

DE INVLOED VAN RWZI-EFFLUENTEN OP DE ECOLOGISCHE WATERKWALITEIT



RAPPORT

2009

13

DE INVLOED VAN RWZI-EFFLUENTEN OP DE ECOLOGISCHE WATERKWALITEIT
ORIËNTEREND VELD- EN LITERATUURONDERZOEK NAAR DE EFFECTEN
OP DE BIOLOGISCHE KWALITEITSPARAMETERS VAN DE KRW

RAPPORT

2009

13

ISBN 978.90.5773.437.3



Publicaties van de STOWA kunt u bestellen op www.stowa.nl

COLOFON

UITGAVE STOWA, Utrecht 2009

AUTEURS

M. de la Haye Grontmij|AquaSense

E. Verduin Grontmij|AquaSense

M. Wilhelm Grontmij|AquaSense

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

T. Claassen Wetterskip Fryslân

R. van Dalen Waterschap Veluwe

H. van Dam Waternatuur

H. Ellenbroek Waterschap Regge en Dinkel

M. Franssen Waterschap Roer en Overmaas

B. Schaub Hoogheemraadschap Rijnland

C. Uijterlinde STOWA

UITVOERDERS

T. Du Bois

L. Janmaat

A. Mertens

S. Moedt

L. Servatius

P. Spanenburg

A. Storm

B. Storm

D. Tempelman

T. Van Haaren

R. Wellner

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau

FOTO'S OMSLAG EN IN RAPPORT

Grontmij|AquaSense en Lidewij Servatius (Weidebeekjuffer)

STOWA STOWA 2009-13
ISBN 978.90.5773.437.3

TEN GELEIDE

In het voorjaar van 2007 is door de STOWA een workshop ecologische effecten effluentlozingen georganiseerd. Naast vertegenwoordigers van RWS Waterdienst waren acht regionale waterbeheerders uit de verschillende KRW-deelstroomgebieden aanwezig. Uit het verslag van die workshop bleek dat één van de voornaamste aspecten in relatie tot RWZI effluent en ecologische kwaliteit nutriënten zijn.

In opdracht van de STOWA dit oriënterend onderzoek uitgevoerd naar de invloed van effluent-lozingen op de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater. Dit is onder andere van belang voor inzicht in de kansen op het behalen van Kaderrichtlijn water doelen (KRW), waarmee hoge kosten gepaard gaan. Om te weten of verdergaande afvalwaterzuivering een zinvolle maatregel is voor het verbeteren van de waterkwaliteit, is het nodig om informatie te hebben over de precieze invloed van effluent op de biologie van het water (algen, waterplanten, macrofauna en vissen). Daarover is, gegeven de huidige effluentkwaliteiten, momenteel weinig bekend. De verwachting is dat benedenstrooms van een rioolwater zuiveringsinstallatie (RWZI) effluentlozingen aantoonbaar ecologische effecten te zien zijn, die duiden op een afname van de waterkwaliteit ten opzichte van een bovenstrooms meetpunt. Dit project dient als een eerste aanzet om in deze kennisleemte te voorzien.

Utrecht, mei 2009

De directeur van de STOWA
ir. J.M.J. Leenen

SAMENVATTING

Dit oriënterend onderzoek is uitgevoerd om eventueel voorkomende ecologische effecten van RWZI-effluenten op oppervlaktewateren aan te tonen. Het kennen van die effecten is onder andere van belang voor het behalen van KRW-doelen. Over de volgende vragen is onvoldoende informatie voorhanden: Zijn verder gaande verbeteringen van afvalwaterzuiveringsinstallaties zinvolle maatregelen voor het verbeteren van de ecologische waterkwaliteit of niet? Er was te weinig informatie om de precieze invloed van effluent op biologische kwaliteitselementen van de KRW (algen, waterplanten, macrofauna en vissen) vast te stellen. Dit onderzoek dient als een eerste aanzet om in deze kennisleemte te voorzien.

Het onderzoek is in twee sporen uitgevoerd. In spoor 1 is veldonderzoek uitgevoerd, waarbij direct boven- en benedenstrooms van vier RWZI's chemische en biologische (macrofauna, macrofyten, fyto-benthos en fytoplankton) gegevens verzameld zijn. Vervolgens is beoordeeld of ecologische effecten van RWZI effluentlozingen aantoonbaar zijn. Hiervoor zijn verschillende beoordelingsmethoden gebruikt, waaronder de KRW maatlatten, de ecologische beoordeling van de STOWA en verschillende biologische indices. Vissen zijn niet onderzocht vanwege hun meestal grote mobiliteit, en het feit dat hun aanwezigheid door zeer veel andere factoren dan het effluent beïnvloed wordt. Er is alleen gekeken naar ecologische effecten direct bij het lozingspunt, en niet in het hele ontvangende water. In spoor 2 is een literatuuronderzoek gedaan, en is bij waterbeheerders gezocht naar datasets van vergelijkbare studies. Samenvattend zijn de resultaten weergegeven in de navolgende tabel, waarbij van effect gesproken is als:

- bij de chemie de nutriëntengehalten benedenstrooms van de RWZI hoger zijn dan bovenstrooms;
- het aantal soorten bovenstrooms groter is dan benedenstrooms;
- de abundanties van soorten veranderen;
- er een verschuiving van soortgroepen optreedt tussen de locaties boven- en benedenstrooms;
- de EKR en STOWA-beoordeling benedenstrooms lager is dan bovenstrooms;
- de indices benedenstrooms verslechteren ten opzichte van bovenstrooms.

Op basis van de chemie is in bijna alle gevallen een verschil te zien tussen de boven- en benedenstroomse locaties. Voor de ecologische parameters zijn de verschillen tussen de locaties minder duidelijk (tussen de 9 en 64%). Winterswijk is de enige meetlocatie waarbij 64% van de beoordelingen effecten gevonden zijn. Bij de overige locaties is vaker (>50%) geen effect, dan wel een effect aangetoond.

SAMENVATTENDE TABEL VAN DE GEMETEN (ECOLOGISCHE) EFFECTEN VAN RWZI'S OP DE WATERKwalITEIT OP BASIS VAN DE IN DEZE STUDIE GEHANTEERDE BEOORDELINGSMETHODEN

Indicator	locaties watertype	Winterswijk beek	Aarle Rixtel beek	Stadskanaal kanaal	Dussen kanaal
Chemie	water	effect	effect	effect	effect
	bodem	effect	geen effect	effect	effect
Aantal soorten	macrofauna	geen effect	geen effect	geen effect	geen effect
	fytobenthos	effect	geen effect	geen effect	geen effect
	fytoplankton	-	-	geen effect	geen effect
Soortgroepen	macrofauna	effect	geen effect	effect	effect
EKR	macrofauna	effect	geen effect	effect	geen effect
	fytobenthos	geen effect	geen effect	-	-
	fytoplankton	-	-	geen effect	-
	macrofyten*	geen effect	geen effect	geen effect	geen effect
STOWA	integraal	effect	geen effect	geen effect	geen effect
Indices	macrofauna	geen effect	geen effect	geen effect	geen effect
	fytobenthos	effect	geen effect	effect	geen effect
maximaal aantal		11	11	12	11
aantal x effect		7	1	5	3
aantal x geen effect		4	10	7	8
% effect		64	9	42	27
% geen effect		36	91	58	73

* macrofyten score is onvolledig

In de discussie is een aantal aspecten uitgelicht die de resultaten van het onderzoek mogelijk beïnvloed hebben, ze worden toegelicht en besproken. Dit zijn:

- De verschillen in hydromorfologie op de boven- en benedenstroomse locatie.
- De robuustheid van de beoordelingssystemen, waardoor kleine verschillen moeilijk aan te tonen zijn.
- De late start van het onderzoek waardoor dingen snel geregeld en besloten moesten worden, die eigenlijk meer voorbereiding nodig hadden.
- De invloed van weinig monsters en de relatie tot de betrouwbaarheid van de beoordeling.

De algemene conclusie van dit veldonderzoek is dat er geringe negatieve ecologische effecten zijn aangetoond van RWZI-effluentlozingen. De effecten zijn niet eenduidig aangetoond, met de ene beoordelingsmethode wel en met de andere niet, of alleen in het voorjaar. Door het geringe aantal waarnemingen is het niet mogelijk de uitspraken statistisch te onderbouwen.

Daarnaast vormen de voor deze studie gekozen RWZI's een steekproef, ze zijn geselecteerd op basis van een aantal criteria (percentage debiet, bepaalde N en P lozing etc.). Met het generaliseren van de gevonden uitkomsten zal men daarom zeer voorzichtig moeten zijn.

Op basis van de literatuurstudie is de conclusie dat er weinig studies beschikbaar zijn naar de ecologische effecten van RWZI's op waterplanten, vissen, fytobenthos en fytoplankton. Bijna alle onderzochte studies hebben betrekking op macrofauna. Van de gevonden informatie is veel kwalitatief en ontbreken vaak de chemische gegevens. Bij nadere bestudering van de omstandigheden blijkt dat de gevonden verschillen vaak deels te wijten zijn aan de verschillen in uitgangssituaties, zoals watersystemen, klimaat, voedselrijkdom, formaat RWZI, meetjaar, seizoen, etc. Geconcludeerd moet worden dat er in de beschikbare literatuur geen geschikte complete cases te vinden zijn, om de onderhavige studie aan te vullen.

Op basis van de bevindingen van dit onderzoek zijn samen met de begeleidingscommissie een drietal voorstellen gedaan voor vervolgonderzoek.

DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van inventarisaties van de behoefte bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n zes miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 030 -2321199.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

SUMMARY

This study is a pilot study on the ecological effects of Waste Water Treatment Plant (WWTP) effluent discharge on surface water. Insight in these effects will provide ways to reach the ecological and chemical objectives for the European Water Framework Directive (WFD). Based on preliminary studies there is still a gap in knowledge. There is insufficient information to answer important questions. Questions like: Is further improvement on WWTPs a useful measure to improve the ecological water quality? And; what is the effect of WWTP effluent on the WFD biological parameters, phytoplankton, phytobenthos, macrophytes, macro invertebrates and fish? In this pilot study the gaps in knowledge are investigated. This study is divided into two tracks. The first track is a field study, in which chemical and biological samples were taken (phytoplankton, phytobenthos, macrophytes, macro invertebrates) directly upstream and downstream of four WWTP effluent discharge locations. Subsequently an ecological assessment was done to prove ecological effects. The WFD method, different biological indexes and the STOWA tool are the ecological tools used for the analysis of the data. Fish are not investigated, because of their high mobility and the fact that their presence is caused by many more factors than effluent discharge alone. The study focused on locations in the direct surrounding of the WWTP effluent discharge points, the receiving surface water as a whole is not investigated.

The second track of this study consisted of a literature search focused on comparable case studies, to supplement the dataset.

A summary of the results of the field study are presented in the following table, in which effect is defined as:

- Higher nutrient concentrations downstream than upstream of the WWTP effluent discharge;
- A higher number of species upstream than downstream;
- A change in abundance of species;
- A shift of species groups between locations upstream and downstream of the WWTP;
- A decrease of the WFD and/or STOWA score downstream than upstream;
- A deterioration of the biological indices score comparing downstream and upstream.

Based on the chemical data in almost all cases deterioration is notable between the locations downstream and upstream of the WWTP effluent discharge. In the ecological parameters the differences are less clear, effect is found in 9 to 64% of the cases. Winterswijk is the only location where in 64% of the assessments effect is found. On the other locations there is more often no effect (>50%), than effect measured.

SUMMARIZED RESULTS OF THE MEASURED ECOLOGICAL EFFECT OF WWTPS ON THE WATER QUALITY, BASED ON THE ASSESSMENT TOOLS USED IN THIS STUDY

Indicator	location water type	Winterswijk	Aarle Rixtel	Stadskanaal	Dussen
		brook	brook	canal	canal
Chemistry	water	effect	effect	effect	effect
	soil	effect	no effect	effect	effect
Number of species	macro invertebrates	no effect	no effect	no effect	no effect
	diatoms	effect	no effect	no effect	no effect
Groups	phytoplankton	-	-	no effect	no effect
	macro invertebrates	effect	no effect	effect	effect
Ecological Quality Ratio	macro invertebrates	effect	no effect	effect	no effect
	diatoms	no effect	no effect	-	-
	phytoplankton	-	-	no effect	-
	macrophytes*	no effect	no effect	no effect	no effect
STOWA	integral	effect	no effect	no effect	no effect
Indexes	macro invertebrates	no effect	no effect	no effect	no effect
	diatoms	effect	no effect	effect	no effect
x count effect		11	11	12	11
effect count		7	1	5	3
no effect count		4	10	7	8
% effect		64	9	42	27
% no effect		36	91	58	73

* The score for macrophytes is incomplete

In the discussion of this report some aspects of the study set up that may have influenced the results are considered, these are:

- The differences in hydro-morphology between the upstream and downstream locations;
- The solidity of the assessment tools, as a result of which small differences are hard to detect;
- The late start of the investigation, through which decisions were rushed a bit although they should have needed more preparation time.
- The influence of a limited number of samples on the reliability of the assessment.

The general conclusion of the field study is that small negative ecological effects are found as a result of WWTP effluent discharge. However these effects are often shown by only one of the assessment tools used, the effects are therefore ambiguous. Because of the limited number of samples it is impossible to do a statistical analysis on the results. Furthermore the investigated WWTPs were selected based on a number of criteria (% effluent discharge, N and P load, etc.). Taking the above mentioned comments into consideration, generalizing the results of this study must be done with caution.

From the literature study we conclude that comparable studies on the effects of WWTP discharge on macrophytes, fish, phytoplankton and phytobenthos are scarce. Almost all studies have an emphasis on macro invertebrates. A lot of the investigated studies lacked chemical data and often results were qualitative. More in detail, nearly all studies deviated in some form and were therefore not sufficient for use in this study. The often found differences are; climate, nutrient concentration, WWTP size, season, etc. The final conclusion of the literature study is that there are no comparable complete cases to supplement the findings of this study.

Based on these findings three proposals for follow-up research are included in this report.

DE STOWA IN BRIEF

The Foundation for Applied Water Research (in short, STOWA) is a research platform for Dutch water controllers. STOWA participants are all ground and surface water managers in rural and urban areas, managers of domestic wastewater treatment installations and dam inspectors.

The water controllers avail themselves of STOWA's facilities for the realisation of all kinds of applied technological, scientific, administrative legal and social scientific research activities that may be of communal importance. Research programmes are developed based on requirement reports generated by the institute's participants. Research suggestions proposed by third parties such as knowledge institutes and consultants, are more than welcome. After having received such suggestions STOWA then consults its participants in order to verify the need for such proposed research.

STOWA does not conduct any research itself, instead it commissions specialised bodies to do the required research. All the studies are supervised by supervisory boards composed of staff from the various participating organisations and, where necessary, experts are brought in.

The money required for research, development, information and other services is raised by the various participating parties. At the moment, this amounts to an annual budget of some 6,5 million euro.

For telephone contact number is: +31 (0)30-2321199.

The postal address is: STOWA, P.O. Box 8090, 3503 RB, Utrecht.

E-mail: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl.

BEGRIPPENLIJST

Chironomidae	Familie van de dansmuggen (behorend tot de macrofauna).
Chironomus	Soort rode dansmug, indicatief voor een organisch vervuild water en verrijkte bodem.
Detritus	Dode organische stof, zowel van plantaardige als dierlijke herkomst.
Diatomeeën	Kiezelwieren of kiezelalgen. Al of niet kolonievormende eencellige plantaardige organismen (algen of wieren) met verkiezelde celwand. Er zijn in Nederland meer dan duizend soorten, met verschillende eisen aan het milieu, die vrijzwevend in het water kunnen voorkomen, maar soms zijn vastgehecht aan planten of andere substraten, zoals zand of in het bodemslib. Hoewel niet helemaal juist worden diatomeeën als synoniem gebruikt voor fytobenthos.
Diversiteitindex	Getal dat iets zegt over de mate van verscheidenheid van de levensgemeenschap, zowel met betrekking tot het aantal soorten als over de verdeling van de individuen over de soorten.
Doorzicht	Zichtdiepte: de maximale diepte waarop bij het te water laten van een witte schijf met gaten, het verschil nog visueel kan worden waargenomen tussen schijf en gat. Een dergelijk instrument heet een Secchi - schijf
EBEO-systeem	Ecologische Beoordelingssysteem voor diverse watertypen.
Ecscan	Synoniem voor een opname van een watergang volgens de STOWA stadswaterbeoordelingsmethode deeltoets 1.
EGV	Elektrisch geleidend vermogen van water. Hoe meer ionen (opgeloste zouten) in het water zitten, des te hoger is het EGV of geleidend vermogen
Emergente of emerse vegetatie	Boven het water uitstekende water- of oeverplanten, bijvoorbeeld riet, wat langs de oever in het water groeit.
Emers	Boven het water uitstekend.
EstimateS	Dit is een 'Biodiversity Estimation' programma (Colwell 2006) dat berekent het aantal soorten in een soortenlijst, de hoeveelheid overeenkomende soorten met corresponderende monsters (boven- en benedenstrooms), de procentuele overeenkomst en de kans dat een soort zowel in het geanalyseerde als in het corresponderende monster voorkomt.
Eutrafent	Een voedselrijk milieu verkiezend.
Flab	Floating Algal Beds = (drijvende) deken van verschillende soorten macroscopische draadvormige algen
Fytobenthos	Alle algen die op een hard of zacht substraat leven, zoals planten, bodem of door de mens aangebrachte objecten (beschoeiing, kademu- ren, etc.). Veel kiezelwieren leven fytobenthisch.
Fytoplankton	In het water zwevende een- of meercellige algen, inclusief de cyanobacteriën ('blauwwieren')
Gammaridae	Familienaam voor vlokreeften (behorend tot de macrofauna).
Habitat	Een habitat (van het Latijn voor "het bewoont") omvat de plaatsen waar een bepaald organisme voorkomt, omdat de abiotische factoren en bio- tische factoren van die plaatsen voldoen aan de eisen en toleranties die

	het organisme stelt om te kunnen overleven, groeien en voortplanten. Een synoniem is leefgebied of leefomgeving. Het begrip habitat wordt vaak verward met het begrip biotoop. Een biotoop beschrijft het geografische gebied waar een organisme leeft, terwijl een habitat uitgaat van de biotische en abiotische eisen van een organisme. Voorbeeld: In het biotoop bos is de bodem de habitat voor de pissebed.
Haften	Larven van eendagsvliegen.
Hydromorfologie	Hydromorfologie is letterlijk vertaald uit het (oud) Grieks een samenvoeging van “hydro” of water, “morphè” of vorm en “logia” wat leer of kunde betekent. Een letterlijke vertaling van hydromorfologie wordt dan: “De leer van het systeem van vormen door en in water”.
Karakteristiek	Apart te beoordelen onderdeel uit de beoordelingsmethoden van STOWA
Koenikes Gemisch	Conserveermiddel voor mijten ontwikkeld door Koenike.
KRW	Kaderrichtlijn Water, Europese richtlijn die nu van kracht is en ook doelen stelt aan de ecologische toestand van wateren
Maatstaven	De onderdelen waarop om de STOWA-beoordelingsmethode gescoord wordt, en die samen de score van een karakteristiek vormen.
Macrofauna	Met het blote oog zichtbare ongewervelde waterdieren aangeduid. Het grote aantal soorten, elk met hun eigen milieueisen, en het feit dat macrofauna in elk watertype aanwezig is, maken deze groep tot een geschikte parameter voor het bepalen van de ecologische gesteldheid van het water en de waterbodem.
Macrofyten	Hogere water- en oeverplanten, vegetatie.
Microhabitat	Een kleine deel van een habitat waar de ecologische voorwaarden afwijken van de belangrijkste habitats, bijvoorbeeld een rottend stuk hout in een bos of een open plek in een grasmat of een slibbig stuk op een zandige waterbodem.
Morfologie	Fysieke gegevens van een monsterpunt, hellingshoek, afmetingen, slib, schaduw etc.
Morisita-Horn index	Similariteits-index: is een maat voor de gelijkheid in soortensamenstelling tussen de verschillende monsters.
Naphrax	Naphrax is een kunsthars waarmee de diatomeeën ingebed worden op een objectglaasje. Het heeft een brekingsindex van 1,7, wat uitstekend is voor het goed zichtbaar maken van de structuren van diatomeeën.
Oligochaeten	Borstelwormen (macrofauna).
Organochloorverbindingen	Of gechloreerde koolwaterstoffen zijn zeer persistente bestrijdingsmiddelen, o.a. dioxinen, furanen, aldrin, DDT en PCB's behoren hiertoe.
PAK's	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen, ze zijn giftig (toxisch) en worden opgeslagen in de vetweefsels van dieren. Ze worden in de natuur vrijwel niet afgebroken.
PCB's	Polychloorbifenylen zijn gechloreerde scheikundige verbindingen, die slecht afbreken en accumuleren in organismen.
Pennate kiezelwieren	Aan substraat gebonden kiezelwieren.
Submers	Ondergedoken, onder water.
Substraat	De ondergrond (hout, planten, steen, slib, zand, oude fiets, wrak,....etc)
Taxa	Soorten of een clustering van verwante soorten.

