstellingen, 1990). De wateren DW4 en DW5 bevinden zich nog in het pionierstadium en kunnen niet worden beoordeeld met de meetlat.

Tabel 4. Verandering van de makro-evertebratenfauna in de Duursche Waarden tussen 1989 en 1991 volgens de Meetlat (Werkgroep onderzoek ecologische doelstellingen, 1990) en de diversiteit als $S/\ln(N)$ (S = het aantal aangetroffen soorten en N = het aantal individuen) met het bijbehorend aantal soorten makro-evertebraten per bemonsterd water.

Jaar	1989	1991	1989	1991
	Meetlat (ecologische niveau)		Diversiteit (aantal soorten)	
DW1	343 (midden)	340 (midden)	11.8 (107)	7.9 (58)
DW2	328 (midden)	304 (laag)	10.0 (85)	3.5 (23)
DW3	337 (midden)	326 (midden)	8.2 (53)	4.5 (27)
DW4				3 (14)
DW5				2.3 (18)

De verschillende klassen zijn:

-Hoogste ecologische niveau (> 359 punten)

Waters van het hoogste niveau zijn beperkt tot natuurgebieden en min of meer van direkte landbouwinvloeden geïsoleerde waters.

In het rivierkleilandschap zijn 33 waters onderzocht. Hiervan zijn slechts 3 waters ingedeeld in deze hoogste klasse. De oorzaken dat veel waters in het rivierengebied geen hoogste ecologische klasse bezitten zijn de invloed van, met name, de landbouw en het inlaten van gebiedsvreemd (rivier)water.

- Middelste ecologische niveau (320 - 359 punten)

Het verschil met het hoogste niveau komt voornamelijk tot uitdrukking in het ontbreken van soorten die gebonden zijn aan matig voedselrijke heldere waters. Daarnaast is het aandeel van ongevoelige soorten groter in deze waters.

In het algemeen zijn de waters van het middelste niveau voedselrijk en hebben een goed ontwikkelde oeevervegetatie. Het water is veelal niet helder genoeg voor een goed ontwikkelde vegetatie van ondergedoken waterplanten.

De waters van het middelste niveau zijn minder gevoelig voor externe beïnvloedingen. Extreme wisselingen in de waterstand kunnen echter leiden tot een verarming van de oeevervegetatie. Dit werkt vervolgens ook nivellerend op de levensgemeenschap van makro-evertebraten.

- Laagste ecologische niveau (260 - 319 punten)

Dit niveau is in het onderzoek ten behoeve van de Meetlat gelijk gesteld aan de basiskwaliteit. Dit type wordt in het onderzoek ten behoeve van de Meetlat als volgt omschreven:

"Dit ecologische niveau wordt in de provincie Gelderland aangetroffen in alle landschappen. In het rivierkleigebied betreft het waters in en grenzend aan landbouwgebieden, die ten gevolge van het intensieve grondgebruik en/of verbeteringen in de waterhuishouding enerzijds zijn geëutrofiëerd en anderzijds worden gekenmerkt door grote schommelingen in het waterpeil"

De waters van het laagste niveau zijn niet kwetsbaar voor de vergroting van de rivierdynamiek. In het rivierkleigebied zijn dit meest waters die in de huidige situatie al sterk onder invloed staan van de rivier.

De kleiput DW2 is van het middelste niveau gedaald naar een niveau dat vergelijkbaar is met de basiskwaliteit. De waters DW1 en DW3 zijn qua waardering gelijk gebleven, de diversiteit vertoont echter een sterke achteruitgang en het aantal soorten is bijna gehalveerd. Dit aspect komt wel heel duidelijk naar voren in de zandwinput DW1, waar in 1989 nog 107 soorten werden verzameld, tegen 58 in 1991.

4.3.3. Veranderingen in de faunasamenstelling in relatie tot hun habitatvoorkeur

In tabel 5 zijn de afzonderlijke soorten ingedeeld naar hun voorkeur voor een bepaalde habitat (naar Verdonschot, 1990)

Tabel 5. Verdeling van het aantal individuen en soorten makro-evertebraten naar voorkeur voor een bepaalde habitat

Habitat	1989	1991
	% individuen (aantal soorten)	
Vast organisch materiaal op bodem	50 (58)	38 (33)
Bodem	31 (34)	61 (23)
Begroeide oeverzône	14 (17)	1 (7)
Waterkolom en oeverzône	4 (17)	1 (6)
Open waterkolom	1 (2)	0 (0)
Wateroppervlak	0 (2)	<0.5 (2)
Totaal	100 (130)	100 (71)

De verschillen tussen de situatie 1989 en 1991 komen vooral naar voren in habitats die direkt of indirect gerelateerd zijn aan de aanwezigheid van vast organisch materiaal. Dit organische materiaal kan bestaan uit dode takken, op de bodem liggende wortelstokken e.d. (habitat vast organisch materiaal) en levende oeverbegroeiing of nymphaeïde waterplanten, zoals de witte waterlelie en watergentiaan, die zijn bemonsterd (habitat begroeide oeverzône). Dergelijke habitats zijn alleen aangetroffen in de oeverzône. Ondergedoken waterplanten zijn in beide perioden niet gevonden. In 1989 was 64% van het aantal verzamelde individuen afhankelijk van deze twee habitats en zijn hierin 75 soorten verzameld. In 1991 is slechts 39% van de verzamelde individuen gebonden aan deze habitat, met een totaal van slechts 40 soorten.

Drie oorzaken kunnen ten grondslag aan deze verarming. De eerste oorzaak heeft te maken met de **inundatieduur** en is in het bovenstaande al besproken. Als tweede oorzaak kan de **waterstandsschommeling** worden genoemd. In het algemeen kan worden gesteld dat wateren in open verbinding met de rivier snel het peil aannemen van de rivier op de plaats van de verbinding. Hierdoor treden sterke en snelle wisselingen op in de waterstand. Wateren met een doorlatende bodem, die niet in open verbinding staan met de rivier zullen eveneens de rivierstand volgen. Er treedt dan echter een vertraging en nivellering op van deze wisselingen (Janse, 1986).

Een derde oorzaak kan gelegen zijn in de extreem **droge** jaren 1990 en 1991, waardoor grote delen van de oeverzône zijn drooggevallen, wellicht onafhankelijk van de aanwezigheid van een open verbinding. Kwantitatieve gegevens over de waterstandswisselingen in de Duursche Waarden zijn helaas niet achterhaald, zodat geen onderscheid kan worden gemaakt tussen de invloed van verhoogde schommelingen van de waterstand en de opgetreden droogte.

In beide gevallen treedt een verlies op van oeverhabitat. Ten tijde van de bemonstering in 1991 was de waterstand zo laag dat het merendeel van de oevervegetatie volledig boven water stond. Dit heeft

uiteraard zijn (tijdelijke) weerslag op de hoeveelheid soorten en individuen behorende bij deze habitat.

Een aspect dat hier ten nauwste mee samenhangt is, dat veel oeverplanten gevoelig zijn voor schommelingen in de waterstand (Maenen, 1990). Indien de oevervegetatie om die reden zou verminderen of zelfs geheel verdwijnen, dan heeft dit ook permanent negatieve gevolgen voor de soorten makro-evertebraten die op deze habitat zijn aangewezen.

Een deel van dit habitatverlies zou kunnen worden gecompenseerd door het aanbrengen van dode bomen (met kruin) in het water. Hierdoor wordt de habitat vast substraat hersteld en neemt de differentiatie van de structuur onder water toe. Daarnaast kan aanplant worden overwogen van rietgras. Deze soort is zeer tolerant voor extreme waterstandsschommelingen en wordt daarom gebruikt als natuurlijke oeververdediging in rivieren (Klink, 1991).

Het relatieve aandeel van de bodemorganismen is sterk gestegen van 31% in 1989 naar 61% in 1991, maar opmerkelijk is dat ook in deze habitat het aantal soorten is achteruitgegaan (van 34 naar 23). Als voorbeeld kan de kokerjuffer *Molanna angustata* worden genoemd, die in 1989 is aangetroffen in de zandwinput DW1. Ondanks een additionele vangmethode en gerichte zoekacties is *Molanna* in 1991 niet meer verzameld. *Molanna* bewoont een plat huisje gemaakt van zandkorrels en leeft van kleine zandbewonende muggelarven (ten Winkel et al. 1986). Van den Brink (1990) noemt *Molanna angustata* een kensoort voor binnendijkse wateren (inundatieklasse I) met de hoogste natuurwaarde in het onderzoeksgebied langs de rivieren. Dit verschijnsel kan in verband staan met de veranderingen die het water ondergaat. Zo is bijvoorbeeld het water zouter geworden en is de gemiddelde zichtdiepte afgenomen van 1.34 naar 0.91 m. In de volgende paragraaf zal nog nader op de bodem worden teruggekomen.

4.3.4. Veranderingen in het aantal misvormingen bij muggelarven in de periode 1989-1991

De laatste jaren staan misvormingen van muggelarven in de belangstelling als een potentiële indikator voor de kwaliteit van de waterbodem. Bij een goede kwaliteit zijn er geen of weinig misvormingen, bij een slechte kwaliteit van de waterbodem worden er hoge percentages misvormde muggelarven gevonden (zie bv. van Urk en Kerkum, 1986; Maas-Diepeveen et al. 1989). Ofschoon het kausale verband tussen de gehalten aan mikroverontreinigingen en percentage misvormingen tot op dit moment nog niet onomstotelijk is aangetoond, zijn er sterke aanwijzingen dat dit verband wel bestaat. Deze misvormde larven kunnen op twee manieren doorwerken naar hogere trofische niveau's. Ten eerste is aangetoond dat populaties met hoge percentages misvormingen in het laboratorium een groeiachterstand bezitten ten opzichte van normale populaties. Daarnaast trad in de eerste populatie een verhoogde sterfte op tijdens de experimenten (van Urk en Kerkum, 1988). Vertraagde groei en verhoogde sterfte kunnen resulteren in een verminderd voedselaanbod voor predatoren zoals andere makro-evertebraten, vissen en vogels (met name steltlopers).

Het tweede aspect waar rekening mee moet worden gehouden is de mogelijkheid dat mikroverontreinigingen zich ophopen in de muggelarven en volwassen muggen (Muir et al., 1985; Timmermans, 1991).

Van Urk en Kerkum (1986), die populaties muggelarven uit veel verschillende wateren in Nederland op misvormingen hebben onderzocht, komen tot de volgende konklusie " Het algemene beeld dat muggelarven uit gebieden waar Rijnslib sedimenteert, veel hogere percentages misvormingen vertonen dan alle overige gebieden is met dit meer uitgebreide onderzoek bevestigd"

Tabel 6. Veranderingen in het percentage misvormingen in de Duursche Waarden 1989-1991

	1989	1991
	% misvormingen (aantal individuen)	
DW1	0.9 (108)	1.5 (133)
DW2	0 (49)	14.0 (57)
DW3	0 (53)	3.0 (33)
DW4		3.6 (56)
DW5		0 (33)
Totaal	0.5 (210)	4.9 (312)

Het percentage misvormde muggelarven in de bemonsteringen is toegenomen en bedraagt in het gehele gebied momenteel bijna 5%. Opmerkelijk hierbij is dat in DW2, de kleiput het dichtst bij de rivier, momenteel 14% van de muggelarven een misvorming aan het kopkapsel vertoont. In de overige wateren met een open verbinding ligt dit percentage beduidend lager. Alleen in de geul DW5, die als enig water niet rechtstreeks in verbinding staat met de rivier, zijn in 1991 geen misvormde larven gevonden.

Zoals gezegd ontbreken momenteel kausale verbanden tussen mikroverontreinigingen en misvormingen. In het laboratorium zijn door Hamilton en Saether, 1971) misvormingen geïnduceerd met DDE (10 µg/l). Soortgelijke resultaten zijn bereikt met DDT (Madden et al., 1991). Echter ook minerale olie (Cushman, 1984), radioactieve straling (Warwick et al., 1987), cadmium, koper, zink (van de Guchte & van Urk, 1989) en koper (Kosalwat & Knight, 1987) worden in verband gebracht met misvormingen.

Duidelijk is wel dat de stijging van het percentage misvormingen in de Duursche Waarden een signaal is voor de kwaliteitsverslechtering van de waterbodem en daarmee voor de kwaliteit van het gehele aquatische ecosysteem.

Uit de chemische analyses van de bodem van DW1 en DW2 blijkt eerder het tegenovergestelde. In 1989 wordt in beide gevallen een slechtere kwaliteit aangetroffen dan in 1990 (Demon & van Bussel, 1991). Omdat toen een verzamelmonster is genomen van de bovenste 10 cm van de bodem, kan hieruit geen informatie worden geput over de kwaliteit van recent afgezet rivierslib.

5. Konklusies en aanbevelingen

- De differentiatie in chemische watersamenstelling is afgenomen door de onderlinge verbinding van de afzonderlijke wateren en de open verbinding met de rivier. Momenteel is de nieuw gegraven geul DW5 het enige water met een eigen chemische samenstelling. Hierbij valt de gelijkenis op met de zandput DW1 in 1989.
- De veranderingen van stikstof- en fosfaatgehalten wijzen erop dat DW2 en DW4 veranderen van N-gelimiteerde wateren in de richting van P-gelimiteerde wateren. Hierdoor is de hoeveelheid beschikbare voedingsstoffen toegenomen. De trofietoestand van de diepe zandwinput DW1 lijkt ongewijzigd. Een oorzaak hiervoor kan zijn dat de toegevoerde voedingsstoffen uitzakken naar het hypolimnion en daar (permanent?) vastgelegd worden. In de periode 1989-1991 is in deze plas wel de zichtdiepte verminderd van 1.34 m naar 0.91 m.
- Het aantal soorten makro-evertebraten is in de periode 1989 - 1991 achteruitgegaan van 138 naar 73 soorten. De achteruitgang van het aantal soorten makro-evertebraten komt vooral tot uitdrukking in soorten die gevoelig zijn voor inundatie en de daarmee samenhangende toevoer van nutriënten. Daarnaast kan een gedeelte van de nivellering worden herleid tot een verlies aan habitat door de grote wisseling in waterstand en/of de uitzonderlijke droge zomers van 1990 en 1991. Voor de gekonstateerde achteruitgang van soorten die leven op de minerale bodem is geen oorzaak gevonden. Deze achteruitgang kan niet worden toegeschreven aan fysiek verlies van de habitat.
- De nieuw gegraven geul DW5 kan op termijn enige compensatie gaan vormen voor de achteruitgang in de diversiteit van de makro-evertebratenfauna.
- Het percentage misvormde muggelarven is, gemiddeld voor alle wateren, van 0,5 naar 4,9% gestegen in de periode 1989 - 1991. In de Mottenkolk (DW2) is het percentage toegenomen van 0 naar 14%.
Misvormde muggelarven vertonen een lagere produktie dan niet misvormde muggelarven. Daarnaast bestaat de mogelijkheid dat deze larven mikroverontreinigingen ophopen. Deze aspecten kunnen van belang zijn in termen van beschikbaar voedsel en ophoping in hun predatoren.
- Op grond van het voorafgaande en onderstaande discussie moet worden vastgesteld dat het aquatische ecosysteem nadrukkelijker betrokken dient te worden in de planfase van natuurontwikkelingsprojekten.

- Het wordt van groot belang geacht om de aquatische gemeenschap in de Duursche Waarden nauwlettend te volgen. Voor de makro-evertebraten lijkt een voorlopige cyclus van twee jaar een redelijk compromis tussen inspanning en resultaat. De bemonstering en analyse moeten op vergelijkbare wijze worden uitgevoerd als in 1989 en 1991.

Ten aanzien van de ontwikkeling van de oevervegetatie lijken meerdere opnamen per jaar zinvol, vooral als deze worden uitgevoerd in relatie tot het waterstandsverloop in het gebied.

- Door de sterkere wisselingen in de waterstand zullen verliezen optreden in de habitat van het vaste substraat en (struktureel?) in de oevervegetatie.