Waterlichamen	Term uit de Kaderrichtlijn Water. Door de waterbeheerders in hun gebied gekozen wateren of clustering van wateren die als eenheid wordt gezien en beoordeeld.
Eutrafente soort	Soort die een voedselrijke situatie indiceert
Doelsoort	Een doelsoort is een biologische soort, waarmee enerzijds de werking van een maatregel getoetst kan worden en anderzijds bepaald een doelsoort de te nemen maatregel.
Indicatorsoorten	Een indicatorsoort is een soort waarvan het voorkomen als representatief wordt beschouwd voor bepaalde eigenschappen van een leefgebied of voor het voorkomen van meerdere andere soorten, en die op die manier vaak als representatief wordt beschouwd voor de biodiversiteit van het ecosysteem in het algemeen.
RWZI	Rioolwater Zuiveringsinstallatie
Storingsoorten	Soorten die normaal niet thuishoren in het onderzochte vegetatietype, watertype of de soortengemeenschap.
Trichoptera	Kokerjuffers, de larven van schietmotten, veelal kenmerkend voor een goede waterkwaliteit (behorend tot de macrofauna).

DE INVLOED VAN RWZI-EFFLUENTEN OP DE ECOLOGISCHE WATERKwalITEIT

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
	SUMMARY	
	STOWA IN BRIEF	
	BEGRIPPENLIJST	
1	INLEIDING	1
	1.1 Aanleiding	1
	1.2 Voorgeschiedenis	1
	1.3 Twee sporen aanpak	2
	1.4 Leeswijzer	3
2	WERKWIJZE	4
	2.1 Keuze locaties en parameters	4
	2.2 Verwerving van de gegevens	5
	2.3 Selectie meetlocaties	5
3	MEETLOCATIES	7
	3.1 RWZI Winterswijk	8
	3.1.1 Geschiktheid RWZI voor onderzoeksopzet	8
	3.1.2 Ligging en debiet	8
	3.2 RWZI Aarle-Rixel	9
	3.2.1 Geschiktheid RWZI voor onderzoeksopzet	9
	3.2.2 Ligging en debiet	9

3.3	RWZI Stadskanaal	10
3.3.1	Geschiktheid RWZI voor onderzoeksopzet	11
3.3.2	Ligging en debiet	11
3.4	RWZI Dussen	11
3.4.1	Geschiktheid RWZI voor onderzoeksopzet	11
3.4.2	Ligging en debiet	11
4	METHODE VELDONDERZOEK	13
4.1	Veldwerk en biologische analyses	13
4.1.1	Algemene veldgegevens	13
4.1.2	Chemische waterkwaliteit en waterbodem analyses	12
4.1.3	Vegetatieopname	13
4.1.4	Macrofauna	14
4.1.5	Fytobenthos	15
4.1.6	Fytoplankton	16
4.2	Analyse van de veldgegevens en lab analyses	16
4.2.1	Chemie	16
4.2.2	Soortenlijsten	16
4.2.3	Kaderrichtlijn Water beoordeling	18
4.2.4	Ecologische beoordelingsystemen	20
4.2.5	Indices en ecologische soortgroepen	21
5	RESULTATEN VELDONDERZOEK	23
5.1	Veldobservaties	23
5.2	Chemische analyses	24
5.2.1	N:P ratio	25
5.2.2	Winterswijk	26
5.2.3	Aarle-Rixtel	27
5.2.4	Stadskanaal	28
5.2.5	Dussen	29
5.3	Waterbodemanalyses	30
5.4	Vegetatie	31
5.5	Macrofauna	32
5.5.1	Aantal soorten	33
5.5.2	Soortgroepen macrofauna	35
5.5.3	Aantal individuen per soortgroep	36
5.5.4	Kaakafwijkingen Chironomus	36
5.6	Fytobenthos	37
5.6.1	Aantal soorten	37
5.6.2	Abundantie soorten	39
5.6.3	Ecologische groepen fyto­benthos	40
5.6.4	Schaalafwijkingen	40
5.7	Fytoplankton	40
5.7.1	Aantal soorten	40
5.7.2	Abundantie soorten	41
5.7.3	Soortgroepen fytoplankton	41

6	ECOLOGISCHE BEOORDELINGEN	42
6.1	Kaderrichtlijn Water beoordeling	42
	6.1.1 Chemie	42
	6.1.2 Biologie	42
6.2	STOWA beoordeling	45
	6.2.1 Winterswijk (EBEOSWA)	45
	6.2.2 Aarle-Rixtel (EBEOSWA)	46
	6.2.3 Stadskanaal (EBEOKAN)	47
	6.2.4 Dussen (EBEOKAN)	47
6.3	Biologische Indices	48
	6.3.1 Macrofauna indices	48
	6.3.2 Fytobenthos indices	50
6.4	Samenvatting resultaten	51
7	LITERATUURSTUDIE	53
7.1	Ecologische effecten van RWZI-effluent	53
7.2	Ecologische en toxicologische effecten van RWZI-effluent	57
7.3	Algemene kennis ecologische effecten op meerdere milieu factoren	58
7.4	Overzicht literatuur onderzoek	59
8	INVENTARISATIE GESCHIKTE DATASETS BIJ WATERSCHAPPEN	61
8.1	Korsten & van Maanen 2006	61
8.2	Klutman 2007	61
8.3	Balla & Pach 1998	62
9	DISCUSSIE	63
9.1	Opzet onderzoek	63
9.2	Beoordelingsmethoden	64
	9.2.1 KRW-beoordeling	64
	9.2.2 STOWA	64
	9.2.3 Indices	64
	9.2.4 Analyse soortgroepen	65
	9.2.5 Beoordeelde parameters	65
10	CONCLUSIES	66
10.1	Veldstudie	66
10.2	Literatuurstudie	67
10.3	Data van derden	67
11	AANBEVELINGEN	68
11.1	Algemeen	68
11.2	Mogelijk vervolg onderzoek	68
	11.2.1 Data analyse monsterpunten in regio	68
	11.2.2 Systeemanalyse ontvangende oppervlaktewater	69
	11.2.3 Ecologisch en ecotoxicologisch gradiënt onderzoek	70

12	LITERATUUR	71
12.1	Referenties	71
12.2	Determinatieliteratuur	75
12.2.1	Determinatieliteratuur Diatomeeën	75
12.2.2	Determinatieliteratuur Fytoplankton	75
12.2.3	Determinatieliteratuur Macrofyten	77
12.2.4	Determinatieliteratuur Macrofauna	77
Bijlage 1	Macrofauna en fyto­benthos indices	83
Bijlage 2	Overzicht beschikbare waterkwaliteitsgegevens	87
Bijlage 3	Analysegegevens waterbodems	89
Bijlage 4a	Macrofyten bedekking Winterswijk	90
Bijlage 4b	Macrofyten bedekking Aarle-Rixtel	91
Bijlage 4c	Macrofyten bedekking Stadskanaal	92
Bijlage 4d	Macrofyten bedekking Dussen	93
Bijlage 5a	Overzicht macrofauna Winterswijk	94
Bijlage 5b	Overzicht macrofauna Aarle-Rixtel	97
Bijlage 5c	Overzicht macrofauna Stadskanaal	101
Bijlage 5d	Overzicht macrofauna Dussen	105
Bijlage 6	Macrofauna soortgroepen en aantallen	109
Bijlage 7a	Fytobenthos aantallen Winterswijk	111
Bijlage 7b	Fytobenthos aantallen Aarle-Rixtel	113
Bijlage 7c	Fytobenthos aantallen Stadskanaal	115
Bijlage 7d	Fytobenthos aantallen Dussen	117
Bijlage 8a	Fytoplankton aantallen Stadskanaal	119
Bijlage 8b	Fytoplankton aantallen Dussen	121
Bijlage 9	Gescreende literatuur niet geschikt voor deze studie	122

1

INLEIDING

1.1 AANLEIDING

Sinds het Indicatief meerjarenprogramma (IMP) uit 1975 (Ministerie van Verkeer en Waterstaat 1975) volgen de waterkwaliteitsbeheerders een tweesporenbeleid. Enerzijds wordt de vuil uitwerp van rioolstelsels gereduceerd tot het niveau van de basisinspanning (emissiespoor). Anderzijds wordt ervoor gezorgd dat het effect van de restlozing op de waterkwaliteit acceptabel is (waterkwaliteitsspoor). In navolging van dit beleid is in opdracht van de STOWA dit oriënterend onderzoek uitgevoerd naar de invloed van effluentlozingen op de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater¹. Dit is onder andere van belang voor inzicht in de kansen op het behalen van Kaderrichtlijn water doelen (KRW), waarmee hoge kosten gepaard gaan (Wiegant *et al.* 2006). Om te weten of verdergaande afvalwaterzuivering een zinvolle maatregel is voor het verbeteren van de waterkwaliteit, is het nodig om informatie te hebben over de precieze invloed van effluent op de biologie van het water (algen, waterplanten, macrofauna en vissen). Daarover is, gegeven de huidige effluentkwaliteiten, momenteel weinig bekend. De verwachting is dat benedenstrooms van een rioolwater zuiveringsinstallatie (RWZI) effluentlozingen aantoonbaar ecologische effecten te zien zijn, die duiden op een afname van de waterkwaliteit ten opzichte van een bovenstrooms meetpunt (o.a. Claassen 1979, 1981; Golterman 1976). Dit project dient als een eerste aanzet om in deze kennisleemte te voorzien (Van Dam 2008).

1.2 VOORGESCHIEDENIS

In het voorjaar van 2007 is door de STOWA een workshop ecologische effecten effluentlozingen georganiseerd. Naast vertegenwoordigers van RWS Waterdienst waren acht regionale waterbeheerders uit de verschillende KRW-deelstroomgebieden aanwezig. Uit het verslag van die workshop blijkt dat de voornaamste aspecten² in relatie tot effluent en ecologische kwaliteit zijn:

- Nutriënten: Vooral de relatieve bijdrage in relatie tot andere bronnen is belangrijk. In stagnante wateren wordt het effect beoordeeld aan de hand van de kritische belasting met fosfaat én stikstof (afhankelijk van volume, verblijftijd, etc.). In stromende wateren zijn nutriënten vaak minder belangrijk.
- Onnatuurlijkheid van effluentwater: Dat betreft variabelen als chloride, zuurstof, temperatuur, dynamiek, zuurgraad, biologische samenstelling (actief slib *versus* algen, waterlooien, etc.). Maar wellicht is dit minder belangrijk als het ontvangende water toch al een matige kwaliteit heeft.
- Hormonen en ecotoxicologische effecten: Onderzoek van het Landelijk Onderzoek Oestrogene Stoffen (LOES) (Vethaak *et al.* 2002) en STOWA hebben de invloed van hor-

1 Er talloze andere aspecten die wel degelijk van grote invloed kunnen zijn. Sommige aspecten spelen alleen in individuele gevallen een rol, maar zijn uit ecologisch oogpunt daarom op die plek niet minder belangrijk.

2 Voor dit onderzoek is door Van Dam (2008) een plan van aanpak opgesteld. Voor de inhoud van het onderliggende rapport is hieruit vrijelijk geciteerd.

moonverstorende stoffen op de ecologie aangetoond, vooral bij RWZI's. Maar is dat erg voor het hele ecosysteem? Het effect van milieuvreemde stoffen als PAK's op de ecologie is aangetoond met toxiciteittoetsen (Totaal Effluent Beoordeling, algengroei, groei van watervlooiën, etc.). Wat is de invloed van bestrijdingsmiddelen?

In de workshop is het mogelijke effect van effluentlozingen in meren, beken en sloten en kanalen afzonderlijk besproken en voor de verschillende watertypen zijn onderzoeksvragen geformuleerd. Die vragen verschillen per type, maar in alle gevallen blijkt dat er eigenlijk nog maar weinig of geen goede veldgegevens zijn van locaties waar boven- en benedenstreams van een RWZI-lozing de relevante biologische kwaliteitselementen van de KRW (fytoplankton, fyto-benthos, macrofyten, macrofauna en vis) zijn geïnventariseerd, in relatie tot de fysisch-chemische omstandigheden.

1.3 TWEE SPOREN AANPAK

Dit onderzoek is bedoeld als een vingeroefening, als een verkenning waarmee enig inzicht in deze problematiek kan worden gekregen. De benodigde gegevens zijn via twee sporen verzameld. Het eerste spoor is het verrichten van een veldonderzoek rond RWZI's. Voordeel hiervan is dat het op vergelijkbare wijze kan worden opgezet. Er is een verkennend onderzoek uitgevoerd met een beperkt aantal locaties.

Het tweede spoor is het verzamelen van relevante gegevens uit databases, rapporten van waterbeheerders en aanvullende literatuur. Al is bij de waterschappen misschien weinig specifiek onderzoek naar de ecologische invloed van effluentlozingen gedaan: binnen de meeste gebieden van waterbeheerders zijn altijd wel locaties in de routinematige of projectmatige meetnetten die in de nabijheid van RWZI's liggen. Voordeel van deze aanpak is dat er op die manier in Nederland waarschijnlijk wel enkele tientallen locaties zijn te vinden, maar een nadeel kan zijn dat niet op elke locatie de relevante biotische en abiotische parameters op een direct vergelijkbare wijze zijn verzameld. Indien beide sporen met elkaar worden gecombineerd kan mogelijk een betrekkelijk compleet beeld worden geschetst van de ecologische effecten van RWZI effluenten.

Met beide sporen kan zeer moeilijk inzicht worden gekregen op de invloed van effluentlozingen op vissen. Hoewel het goed denkbaar is dat door de geloosde stoffen al of niet tijdelijk barrières voor vismigratie ontstaan, zal het nauwelijks mogelijk zijn om deze invloed in een eerste verkennend onderzoek te specificeren. Het is, door de grote actieradius van de dieren, toch al moeilijk om de visstand goed te inventariseren, en dan wordt de visstand ook nog door zeer veel andere factoren dan het effluent beïnvloed. Daarom zijn vissen niet meegenomen in de veldstudie.

Er is besloten om in spoor 2 alleen naar geschikte literatuur te zoeken en gegevensbestanden te inventariseren. De verdere uitwerking van deze gegevenssets wordt mogelijk in een later stadium uitgevoerd.

1.4 LEESWIJZER

In dit rapport is met name spoor 1 het veldonderzoek uitgewerkt.

Na dit inleidende hoofdstuk is in hoofdstuk 2 tot en met 6 het veldonderzoek van spoor 1 geanalyseerd en beschreven. In hoofdstuk 7 en 8 is spoor 2, de literatuurstudie en de inventarisatie van geschikte datasets bij waterschappen beschreven.

In hoofdstuk 2 is de werkwijze toegelicht voor de locatiekeuze en het verzamelen van de gegevens. In hoofdstuk 3 zijn de meetlocaties beschreven geïllustreerd met kaartjes en foto's. In hoofdstuk 4 is werkwijze in het veld beschreven. De resultaten zijn beschreven in hoofdstuk 5 en 6. In hoofdstuk 7 zijn samenvattingen gegeven van relevante studies uit de literatuur, met een korte uitleg van de betreffende studie. Gescreende maar niet relevante literatuur is opgenomen in bijlage 9. Dat hoofdstuk wordt afgesloten met een samenvattende tabel met de effecten van RWZI's op de verschillende KRW kwaliteitselementen. In hoofdstuk 8 is een lijst gegeven van gevonden datasets bij waterschappen en een korte toelichting. In hoofdstuk 9 is de discussie opgenomen en in hoofdstuk 10 de conclusies. Het rapport is afgesloten met een hoofdstuk (11) waarin voorstellen voor mogelijk vervolgonderzoek zijn beschreven.

2

WERKWIJZE

2.1 KEUZE LOCATIES EN PARAMETERS

Voor het veldonderzoek (spoor 1) en de zoektocht naar geschikte datasets (spoor 2) dienen geschikte locaties gekozen te worden. De criteria voor de selectie zijn voor het tweede spoor wat ruimer dan voor het eerste spoor, gezien het grotere aantal locaties in het tweede spoor. De te verwachten ecologische effecten zijn het duidelijkst te constateren in niet te grote lijn-vormige wateren met (enige vorm van) stroming (beken, sommige kanalen), die bovenstrooms van de te bemonsteren locaties al niet zeer sterk worden belast door nutriënten, zuurstof-bindende, hormonen, hormoonverstorende of toxische stoffen uit punt- of diffuse lozingen. Aan de andere kant zijn dit soort wateren weer minder representatief voor alle Nederlandse wateren. In meren zijn moeilijk geschikte locaties te vinden.

In stromende wateren kunnen locaties met beïnvloede punten benedenstrooms, en niet door het effluent beïnvloede punten bovenstrooms van de lozing worden gevonden. In kanalen is het vaak mogelijk om een punt nabij de effluentlozing te onderzoeken, en een verderaf gelegen hydromorfologisch vergelijkbaar punt. Voor spoor 1 zijn twee locaties in stromende wateren en twee locaties in kanalen (samen 8 bemonsteringspunten) geselecteerd.