De natuurlijke habitat van het vaste substraat heeft bestaan uit dode bomen. Het zal in aanzienlijke delen van het gebied nog enige decennia duren alvorens het ooibos voor de natuurlijke aanvulling van deze habitat kan zorgen.

Om die reden wordt aanbevolen om op korte termijn een begin te maken met de kunstmatige aanleg van deze habitat. Hiertoe worden plaatselijk dode bomen (met kruin) in het water verankerd. Daarna moet de betekenis van deze habitat met name worden gevolgd voor de makro-evertebraten. Ook is het van belang te weten hoe deze habitat door vis wordt benut als paai- en opgroeiplaats.

Het volgen van de ontwikkeling in deze habitat kan worden gezien als een stap in het opdoen van ervaring met natuurontwikkeling in de wateren van het winterbed.

Bij struktureel verlies van oevervegetatie kan het aanbeveling verdienen om rietgras in te planten. Juist deze plant is bestand tegen extreme schommelingen van de waterstand.

6. Diskussie

6.1. De neergaande spiraal voor de natuurwaarden in het water

Op grond van het onderzoek aan de makro-evertebratengemeenschap in de Duursche Waarden, wordt gekonkludeerd dat deze gemeenschap sterk in waarde is achteruitgegaan, als gevolg van het uitgevoerde natuurontwikkelingsproject. Hoe de aquatische levensgemeenschap zich verder zal ontwikkeling moet toekomstig onderzoek uitwijzen. De gekonstateerde verslechtering komt overeen met andere onderzoeken waarin de verwachting wordt uitgesproken dat buitendijkse wateren met een goede chemische en biologische kwaliteit in natuurwaarde zullen verminderen indien de rivierinvloed wordt vergroot (Van den Brink, 1990; Van den Brink et al. 1991; Van den Brink & Van der Velde, 1991). De negatieve beïnvloeding bestaat uit eutrofiëring en verzouting van het water. Daarnaast kan habitatverlies optreden. Deze processen beïnvloeden niet alleen de makro-evertebratenfauna, maar ook de amphibiën en visfauna. Naar verwachting zullen heldere wateren een grotere troebeling krijgen en zullen ondergedoken waterplanten minder mogelijkheden krijgen om zich te ontwikkelen. Hierbij bestaat de kans dat wateren die voorheen geschikt waren voor amphibiën en snoek, veranderen in brasemwateren. Omdat de brasem de bodem omwoelt en daarmee nutriënten en slib vanuit de bodem in de waterfase brengt en omdat brasem fourageert op zoöplankton, kan hierdoor de troebelheid verder toenemen.

De geschetste neergaande spiraal is uiteraard ongewenst in ieder oppervlaktewater, maar zeker in natuur(ontwikkelings)gebieden. De reden dat natuurontwikkeling, zoals momenteel wordt uitgevoerd, in de zin van plan Ooievaar (de Bruin et. al. 1987) ongewenste processen op gang brengt in de stagnante wateren, is in eerste instantie te wijten aan de huidige kwaliteit van het Rijnwater. Ondanks de sterke verbetering van de kwaliteit sinds medio jaren 70, bevat het Rijnwater nog steeds vele malen meer chloride en voedingsstoffen dan in het begin van deze eeuw. Daarnaast wijst de toename van misvormde muggelarven in de Duursche Waarden op de mogelijkheid dat met het inlaten van rivierwater ook mikroverontreinigingen het gebied kunnen binnendringen.

Het belangrijkste argument voor een open verbinding ten behoeve van het aquatische ecosysteem in de Duursche Waarden is gelegen in de uitbreiding van de habitat van riviervis (Heidemij/NMF, 1989). In hoeverre dit ook gelukt is, is nog onbekend.

Alhoewel de wateren in de Duursche Waarden zich nog ten goede kunnen ontwikkelen, wordt dit optimisme momenteel niet ondersteund door onderzoeksresultaten.

Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de kans op achteruitgang natuurlijk het grootst is in bestaande natuurgebieden. Geredeneerd vanuit de uitgangssituatie zijn de perspectieven voor het aquatische ecosysteem gunstiger in uiterwaarden waar momenteel geen of nauwelijks natuurwaarden aanwezig zijn.

Dat er in combinatie met plan Ooievaar echter wel degelijk goede mogelijkheden zijn om ook de natuurontwikkeling in het water te bevorderen wordt in het tweede gedeelte van de discussie uitgewerkt.

6.2. De opgaande spiraal voor natuurwaarden in het water

De opgaande spiraal kan in gang worden gezet door een tweesporenbeleid uit te voeren.

Het ene spoor richt zich op bescherming en verdergaand herstel van de natuurwaarden in de stagnante wateren. In het tweede spoor worden de stromende wateren geregenereerd met daarin de habitats die al langdurig uit de grote Nederlandse rivieren zijn verdwenen.

Het verhogen van de natuurwaarden in het stagnante water kan worden gerealiseerd door de wateren in hun verschillende vorm (zandgaten, kleiputten, strangen en poelen) en samenstelling (kwel van diep grondwater, rivierkwel en regenwater in allerlei combinaties) optimaal in te richten voor de natuurontwikkeling.

In het tweede spoor wordt de rivierdynamiek sterk verhoogd. Hiervoor worden lokaties uitgekozen waar geen schade ontstaat aan de daar aanwezige, potentieel waardevolle, stagnante wateren. Deze dynamiek zal de faktor stroming inbrengen in het winterbed.

In tegenstelling tot de processen in stilstaand water, zal er in stromend water geen ophoping plaatsvinden van voedingsstoffen en zal er ook geen/minder verontreinigd rivierslib tot bezinking komen. Dit stromende water krijgt de vorm van een nevengeul laat zich uitstekend combineren met de denkbeelden in plan Ooievaar en heeft als meerwaarde ten opzichte van de uitgevoerde projecten en plannen dat er belangrijke mogelijkheden liggen voor het verhogen van de natuurwaarden in het water.

Het verschijnsel nevengeul kan niet los worden gezien van het beeld van een rivier, waar alle natuurlijke habitats nog aanwezig zijn. Daarom zal hier een kort historisch perspectief van de Rijn worden gegeven aan de hand van palaeolimnologisch- en literatuuronderzoek (Klink, 1989, 1991).

De Rijn in historisch perspectief.

De Rijn werd evenals andere rivieren omzoomd door ooibossen. Tijdens een stroombedverlegging sneed de rivier zich door deze bossen en werd de bodem meegevoerd. Wat resteerde van het verdwenen bos waren wortelstelsels en gehele bomen die deels in het nieuwe rivierbed werden begraven. Dit dode hout moet plaatselijk onderwaterbossen hebben gevormd, afgaande op de historie van andere grote rivieren in Rusland (Behning, 1932) en Noord Amerika (Jackson et al., 1984; Triska, 1984; Benke et al., 1985). Deze onderwaterstructuur heeft een grote differentiatie aangebracht in de kleinschalige erosie- en sedimentatiepatronen (Shepard, 1982). Bovendien vormde dit hout ideale aanhechtingsplaatsen voor allerlei kleine organismen. De combinatie van stroming als bron van voedselaanvoer, vast substraat en structuurdiversiteit heeft geleid tot een zeer soortenrijke en produktieve levensgemeenschap die vergeleken kan worden met koraalriffen en scheepswrakken in de zeeën. In de late middeleeuwen zijn de ooibossen gekapt en daarmee is de natuurlijke vernieuwing van deze habitat tot staan gebracht. Vervolgens heeft men ten behoeve van

de bevaarbaarheid het nog aanwezige dode hout uit de Rijn verwijderd, waardoor deze habitat vermoedelijk vanaf 1750 grotendeels is verdwenen uit de Rijn (Van Urk en Smit, 1989).

Op ondiepe plaatsen in de luwte van de stroming moeten vegetaties hebben gestaan van ondergedoken waterplanten. Literatuur hierover is niet gevonden, maar de resten van levensgemeenschappen die begraven liggen in oude Rijnafzettingen geven hiervan getuigenis. Opvallend hierbij is de prominente aanwezigheid van kranswieren. Al vanaf het begin van deze eeuw hebben waterplanten (en kranswieren) geen betekenis meer in het zomerbed van de Rijn. De eilanden zijn dan al met de oevers verbonden. De oevers zijn kaal of zijn in de luwte van de stroming bedekt met zandbewonende kiezelwieren (Lauterborn, 1918).

Deze kiezelwieren zijn de primaire producenten die in het rijtje bomen, waterplanten, kranswieren en kiezelwieren het langst hebben standgehouden. Echter na de laatste zomerbedversmalling in deze eeuw en de toegenomen golfslag is ook deze groep als belangrijke voedselproducent verdwenen uit de Rijn.

Naast deze veranderingen mag het verlies van de meest karakteristieke habitat in de benedenloop van de Rijn niet onvermeld blijven. Deze habitat bestaat uit kleibanken, die door de rivier werden aangesneden. Juist de combinatie van kompakte klei in stromend water schept een unieke habitat die tot het begin van deze eeuw werd bewoond door de larven van de grootste Europese eendagsvlieg, *Palingenia longicauda*. Tegenwoordig is de soort alleen nog aanwezig in de rivier de Tisza (Hongarije) en misschien plaatselijk nog in de Donau en de Griekse rivier de Axios (Landa & Soldan, 1985). Door de normalisatiewerkzaamheden worden oude afzettingen niet meer aangesneden en is ook deze habitat in het zomerbed van de Rijn verloren gegaan.

Het verdwijnen van deze habitats in de Rijn heeft geleid tot een enorme verarming van de levensgemeenschap. De belangrijkste habitats in de huidige Rijn bestaan uit kribben, bestorte en zandige oevers en uit een bodem die door haar uniforme ligging op meer dan 3 m diepte nauwelijks kansen biedt voor een gedifferentieerde levensgemeenschap. Daarna heeft de verontreiniging het werk afgemaakt en was er eind jaren 60-begin jaren 70 sprake van een vrijwel dode Rijn (Van Urk, 1984).

Sindsdien is er sprake van een opmerkelijke verbetering in de waterkwaliteit van de Rijn, hetgeen heeft geleid tot een sterk herstel in de levensgemeenschap. Naast de terugkeer van inheemse soorten hebben ook veel uitheemse soorten een plaats gevonden in de huidige Rijn. Als voorbeeld kan de slijkgarnaal *Corophium curvispinum* worden genoemd die zich op de stortstenen en kribben tot een plaag aan het ontwikkelen is voor de inheemse fauna (Van den Brink et al., 1991b). Ondanks dit herstel ontbreekt nog het merendeel van de oorspronkelijke rivierfauna in het zomerbed van de Rijn. De reden hiervoor moet vooral worden gezocht in het ontbreken van geschikte habitats (Van Urk & Smit, 1989).

Het aanleggen van nevengeulen in relatie tot de natuurontwikkeling volgens plan Ooievaar wordt dan ook als een unieke kans gezien om de verdwenen habitats te regenereren. Ten aanzien van de zuurstofhuishouding mag het rivierwater geen belemmering meer vormen voor de ontwikkeling van de oorspronkelijke levensgemeenschap. Ten aanzien van voedingsstoffen en aan het zwevende stof gebonden mikro-verontreinigingen moet de beperking worden opgelegd dat het rivierwater niet langdurig stagneert.

6.3. De uitwerking van natuurontwikkeling in het water

De uitwerking van dit idee, dat kan worden opgevat als een stuk natte natuurontwikkeling, ziet er als volgt uit:

Voer een hydrologisch en hydrobiologisch onderzoek uit in het projectgebied en baken daarbij die delen af met potentieel kwetsbaar water en een potentieel kwetsbare levensgemeenschap van stagnant water. De beoordeling hiervan is goed mogelijk op grond van de bestaande kennis (zie bijvoorbeeld Van den Brink (1990) en Van den Brink & Klink (1991)). Indien nodig kan de inundatieduur van deze wateren verder worden verminderd door terreinophogingen aan te leggen, die tevens mogelijkheden scheppen voor de ontwikkeling van stroomdalvegetaties, hardhoutoibos en potentiële overwinteringsbiotopen voor amphibiën (Creemers, 1991). In deze fase wordt de huidige natuurwaarde beschermd. De versterking van de natuurwaarden in deze wateren kan worden bereikt door uitbreiding van ondiepe plas-dras situaties (amphibiën en moerasvegetaties) en in een betere afwerking van de oevers van zandwinputten en kleigaten (ondergedoken waterplanten en snoek). Hierbij verdient het ook aanbeveling om plaatselijk dode bomen in het water aan te brengen om de structuurdiversiteit te verhogen. Bescherming en versterking van de natuurwaarden in deze wateren is van groot belang omdat ca. 25% van de oorspronkelijke makro-evertebratenfauna van de Rijn momenteel nog in het winterbed in niet- of kortstondig geïnundeerde wateren aanwezig is (gegevens uit: Klink, 1989; Van den Brink, 1990; Van den Brink et al., 1990).

In de tweede fase wordt de inrichting van dat gedeelte van het gebied uitgewerkt, waar de niveauverschillen worden aangebracht volgens de denkbeelden van plan Ooievaar en waar ook de nevengeul gesitueerd zal worden. Voor de uitwerking van het terrestrische gedeelte is het rapport van de Heidemij/NMF (1989) voor de Duursche Waarden een goed voorbeeld.

Voor de aanleg van een nevengeul moet de zomerdijk zowel aan de bovenstroomse als aan de benedenstroomse kant van het gebied worden doorgraven.

In discussies is vaak als argument tegen nevengeulen aangevoerd dat het zomerbed zich kan verondiepen met alle gevolgen voor de scheepvaart. Uit een samenvatting van een aantal multidisciplinaire studies naar nevengeulen (de Haas, 1991) blijkt echter dat het zeer wel mogelijk wordt geacht om een nevengeul zo aan te leggen dat hij permanent stroomt, verlanding ervan voor lange tijd wordt voorkomen en de bodemligging van de rivier er nauwelijks door wordt beïnvloed.

Alvorens met de aanleg van een nevengeul te beginnen zijn twee zaken van belang.

- Voor de differentiatie in stromingspatroon is het wenselijk om eilanden aan te brengen in de nevengeul. Daarnaast zijn deze eilanden natuurlijk van groot belang voor allerlei andere diergroepen (geen predatie door vossen). Bij het graven van de geul kan hiermee rekening worden gehouden door meerdere grotere en kleinere eilanden "uit te sparen". Aan de benedenstroomse zijde ontstaan luwten in de stroming die verschillen aanbrengen in bodemsamenstelling (grof zand in de stroomgeul en fijn zand achter de eilanden). Tevens worden voorwaarden geschapen voor de ontwikkeling van oevervegetaties. De ontwikkelingsmogelijkheden voor ondergedoken waterplanten wordt gering geacht (De Haas, 1991).

- Voor de regeneratie van de habitat kleibanken in de stroming dient te worden vastgesteld of dergelijke gekonsolideerde kleibanken in de ondergrond voorkomen. Is dit inderdaad het geval, dan dienen deze door de nevengeul te worden aangesneden.

Nadat de nevengeul is aangebracht kan de habitat van het dode hout worden gegenereerd door dode bomen in de nevengeul te verankeren. Hierbij moet een optimale relatie worden gevonden tussen de dichtheid aan dood hout en de daarvan afhankelijke neiging tot geulverlegging. Na de ontwikkeling van het oeverbegeleidende bos kunnen de omgevallen bomen in de toekomst de natuurlijke verjonging van deze habitat overnemen. Aan de benedenstroomse opening dient een vang voor deze bomen te worden aangebracht, om te verhinderen dat ze verloren gaan en schade toebrengen aan schepen en kunstwerken in het zomerbed.

6.4. Het resultaat van natuurontwikkeling in het water

Op grond van recente inventarisaties, literatuurgegevens van de vroegere makro-evertebratenfauna en palaeolimnologisch onderzoek aan de Rijn kan worden vastgesteld dat die inheemse fauna van de Rijn ten minste uit 170 soorten moet hebben bestaan. Het aantal ligt vermoedelijk ver boven de 200 soorten. Veel soorten worden echter niet vermeld in oude literatuur en alleen insectenlarven en slakken laten herkenbare resten achter in rivierafzettingen.