Voor de selectie van locaties zijn vooraf de volgende criteria opgesteld:

1. Er worden alleen effluentlozingen onderzocht van RWZI's die naar hedendaagse begrippen een gangbare effluentkwaliteit hebben. Dat betekent dat de gemiddelde jaarlijkse concentratie van totaal-stikstof maximaal ca 10 mg/l en die van totaal-fosfaat maximaal ca 1 mg/l P bedraagt. Dat betekent dat zowel verouderde als hypermoderne installaties worden uitgesloten.
2. Installaties die in hoofdzaak industrieel effluent lozen worden uitgesloten. De nadruk ligt op effluent van installaties die in hoofdzaak door huishoudelijk afvalwater worden gevoed en slechts in beperkte mate door industrieel afvalwater.
3. De lozing dient een significant deel (meer dan 25%) van het totale debiet van het ontvangende water te zijn. De nutriëntenbelasting door het effluent ligt dan naar verwachting in orde van grootte van 50-60%.
4. De hydromorfologie (o.a. breedte, diepte, bochtigheid, aard van de bodem, stroom snelheid) op de door de RWZI beïnvloede locaties en de niet daardoor beïnvloede locaties ('referentie-locaties') moet vergelijkbaar zijn. Locaties met alleen harde oevers (hout, beton, basalt, etc.) worden uitgesloten van het onderzoek. Er moet enige vorm van structuur in de vorm van oeverbegroeiing zijn, bijvoorbeeld door de aanwezigheid van riet.
5. Bij voorkeur is er door recent onderzoek veel over de samenstelling van het effluent en van het ontvangende oppervlaktewater bekend, vooral met betrekking tot de parameters doorzicht, temperatuur, pH, EGV, Cl, O₂, BZV₅, CZV, zwevende stof, chlorofyl-a, P-totaal, PO₄-P, N-Kjeldahl, NH₄-N, NO₂-N en NO₃-N.

Ook ten aanzien van de te inventariseren parameters is een selectie gemaakt. Op alle locaties zijn ten behoeve van het eerste spoor de KRW kwaliteitselementen macrofyten, fyto bentos en macrofauna onderzocht. Fytoplankton (chlorofyl-a, soortensamenstelling) is alleen nodig in kanalen. Vis valt voorlopig af vanwege de mobiliteit van de dieren en daardoor moeilijk te

leggen effect relatie met RWZI effluent (zie ook § 1.3). Voor al deze kwaliteitselementen zijn standaardmethoden beschikbaar (o.a. EBEO-systemen, Richtlijnen monitoring oppervlaktewater KRW).

Voor de aanpak van het tweede spoor zijn rapporten en publicaties van relevante watertypen uit Nederland, België en Duitsland opgespoord, waarvan voldoende biologische en abiotische gegevens beschikbaar zijn.

2.2 VERWERVING VAN DE GEGEVENS

Biologische bemonstering heeft plaats gevonden in mei en september 2008. Van beide tijdstippen zijn de soortensamenstelling en de aantallen van fyto-benthos (alleen diatomeeën), macrofauna, en in kanalen ook van fytoplankton bepaald. Bij het determineren van macrofauna en fyto-benthos, is gelet op kaakafwijkingen bij muggenlarven (chironomus) en schaalafwijkingen bij diatomeeën. Op beide monsterdata zijn ook de soortensamenstelling en de hoeveelheden van de soorten en water- en oeverplanten, en de structurele gelaagdheid van de levensvormen (submers, drijfblad, emers, flab, kroos, oeverplanten) bepaald.

Bij elke bemonstering is een veldformulier ingevuld met alle kenmerken die voor toepassing van de betreffende KRW-maatlatten en EBEO-systemen noodzakelijk zijn, en verder bij dit soort onderzoek gebruikelijk zijn, en waarop eventuele bijzonderheden zijn genoteerd. Tevens is bij elke bemonstering een foto-impressie van de situatie ter plekke gemaakt.

In de periode april-september zijn door de betrokken waterbeheerders maandelijks monsters genomen voor de volgende chemische parameters: doorzicht, temperatuur, pH, EGV, Cl, O₂, BZV₅, CZV, zwevende stof, chlorofyl-a, P-totaal, PO₄-P, N-Kjeldahl, NH₄-N, NO₂-N en NO₃-N (chlorofyl alleen in kanalen). De monsters zijn onderzocht in de laboratoria van de waterbeheerders. Doorzicht en zuurstof gehalte en eventueel pH en geleidingsvermogen (EGV) zijn in het veld gemeten. Op alle acht te onderzoeken punten is eenmalig de kwaliteit van de waterbodem (sliblaag) onderzocht. Van deze monsters zijn naast nutriënten (Kjeldahl-stikstof, P-totaal), ook zware metalen, PCB's, PAK's, organochloorverbindingen (bestrijdingsmiddelen), gloeirest en percentage droge stof onderzocht.

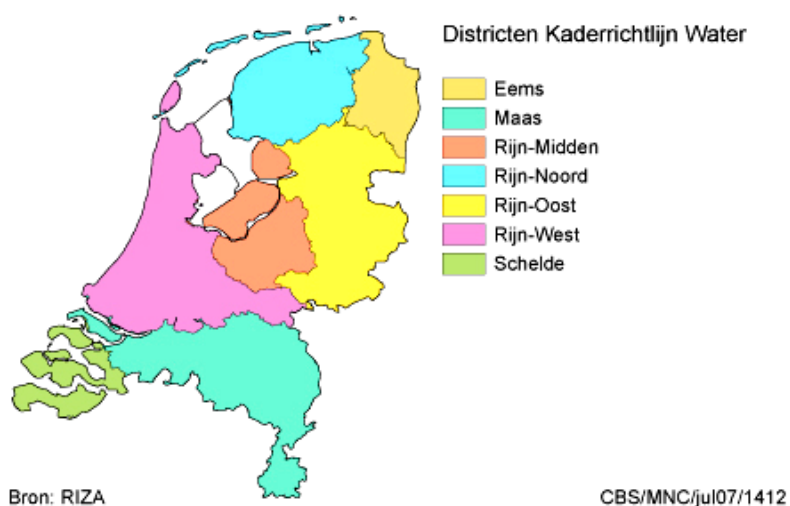
2.3 SELECTIE MEETLOCATIES

In het vooronderzoek zijn in totaal 24 waterschappen aangeschreven met de vraag of ze in hun beheersgebied mogelijke geschikte locaties hadden voor dit onderzoek. Van eventueel geschikte locaties zijn gegevens opgevraagd over de werking van de RWZI, en de waterkwaliteit van het ontvangende water. Deze gegevens zijn bewerkt en samen met de selectieparameters (Totaal-P, Totaal-N, debiet, etc) in een overzichtstabel gezet. Dit leverde uiteindelijk een lijst op met 35 potentieel geschikte locaties, zes locaties die meteen als ongeschikt geoormd zijn, en van twee locaties is geen informatie ontvangen.

Bij de selectie speelde ook mee, dat de voorkeur uitging naar één onderzoekslocatie per KRW-stroomgebied (Maas, Rijn, Schelde en Eem) (zie figuur 2.1).

FIGUUR 2.1

KRW-STROOMGEBIEDEN IN NEDERLAND



Door de begeleidingscommissie is een voorselectie gemaakt van meer of minder geschikte locaties, aan de hand van gegevens die zijn opgevraagd bij de waterbeheerders en verzameld via het internet.

3

MEETLOCATIES

Op basis van het vooronderzoek, en de daarin gestelde criteria is gekozen om in ieder van de KRW stroomgebieden één meetlocatie te selecteren. Dat is gelukt met uitzondering van het stroomgebied van de Schelde (zie figuur 3.1).

FIGUUR 3.1 RWZI MEETLOCATIES, EFFLUENTENONDERZOEK



Het is moeilijk gebleken geschikte locaties te vinden die aan alle vooraf gestelde criteria voldoen (tabel 3.1). Er zijn vier locaties geselecteerd voor deze studie, die aan tenminste drie van de vijf criteria voldeden. Vooral aan het criterium gelijke hydromorfologie blijkt moeilijk te voldoen. Dit is ook vrijwel onmogelijk, wanneer het aandeel van de RWZI aan het debiet tenminste 25% moet zijn. In de volgende paragrafen zijn de afzonderlijk meetlocaties uitgebreid besproken.

TABEL 3.1 EIGENSCHAPPEN VAN DE ONDERZOCHE RWZI'S. MET **ROOD** IS AANGEGEVEN WANNEER NIET VOLDAAN IS AAN DE VOORAF GESTELDE CRITERIA. NAAST DE STIKSTOF EN FOSFAAT GEGEVENS DIE TIJDENS HET VOORONDERZOEK BESCHIKBAAR WAREN, ZIJN TER CONTROLE OOK DE JAARGEMIDDELDEN VOOR 2008 GEGEVEN

	Debiet RWZI	Aandeel RWZI op debiet	Bron afvalwater	N-totaal N-totaal	N-totaal N-totaal	P-totaal P-totaal	P-totaal P-totaal	Hydro- morfologie	Oppervlakte- water bekend bij Ws	Aantal voldaan
	VO m ³ /d	VO %		VO mg/l	2008 mg/l	VO mg/l	2008 mg/l			
criteria	-	>25	huishoudelijk	± 10		± 1		gelijk		
Winterswijk	10.000	38	Onbekend	10	7,2	1,3	1,1	Verschillend	Veel	3
Aarle-Rixtel	62.200	33	Onbekend	12,4	8,1	1,6	1,3	Verschillend	Veel	3
Stadskanaal	10.700	50-70	Huishoudelijk en ziekenhuis	4,9	6,3	0,4	0,29	Referentie- locatie nodig	Deels	3
Dussen	2.000	40-60	Huishoudelijk	6,8	6,0	2,0	2,7	Gelijk	Veel	4

VO = vooronderzoek
WS = Waterschap

In de volgende paragrafen zijn de geselecteerde locaties afzonderlijk toegelicht.

3.1 RWZI WINTERSWIJK

3.1.1 GESCHIKTHEID RWZI VOOR ONDERZOEKSOPZET

De rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI) van Winterswijk ligt ongeveer 2 kilometer ten noordwesten van het centrum van Winterswijk. Tabel 3.1 geeft weer aan welke van de criteria is voldaan. De hydromorfologie van de boven- en benedenstroomse meetlocaties bleek tijdens het veldonderzoek duidelijk te verschillen

3.1.2 LIGGING EN DEBIET

De Groenlosche Slinge is een gekanaliseerde beek, die enkele honderden meters voor het RWZI-lozingspunt ontstaat uit een samenvloeiing van de Ratumsche beek en de Wehmer beek (figuur 3.2). De Wehmer beek en Ratumsche beek verschillen nogal van elkaar. De Ratumsche beek is een snelstromende smalle beek ($v = 35$ cm/s), het substraat bestaat vooral uit steen en grote keien, waardoor er erg weinig vegetatie in de beek te vinden is. De Wehmer beek stroomt langzaam ($v = 2$ cm/s), en is volledig beschoeid met een betonnen wand. Ook in deze beek zijn weinig waterplanten te vinden. De Ratumse beek levert 78% en de Wehmer beek slechts 22% van het debiet van de Groenlosche Slinge³.

3 Tijdens de bemonstering vertelden omwonenden dat er ongeveer vijf maal per jaar een overstort plaatsvindt vanuit de Wehmerbeek. Ten tijde van de overstorten, staat de beek vol en wordt ongezuiverd rioolwater afgevoerd. Deze overstorten zouden de ecologische samenstelling op zowel het boven- als benedenstroomse meetpunt kunnen beïnvloeden.

FIGUUR 3.2 SITUATIEOVERZICHT, LOCATIE WINTERSWIJK; GEGRS01 = BOVENSTROOMS MEETPUNT; GEGRS11 = BENEDENSTROOMS MEETPUNT; → = STROOMRICHTING (BRON: GOOGLE EARTH)



3.2 RWZI AARLE-RIXEL

3.2.1 GESCHIKTHEID RWZI VOOR ONDERZOEKOPZET

De rioolwaterzuiveringsinstallatie ligt 1,5 kilometer ten oosten van het centrum van Aarle-Rixtel. Het criterium voor de gemiddelde jaarconcentraties voor totaal-fosfaat en totaal-stikstof werd volgens het vooronderzoek niet gehaald. Een recente verbouwing van de RWZI zorgt waarschijnlijk de lagere fosfor- en stikstofconcentraties in het effluent in 2008 (Aa & Maas 2007). Hierdoor voldoet de RWZI wel aan het gestelde criterium voor totaal-fosfor en totaal-nitraat (zie tabel 3.1).

3.2.2 LIGGING EN DEBIET

Ten noorden van Helmond wordt water ingelaten op de Aa vanuit de Zuid-Willemsvaart. De Aa meandert naar het noorden door een omgeving die is gecreëerd bij een beekherstelproject. Deze beek komt voor de RWZI samen met de Gulden Aa. Het RWZI-effluent wordt afgevoerd via een apart kanaal vanaf de RWZI, en stroomt naar het noorden waar het samenkomt met het water van de Aa en de Gulden Aa. De Aa heeft een debiet van ongeveer $2 \text{ m}^3/\text{s}$, en de Gulden Aa heeft een debiet van ongeveer $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$. De RWZI voegt gemiddeld $0,7 \text{ m}^3/\text{s}$ effluent aan toe, wat duidt op een toevoeging van 33% aan het debiet van de Aa.

FIGUUR 3.3 SITUATIEOVERZICHT, LOCATIE AARLE-RIXTEL; BR149395 = BOVENSTROOMS MEETPUNT; BR140218 = BENEDENSTROOMS MEETPUNT;
 → = STROOMRICHTING (BRON: GOOGLE EARTH)



3.3 RWZI STADSKANAAL

3.3.1 GESCHIKTHEID RWZI VOOR ONDERZOEKSOPZET

De RWZI ligt ongeveer 3 kilometer ten noordoosten van het centrum van Stadskanaal. De RWZI is verantwoordelijk voor een toevoeging van 50 tot 70% aan het debiet van het Alteveerskanaal. De locatie kan hierdoor duidelijk niet voldoen aan de eis dat de hydromorfologie boven- en benedenstrooms gelijk moet zijn. Het RWZI afvoerkanaal is een klein slootje dat ontstaat bij de RWZI, ook is de totaal-stikstof concentratie in deze sloot erg hoog. Er is daarom gekozen om een referentielocatie te kiezen voor de bemonsteringen. Op basis van advies van Waterschap Hunze en Aa's is dat punt in een nabijgelegen kanaal gekozen. Het water is in deze regio zou kwalitatief gezien vrijwel overal gelijk zijn. De locatie is wel zo gekozen dat ze in hydromorfologisch opzicht gelijk is aan het RWZI afvoerkanaal, maar niet beïnvloed wordt door het RWZI-effluent. Het Alteveerkanaal (RWZI afvoerkanaal) en het referentiewater staan niet met elkaar in verbinding. Het is mogelijk dat de referentielocatie door andere, onbekende factoren wordt beïnvloed dan het water bij de RWZI. Ondanks het niet voldoen aan de geschiktheidcriteria is toch besloten deze locatie te behouden, vanwege het ontbreken van alternatieve locaties.

3.3.2 LIGGING EN DEBIET

De RWZI van Stadskanaal loost het effluent op het Alteveerkanaal. Het Alteveerkanaal gaat onder het A.G. Wildervanckkanaal door en komt aan de overzijde weer aan de oppervlakte. Langs landbouwgrond en akkers vervolgt het kanaal zijn weg naar de kruising met de Veenhofsweg, waaraan het kanaal parallel verder loopt. Bij Alteveer stroomt het Alteveerkanaal in de Poortmanswijk, om bij Nieuwe Pekela in het Pekelerhoofddeep te stromen.

FIGUUR 3.4 SITUATIEOVERZICHT, LOCATIE STADSKANAAL: GR3237 = REFERENTIELOCATIE; GR3238 = BENEDENSTROOMS MEETPUNT; → = STROOMRICHTING (BRON: GOOGLE EARTH)



3.4 RWZI DUSSEN

3.4.1 GESCHIKTHEID RWZI VOOR ONDERZOEKOPZET

De RWZI van Dussen is een oxidatiesloot, die huishoudelijk afvalwater behandelt. De concentratie totaal-fosfaat in het effluent is tweemaal zo hoog als voorgesteld in de criteria uit het vooronderzoek (Van Dam 2008). De concentratie totaal-fosfaat in het ontvangende oppervlaktewater wordt daardoor sterk verhoogd door het toevoegen van effluent. Dussen is de enige locatie in de studie, waarvan de hydromorfologische omstandigheden (redelijk) gelijk zijn. Ten aanzien van de gestelde criteria lijkt Dussen met uitzondering van de hoge fosfaatconcentraties de meest geschikte locatie in deze onderzoeksopzet (zie ook tabel 3.1).

3.4.2 LIGGING EN DEBIET

De RWZI van Dussen ligt 2 kilometer ten westen van Dussen, het kanaal stroomt noordwaarts (informatie Waterschap Rivierenland). Vanuit de Bergsche Maas stroomt het Peerenboomsche Gat naar het noorden. Het Peerenboomsche Gat stroomt verder als kanaal en loopt parallel langs de N283. De waterloop splitst zich af en buigt onder de provinciale weg door richting

het noorden. Hier wordt het RWZI effluent geloosd. De RWZI voegt tussen de 40 tot 60% toe aan het debiet van het kanaal. Het kanaal stroomt verder noordwaarts door het landelijk gebied. Bij de Schenkeldijk, ongeveer 2,5 kilometer ten noorden van de RWZI, stroomt het kanaal in de Gantel.

FIGUUR 3.5

SITUATIEOVERZICHT, LOCATIE DUSSEN: BRDUSSEN 2 = BOVENSTROOMS MEETPUNT; BR640023 = BENEDENSTROOMS MEETPUNT;
→ = STROOMRICHTING (BRON: GOOGLE EARTH)



4

METHODE VELDONDERZOEK

4.1 VELDWERK EN BIOLOGISCHE ANALYSES

De voorjaarsbemonsteringen zijn uitgevoerd in mei 2008. Tijdens deze meetcampagne zijn de vier onderzoekslocaties bezocht. Deze zijn zowel boven- als benedenstrooms van de RWZI bemonsterd voor algemene veldgegevens, macrofauna, macrofyten, diatomeeën en fytoplankton (alleen in kanaallocaties Dussen en Stadskanaal). In de volgende paragrafen is de werkwijze van bemonsteringen en de laboratorium analyse beschreven. Alle werkzaamheden zijn uitgevoerd volgens de Standard Operation Procedure (SOP) van Grontmij|AquaSense. Deze zijn volgens de normen van de ISO 9001 certificatie opgesteld.

4.1.1 ALGEMENE VELDGEGEVENS

De algemene veldgegevens bestaan uit visuele observaties en eenvoudige metingen aan het betreffende water. De diepte, breedte, dikte van de sliblaag en de stoomsnelheid worden gemeten. Ook zijn factoren zoals beschaduwing, technische staat van de oever en andere observaties genoteerd op een standaard veldformulier. Naast deze algemene gegevens is ook een schets van de veldsituatie gemaakt, die te gebruiken is bij de interpretatie van de data.