Uitgaande van deze 170 soorten makro-evertebraten kunnen in het huidige zomerbed momenteel ca. 60 soorten worden aangetroffen (35%). Uit gegevens van Van den Brink (1990) kan worden afgeleid dat ca. 40 soorten makro-evertebraten, die vroeger deel uitmaakten van de rivier zelf (24%), nog in het winterbed van de Rijn aanwezig zijn. Deze soorten zijn niet stroomminnend en hebben vroeger in de luwten van het stroombed geleefd. Momenteel worden ze in de niet- of kortstondig geïnundeerde wateren in het winterbed aangetroffen. In de Duursche Waarden zijn in 1989 van deze groep 9 soorten aangetroffen. In 1991 waren dit nog 5 soorten.

Samengevat is bij handhaving van de huidige situatie een 100 tal soorten makro-evertebraten in het Rijngebied aanwezig die behoren tot de rivierfauna in brede zin. Bij uitvoering van natuurontwikkelingsprojecten in de zin van plan Ooievaar zal dit aantal naar verwachting niet toenemen en waarschijnlijk zelfs afnemen.

Bij het uitvoeren van de natte variant Ooievaar + nevengeul wordt de in het winterbed verblijvende rivierfauna doelgericht beschermd en worden, waar nodig, voorzieningen getroffen voor herstel. Dit betekent dat geen achteruitgang plaatsvindt in deze groep van 40 in het winterbed verblijvende riviersoorten. Daarnaast kan bij de juiste inrichting van de nevengeul een aanzienlijk aantal soorten van het "werkelijke" stroombed worden verwacht omdat hun habitat wordt gegenereerd. Door de ontwikkelingen in de nevengeul te volgen kan de mate van succes voor de makro-evertebraten worden afgelezen aan het aantal soorten dat door de ingreep terugkeert. Overigens zijn het natuurlijk niet alleen de makro-evertebraten die profiteren van deze ingreep, maar eveneens hun belangrijkste predator de vis. Ook voor de stroomminnende vissen zullen ideale paai- en opgroeihabitats ontstaan tussen de takken en wortels van de bomen in het stromende water.

7. Literatuur

Behning, A., 1932

Ueber Ephemeropterenlarven des Uralsflusses
Deutsch. ent. Zeit. 3: 89-94

Benke, A.C., Henry, R.L. III, Gillespie, D.M., Hunter, R.J., 1985

Importance of snag habitat for animal production in southeastern streams
Fisheries 10(5): 8-13

Bergers, P.J.M., 1991

Voedselbiologie van vissen in de Nederlandse Rijntakken
Publukaties en rapporten Ecologisch Herstel Rijn 28-1991: 119 pp.

van den Brink, F.W.B., 1990

Typologie en waardering van stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland, op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters
Publukaties en Rapporten Ecologisch Herstel Rijn 25: 157 pp. + bijl.

van den Brink, F.W.B., Klink, A.G., 1991

Hydrobiologisch onderzoek in de uiterwaardplassen bij Neerrijnen
Rapport i.o.v. Stichting Gelders Landschap 31 pp.

van den Brink, F.W.B., Maenen, M.M.J., van der Velde, G., 1991a

The (semi) aquatic vegetation of still waters within the floodplains of the rivers Rhine and Meuse in the Netherlands: historical change and the role of inundation
Verh. int. Ver. Limnol in druk

van den Brink, F.W.B., van der Velde, G., 1991

Macrozoobenthos of floodplain waters of the rivers Rhine and Meuse in the Netherlands: a structural and functional analysis in relation to hydrology
Regulated Rivers in druk

van den Brink, F.W.B., van der Velde, G., Cazemier, W. 1990

The faunistic composition of the freshwater section of the river Rhine in the Netherlands: present state and changes since 1900
In: Biologie des Rheins. Kinzelbach/Friedrich (eds.). p: 191-216

van den Brink, F.W.B., van der Velde, G., bij de Vaate, A., 1991b

Amphipod invasion on the Rhine
Nature 352: 576

de Bruin, D., Hamhuis, D., van Nieuwenhuijze, L., Overmars, W., Sijmons, D., Vera, F., 1987

Ooievaar. De toekomst van het riviereengebied
Stichting Gelderse Milieufederatie 128 pp.

Creemers, R.C.M., 1991

Amphibiën in uiterwaarden. Een voorbereidende literatuurstudie
Rapport 132 pp.

Cushman, R.M., 1984

Chironomid deformities as indicators of pollution from synthetic, coal derived oil
Freshwat. Biol. 14(2): 179-182

Demon, J.M.H., van Bussel, W., 1991a

Duursche Waarden Monitoring 1989. Jaarverslag. Monitoring natuurontwikkelingsproject Duursche Waarden. Uitgangssituatie abiotische aspecten
RDW Directie Gelderland nota 91/01: 24 pp + bijl

Demon, J.M.H., van Bussel, W., 1991b

Duursche Waarden Monitoring 1990. Jaarverslag. Monitoring natuurontwikkelingsproject Duursche Waarden. Uitgangssituatie abiotische aspecten
RDW Directie Gelderland nota 91/01: 29 pp + bijl.

de Graaf, M.C.C., van de Steeg, H.M., Voesebeek L., Blom, C.W.P.M., 1990
Vegetatie in de uiterwaarden: de invloed van hydrologie,
beheer en substraat
Publikaties en Rapporten Ecologisch Herstel Rijn 16: 94 pp.

van de Guchte, C., van Urk, G., 1989
Discrepancies in the effects of field and artificially heavy metal contaminated aquatic sediments upon
midge larvae
7th Int. Conf. Geneva 12-15 sept 1989 4 pp.

de Haas, A.W., 1991
Nevengeulen. Onderzoek naar de mogelijkheden, de consequenties en de te stellen eisen bij aanleg
van nevengeulen in de uiterwaarden
Publikaties en Rapporten Ecologisch Herstel Rijn 33: 51 pp. + bijl.

Hamilton, A.L., Saether, O.A., 1971
The occurrence of characteristic deformities in the chironomid larvae of several Canadian Lakes
Can. Ent. 103: 363-368

Heidemij Adviesburo en Directie NMF, 1989
Natuurontwikkelingsproject "Duursche Waarden"
Rapport 634-43556: 87 pp.

Jackson, G.A., Korschgen, C.E., Thiel, P.A., Besser, J.M., Steffek, D.W.,
Bockenhauer, M.H., 1984
Problems on the Upper Mississippi River and its tributaries USA need for a long-term resource program
Butterworth Publ. ISSN 0-250-40599-7 pp: 325-344

Janse, J.H., 1986
Ecologische waarden van de wateren in het winterbed van de grote rivieren
RIN rapport 114 pp. + bijl.

Klapwijk, S.P., 1988
Eutrophication of surface waters in the Dutch polder landscape
Proefschrift TH Delft 227 pp.

Klink, A., 1989
The Lower Rhine. Palaeoecological analysis In: Historical change of large alluvial rivers: western
Europe
G.E. Petts (ed.), John Wiley & Sons Ltd. p. 183-201

Klink, A.G., 1991
Ecologisch relevante factoren bij het inrichten van een nevengeulencomplex in de Rijn
Hydrobiol. Adviesburo Klink Rapp. Med. 36: 29 pp + bijl.