Op alle locaties zijn foto's gemaakt, en er is op iedere locatie een GPS meting gedaan. Deze metingen zijn na de bemonstering ingevoerd in Google Earth, waardoor ook een GIS gecreëerd kan worden en de ligging van de locaties duidelijk kan worden weergegeven.

Met een pH-meter (WTW pH 330i), zuurstofmeter (WTW Oxi 323, met thermometer) en EGV-meter (WTW Cond 330i) en doorzicht (Secchi-schijf) zijn fysisch-chemische gegevens verzameld. De opname van deze standaard veldmetingen zijn gedaan volgens de werkwijze beschreven in SOP V-051 (Grontmij|AquaSense-1 2007).

4.1.2 CHEMISCHE WATERKwalITEIT EN WATERBODEM ANALYSES

De nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater rondom een effluentlozing zijn van belang bij het vinden van oorzaken voor ecologische effecten.

Door de betrokken waterschappen is de chemie van de monsterpunten gedurende zes maanden maandelijks gemeten. De gemeten parameters zijn o.a.: doorzicht, temperatuur, pH, EGV, Cl, O₂, biochemisch zuurstofverbruik (BZV₅), chemisch zuurstof verbruik (CZV), zwevende stof, chlorofyl-a, ortho-fosfaat (PO₄-P), totaal-fosfaat (P-totaal), totaal-stikstof (N-totaal), Kjeldahl stikstof (KjN), ammonium (NH₄-N), nitraat (NO₃-N) en nitriet (NO₂-N).

In het najaar zijn boven- en benedenstrooms van de vier RWZI's waterbodemmonsters genomen en geanalyseerd op de volgende parameters: -nutriënten (Kjeldahl-stikstof, P-totaal), zware metalen (pakket 8 metalen), PCB's + OCB's, PAK's, organochloorverbindingen (bestrijdingsmiddelen), gloeirest (gloeiverlies) en percentage droge stof (droge stof). De chemische analyses zijn uitgevoerd door OMEGAM laboratorium in Amsterdam.

4.1.3 VEGETATIEOPNAME

Op alle locaties is eenmalige een vegetatieopname gemaakt. Daarbij is getracht om een zo compleet mogelijk beeld te krijgen van de vegetatie op de meetlocaties. Hiervoor is op alle locaties een representatief deel van de watergang bemonsterd. In de meeste gevallen zijn dit

trajecten van 20 tot 60 meter lengte. Hierbij zijn alleen die water- en oeverplanten meegenomen in de opname, waarvan een deel van de plant in het water stond of recentelijk heeft gestaan. Als vuistregel hiervoor wordt aan de oevers tot 20 cm boven het wateroppervlak bemonsterd. Bij de het kiezen van de vegetatietrajecten is erop gelet, dat er niet in buurt van onnatuurlijke elementen in de watergang, zoals duikers of kopse kanten bemonsterd werd. Voor de bemonstering van waterplanten is gebruik gemaakt van een hark aan een lijn van ongeveer 5 meter. Deze is over de breedte op verschillende locaties in de watergang door het water getrokken en de vegetatie op de hark is gedetermineerd en genoteerd. Op een standaard veldformulier zijn soorten en bedekkingspercentages genoteerd, volgens de Tansley schaal. Bij determinatiemoeilijkheden of twijfels zijn vegetatiemonsters meegenomen naar het laboratorium, waar ze onder de microscoop verder onderzocht en op naam gebracht zijn. De data zijn ingevoerd in het data opslagsysteem Ecolims. De opname van de macrofyten is gedaan volgens de werkwijze beschreven in SOP V-050 (Grontmij|AquaSense 2001). De vegetatie opnames zijn alleen bij de STOWA beoordeling gebruikt. De hier gebruikte opname methode is niet conform de KRW methode, waarbij voor de beoordeling minimaal drie vegetatieopnamen over een lengte van 100 meter nodig zijn (Van Splunder *et al.* 2006; Arcadis 2007). Bij dit onderzoek zou door gebruik van de KRW-methode de afstand tot de RWZI mogelijk te groot worden om nog alleen gerelateerd te kunnen worden aan de RWZI-lozing.

4.1.4 MACROFAUNA

Alle monsters in deze monstercampagne zijn met een standaard macrofaunanet (breedte 30 cm, maaswijdte: 500 μm) genomen. Hierbij is een representatief monster genomen in de verschillende aanwezige microhabitat. Dit is noodzakelijk om een zo compleet mogelijk beeld van de aanwezige macrofauna te krijgen. De te bemonsteren microhabitats variëren afhankelijk van de morfologie van de watergang. Factoren als diepte, diversiteit van het substraat, aanwezigheid van waterplanten, aanwezigheid van een beschoeiing etc. bepalen de uiteindelijke samenstelling van een monster (bijvoorbeeld: 1 meter diepe bodem, 2 meter ondiepe bodem, 1 meter waterplanten en 1 meter oever). In totaal wordt in totaal 5 meter van de watergang bemonsterd. De werkwijze is meer in detail beschreven in SOP V-043 (Grontmij|AquaSense-2 2007).

Na het nemen van het monster is het monster in het veld voorgespoeld, waarbij de modder voor een groot deel uit het monster gewassen is. Grote, direct te determineren individuen zijn in het veld genoteerd en weer vrijgelaten. Het monster is in een emmer of monsterpot overgebracht en is vervolgens in een koelbox gekoeld voor transport. De monsters zijn gestickerd met van te voren gemaakte etiketten, met daarop de monsterdatum, monsternummer (Ecolimsnummers) en de locatie.

Op iedere locatie van de voorjaarsbemonstering van 2008 zijn twee macrofaunamonster genomen, één bovenstrooms- en één benedenstrooms van de betreffende RWZI.

In het laboratorium zijn de macrofauna monsters maximaal twee dagen gekoeld bewaard (2 - 10 °C) totdat ze uitgezocht worden, alle monsters zijn levend uitgezocht.

Bij het uitzoeken zijn de monsters gespoeld over 2 of 3 zeven. Eerst wordt het materiaal gespoeld op een of meer grove zeven (maaswijdte 2-5 mm afhankelijk van het monstermateriaal) met een fijne zeef (500 μm) eronder. Op de fijne zeef blijven objecten en macrofauna liggen van > 500 μm , op de grote zeef blijven alle grove delen achter (groeve detritus, waterplanten en grote organismen). Na goed spoelen met water is het gezeefde materiaal van beide fracties verdeeld in porties (vaak 16 'taartstukken'), waarna er systematisch is uitgezocht. Een klein afgemeten deel van het monster is in een uitzoekbak gedaan met een kleine hoeveelheid water. De macrofauna is daarna boven een lichtbak uitgezocht en gesorteerd, geteld en per

diergroep gescheiden en geconserveerd in 70% alcohol in kleine potjes van 50 ml. De wormen (Oligochaeten) worden geconserveerd in 96% alcohol en watermijten in een zure oplossing ("Koenikes Gemisch").

Voor het uitzoeken van de verschillende diergroepen gebruikt Grontmij | AquaSense een standaard methode; een standaard aantal individuen van iedere diergroep (Gammaridae: 50, Mijten, 100, Chironomidae: 100 etc.) wordt verzameld. Als dit aantal is bereikt is het deel van het monster waaruit deze diergroep is verzameld genoteerd, zodat later het totaal aantal individuen voor de diergroep geschat kan worden voor het hele monster. Na het uitzoeken van een geheel monster zijn de potjes goed afgesloten en gelabeld met stickers met de zoekdatum, diergroep, eventueel het verzamelde deel en monsternummer. Dan zijn de monsters opgeslagen om later te worden gedetermineerd. Een meer uitgebreide beschrijving van de werkwijze voor de analyse en determinatie van macrofaunamonsters is gegeven in SOP A-207 (Grontmij | AquaSense-3 2007).

De macrofauna die uitgezocht en gesorteerd is op diergroep is door verschillende experts van Grontmij | AquaSense zoveel mogelijk tot op soort gedetermineerd. Deze werkwijze is ook in detail beschreven in SOP A-207 (Grontmij | AquaSense-3 2007).

Het komt voor dat er door verontreinigingen in het water een afwijking aan de kaak ontstaat bij *Chironomus* (dansmug). Deze kaakafwijkingen zijn onder de microscoop te zien zijn bij *Chironomus* individuen van het vierde larvale stadium. Om deze reden is er specifiek naar kaakafwijkingen bij *Chironomus* gezocht.

4.1.5 FYTOBENTHOS

Fytobenthos, epifytische diatomeeën of kiezelalgen hechten zich op substraten die zich in het water bevinden. Het bemonsteren van fyto-benthos is gedaan door het afknippen van jonge scheuten van (water)planten onder de waterlijn. Deze scheuten dienen als substraat voor fyto-benthos. De voorkeur gaat uit naar jonge scheuten van Riet (*Phragmites australis*) met aangroei, maar andere stevige waterplanten of stenen zouden ook kunnen voldoen voor het monster. Het is in dit project van belang dat zowel boven- als benedenstrooms hetzelfde type substraat bemonsterd is, om verschillen in samenstelling op verschillende substraten uit te sluiten. Ook is het van belang om oudere scheuten te ontwijken bij de monsternamen, om te waarborgen dat het een momentopname betreft.

De fyto-benthosmonsters zijn geknipt met een schaar, waarbij de stengels onbeschadigd in een zakje zijn gedaan. Drie stengels van ongeveer 10 centimeter zijn voldoende voor een representatief fyto-benthosmonster (Grontmij | AquaSense-4 2009). De substraatsoort is genoteerd op het veldformulier en het zakje is gelabeld met een sticker. Meer informatie over de bemonstering van diatomeeën in het veld is te vinden in SOP V-040 (Grontmij | AquaSense-4 2009). De monsters zijn gekoeld meegenomen naar het laboratorium, waar ze ingevroren zijn tot het moment van voorbehandeling.

Van de fyto-benthos op de stengels is vervolgens een microscopisch preparaat gemaakt. Deze preparaten zijn gemaakt volgens een standaard werkwijze. De stengels zijn geoxideerd met waterstofperoxide en vervolgens is het vrijgekomen materiaal ingesloten door middel van Naphrax. Hierna is een microscopisch preparaat gemaakt. Deze methode is uitgebreid behandeld in SOP A-202 (Grontmij | AquaSense-5 2007). Onder de microscoop zijn bij een vergroting van 1250x onder fasecontrastbelichting 200 schaaldelen van kiezelwieren geteld volgens de taxonomische indeling van Van Dam (Van Dam *et al.* 1994). De resultaten zijn voor ieder monster ingevoerd in de EcoLIMS database. Meer informatie over de determinatie van fyto-benthos is te vinden in SOP A-208 (Grontmij | AquaSense-6 2009).

4.1.6 FYTOPLANKTON

Fytoplankton is het plantaardige, chlorofyl-a bevattende deel van het plankton dat vrij zwevend in de waterkolom leeft. Omdat deze organismen vrij zweven, heeft het geen zin om de beeklocaties te bemonsteren, omdat de verblijftijd zeer kort is. De verblijftijd in de kanalen is groter, dus wordt het wel nuttig geacht om deze te bemonsteren. Omdat de kanalen in deze monstercampagne allemaal minder dan 2 meter diep zijn, zijn er kolommonsters genomen met behulp van een steekbuis van 2,5 meter. De gehele waterkolom wordt bemonsterd tot vlak boven de bodem. Op iedere locatie is een representatief steekmonster genomen. Van het water in het steekbuismonster wordt een fles van 250 ml gevuld. Direct in het veld zijn de monsters geconserveerd met acetaat gebufferde Lugol (1,5 ml/fles). Meer informatie over de bemonstering van fytoplankton is te vinden in SOP V-041 (Grontmij|AquaSense-7 2007). Het fytoplankton is geanalyseerd volgens SOP A-203 (Grontmij|AquaSense-8 2001). De determinaties van fytoplankton, worden uitgevoerd bij een vergroting van 100 - 1000 x. De bij de analyse van een monster aangetroffen taxa worden tot op het laagst mogelijke taxonomische niveau gedetermineerd. Sommige taxa die niet met zekerheid met een lichtmicroscop te onderscheiden zijn, worden gedetermineerd tot op het niveau van familie, orde of hoger. Hetzelfde geldt voor vormen waarbij door hun ligging niet alle kenmerken goed waarneembaar zijn. Voor de licht microscopische identificatie van organismen wordt de meest relevante en recentelijke taxonomische literatuur gebruikt. Minimaal 200 individuen zijn in circa 15 beeldvelden onder de microscoop (Leica QWin) gedetermineerd tot op genus of soort. Per monster zijn per hoofdgroep per vorm maximaal 10 metingen verricht. Bij lagere aantallen wordt het aantal gemeten dat ook geteld is. Van iedere vorm in een hoofdgroep wordt het gemiddelde biovolume bepaald. Het totale biovolume per vorm wordt bepaald door het getelde aantal te vermenigvuldigen met het gemiddelde biovolume van de vorm. De resultaten zijn voor ieder monster ingevoerd in de EcoLIMS database en omgerekend in aantallen per milliliter.

4.2 ANALYSE VAN DE VELDGEGEVENS EN LAB ANALYSES

4.2.1 CHEMIE

De chemisch/fysische variabelen zijn gedurende zes maanden maandelijks gemeten door de waterschappen die opereren in de gebieden rond de meetlocaties. Deze data kunnen zijn van nut om meer inzicht te krijgen in de status van de betreffende watergang. Er is vanuit gegaan dat analyse methoden van de vier verschillende waterschappen gelijk zijn. Er zijn geen nadere gegevens hierover opgevraagd.

4.2.2 SOORTENLIJSTEN

De soortenlijsten zijn geanalyseerd op verschillen tussen het meetpunt boven- en benedenstroomse van een RWZI effluentlozingspunt. Deze verschillen zijn voor vegetatie vooral gedaan door de soortensamenstelling en bedekking op de monsterpunten met elkaar te vergelijken.

Voor macrofauna, fytobenthos en fytoplankton zijn het aantal soorten, het aantal overeenkomstige soorten en de bijzondere soorten geëvalueerd.

De soortenlijsten zijn geëvalueerd met het programma EstimateS, dit 'Biodiversity Estimation' programma (Colwell 2006) berekent het aantal soorten in een soortenlijst, de hoeveelheid overeenkomende soorten met corresponderende monsters (boven- en benedenstreams), de procentuele overeenkomst en de kans dat een soort zowel in het geanalyseerde als in het corresponderende monster voorkomt. De Morisita-Horn similariteitsindex (Magurán 2004) geeft een indicatie van overeenkomstigheid tussen verschillende monsters. Deze index kan inzicht geven in de mate van verschil tussen het bovenstroomse en benedenstroomse monster (0 laag, 1 hoog). Voor deze index is gekozen, omdat er zowel met het voorkomen van soorten als de abundantie rekening gehouden wordt.

De soortenlijsten zijn geanalyseerd door de aantallen individuen van soorten te bekijken en de hoge aantallen individuen per soort te evalueren en te vergelijken met de situatie benedenstreams van de RWZI. Deze aanpak brengt een handmatige en tijdrovende analyse van de macrofauna, fyto-benthos en fytoplankton datasets met zich mee.

Naast de op soort gebaseerde analyse is er een 'soortgroep analyse' uitgevoerd op de macrofauna en fyto-benthos soortenlijsten. Alle soorten zijn toegedeeld aan één van de volgende groepen:

Macrofauna:

- Wormen;
- Dansmuggen en andere tweevleugeligen;
- Kreeftachtigen;
- Haften;
- Kokerjuffers en Libellen;
- Slakken;
- Tweekleppigen;
- Overige soorten.

Fyto-benthos:

- Blauwwieren
- Groenwieren
- Kiezelwieren
- Sieralgen
- Pantserwieren
- Overig fytoplankton

Met deze analyse kan van de lange soortenlijsten een vereenvoudigde weergave gemaakt worden, die een duidelijk overzicht van de verschillen tussen de monsters kan geven. Om de verschillen tussen het boven- en het benedenstroomse monster weer te geven, is gebruik gemaakt van de formule:

$$c = (n_B \ln(n_B)) - (n_A \ln(n_A))$$

n_A = aantal individuen van soortgroep x in bovenstrooms monster A

n_B = aantal individuen van soortgroep x in benedenstrooms monster B

c = relatieve toe- of afname van de soortgroep

De waarden zijn Ln-getransformeerd en niet Log-getransformeerd, omdat de spreiding tussen de aantallen duidelijker (groter) wordt met een Ln-transformatie.

Om verwarring te voorkomen zijn grenzen opgesteld om aan te geven in hoeverre een verandering van belang is. Deze grenzen zijn aangegeven in de onderstaande tabel 4.1. Vanwege natuurlijke fluctuaties in aantallen is ervoor gekozen relatief kleine verschillen tussen soortgroepen weg te laten vallen, als de relatieve toe- of afname tussen de: -100 en 100 ligt.

TABEL 4.1

WEERGAVE VAN RELATIEVE VERSCHILLEN TUSSEN SOORTGROEPAANTALLEN IN MONSTER A EN B

C	weergave
100.000	++++
10.000	+++
1.000	++
100	+
0	
-100	-
-1.000	--
-10.000	---
-100.000	----

Nast de soortgroepen analyse die is toegepast op fytoplankton en macrofauna, is het fyto-benthos geanalyseerd op de aanwezige ecologische groepen. Deze analyse geeft meer inzicht in de samenstelling van de levensgemeenschap van fyto-benthos. De soortenlijst wordt hiervoor verdeeld in de volgende ecologische groepen:

- *Achnantes minutissima* (A); de meest voorkomende zoetwatersoort te wereld.
- Doelsoorten (D); soorten waarin de specifieke natuurwaarde van vennen tot uiting komt.
- Eutrafente soorten (E); soorten die algemeen zijn in voedselrijke wateren
- Storingsoorten (S); soorten die algemeen zijn in organisch verontreinigde, vaak zuurstofarme wateren.
- Triviale soorten (T); gewone soorten uit onverstoorde vennen
- *Eunitia exigua* (X); soort die dient als verzuringsindicator
- Onbekende of weinig bekende ecologie (O)

Naar: van Dam & Arts (1993), in bijlage 1 worden deze soorten uitgebreider toegelicht.

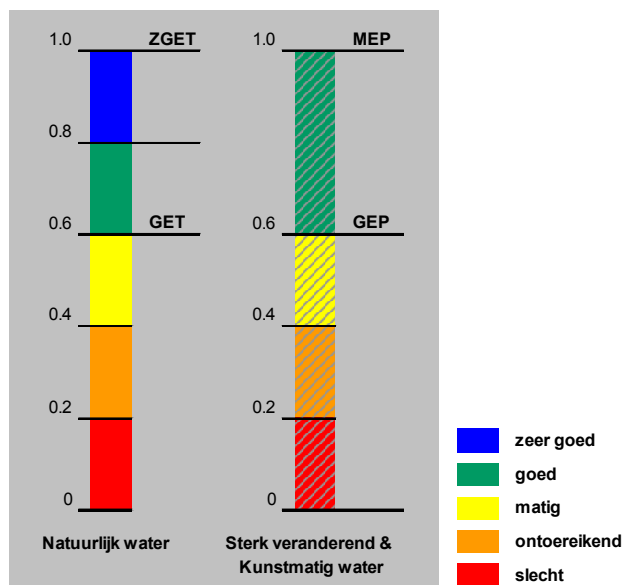
4.2.3 KADERRICHTLIJN WATER BEOORDELING

De ecologische beoordeling en methoden die voor de KRW zijn opgesteld, vormen een belangrijk instrument voor waterbeheerders om de kwaliteit van het oppervlaktewater te beoordelen. Het is van belang om deze beoordeling uit te voeren. Verwacht wordt dat deze in de toekomst veelvuldig gebruikt zal gaan worden door waterbeheerders. Om verschillen te vinden tussen een boven- en benedenstrooms meetpunt ten opzichte van een RWZI-lozingspunt, is het belangrijk te zien, welke resultaten uit de KRW beoordeling komen, en in hoeverre deze beoordeling verschillen laat zien tussen de monsters.

De kwaliteit van een bepaalde watertype wordt gedefinieerd door middel van een maatlat. Een maatlat fungeert als beoordelingsmiddel voor dit type water. In een natuurlijk water is de hoogst haalbare ecologische classificatie de referentie of 'zeer goede toestand' (tabel 4.2). Voor natuurlijke wateren wordt er een 'goede ecologische toestand' (GET) gedefinieerd, voor sterk veranderde en kunstmatige wateren wordt er een 'goed ecologisch potentieel' (GEP) vastgesteld. Ook wordt er voor deze twee categorieën een 'maximaal ecologisch potentieel' (MEP) bepaald. Zowel de GEP als MEP zijn afgeleiden van het natuurlijk watertype die het meest overeenkomt met het sterk veranderde- of kunstmatige watertype. Voor sterk veranderde en kunstmatige wateren verdient het de voorkeur om een specifieke maatlat op te stellen. Het opstellen van maatlaten voor watertypen van de niet natuurlijke categorieën wordt als taak van de waterbeheerders beschouwd, vanwege de aanwezige kennis over de relevante hydromorfologische veranderingen.

Voor de KRW-beoordeling wordt de Ecologische Kwaliteits Ratio, de EKR-score bepaald met behulp van de afzonderlijke maatlatten voor macrofauna, fyto-benthos⁴, fytoplankton en vegetatie (Van der Molen & Pot 2007). De EKR-score ligt tussen 0 en 1 (tabel 4.2), hiertussen wordt onderscheid gemaakt in 5 klassen die allemaal een gelijke verdeling hebben van 0,2 EKR. De beste toestand 'Zeer goede ecologische toestand' (ZGET) ligt tussen 0,8 en 1. De ecologische toestand 'slecht' ligt tussen 0 en 0,2. Deze klassen worden aangegeven met een kleurcode, waar blauw staat voor 'ZGET' en rood voor 'slecht'. In tabel 4.2 is de klassenverdeling weergegeven.

TABEL 4.2 KLEURCODES, EK- SCORES EN KLASSENGRENZEN KRW-BEOORDELING VOOR NATUURLIJKE EN STERK VERANDERDE EN KUNSTMATIGE WATEREN



Een eerste stap in de KRW beoordeling is de verdeling van het type water. Voor ieder type water is een eigen maatlat opgesteld, waardoor een EKR score van een sloot is bepaald aan de hand van andere soorten en formules, dan voor de EKR van een beek. In dit project hebben we te maken met de verschillende watertypen; R5, M3 en M1a. De M-coderingen staan voor meren, sloten en kanalen (kunstmatige wateren). De R-codering staat voor stromende wateren (tabel 4.3).

TABEL 4.3 KRW TYPEN VOOR DE LOCATIES IN DIT PROJECT

Locatie	KRW-type	Omschrijving
Winterswijk	R5	Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand
Aarle-Rixtel	R5	Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand
Stadskanaal	M3	Gebufferde (regionale) kanalen
Dussen	M1a	Zoete (gebufferde) sloten

In de KRW beoordeling zijn ook maatlatten opgenomen voor fysisch-chemische parameters. De fysisch-chemische maatlatten voor deze watertypen zijn weergegeven in tabel 4.4 (uit: Van der Molen & Pot 2007).

4 De maatlat voor fyto-benthos voor stromende wateren (Van Dam 2007) is gebaseerd op de Indice de Polluosensitivité Spécifique (IPS). Hierbij wordt gebruikgemaakt van de ecologische kennis over alle aangetroffen soorten. Aan elke soort zijn twee getallen toegekend: een gevoeligheidsgetal, met waarden tussen 1 en 20, en een getal voor de indicatiewaarde, met waarden 1, 2 of 3. Soorten met een indicatiewaarde 3 hebben een nauwe ecologische amplitude en tellen daarom zwaarder dan soorten met een lagere indicatiewaarde. De hoeveelheid, de gevoeligheid en de indicatiewaarde van elke soort en het aantal gevonden soorten worden in de berekening van IPS meegenomen.

TABEL 4.4 FYSISCH-CHEMISCHE MAATLATTEN VOOR DE KRW WATERTYPEN R5, M3 EN M1A (UIT: VAN DER MOLEN & POT 2007)

R5							
Kwaliteitselement	Descriptor	Eenheid	Zeer goed	Goed	Matig	Ontoereikend	Slecht
thermische omstandigheden	dagwaarde	°C	≤23	≤25	25-27,5	27,5-30	>30
zuurstofhuishouding	verzadiging	%	70-110	35-120	60-70	50-60	<50
					120-130	130-140	>140
zoutgehalte	saliniteit	mgCl/l	≤20	≤150	150-200	200-250	>250
verzuringgraad	pH	-	5,5-7,5	5,5-8,5	8,5-9,0	9,0-9,5	>9,5
					<5,5		
nutriënten	Totaal-P	mgP/l	≤0,06	≤0,14	0,14-0,19	0,19-0,42	>0,42
	Totaal-N	mgN/l	≤3	≤4	4-8	8-12	>12,0
M3							
Kwaliteitselement	Descriptor	Eenheid	MEP	GEP	Matig	Ontoereikend	Slecht
thermische omstandigheden	dagwaarde	°C	≤23	≤25	25-27,5	27,5-30	>30
zuurstofhuishouding	verzadiging	%	70-110	35-120	30-35	25-30	<25
					120-130	130-140	>140
zoutgehalte	saliniteit	mgCl/l	≤150	≤150	150-200	200-300	>300
zuurgraad	pH	-	5,5-7,5	5,5-8,0	8,0-8,5	8,5-9,0	>9,0
					<5,5		
doorzicht	SD	m	>2	≥0,65	0,65-0,45	0,45-0,30	<0,30
nutriënten	Totaal-P	mgP/l	≤0,042	≤0,15	0,15-0,30	0,30-0,75	>0,75
	Totaal-N	mgN/l	≤1,13	≤2,8	2,8-5,6	5,6-14,0	>14,0
M1A							
Kwaliteitselement	Descriptor	Eenheid	MEP	GEP	Matig	Ontoereikend	Slecht
thermische omstandigheden	dagwaarde	°C	≤23	≤25	25-27,5	27,5-30	>30
zuurstofhuishouding	verzadiging	%	70-110	35-120	30-35	25-30	<25
					120-130	130-140	>140
zoutgehalte	saliniteit	mgCl/l	≤150	≤150	150-200	200-300	>300
zuurgraad	pH	-	5,5-7,5	5,5-8,0	8,0-8,5	8,5-9,0	>9,0
					<5,5		
nutriënten	Totaal-P	mgP/l	≤0,06	≤0,22	0,22-0,44	0,44-1,10	>1,10
	Totaal-N	mgN/l	≤1,13	≤2,4	2,4-4,8	4,8-12,0	>12,0

De waarden voor de fysisch-chemische parameters verschillen niet of niet veel tussen GET en GEP. Er is immers geen rede waarom door hydromorfologische veranderingen een bepaalde waterkwaliteit niet gehaald kan worden.

4.2.4 ECOLOGISCHE BEOORDELINGSSYSTEMEN

Naast de KRW-beoordeling zijn de resultaten ook getoetst met de STOWA ecologische beoordelingsystemen (Ebeo). Voor deze beoordeling wordt zowel gebruik gemaakt van chemische factoren, als ecologische factoren als macrofauna, fyto-benthos, macrofauna, fytoplankton en vegetatie. Het Ebeo-systeem is het enige systeem dat meerdere ecologische gegevens evalueert

in één integrale beoordeling. Voor een beschrijving van de beoordelingsmethode wordt verwezen naar het STOWA Handboek Nederlandse Ecologische Beoordelingssystemen (STOWA 2006). Dit rapport is beschikbaar op de website van de STOWA (www.stowa.nl). In het onderstaande tekstkader zijn de gebruikte systemen kort toegelicht. In tabel 4.5 zijn de klassen, de kleurcodes en het kwaliteitsniveau weergegeven.

STROMENDE WATEREN (EBEOSWA)

Voor de methode is een dataset van macrofauna nodig, alsmede de stroomsnelheid, het profiel, en enkele fysische/chemische parameters. Bij profiel is er de keuze uit:

- 1) Natuurlijk profiel - het profiel is meestal asymmetrisch van vorm met een hellende en overhangende oever als gevolg van een verschil in stroomsnelheden tussen de binnen- en buitenbochten.
- 2) Verwaarloosd normprofiel / ouderwets profiel - Het profiel is enigszins onregelmatig en niet vergelijkbaar met de andere twee typen (tussenvorm).
- 3) Genormaliseerd profiel of gereguleerd (vastgelegd) profiel - het profiel is aangepast ten behoeve van de optimalisatie van de afvoerfunctie in de vorm van een normalisering, aangebrachte standaardprofielen, kanalisatie.






Er is beoordeeld op een zestal karakteristieken, te weten: stroming, inrichting, saprobie, trofie, substraat (blad, plant, zand, slib) en voedselstrategie (knipper, vergaarder, grazer). De te onderzoeken wateren moeten worden getypeerd als boven-, midden- of benedenloop. Bovendien moet er een keuze worden gemaakt tussen heuvelland- en laaglandserie. Beken van de eerste serie worden binnen Nederland alleen in Zuid-Limburg aangetroffen. Het eindoordeel voor de beoordeling als stromend water wordt bepaald door de scores per karakteristiek op te tellen, waarbij stroming en saprobie dubbel tellen, en dat door 8 te delen.

BEOORDELINGSMETHODE VOOR KANALEN (EBEOKAN)

Op basis van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën, fytoplankton en fysisch-chemische gegevens wordt ongeveer zoals bij sloten een ecologische beoordeling gemaakt van een kanaal. De beoordeling is gestoeld op een aantal beïnvloedingsfactoren, te weten Eutrofiëring, Saprobiëring, Verzilting, Waterkwantiteit, Inrichting en Typologisch aspect. Deze factoren worden vertegenwoordigd door een aantal karakteristieken die op hun beurt weer uit biologische en fysisch-chemische maatstaven bestaan. De scores van de maatstaven en de typering van de kanaalvariant (zand, klei, veen, brak of licht brak) bepalen vervolgens de kwalificatie die aan de verschillende karakteristieken wordt toegekend. Het eindoordeel voor de beoordeling van kanalen wordt bepaald door de scores per karakteristiek op te tellen, waarbij trofie en saprobie dubbel tellen, en dat door 8 te delen.

TABEL 4.5

KLASSEN, KLEURCODES EN OMSCHRIJVING KWALITEITSNIVEAU VAN DE EBEO-BEOORDELINGEN

Klasse	Kleurcode	Kwaliteitsniveau
V		Hoogste niveau
IV		Bijna hoogste niveau
III		Middelste niveau
II		Laagste niveau
I		Beneden laagste niveau

4.2.5 INDICES EN ECOLOGISCHE SOORTGROEPEN

Er bestaan erg veel verschillende methoden om ecologische data te evalueren, vooral voor macrofauna en fytobenthos. Omdat deze opdracht onderdeel is van een pilot-project van het STOWA, is het van belang om naar verschillende bestaande beoordelingen en evaluaties te bekijken en te kiezen welke methoden het meest geschikt zijn om de eventuele verschillen tussen een boven- en benedenstreams monsterpunt aan te tonen en inzichtelijk te maken. Om deze redenen is er ook een analyse gedaan met verschillende biologische indices en ecologische soortgroepen (fytobenthos).

Voor de macrofauna en fytobenthosmonsters in de meetcampagne is een aantal indices berekend. Er bestaan ook indices voor waterplanten en fytoplankton, maar die zijn om praktische redenen niet berekend. Door een index te berekenen wordt het gemakkelijker een specifiek beeld te krijgen van de macrofauna of fytobenthos op de locatie. Er bestaan verschillende indices die diverse parameters belichten, in tabel 4.6 is per watertype aangegeven welke indices gebruikt zijn bij de beoordeling. In bijlage 1 is een uitleg gegeven van de afzonderlijke indices en de ecologische groepen.

TABEL 4.6 TOEGEPASTE MACROFAUNA- EN FYTOBENTHOS-INDICES IN DE ONDERZOCHE WATERTYPEN IN DEZE STUDIE

Macrofauna			
	Beken	Kanalen	Referentie
Diversiteit	X	x	Shannon & Weaver (1963)
K12345	X	Nvt.	Gardeniers & Tolkamp (1976)
K135	X	Nvt.	Verdonschot <i>et al.</i> (2003)
Saprobie	X	x	Pantle & Buck (1955)
Fytobenthos			
	Beken	Kanalen	Referentie
Stikstofopname	x	x	Van Dam <i>et al.</i> (1994)
Zuurstof	x	x	Van Dam <i>et al.</i> (1994)
Saprobie	x	x	Van Dam <i>et al.</i> (1994)
Trofie	x	x	Van Dam <i>et al.</i> (1994)
Diversiteit	x	x	Simpson (1949)
Ecologische soortgroepen	x	x	Van Dam & Arts (1993)

Bij het werken met ecologische data dient rekening gehouden te worden met natuurlijke afwijkingen. Vanwege het lage aantal monsters, is bij het evalueren van de verschillen tussen de indices gesteld dat er alleen van een effect sprake is als de verschillen groter zijn dan tien procent. Er zijn op basis van de gegevens geen statistische onderbouwde uitspraken mogelijk.

5

RESULTATEN VELDONDERZOEK

In dit hoofdstuk zijn de resultaten opgenomen van de chemische waterkwaliteitsanalyses uitgevoerd door de waterschappen, de analyses van de waterbodemmonsters en de voor- en najaarsbemonstering van de veldmetingen en van de ecologische parameters.

5.1 VELDOBSERVATIES

In tabel 5.1 zijn de hydromorfologische gegevens weergegeven, zoals die tijdens het veldwerk waargenomen zijn. De meetlocaties verschillen boven- en benedenstreams van elkaar. In Winterswijk is de beek bovenstreams smaller en de stroomsnelheid in het voorjaar hoger dan benedenstreams. Het substraat bestaat vooral uit steen en zand. Benedenstreams bevinden zich meer waterplanten (sterrenkroos), waardoor de samenstelling van het substraat als aanhechting/leefgebied voor macrofauna anders is dan bovenstreams. In Winterswijk wordt de beek breder en dieper na de effluentlozing, de stroomsnelheid veranderd, maar ook veranderen de morfologische omstandigheden. Op het benedenstreamse monsterpunt zijn waterplanten te vinden, terwijl er bovenstreams van de RWZI alleen stenen, grove detritus en zand aanwezig is.

TABEL 5.1 ALGEMENE VELDOBSERVATIES BOVEN- EN BENEDENSTREAMS VAN DE ONDERZOCHE MEETLOCATIES. ONDER VEGETATIE WORDT BEDOELD DE 'TOTALE BEDEKKING VAN VEGETATIE' OVER DE WATERGANG

		Breedte (m)	Diepte (m)	Stroomsnelheid (cm/s)		Substraat	Vegetatie (% bedekking)		Bijzonderheden
				mei	sept		mei	sept	
Winterswijk	Bovenstreams RWZI	4	0,30 - 0,35	20	7	Zand Grove detritus Steen	0	0	Hydromorfologie niet gelijk
	Benedenstreams RWZI	6,5	0,40	16	10	Zand Waterplanten Steen	10	3	Effluent geur
Aarle-Rixtel	Bovenstreams RWZI	8,0	1,00 - 1,30	25	30	Zand Fijne detritus Slib-H ₂ S	25	80	Hydromorfologie niet gelijk
	Benedenstreams RWZI	12,0	1,30	30	25	Zand Fijne detritus Fijn grind	75	80	
Stadskanaal	Referentie kanaal	13,4	1,10 - 1,20	3	0	Zand Slib-H ₂ S Grove detritus	25	15	Referentiekanaal
	Benedenstreams RWZI	10,5	1,20 - 1,30	3	0	Zand Slib-H ₂ S	15	50	
Dussen	Bovenstreams RWZI	5,0	0,50 - 0,85	10	10	Waterplanten Fijne detritus Slib-H ₂ S	100	80	
	Benedenstreams RWZI	5,0	0,60 - 1,20	10	12	Waterplanten Fijne detritus Slib-H ₂ S	99	90	

In Aarle-Rixtel verandert de hydromorfologie, omdat de beek benedenstrooms breder is en in het voorjaar sneller stroomt. Het debiet is in het voorjaar benedenstrooms van de effluentlozing groter dan bovenstrooms, in het najaar is dit verschil kleiner. Dit is het gevolg van de RWZI-effluentlozing en de samenkomst van de Aa met de Gulden Aa. In mei is de vegetatiebedekking benedenstrooms van de RWZI duidelijk hoger, in september is er weinig verschil. Op de bovenstroomse locatie is slib aanwezig. De benedenstroomse locatie bestaat vooral uit zand en fijn grind.

De referentielocatie die gekozen is in Stadskanaal komt hydromorfologisch overeen met het benedenstroomse monsterpunt. De niet-natuurlijke watergangen in Stadskanaal en Dussen zijn hydromorfologisch goed vergelijkbaar.

5.2 CHEMISCHE ANALYSES

Bij de chemische analyses is de verwachting dat als gevolg van de effluentlozing benedenstrooms van de RWZI's hogere waarden gevonden worden voor P, N, EGV en chloride, en dat de zuurstofhuishouding slechter is, wat te zien is in hogere BZV en CZV waarden.

In tabel 5.2 zijn de gemiddelde chemische waarden gegeven van de drie maanden waarin op alle vier de locaties gemeten is. In bijlage 2 is een uitgebreide tabel te vinden, met zowel de gemiddelden als de standaardafwijkingen van de metingen die in 2008 door de meewerkende waterschappen zijn uitgevoerd. N-beschikbaar bestaat uit $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$.