Kosalwat, P., Knight, A.W., 1987
Acute toxicity of aqueous and substrate-bound copper to the midge, *Chironomus decorus*
Arch. Environm. Contam. Toxicol. 16: 275-282

Landa, V., Soldan, T., 1985
Distributional patterns, chorology and origin of the Czechoslovak fauna of mayflies (Ephemeroptera)
Acta ent. bohemoslov. 82: 241-268

Lauterborn, R., 1918
Die geografische und biologische Gliederung des Rheinstroms 6: Der Niederrhein
Sitz.-ber. Heidelb. Akad. Wiss. Abt. B.1 6: 27-87

Maas-Diepeveen, J.L., Luttmer, W.J., van den Dikkenberg, R. Ph., van de Guchte, C. van de., Canton,
J.H., 1989
Oriënterend (semi)-chronisch toxiciteitsonderzoek met *Daphnia magna* en *Chironomus riparius* aan
sedimenten en oppervlaktewater uit Amer, Rijn en Oostvaardersplassen
DBW/RIZA werkdocument 89.059X: 29 pp+bijl

- Madden, C.P., Suter, P.J., Nicholson, B.C., Austin, A.D., 1991
Deformities in Chironomid larvae as indicators of pollution (pesticide) stress
11th Int. Symp. on Chironomidae Amsterdam
- Maenen, M.M.J., 1989
Water- en oeverplanten in het zomerbed van de Nederlandse grote rivieren in 1988. Hun voorkomen en relatie met algemene fysisch-chemische parameters
Publ. en Rapp. Ecologisch Herstel Rijn 13: 1-119
- Muir, D.C.G., Rawn, G.P., Townsend, B.E., Lockhart, W.L., Greenhalgh, R., 1985
Bioconcentration of cypermethrin, deltamethrin, fenvalerate and permethrin by *Chironomus tentans* larvae in sediment and water
Environm. Toxicol. Chem. 4(2): 51-61
- Reynolds, C.S., 1984
The ecology of freshwater phytoplankton
Cambridge Univ. Press 384 pp.
- Roelofs, J.G.M., Bloemendaal, F.H.J.L., 1988
Trofie. In: Waterplanten en waterkwaliteit
Bloemendaal & Roelofs (red.), Publ. KNNV 45: 113-125
- Shepard, R.B., 1982
Benthic insect colonization of introduced substrates in the Sangamon river, Illinois
Trans. Ill. Acad. Sci. 75(1/2): 15-27
- van de Steeg, H.M., van de Rijt, C.W.C.J., Reijnen, M.J., Blom, C.W.P.M., 1989
Zonering van vegetatietypen en *Rumex*-soorten in overstromingsgradiënten in het rivierengebied van Rijn, Waal en IJssel
Exp. Plantenoecologie K.U.N. Rapport 17: 61 pp
- Timmermans, K. R., 1991
Trace metal ecotoxicokinetics of chironomids
Proefschrift Sectie aquatische ecologie U. A. 185 pp.
- Triska, F.J., 1984
Role of wood debris in modifying channel geomorphology and riparian areas of a large lowland river under pristine conditions: a historical case study
Verh. Internat. Verein. Limnol. 22(3): 1876-1892
- Tweede Kamer der Staten-Generaal 1989
Derde nota waterhuishouding. Water voor nu en later
Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989 21 250(1-2): 1-297
- Tweede Kamer der Staten-Generaal 1990
Natuurbeleidsplan
Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990 272 pp. + bijl.
- Tweede Kamer der Staten-Generaal 1990
Vierde nota over de ruimtelijke ordening. Deel 1: ontwerp-planologische kernbeslissing
Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991 193 pp.
- van Urk, G., 1984
Lower-Rhine-Meuse In: Ecology of European Rivers
B.A. Whitton (ed.) p. 437-468
- van Urk, G., Kerkum, F.C.M., 1988
Bottom fauna of polluted Rhine sediments In: Contaminated soil
K. Wolf, W.J. van den Brink, F.J. Colon (eds.)
Kluwer Acad. Publ. p. 1405-1407
- van Urk, G., Kerkum, F.C.M., 1986
Misvormingen bij muggelarven uit Nederlandse oppervlaktewateren
H2O 26: 624-627

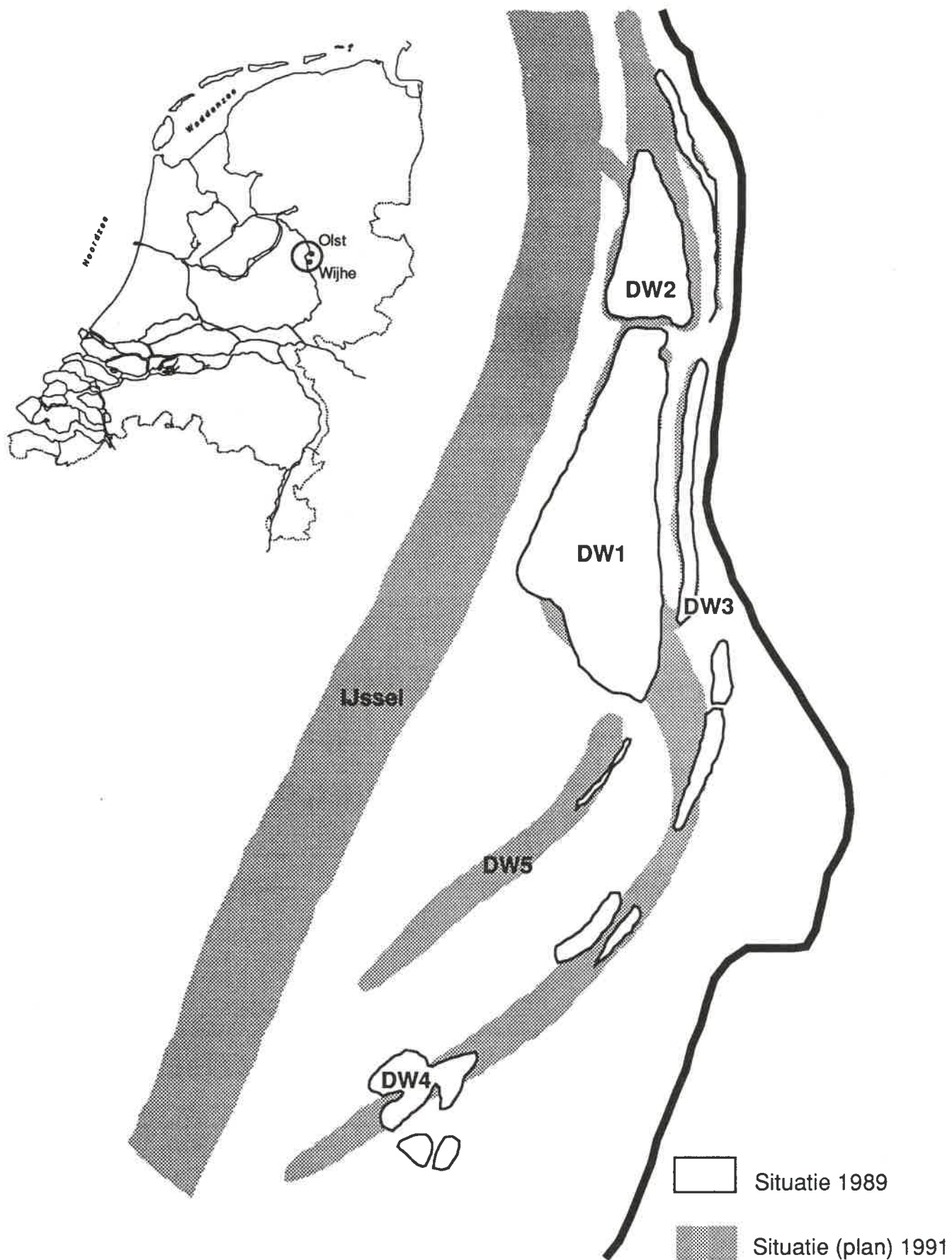
van Urk, G., Smit, H., 1989
 The Lower Rhine geomorphological changes In: Historical change of large alluvial rivers: Western Europe
 G.E. Petts (ed.), John Wiley & Sons: New York p. 167-182

Verdonschot, P.F.M., 1990
 Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel
 Prov. Overijssel, RIN 301 pp.