TABEL 5.2 GEMIDDELDE WAARDEN VOOR DE MAANDEN JULI, AUGUSTUS EN SEPTEMBER 2008 OP DE MEETLOCATIES. WANNEER HET MTR VOOR P-TOTAAL (0,15 MG/L) OF N-TOTAAL (2,2 MG/L) WORDT OVERSCHREIDEN IS HET GETAL IN ROOD AANGEGEVEN. DE JAARGEMIDDELLEN VOOR P-TOTAAL EN N-TOTAAL ZIJN WEERGEGEVEN IN BLAUW. N-BESCHIKBAAR = $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$

		Winterswijk		Aarle-Rixtel		Stadskanaal		Dussen	
		Bovenstrooms	Benedenstrooms	Bovenstrooms	Benedenstrooms	Bovenstrooms	Benedenstrooms	Bovenstrooms	Benedenstrooms
Doorzicht	dm	3	7	9	9	3	6	8	12
pH	-	7,5	7,5	7,5	7,4	7,1	7,7	7,4	7,5
T	°C	15,1	17,3	18,5	18,1	14,3	15,5	17,8	17,9
EGV	mS/m	58	70	53	63	45	52	58	65
Chloride	mg/l	32,7	100,3	42,3	59,3	43	61	44	46
Zwevend stof	mg/l	6,3	5,3	8,5	5,1	-	-	-	-
O2	%	54	61	62	57	39	58	-	-
O2	mg/l	-	-	-	-	4,1	6	7,7	3,6
BZV5	mg/l	1	3,1	-	-	2,5	1,5	2,8	-
CZV	mg/l	24,7	29	-	-	84,5	54	17,3	20
N-beschikbaar	mg/l	2,51	4,29	3,33	3,78	7,99	1,46	0,81	4,26
N-totaal	mg/l	3,58	5,56	4,31	4,94	9,59	2,81	1,28	4,58
N-effluent	mg/l		7,2		8,1		6,29		5,98
P-beschikbaar	mg/l	0,03	0,08	0,19	0,51	0,02	0,09	0,03	0,2
P-totaal	mg/l	0,1	0,22	0,38	0,7	0,14	0,21	0,07	0,52
P-effluent	mg/l		1,1		1,3		0,29		2,7
N:P beschikbaar		83,7	53,6	17,5	7,4	399,5	16,2	27	21,3
N:P totaal		35,8	25,3	11,3	7,1	68,5	13,4	18,3	8,8
N:P-effluent			6,55		6,23		21,69		2,21

Het valt op dat de MTR-waarden (maximum toelaatbaar risico) voor stikstof, met uitzondering van Dussen, op iedere locatie wordt overschreden, zowel boven- als benedenstrooms. Voor totaal-fosfaat wordt het MTR bovenstrooms alleen bij Aarle-Rixtel overschreden. Op de benedenstroomse locaties wordt de fosfaat MTR overal overschreden.

Zoals verwacht veroorzaakt de RWZI-effluentlozing een stijging van het fosfaatgehalte in het water. Ook stijgt de concentratie beschikbaar stikstof en fosfor. In Winterswijk, Aarle-Rixtel, Stadskanaal en Dussen worden de MTR waarden voor N en/of P op de benedenstroomse meetpunten fors overschreden.

De bovenstroomse referentielocaties hebben echter ook al een hoge nutriëntenbelasting, die de ecologie op deze 'referentielocaties' mogelijk al behoorlijk beïnvloedt.

Zoals al eerder aangetoond werd in het vooronderzoek is de bovenstroomse locatie in Stadskanaal niet geschikt geacht om als referentie te dienen, omdat de concentratie stikstof bovenstrooms veel hoger is dan benedenstrooms, door de effluentlozing treedt verdunning op.

In tabel 5.2 en bijlage 2 valt nog een aantal zaken op. Het RWZI-effluent van bijna alle locaties bevat een verhoogde concentratie nutriënten en andere opgeloste stoffen (zouten), waardoor het elektrisch geleidend vermogen (EGV) van het benedenstroomse monster hoger is dan die van bovenstroomse. Op alle locaties is een stijging van zowel het EGV, en in mindere mate van de chloride concentratie waarneembaar.

In traag stromende watergangen is de verwachting dat de concentratie opgelost zuurstof daalt na een RWZI-effluentlozing. In deze pilotstudie is dit vooral van toepassing op de kanalen. In theorie zal door een toename van de hoeveelheid organische stof in het water, een toename zijn van de bacteriële groei die zorgt voor een verhoogd gebruik van zuurstof (Kalff 2003). Uit de zuurstofconcentraties en de waarden voor biochemisch en chemisch zuurstofverbruik (tabel 5.2) wordt duidelijk dat er in Stadskanaal en Dussen geen sprake is van een afname in zuurstof. Dit zou veroorzaakt kunnen worden door de aanwezige vegetatie of algengroei, die ervoor kan zorgen dat zuurstof geproduceerd blijft worden of doordat de benedenstroomse locatie te dicht bij het lozingspunt is gekozen, waardoor de afbraak nog niet is optreden.

5.2.1 N:P RATIO

Over de optimale N:P ratio bestaan verschillende meningen, wat de betekenis ervan is, maar ook over hoe de ratio te bepalen (Ibeling 1995). Een bekende is de Redfield-ratio, die gaat ervan uit dat een alg (fytoplankton) in water met voldoende N en P, ongeveer 7x zo veel N als P bevat. Bij N-gebrek proberen algen met zo weinig mogelijk N te blijven groeien. Omdat er dan P over is, wordt P opgeslagen. Minder N en meer P in de algen, heeft het gevolg dat de N:P ratio daalt. Een N:P ratio van kleiner dan < 7 is een aanwijzing voor stikstoflimitatie, en een ratio groter dan > 7 voor P-limitatie. Het voorgaande slaat op de hoeveelheid N en P in de algen. Voor N en P in het oppervlaktewater, wordt gebruik gemaakt van de Redfield-Richards Ratio N:P ratio (16:1), waarbij een waarde van < 16 sprake is van N-limitatie, en bij een waarde > 16 van P-limitatie. De N:P ratio is alleen voor meren van betekenis als graadmeter voor de ontwikkelingsmogelijkheden van algen.

Op basis van de N:P ratios (van N-beschikbaar) in tabel 5.2 kan afgelezen worden dat alleen benedenstrooms van de RWZI van Aarle-Rixtel sprake is van stikstoflimitatie en een fosfaatoverschot. Dit is een beeklocatie waar op basis van de ratio geen uitspraken te doen zijn.

De N:P ratios van het effluent zijn steeds lager dan die van het ontvangende water (bovenstrooms), waardoor de N:P ratios benedenstrooms dalen, ten opzichte van de bovenstroomse locaties.

Voor het optreden van blauwalgen heeft dit alles niet zo veel te betekenen. N en P lijken voldoende aanwezig, en zullen daarom geen belangrijke sturende factoren zijn.

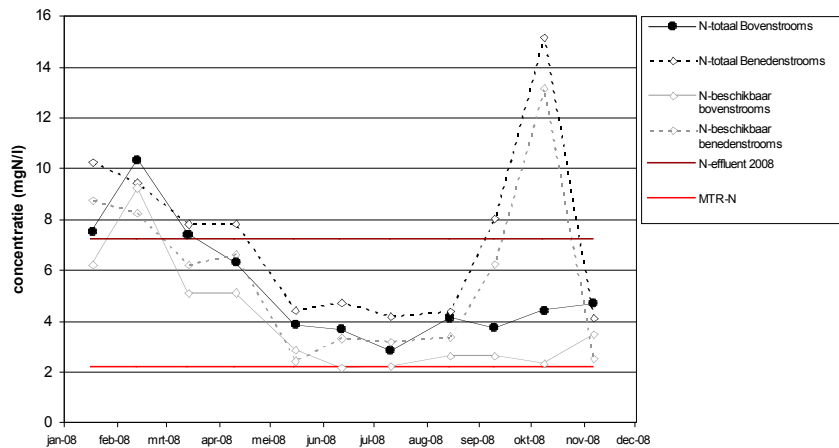
In de volgende paragrafen wordt de chemie van de afzonderlijke meetlocaties uitvoeriger beschreven, tevens zijn enkele bijzonderheden gegeven van de metingen in 2008.

5.2.2 WINTERSWIJK

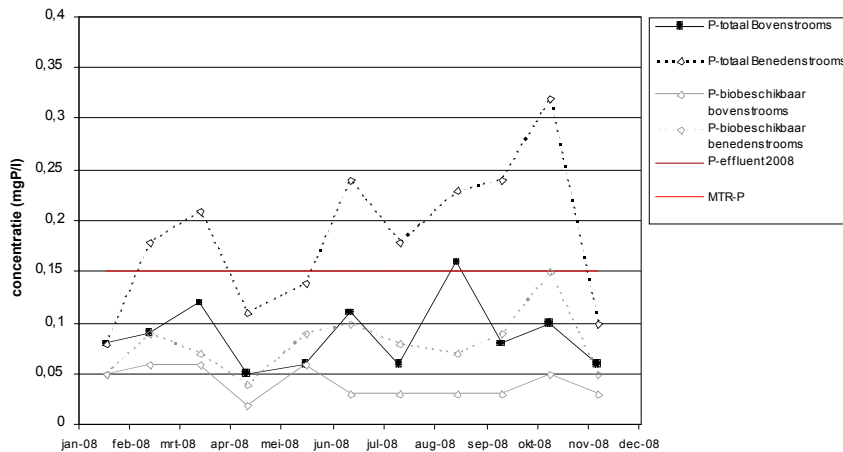
In Winterswijk is de nutriëntenconcentratie benedenstrooms van de RWZI duidelijk hoger dan bovenstrooms (figuur 5.1). De stikstofconcentratie ligt meestal hoger na de effluentlozing. Vooral in de maand september/oktober 2008 is er een opvallende stijging te zien. Mogelijk is dit het gevolg van verhoogde nutriëntenconcentratie in het effluent. In combinatie met een lage rivierafvoer kan dit effect versterkt worden en de relatieve stikstofbelasting verhoogd worden. Het valt op dat de MTR wordt overschreden op zowel de boven- als de benedenstroomse locatie.

De relatief lage fosfaatconcentratie in de beek bij Winterswijk stijgt na de RWZI effluentlozing (figuur 5.2). Hierbij overschrijdt een groot deel van de metingen de MTR waarde voor fosfaat. Zoals voor stikstof geldt ook voor fosfaat dat de hoogste concentratie is gemeten in oktober 2008.

FIGUUR 5.1 STIKSTOFCONCENTRATIES (N-TOTAAL EN N-BESCHIKBAAR) BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN HET RWZI-LOZINGSPUNT IN WINTERSWIJK, GEMETEN IN 2008 DOOR WATERSCHAP RIJN & IJSSEL. DE MTR VOOR STIKSTOF IS WEERGEGEVEN IN ROOD (N-BESCHIKBAAR = $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ IN MG/L, N-TOTAAL = $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N} + \text{ORGANISCH GEBONDEN N}$ IN MG/L)



FIGUUR 5.2 FOSFAATCONCENTRATIES (P-TOTAAL EN P-BESCHIKBAAR) BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN HET RWZI-LOZINGSPUNT IN WINTERSWIJK, GEMETEN IN 2008 DOOR WATERSCHAP RIJN & IJSSEL. DE MTR VOOR FOSFAAT IS WEERGEGEVEN IN ROOD (P-BESCHIKBAAR = P-ORTHO; P-TOTAAL = P-ORTHO + GEBONDEN P). P-EFFLUENT VOOR 2008 = 1,1 MG/L)

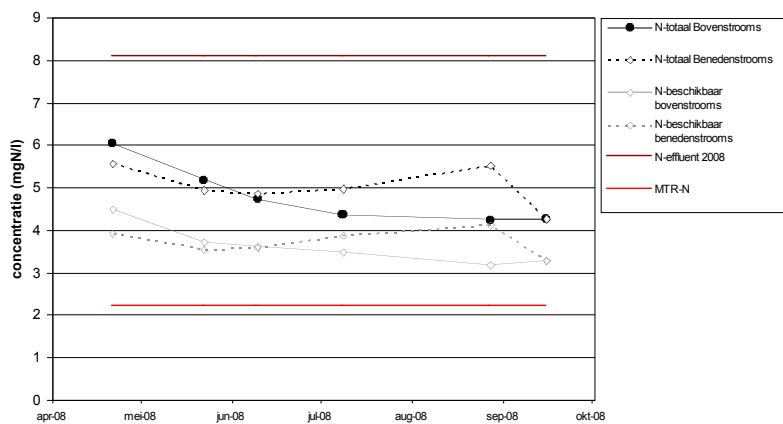


5.2.3 AARLE-RIXTEL

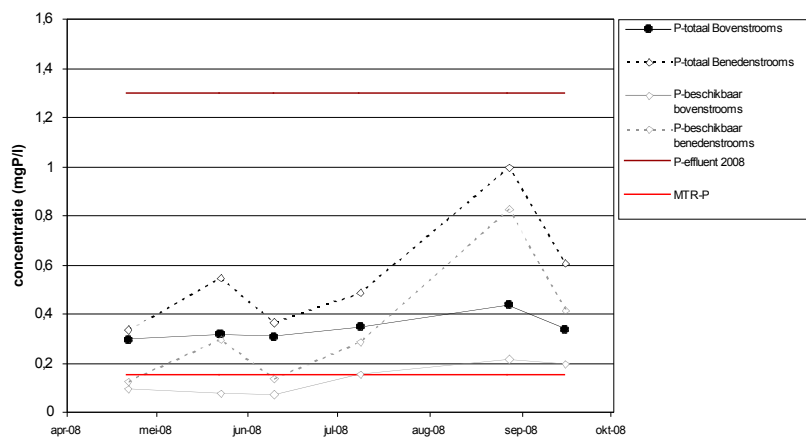
Voor zowel de boven- als benedenstroomse locatie bij Aarle-Rixtel geldt dat de fosfaat- en stikstof MTR-normen worden overschreden (tabel 5.2). De stikstofconcentratie op het bovenstroomse meetpunt in Aarle-Rixtel is erg hoog, waardoor de RWZI invloed een relatief kleine invloed op de beek lijkt te hebben. In het najaar is er een lichte stijging van de totale stikstofconcentratie na de RWZI-lozing (figuur 5.3).

Bij Aarle-Rixtel wordt in alle gevallen de MTR voor fosfaat overschreden (figuur 5.4). De fosfaatconcentratie is op de bovenstroomse meetlocatie duidelijk lager dan op de benedenstroomse meetlocatie. Hoewel het effect van de RWZI op de stikstofconcentratie klein lijkt, lijkt het effect op de fosforconcentratie echter wel aanwezig. Zowel in mei als in augustus 2008 stijgt de fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater bij Aarle-Rixtel na de RWZI effluentlozing.

FIGUUR 5.3 STIKSTOFCONCENTRATIES (N-TOTAAL EN N-BESCHIKBAAR) BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN HET RWZI-LOZINGSPUNT IN AARLE-RIXTEL, GEMETEN IN 2008 DOOR WATERSCHAP AA & MAAS. DE MTR VOOR STIKSTOF IS WEERGEGEVEN IN ROOD (N-BESCHIKBAAR = $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ IN MG/L, N-TOTAAL = $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N} + \text{ORGANISCH GEBONDEN N}$ IN MG/L)



FIGUUR 5.4 FOSFAATCONCENTRATIES (P-TOTAAL EN P-BESCHIKBAAR) BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN HET RWZI-LOZINGSPUNT IN AARLE-RIXTEL, GEMETEN IN 2008 DOOR WATERSCHAP AA & MAAS. DE MTR VOOR FOSFAAT IS WEERGEGEVEN IN ROOD (P-BESCHIKBAAR = P-ORTHO; P-TOTAAL = P-ORTHO + GEBONDEN P)

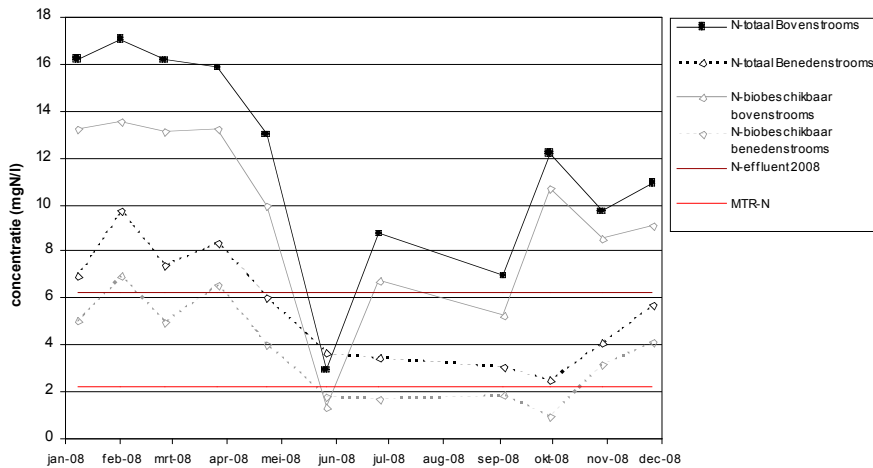


5.2.4 STADSKANAAL

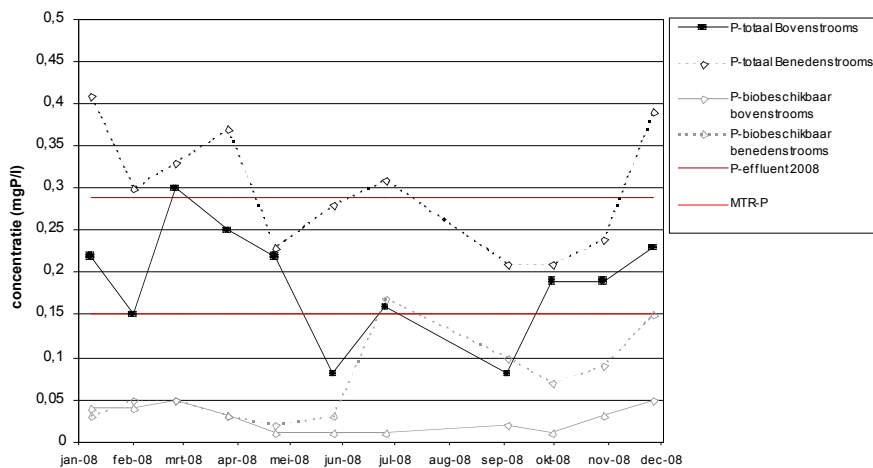
In figuur 5.5 is duidelijk te zien dat de stikstofconcentratie, bovenstrooms van de RWZI hoger is dan benedenstrooms van de RWZI. De aanwezigheid van de RWZI lijkt de stikstofconcentratie zelfs te verdunnen. Vanwege deze hoge stikstofconcentratie is er in de onderzoeksopzet al gekozen, om de ecologische bemonsteringen op een alternatief monsterpunt uit te voeren. Waterschap Hunze en Aa's heeft echter tijdens de meetcampagne wel de oorspronkelijk bovenstroomse locatie aangehouden als meetpunt voor de chemische gegevens (zie § 3.3.1). Na de RWZI is het water nog steeds sterk verrijkt met stikstof.

De fosfaatconcentratie op het bovenstrooms meetpunt overschrijdt de MTR voor fosfaat meerdere malen per jaar (figuur 5.6). De concentratie beschikbaar fosfaat is echter erg laag (< 0,05 mgP/l). Dit geeft aan dat een groot deel van het fosfaat gebonden is en niet beschikbaar voor biota. Op het benedenstroomse monsterpunt is een sterke stijging van de hoeveelheid fosfaat te zien. De concentratie stijgt tot ruim boven de MTR, en ook neemt de concentratie beschikbaar fosfaat toe.

FIGUUR 5.5 STIKSTOFCONCENTRATIES (N-TOTAAL EN N-BESCHIKBAAR) BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN HET RWZI-LOZINGSPUNT IN STADSKANAAL, GEMETEN IN 2008 DOOR WATERSCHAP HUNZE & AA'S. DE MTR VOOR STIKSTOF IS WEERGEGEVEN IN ROOD (N-BESCHIKBAAR = $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ IN MG/L, N-TOTAAL = $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N} + \text{ORGANISCH GEBONDEN N}$ IN MG/L). N-EFFLUENT VOOR 2008 = 5,98 MG/L



FIGUUR 5.6 FOSFAATCONCENTRATIES (P-TOTAAL EN P-BESCHIKBAAR) BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN HET RWZI-LOZINGSPUNT IN STADSKANAAL, GEMETEN IN 2008 DOOR WATERSCHAP HUNZE & AA'S. DE MTR VOOR FOSFAAT IS WEERGEGEVEN IN ROOD (P-BESCHIKBAAR = P-ORTHO; P-TOTAAL = P-ORTHO + GEBONDEN P)

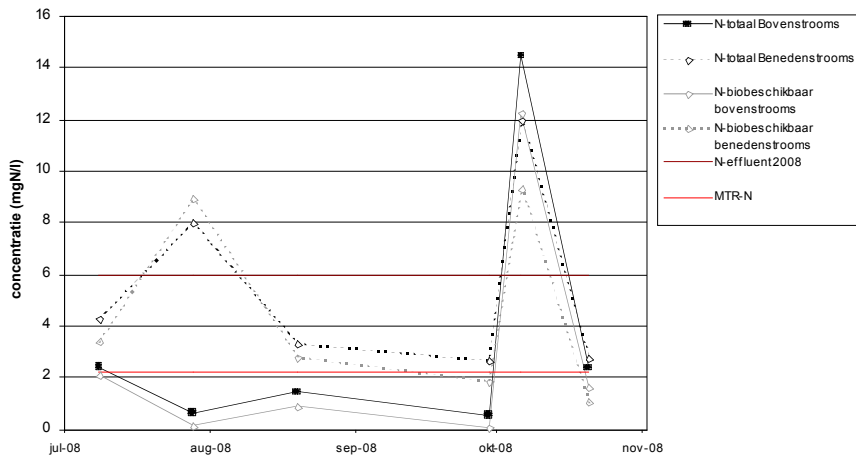


5.2.5 DUSSEN

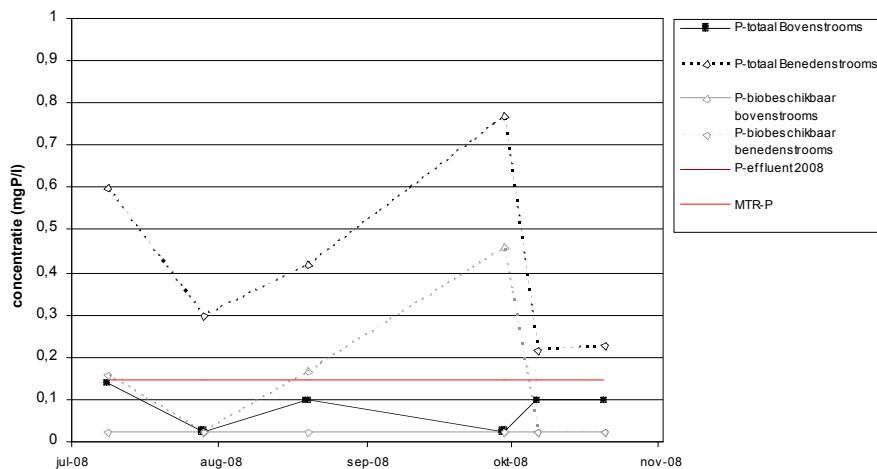
In figuur 5.4 zien in Dussen over het algemeen een stijging van de nutriëntconcentraties benedenstrooms van de RWZI. In de zomer is de stikstofconcentratie op het benedenstroomse monsterpunt laag (onder de MTR). In oktober is er sprake van een sterke stijging in de stikstofconcentratie op het bovenstroomse punt. Bij navraag bij waterschap Rivierenland bleek dat deze stijging werd veroorzaakt door een lozing van zwart-water. De veroorzaker hiervan is niet bekend, maar vermoedelijk betreft het een overstort of een lozing van mest (pers. meded. E. Marsman WSRL)

Ook voor Dussen geldt dat de fosfaatconcentratie na het RWZI effluent lozingspunt sterk toeneemt (figuur 5.8). In 2008 zijn er twee pieken in de fosfaatconcentratie gemeten (juli en september). Opvallend is dat deze piekconcentraties voor fosfaat niet overeenkomen met de piekconcentraties voor stikstof.

FIGUUR 5.7 STIKSTOFCONCENTRATIES (N-TOTAAL EN N-BESCHIKBAAR) BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN HET RWZI-LOZINGSPUNT IN DUSSEN, GEMETEN IN 2008 DOOR WATERSCHAP RIVIERENLAND. DE MTR VOOR STIKSTOF IS WEERGEGEVEN IN ROOD (N-BESCHIKBAAR = $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ IN MG/L, N-TOTAAL = $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N} + \text{ORGANISCH GEBONDEN N}$ IN MG/L). N-EFFLUENT VOOR 2008 = 5,98 MG/L



FIGUUR 5.8 FOSFAATCONCENTRATIES (P-TOTAAL EN P-BESCHIKBAAR) BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN HET RWZI-LOZINGSPUNT IN DUSSEN, GEMETEN IN 2008 DOOR WATERSCHAP RIVIERENLAND. DE MTR VOOR FOSFAAT IS WEERGEGEVEN IN ROOD (P-BESCHIKBAAR = P-ORTHO; P-TOTAAL = P-ORTHO + GEBONDEN P). P-EFFLUENT VOOR 2008 = 2,7 MG/L



5.3 WATERBODEMANALYSES

Bij de waterbodemanalyses is de verwachting dat door de effluentlozing van de RWZI op de benedenstroomse locaties een ophoping te zien is van N, P, microverontreinigingen en zware metalen.

Op basis van de gevonden stoffen zijn de waterbodems van de monsters allemaal relatief schoon, klasse 0-1, volgens de milieukwaliteitsnormen voor baggerspecie (Waterbodem 2009). De verwachting is dat door de RWZI-effluentlozing, de fosfaat- en stikstofgehalten benedenstrooms hoger zijn dan bovenstrooms. Dit is alleen duidelijk het geval bij Stadskanaal (referentielocatie). Bij Aarle-Rixtel is het omgekeerd. Dit zou kunnen komen door de aanwezigheid van een dikke sliblaag op de bovenstroomse locatie. Bij Winterswijk en Dussen is het totaal fosfaatgehalte benedenstrooms wel hoger, maar is het stikstofgehalte juist lager.

Op basis van de microverontreinigingen is geen patroon zichtbaar, de gehalten zijn beneden- en bovenstrooms vergelijkbaar in orde grootte. Hetzelfde geldt voor de zware metalen, er is op de benedenstroomse locaties geen stijging te zien ten opzichte van de bovenstroomse locaties. Een volledig overzicht van de bodemanalyses is gegeven in bijlage 3.

Op basis van de bodemanalyses lijken de RWZI-effluentlozingen nauwelijks accumulatie van nutriënten, microverontreinigingen en zware metalen te veroorzaken in de waterbodem benedenstrooms van de RWZI.

TABEL 5.3 FOSFAAT- EN STIKSTOFGEHALTEN VAN DE BODEMSTOFFEN BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN DE ONDERZOCHE MEETLOCATIES (OP BASIS VAN DROGE STOF DS)

Stoffen	eenheid	Winterswijk		Aarle-Rixtel		Stadskanaal		Dussen	
		boven- strooms	beneden- strooms	boven- strooms	beneden- strooms	boven- strooms	beneden- strooms	boven- strooms	beneden- strooms
		RWZI	RWZI	RWZI	RWZI	RWZI	RWZI	RWZI	RWZI
nutriënten									
totaal fosfaat als P	mg P/kg	120	280	8200	37	81	2100	2300	2900
Kjeldahl-stikstof	mg N/kg	190	150	290	65	310	1200	3500	2300
microverontreinigingen									
som DDD	mg/kg	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
som DDE	mg/kg	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
som DDT	mg/kg	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
som drins	mg/kg	0,013	0,025	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013
som PAK (10)	mg/kg	1	1	1	1	1	1,2	1,1	1,1
som OCBs (totaal)	mg/kg	0,28	0,31	0,28	0,28	0,28	0,28	0,29	0,28
som PCB's	mg/kg	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024
zware metalen									
Arseen [As]	mg/kg	< 2	< 2	3	< 2	< 2	< 2	12	7
Cadmium [Cd]	mg/kg	0,21	0,3	0,39	< 0,1	0,46	0,24	0,39	0,14
Chroom [Cr]	mg/kg	< 8	< 9	< 7	< 9	< 9	< 8	32	27
Koper [Cu]	mg/kg	3	2	6	< 3	5	16	20	20
Kwik [Hg]	mg/kg	< 0,03	< 0,03	0,02	< 0,03	< 0,03	< 0,03	0,08	0,05
Lood [Pb]	mg/kg	5	4	7	< 4	17	8	25	19
Nikkel [Ni]	mg/kg	4	4	4	< 2	2	5	21	19
Zink [Zn]	mg/kg	33	44	65	12	21	57	120	88

5.4 VEGETATIE

In tabel 5.4 zijn de meest voorkomende plantensoorten en bedekkingen weergegeven van de voor- en najaarsopname. In bijlage 4 zijn de gedetailleerde vegetatie soortenlijsten van alle locaties te vinden.

TABEL 5.4 ABUNDANTE PLANTENSOORTEN EN HUN BEDEKKING BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN DE RWZI'S IN MEI EN SEPTEMBER 2008

Locatie		Mei 2008 abundante soorten	bedekking		September 2008 abundante soorten	bedekking	
			(%)	totaal (%)		(%)	totaal (%)
Winterswijk	Bovenstrooms	Geen		0	Geen		0
	RWZI						
	Benedenstrooms	Sterrenkroos	10	10	Sterrenkroos	2	3
	RWZI				Riet	3	
Aarle-Rixtel	Bovenstrooms	Riet	15	25	Riet	25	80
	RWZI	Kleine egelskop	10		Kleine egelskop	70	
	Benedenstrooms	Riet	25	75	Riet	15	80
	RWZI	Kleine egelskop	50		Kleine egelskop	70	
Stadskanaal	Referentie	Draadwier	5				
		Gele plomp	10	25	Gele plomp	5	15
	Kanaal	Drijvend fonteinkruid	3		Grote egelskop	5	
		Liesgras	3		Liesgras	2	
	Benedenstrooms	Pijlkruid	5	15	Pijlkruid	8	50
	RWZI	Waterzuring	3		Grof hoornblad	40	
Dussen	Bovenstrooms	Liesgras	3		Klein kroos	50	
		Sterrenkroos	90	100	Draadwier	60	80
		Grof hoornblad	65		Liesgras	50	
	RWZI	Draadwier	6		Rietgras	30	
					Smalle waterpest	25	
		Sterrenkroos	70	99	Sterrenkroos	25	90
Benedenstrooms	Schede fonteinkruid	30		Smalle waterpest	30		
	RWZI	Darmwier	5		Draadwier	35	
				Klein kroos	8		

In Winterswijk is in mei bovenstrooms van de RWZI geen vegetatie aangetroffen, en benedenstrooms is alleen een lage bedekking bestaande uit Sterrenkroos gevonden.

In Aarle-Rixtel is in mei 2008 benedenstrooms een aanzienlijke hogere waterplantenbedekking aangetroffen dan bovenstrooms. In september zijn de bedekkingen gelijk. De aanwezige plantsoorten komen overeen. Abundant zijn Grote egelskop en Riet.

Bij Stadskanaal en Dussen is in mei 2008 weinig verschil gevonden tussen de bedekking met waterplanten boven- en benedenstrooms. Op het referentiepunt voor Stadskanaal is vooral Gele plomp gevonden, benedenstrooms van de RWZI is veel Pijlkruid aangetroffen. In september is de bedekking benedenstrooms duidelijk hoger, vooral door de toename van Klein kroos en Grof hoornblad.

In Dussen is in mei en september zowel boven- als benedenstrooms van de RWZI een extreem hoge waterplantenbedekking aangetroffen. In mei zijn bovenstrooms Sterrenkroos en Grof hoornblad dominant, benedenstrooms is dat Schede fonteinkruid. In september zijn bovenstrooms draadwier en Liesgras dominant, en in mindere mate Smalle waterpest, en benedenstrooms Sterrenkroos, Smalle waterpest en draadwier.

5.5 MACROFAUNA

Bij de macrofauna is de verwachting dat door het RWZI-effluent het aantal soorten afneemt, de abundantie van sommige eutrofiëringgevoelige soorten afneemt en van tolerantere soorten toeneemt, een verschuiving in de soortgroepen optreedt en meer kaakafwijkingen bij *Chironomus* larven gevonden worden.

5.5.1 AANTAL SOORTEN

In tabel 5.5 is een overzicht gegeven van de macrofauna resultaten op basis van het aantal soorten en het aantal gemeenschappelijke soorten tussen de boven- en benedenstroomse meetpunten. Ook is het aantal individuen per monster weergegeven. Een volledig overzicht van de aangetroffen soorten en dichtheden is gegeven in bijlage 5. De overeenkomst tussen de boven- en benedenstroomse monsters kan uit het percentage gedeelde (gemeenschappelijke) soorten (tussen 25% en 57%) en de Morisita-Horn similariteitsindex (tussen 0,03 en 0,82) worden afgeleid. Over het algemeen geldt dat wanneer er veel soorten aanwezig zijn in een monster, de ecologische kwaliteit hoog is. Wanneer het aantal individuen in een monster erg hoog is, kan dit duiden op een dominantie van enkele (of één) soorten in het monster.

TABEL 5.5 HET AANTAL SOORTEN MACROFAUNA, HET AANTAL GEDEELDE SOORTEN, DE MORISITA-HORN INDEX, HET PERCENTAGE GEDEELDE SOORTEN EN HET AANTAL INDIVIDUEN IN DE MONSTERS BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN DE RWZI'S IN 2008

Locatie	t.o.v. RWZI	n soorten	n gedeelde soorten	Morisita-Horn	Gedeelde soorten	n individuen
Beken						
Winterswijk	May-08	Bovenstrooms	60	0,82	42	785
		Benedenstrooms	44		57	1,286
	Sep-08	Bovenstrooms	39	0,20	51	380
		Benedenstrooms	57		35	1,238
Aarle-Rixtel	May-08	Bovenstrooms	81	0,66	25	1,143
		Benedenstrooms	40		50	2,403
	Sep-08	Bovenstrooms	67	0,36	45	615
		Benedenstrooms	73		41	512
Kanalen						
Stadskanaal	May-08	Bovenstrooms	66	0,41	44	372
		Benedenstrooms	67		43	1,082
	Sep-08	Bovenstrooms	72	0,12	40	882
		Benedenstrooms	51		57	13,588
Dussen	May-08	Bovenstrooms	64	0,03	53	8,874
		Benedenstrooms	66		52	6,987
	Sep-08	Bovenstrooms	59	0,45	54	3,145
		Benedenstrooms	57		56	12,222

Voor de beide beken (Winterswijk en Aarle-Rixtel) geldt dat in het voorjaar in het bovenstroomse macrofaunamonster meer soorten worden gevonden. In het najaar is dit niet meer het geval. Soorten kunnen in de loop van het jaar verdwijnen door uitvliegen of migratie (wegdrijven). In de beken worden, met uitzondering van het najaarsmonster van Aarle-Rixtel, meer individuen gevonden in de benedenstroomse monsters. In het voorjaar is de overeenkomst (Morisita-Horn) tussen de monsters hoger dan in het najaar.

Voor de kanalen geldt, met uitzondering van het najaarsmonster benedenstrooms in Stadskanaal, dat de hoeveelheid soorten in het boven- en benedenstroomse monster ongeveer gelijk is. In het najaar is er een sterke stijging van het aantal individuen na de RWZI effluentlozing in de kanalen (Stadskanaal: 13.588, Dussen: 12.222), terwijl het aantal soorten ongeveer

gelijk is. In deze monsters zijn van enkele soorten vele duizenden individuen gevonden (o.a. *Tubificidae* met en zonder haarborstels, *Ascellus aquaticus*, *Quistadrilus multisetosus*)

In de volgende subparagrafen is per meetlocatie het aandeel (fractie) per soortgroep besproken van de boven- en benedenstroomse monsters. In bijlage 5 zijn de volledige soortenlijsten opgenomen, hierin is met kleuren aangegeven of soorten bovenstrooms met meer individuen voorkomen dan benedenstrooms.

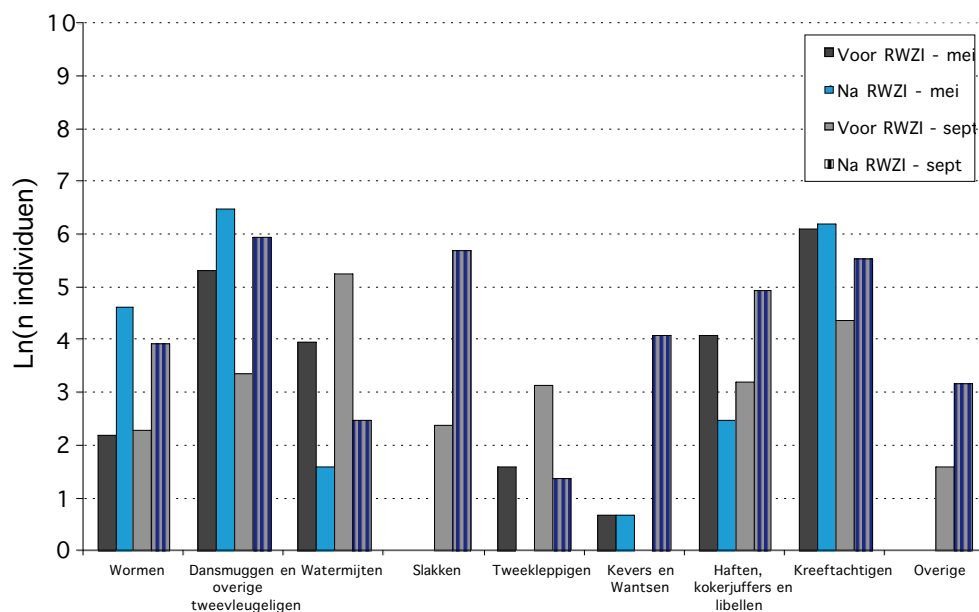
5.5.2 SOORTGROEPEN MACROFAUNA

WINTERSWIJK

In figuur 5.9 is het aantal individuen per soortgroep weergegeven boven- en benedenstrooms van de RWZI in het voor- en najaar. In voor- en najaar is benedenstrooms een duidelijke stijging van soortgroep 'wormen', 'dansmuggenlarven' en 'kreeftachtigen' te zien, terwijl de 'watermijten' en de 'tweekleppigen' afnemen. De andere groepen reageren verschillend in beide seizoenen, waar de 'haften, kokerjuffers en libellen' in het voorjaar afnemen, neemt het aantal van deze soortgroep in het najaar toe. Deze toename wordt veroorzaakt door de aanwezigheid van de haft *Cloeon dipterum*, wat een soort is die ook in eutrofe wateren voorkomt (Macan 1970). In het voorjaar komen vooral de haften *Caenis horaria* en *Caenis luctuosa* voor, die verdwijnen bij hogere organische verontreiniging (Roos & Uunk 1987 en prov. Noord-Holland 1993). Het is opvallend dat er geen 'slakken' aanwezig zijn in de voorjaarsmonsters, terwijl er in het najaar veel individuen aanwezig zijn in het benedenstroomse monster.