Warwick, W.F., Fitchko, J., McKee, P.M., et al., 1987
 The incidence of deformities in *Chironomus* spp. from PortHope Harbour, Lake Ontario
 J. Great Lakes Res. 13: 88-92

Werkgroep onderzoek ecologische doelstellingen, 1990
 De meetlat. Een biologisch beoordelingssysteem voor het oppervlaktewater in Gelderland
 Prov. Gelderland, Dienst Milieu en Water 63 pp. + bijl.

ten Winkel, E.H., Heycoop, M.J., Davids, C., 1986
 Food and functional responses of *Molanna angustata* (Trichoptera)
 H.H.W. Velthuis (ed.), Proc. 3rd Eur. Congr. Ent. 1: 163-166



Bijlage 1. Duursche Waarden 1989-1991
Ligging van de bemonsterde wateren

Bijlage 2.1 Basisgegevens makro-evertebraten

Lokatie	DW1	DW1	DW2	DW2	DW3	DW3	DW4	DW5	ΣDW	ΣDW
Jaar	89	91	89	91	89	91	91	91	89	91
Tricladida										
Polycelis spec.	1								1	
Dugesia spec.	1								1	
Hirudinea										
Erpobdella octoculata	5	3	4						5	3
Glossiphonia complanata	3								3	
Glossiphonia heteroclita	1		3						3	
Helobdella stagnalis	4	2	6	1	2				6	2
Hemiclepsis marginata			1						1	
Piscicola geometra		2								2
Theromyzon tessulatum	1		2						3	
Gastropoda										
Acroloxus lacustris	1		2		2	1			3	1
Anisus vortex	1		5		2				5	
Armiger crista f. spinulosa			5		1				5	
Bithynia leachi	2		4						4	
Bithynia tentaculata	4	3	4			1			5	3
Gyraulus albus	3		5		3	1			5	1
Hippeutis complanatus	1		5		1				5	
Lithoglyphus naticoides	1	1							1	1
Lymnaea stagnalis	2		2						3	
Physa fontinalis	2		1		2				3	
Physella acuta	1	4	3						3	4
Planorbis carinatus	4								4	
Planorbis planorbis	2		3						3	
Potamopyrgus antipodarum	8	4		2		2			8	4
Radix ovata	4	3		1		1		1	4	3
Valvata cristata	1	1	4	1	1				4	1
Valvata piscinalis	5	1	4	3	2	2	3	4	5	5
Lamellibranchia										
Anodonta anatina							1			1
Musculium lacustre			2						2	
Pisidium amnicum	2								2	
Pisidium casertanum	3			1		1			3	1
Pisidium henslowanum	5	2	2	2	3	1	1		5	3
Pisidium spec. (juv.)	7	1	5	1	4	1	2		7	3
Pisidium supinum		1								1
Sphaerium corneum			1						1	
Sphaerium spec. (juv.)	1		1						1	
Unio pictorum	3	1				1	1		3	2
Crustacea										
Asellus aquaticus	4	1	6		3				6	1
Argulus foliaceus	1								1	
Gammarus pulex	3		4						4	
Gammarus spec. (juv.)	6	1	2		3				6	1
Gammarus tigrinus	6	6	3	6	2	5	1	1	6	7
Proasellus coxalis			3						3	
Proasellus meridianus			1		1				1	
Ephemeroptera										
Caenis horaria	5				1				5	
Caenis luctuosa								1		1
Cloeon dipterum	4	1	4		3				5	1
Odonata			1						1	
Zygoptera indet. (juv.)	5	2	6		4				6	2
Erythromma najas	1	2	2		3				4	2
Heteroptera										
Callicorixa praeusta			2						2	
Corixa punctata	1								1	
Gerris argentatus	3								3	
Gerris argentatus nymph	3		1						3	
Gerris lacustris		1								1

Bijlage 2.2 Basisgegevens makro-vertebraten

Lokatie	DW1	DW1	DW2	DW2	DW3	DW3	DW4	DW5	ΣDW	ΣDW
Jaar	89	91	89	91	89	91	91	91	89	91
Gerris odontogaster		1								1
Hesperocorixa spec. nymph			2						2	
Notonecta glauca			2						2	
Micronecta meridionalis	3	2	1		1	1		1	4	2
Micronecta spec. nymph	4	2	4		3	1		1	5	3
Nepa cinerea	1	1	2						3	1
Ranatra linearis		1								1
Sigara falleni	6	2	6		3	2			7	2
Sigara striata	4	2	6		1				6	2
Sigara striata nymph	4		5						6	
Sigara spec. nymph	5	2	5		4	3			6	3
Coleoptera										
Colymbetinae larve			1						1	
Donacia spec. larve			1						1	
Haliphus fluviatilis	2								2	
Haliphus spec. imv			2						2	
Haliphus spec. larve	1								1	
Helochares lividus		1								1
Helochares spec. larve		1								1
Hydraena riparia		1								1
Hydrobius fuscipes		1								1
Hygrotus spec. larve	1		4						4	
Hygrotus versicolor	3	2	3		1				4	2
Hygrotus versicolor larve	2				1				2	
Hyphydrus ovatus	1		3						3	
Hyphydrus ovatus larve			3		1				3	
Laccobius bipunctatus		1								1
Laccobius minutus		2								2
Laccobius spec larve	2		1		1				3	
Laccophilus hyalinus	1	2							1	2
Laccophilus minutus			2						2	
Noterus clavicornis			1						1	
Megaloptera										
Sialis lutaria	4		1		2	1			4	1
Trichoptera										
Agraylea multipunctata	1								1	
Agrypnia cf. pagetana (juv.)					1				1	
Athripsodes aterrimus	2								2	
Cyrnus crenaticornis					1				1	
Cyrnus flavidus		1			3				3	1
Cyrnus trimaculatus					1				1	
Glyptotaelius pellucidus	1								1	
Holocentropus picicornis	1								1	
Molanna angustata	3								3	
Mystacides longicornis	5	2			1				5	2
Oecetis ochracea								1		1
Trienodes bicolor			2		1				2	
Lepidoptera indet. (juv.)	1		3						3	
Nymphula nymphaeata			1						1	
Diptera										
Hydromyza livens?						2				2
Brachycera indet. pop			1						1	
Anthomyidae indet. cf.	1		3		2				3	
Hydromyza cf. pop			2						2	
Eulalia spec.	1								1	
Limoniidae indet.	1								1	
Limnophila spec.	2								2	
Chaoborus flavicans	1		3						3	
Chaoborus crystallinus			5						5	
Ceratopogonidae indet.	3		4	1	1		1		4	2
Empididae indet.			1						1	

Bijlage 2.3 Basisgegevens makro-evertebraten

Lokatie	DW1	DW1	DW2	DW2	DW3	DW3	DW4	DW5	ΣDW	ΣDW
Jaar	89	91	89	91	89	91	91	91	89	91
Psychodidae indet.	1								1	
Ptychoptera spec.	2		3						3	
Tabanidae indet.	3		2		2				4	
Tipula spec.	1								1	
Chironomidae										
Tanypodinae										
Ablabesmyia monilis pop	2								2	
Ablabesmyia monilis/phatta (juv.)	1								1	
Clinotanyus nervosus	5	2	4		4				5	2
Procladius spec.	5	2	3	2	4	4	1	3	5	5
Psectrotanyus varius			3		1				4	
Tanyus kraatzi	2		3		1				3	
Tanyus punctipennis	4				2				4	
Orthocladiinae										
Corynoneura scutellata agg./spec.	1	1	1	3		2			2	3
Cricotopus intersectus	4	2		1					4	3
Cricotopus sylvestris	3	3	6	4	2	2			6	4
Cricotopus trifasciatus			5	4					5	4
Limnophyes spec.	1		2						2	
Psectrocladius gr. sordidellus		1								1
Psectrocladius spec. (juv.)	1								1	
Chironomini										
Chironomus spp.	5	5	4	4	4	4	4	5	5	6
Cladopelma virescens										
Cryptochironomus spp.	4	3						2	4	3
Dicrotendipes nervosus	2	2		2					2	2
Endochironomus albipennis	4	5	2	2	1				4	5
Einfeldia gr. insolita/sp.n? gr.D	2				1			2	2	2
Glyptotendipes gr. pallens	6	6	4	3	3	2	2		6	6
Harnischia spec./curtilamellata	1								1	
Lipiniella arenicola	5	2						3	5	3
Microchironomus tener	1		1				1	2	1	2
Microtendipes chloris (agg.)	2								2	
Parachironomus cf. vitiosus			1						1	
Parachironomus (gr.) arcuatus	1	3	1	4	1	1			2	4
Phaenopsectra spec.	2				1	1			2	1
Polypedilum sordens	3	5	2	1					4	5
Polypedilum nubeculosum	3	4		2	2	3	2	4	3	5
Polypedilum scalaenum	1								1	
Stictochironomus spec	5	2	1					3	5	4
Tanytarsini										
Cladotanytarsus spp.	6	4		1		3	1	8	6	8
Tanytarsus spec.					1	1	1	2	1	2
Hydrachnellae										
Arrenurus crassicaudatus	1							1	1	1
Eylais spec.					1				1	
Hydrachnellae indet. nymph			1						1	
Limnesia maculata		1								1
Limnesia spec. nymph	1								1	
Mideopsis orbiculare	1	1	1						1	1
Unionicola crassipes	1								1	
Unionicola intermedia	1								1	
Totaal aantal individuen	8488	1583	4992	720	648	394	114	2186	14128	4997
Totaal aantal taxa	107	58	85	23	53	27	14	18	138	73
Aantal Chironomus larven	108	133	49	57	53	33	56	33	210	312
% misvormingen	0.9	1.5	0.0	14.0	0.0	3.0	3.6	0.0	0.5	4.9
Diversiteit S/lnN	11.8	7.9	10.0	3.5	8.2	4.5	3.0	2.3	14.5	8.6

6+7
12+10
13+10

Bijlage 3a. DW1 Toetsing makro-evertebraten aan toegenomen rivierinvloed

Inundatieklasse (aantal dagen)	I (0)		II (≤ 20)		III (>20)	
Jaar van bemonstering	1989	1991	1989	1991	1989	1991
Molanna angustata	+++					
Athripsodes aterrimus	+++					
Caenis horaria	++					
Gammarus pulex	++					
Agraylea multipunctata	+					
Planorbis carinatus	+					
Sialis lutaria	+					
Ceratopogonidae	+					
Tabanidae	+					
Mystacides longicornis	++	++				
Parachironomus arcuatus	++	++				
Stictochironomus spec.	+	+				
Laccophilus hyalinus	+	+				
Cyrrnus flavidus		+				
Hyphydrus ovatus	+		++			
Erythromma najas	++	++	+++	+++		
Polypedilum sordens	+++	+++	++	++		
Chaoborus flavicans			+++			
Planorbis planorbis			++			
Physa fontinalis			++			
Ptychoptera spec.			++			
Holocentropus picicornis			++			
Anisus vortex			++			
Tanytus kraatzi			++			
Glossiphonia heteroclita			+			
Bithynia leachi			+			
Hippeutis complanatus			+			
Valvata cristata			+++	+++		
Clinotanytus nervosus			+++	+++		
Sigara striata			++	++		
Corynoneura scutellata agg.			++	++		
Hygrotus versicolor			++	++		
Asellus aquaticus			+	+		
Sigara falleni			++	++		
Endochironomus albipennis			+	+		
Cricotopus intersectus			+	+		
Gerris odontogaster				+++		
Piscicola geometra				++		
Ranatra linearis				+		
Cricotopus sylvestris			++	++	+	+
Gammarus tigrinus			++	++	+++	+++
Pisidium henslowanum					+++	+++
Haliphus fluviatilis					+	
Physella acuta					+++	+++
Potamopyrgus antipodarum					+++	+++
Lithoglyphus naticoides					+	+
Dicrotendipes nervosus					+	+
Unio pictorum					+	+
Polypedilum nubeculosum					+	+
Pisidium supinum						++
Aantal soorten 1989 Σ46	16		24		10	
Aantal soorten 1991 Σ29		7		16		10

Bijlage 3b. DW2 Toetsing makro-evertebraten aan toegenomen rivierinvloed

Inundatieklasse (aantal dagen)	I (0)		II (≤ 20)		III (>20)	
Jaar van bemonstering	1989	1991	1989	1991	1989	1991
<i>Proasellus coxalis</i>	+					
<i>Sialis lutaria</i>	+					
<i>Stictochironomus spec.</i>	+					
<i>Parachironomus arcuatus</i>	++	++				
<i>Ceratopogonidae</i>	+	+				
<i>Musculium lacustre</i>	++		+			
<i>Polypedilum sordens</i>	+++	+++	++	++		
<i>Triaenodes bicolor</i>	+		++			
<i>Notonecta glauca</i>			+++			
<i>Chaoborus flavicans</i>			+++			
<i>Clinotanypus nervosus</i>			+++			
<i>Hemiclepsis marginata</i>			++			
<i>Chaoborus crystallinus</i>			++			
<i>Anisus vortex</i>			++			
<i>Laccophilus minutus</i>			++			
<i>Callicorixa praeusta</i>			++			
<i>Armiger crista</i>			++			
<i>Asellus aquaticus</i>			+			
<i>Bithynia leachi</i>			+			
<i>Hippeutis complanatus</i>			+			
<i>Sphaerium corneum</i>			+			
<i>Corynoneura scutellata agg.</i>			++	++		
<i>Valvata cristata</i>				+++		
<i>Endochironomus albipennis</i>				+		
<i>Cricotopus intersectus</i>				+		
<i>Gammarus tigrinus</i>			++	++	+++	+++
<i>Cricotopus sylvestris</i>			++	++	+	+
<i>Proasellus coxalis</i>					+++	
<i>Pisidium henslowanum</i>					+++	+++
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>						+++
<i>Dicrotendipes nervosus</i>						+
<i>Polypedilum nubeculosum</i>						+
Aantal soorten 1989 Σ26	8		18		4	
Aantal soorten 1991 Σ13		3		7		6

Bijlage 3c. DW3 toetsing makro-evertebraten aan toegenomen rivierinvloed

Inundatieklasse (aantal dagen)	I (0)		II (≤ 20)		III (>20)	
Jaar van bemonstering	1989	1991	1989	1991	1989	1991
<i>Cyrrnus crenaticornis</i>	+++					
<i>Mystacides longicornis</i>	++					
<i>Caenis horaria</i>	++					
<i>Proasellus meridianus</i>	+					
<i>Ceratopogonidae</i>	+					
<i>Tabanidae</i>	+					
<i>Cyrrnus flavidus</i>	+					
<i>Parachironomus arcuatus</i>	++	++				
<i>Sialis lutaria</i>	+	+				
<i>Erythromma najas</i>	++		+++			
<i>Triaenodes bicolor</i>	+		++			
<i>Valvata cristata</i>			+++			
<i>Clinotanypus nervosus</i>			+++			
<i>Physa fontinalis</i>			++			
<i>Anisus vortex</i>			++			
<i>Sigara striata</i>			++			
<i>Hygrotus versicolor</i>			++			
<i>Armiger crista</i>			++			
<i>Tanypus kraatzi</i>			++			
<i>Asellus aquaticus</i>			+			
<i>Hippeutis complanatus</i>			+			
<i>Endochironomus albipennis</i>			+			
<i>Sigara falleni</i>			++	++		
<i>Corynoneura scutellata</i> agg.				++		
<i>Cricotopus sylvestris</i>			++	++	+	+
<i>Gammarus tigrinus</i>			++	++	+++	+++
<i>Pisidium henslowanum</i>					+++	+++
<i>Polypedilum nubeculosum</i>					+	+
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>						+++
<i>Unio pictorum</i>						+
Aantal soorten 1989 Σ 27	11		16		4	
Aantal soorten 1991 Σ 10		2		4		6

Bijlage 3d. DW4 en DW5 Toetsing makro-evertebraten aan toegenomen rivierinvloed

Lokatie	DW4	DW4	DW4	DW5	DW5	DW5
Inundatieklasse (aantal dagen)	I (0)	II ≤20	III >20	I (0)	II ≤20	III >20
Jaar van bemonstering	1991	1991	1991	1991	1991	1991
Caenis luctuosa				+++		
Stictochironomus spec.				+		
Ceratopogonidae	+					
Chironomus plumosus		+			+	
Gammarus tigrinus		++	+++		++	+++
Pisidium henslowanum			+++			
Potamopyrgus antipodarum			+++			
Unio pictorum			+			
Polypedium nubeculosum			+			+
Oecetis ochracea						+++
Aantal soorten DW4 Σ7	1	2	5			
Aantal soorten DW5 Σ6				2	2	3