FIGUUR 5.9

VOORKOMEN VAN DE MACROFAUNA SOORTGROEPEN IN LN GETRANSFORMEERDE AANTALLEN, BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN DE RWZI EFFLUENTLOZING IN WINTERSWIJK IN 2008

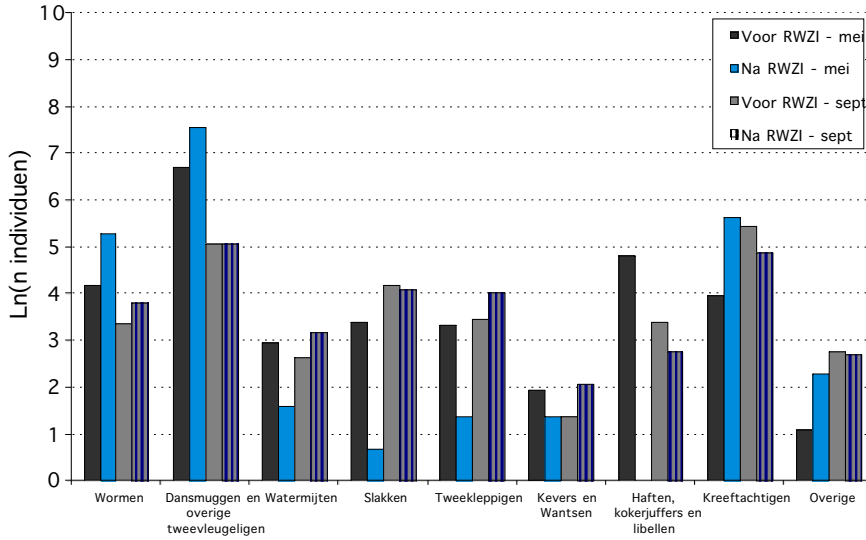


AARLE-RIXTEL

In het voorjaar zijn bovenstrooms van de RWZI tijdens het veldwerk enkele tientallen exemplaren van de Weidebeekjuffer (*Calopteryx splendens*) waargenomen. In figuur 5.10 is in het voorjaar benedenstrooms een duidelijke stijging van 'wormen', 'dansmuggenlarven' en 'kreeftachtigen' te zien. In het najaar is wel een toename van 'wormen' te zien, maar de 'dansmuggenlarven' nemen niet in aantal toe. Het aantal individuen van de 'kreeftachtigen' neemt af. Bij de 'tweekleppigen' en de 'slakken' is er een duidelijke afname van het aantal individuen in het voorjaar en een relatief klein verschil in het najaar. Opvallend is ook de ster-

ke daling van de ‘haften, kokerjuffers en libellen’ in Aarle-Rixtel. Waar in het bovenstroomse voorjaarsmonster nog veel individuen aanwezig zijn van de soortgroep, is de soortgroep in het benedenstroomse monster geheel verdwenen.

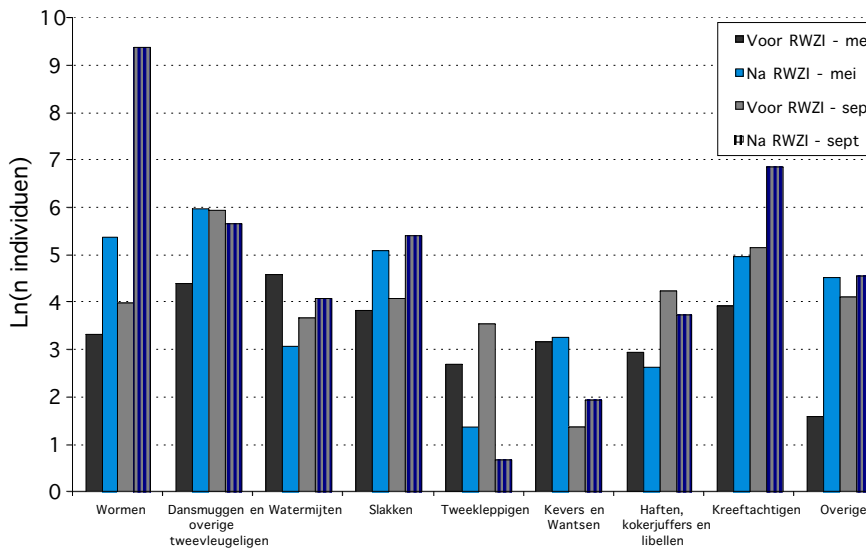
FIGUUR 5.10 VOORKOMEN VAN DE MACROFAUNA SOORTGROEPEN IN LN GETRANSFORMEERDE AANTALLEN, BOVEN- EN BENEDENSTROMS VAN DE RWZI EFFLUENTLOZING IN AARLE-RIXTEL IN 2008



STADSKANAAL

In figuur 5.11 is in het voorjaar benedenstrooms van de RWZI een duidelijke stijging van het aantal ‘wormen’, ‘dansmuggenlarven’, ‘slakken’ en ‘kreeftachtigen’ te zien. In het najaar is dit ook te zien met uitzondering van de ‘dansmuggenlarven’, welke in aantal afnemen. De ‘tweekleppigen’ en de ‘haften, kokerjuffers en libellen’ laten benedenstrooms een afname zien. Bij de andere groepen zijn de verschillen zo klein, dat er niet echt een patroon zichtbaar is.

FIGUUR 5.11 VOORKOMEN VAN DE MACROFAUNA SOORTGROEPEN IN LN GETRANSFORMEERDE AANTALLEN, BOVEN- EN BENEDENSTROMS VAN DE RWZI EFFLUENTLOZING IN STADSKANAAL IN 2008

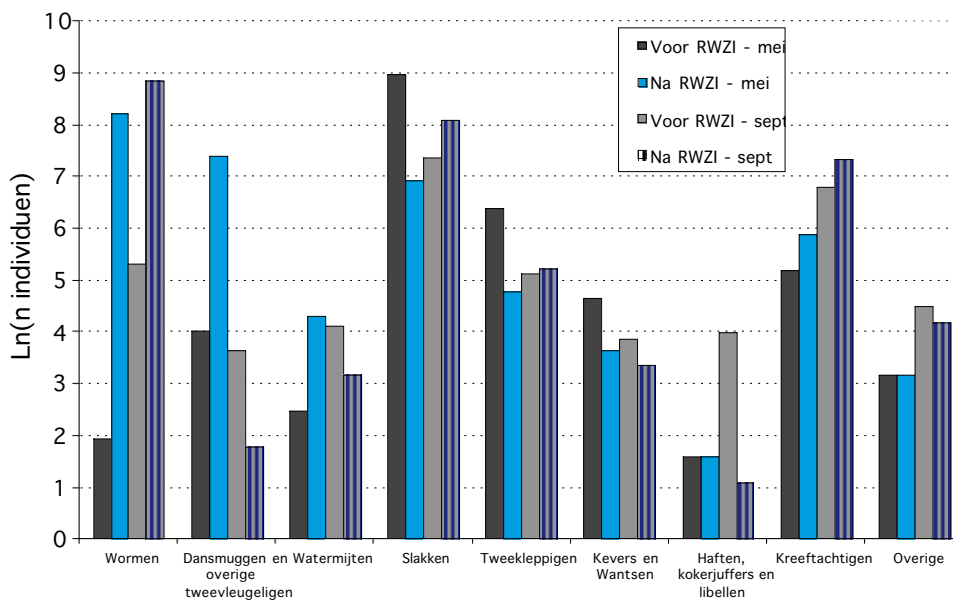


DUSSEN

In figuur 5.12 is zowel het voorjaar als in het najaar benedenstrooms van de RWZI een duidelijke stijging in het aantal individuen van de groepen ‘wormen’, ‘dansmuggenlarven’ en ‘kreeftachtigen’ te zien. In het najaar is dit ook te zien met uitzondering van de ‘dans-

muggenlarven', die nemen af in aantal. Bij deze locatie is het aantal 'slakken' in het bovenstroomse monster extreem hoog. Benedenstrooms verandert het systeem van een 'slakken' gedomineerd systeem, naar een door 'dansmuggen en overige tweevleugeligen' en 'wormen' gedomineerd systeem.

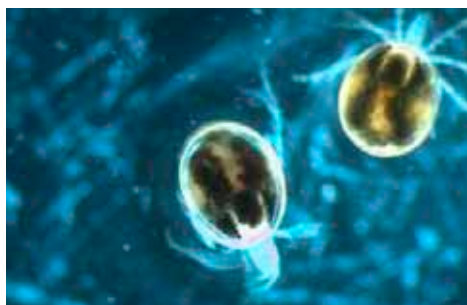
FIGUUR 5.12 VOORKOMEN VAN DE MACROFAUNA SOORTGROEPEN IN LN GETRANSFORMEERDE AANTALLEN, BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN DE RWZI EFFLUENTLOZING IN DUSSEN IN 2008



5.5.3 AANTAL INDIVIDUEN PER SOORTGROEP

De gevonden aantallen individuen per locatie per soortgroep zijn in tabel 5.6 weergegeven in toe- of afname door middel van plus- en mintekens (zie ook § 4.2.2). In bijlage 6 zijn de aantallen van de verschillende soortgroepen weergegeven.

FIGUUR 5.13 WATERMIJT (LIMNESIA UNDULATE: GRONTMIJ|AQUASENSE DATABASE)



FIGUUR 5.14 BLOEDZUIGER (HELOBDELLA STAGNALIS: FOTO: DORVEN RULER)



TABEL 5.6 TOE- EN AFNAME VAN HET AANTAL INDIVIDUEN BINNEN DE MACROFAUNA SOORTGROEPEN. EEN TOENAME (+ GROEN) BETEKENT DAT ER MEER INDIVIDUEN BENEDENSTROOMS VAN DE RWZI GEVONDEN ZIJN. EEN AFNAME (- ORANJE) BETEKENT EEN DALING VAN HET AANTAL INDIVIDUEN VAN EEN SOORTGROEP T.O.V. HET BOVENSTROOMSE MONSTER. EEN GROTE TOENAME ZORGT VOOR MEER PLUSSEN, EEN STERKE AFNAME ZORGT VOOR MEER MINNEN. EEN BLANCO HOKJE BETEKENT GEEN AANTOONBARE TOE- OF AFNAME

	Winterswijk		Aarle-Rixtel		Stadskanaal		Dussen	
	mei 2008	sept 2008	mei 2008	sept 2008	mei 2008	sept 2008	mei 2008	sept 2008
Toename aantallen								
Wormen	+	+	+		++	++++	+++	+++
Kreeftachtigen	+	++	++	-	+	++	++	++
Dansmuggen en overige	++	++	++		++	-	+++	-
Tweevleugeligen								
Slakken		++	-		+	+	---	+++
Overige					+	+		-
Kevers en Wantsen		+					-	
Tweekleppigen				+		-	--	
Haften, Kokerjuffers en Libellen	-	+	-			-		-
Watermijten	-	-			-		+	-
Afname aantallen								

Over het algemeen is in het voor- en najaar benedenstrooms een toename in aantal individuen te zien bij de 'wormen', 'dansmuggen en overige tweevleugeligen' en bij de 'kreeftachtigen'. Deze toename is erg sterk en gaat vaak gepaard met grote aantallen individuen. Dit blijkt ook uit het aantal plussen (hoeveelheid toename) voor deze soortgroepen. Er is ook een tendens te zien dat het aantal individuen uit de groepen 'watermijten' en 'haften, kokerjuffers en libellen' daalt benedenstrooms van de RWZI-effluentlozing. Deze afname is kleiner dan de toename van de 'wormen', 'dansmuggen en overige tweevleugeligen' en 'kreeftachtigen'. Dit zou verklaart kunnen worden, doordat 'watermijten' en 'haften, kokerjuffers en libellen' vaker met een kleiner aantal individuen in de monsters voorkomen. In Stadskanaal is een sterke stijging te zien in de soortgroep 'overige', deze toename is veroorzaakt door een toename van het aantal bloedzuigers in het benedenstroomse monster. De andere groepen vertonen geen duidelijke toe- of afname.

5.5.4 KAAKAFWIJKINGEN CHIRONOMUS

In de gehele voorjaars- en najaarsbemonstering zijn slechts respectievelijk 15 en 4 *Chironomus* larven van het vierde stadium aangetroffen. Bij geen van deze individuen zijn kaakafwijkingen aangetroffen.

5.6 FYTOBENTHOS

Bij het fyto benthos is de verwachting dat door het RWZI-effluent de soortensamenstelling zal veranderen, het aantal soorten (mogelijk) afneemt, en een verschuiving in abundanties optreedt naar bijvoorbeeld meer verstorings- en eutrafente soorten en het aantal schaalafwijkingen toeneemt.

5.6.1 AANTAL SOORTEN

In tabel 5.7 is een overzicht gegeven van de meetlocaties, de meetpunten en het aantal soorten kiezelalgen (diatomeeën) die er zijn gevonden op de locaties. De overeenkomsten in de soortlijsten op de meetlocaties is berekend met het programma EstimateS. Een volledig overzicht van de aangetroffen soorten en dichtheden is gegeven in bijlage 7. Tabel 5.7 laat zien dat het aantal soorten fyto-benthos tussen de locaties en tussen voor- en najaar erg verschillen. Een soortensamenstelling van ongeveer 20 soorten is normaal voor Nederlands oppervlaktewater (pers. meded. H. Van Dam). Hiermee vergeleken is over het algemeen bekeken het aantal soorten op de in dit onderzoek bemonsterde locaties groot te noemen. Vooral Aarle-Rixtel heeft met 50 soorten in mei, een rijke diatomeeënsamenstelling benedenstrooms van de RWZI. Ook valt in mei op dat in de beken meer soorten gevonden zijn dan in de kanalen.

TABEL 5.7 HET AANTAL SOORTEN FYTOBENTHOS, HET AANTAL GEDEELDE SOORTEN, DE MORISITA-HORN INDEX EN HET PERCENTAGE GEDEELDE SOORTEN IN DE MONSTERS BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN DE RWZI'S IN 2008

Locatie		t.o.v. RWZI	n soorten	n gedeelde soorten	Morisita-Horn	Gedeelde soorten
Beken						
Winterswijk	Mei-08	Bovenstrooms	37	17	0,45	46
		Benedenstrooms	30			57
	Sep-08	Bovenstrooms	42	13	0,32	31
		Benedenstrooms	22			59
Aarle-Rixtel	Mei-08	Bovenstrooms	36	21	0,57	58
		Benedenstrooms	50			42
	Sep-08	Bovenstrooms	9	3	1,00	33
		Benedenstrooms	9			33
Kanalen						
Stadskanaal	Mei-08	Bovenstrooms	26	9	0,44	35
		Benedenstrooms	27			33
	Sep-08	Bovenstrooms	25	1	0,02	4
		Benedenstrooms	3			33
Dussen	Mei-08	Bovenstrooms	12	8	0,94	67
		Benedenstrooms	21			38
	Sep-08	Bovenstrooms	14	5	0,98	36
		Benedenstrooms	17			29

In de volgende subparagrafen is een korte beschrijving van de indicatieve soorten gegeven, per meetlocatie van de boven- en benedenstroomse monsters. In bijlage 7 zijn de volledige soortenlijsten opgenomen per meetlocatie, hierin is met kleuren aangegeven of soorten bovenstrooms met meer individuen voorkomen dan benedenstrooms.

5.6.2 ABUNDANTIE SOORTEN

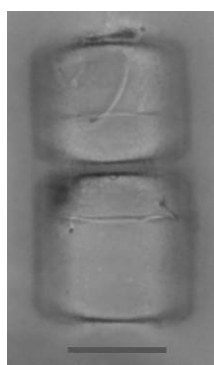
In tabel 5.8 zijn de relatieve abundanties weergegeven van een aantal fyto-benthos soorten die opvallen bij het bekijken van de soortenlijsten uit bijlage 7. Tevens is de ecologische groep waartoe een soort behoort aangegeven met een letter A, E en S (zie ook § 4.2.2 en tabel 5.9).

TABEL 5.8 SOORTEN FYTOBENTHOS MET DE HOOGSTE ABUNDANTIES IN DE BOVEN- EN BENEDENSTROOMSE MONSTERS VAN DE VIER ONDERZOCHE LOCATIES IN MEI EN SEPTEMBER

		mei 2008		september 2008	
		Bovenstrooms RWZI (%)	Benedenstrooms RWZI (%)	Bovenstrooms RWZI (%)	Benedenstrooms RWZI (%)
Winterswijk					
Navicula minima	S		19	7,5	20,5
Achnanthes minutissima	A	11	12	9,5	7,5
Melosira varians	E	21	3,5	13,5	1,5
Nitzschia palea	S	6	8,5	4	2,5
Navicula seminulum	S		4,5		19,5
Aarle-Rixtel					
Cocconeis placentula c.s.	E	4	17	89	95,5
Gomphonema parvulum f. saprophilum	S	10	2		
Nitzschia paleacea	E	13	1,5	0,5	
Stadskanaal					
Achnanthes minutissima	A	51	15	20,5	
Fragilaria biceps	E	1,5	0,5	11	
Fragilaria pulchella	S	6,5		0,5	
Achnanthes lanceolata	E		6,5		
Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima var. magna	E		7		
Cocconeis placentula c.s.	E		3	9	10
Achnanthes hungarica	S		1		84
Navicula minima	S		9		
Gomphonema parvulum	S	5	32	8	
Navicula seminulum	S				6
Dussen					
Achnanthes minutissima	A	13,5	3	5,5	3,5
Amphora copulata	E				1
Amphora veneta	S				1,5
Cocconeis pediculus	E	3,5	0,5	7	
Cocconeis placentula c.s.	E	64,5	56	73,5	66,5
Gomphonema parvulum	S	2	12	2,5	5
Rhoicosphenia abbreviata	E	5	2,5	2,5	7

*ecologische groep zie tabel 5.9

FIGUUR 5.15 KIEZELWIER MELOSIRA VARI-ANS



WINTERSWIJK

In mei en september is *Melosira varians* (E) bovenstrooms duidelijk dominanter en talrijker dan benedenstrooms. Bij *Navicula minima* (S) is het omgekeerd, deze soort is benedenstrooms duidelijk dominant en talrijker dan bovenstrooms. De soort *Navicula seminulum* (S) komt zowel in mei als in september alleen in de benedenstroomse monsters voor, dit is een soort van sterk eutrofe milieus. *Achnanthes minutissima* (A) en *Nitzschia palea* (S) komen boven- en benedenstrooms ongeveer evenveel voor.

AARLE-RIXTEL

In mei zijn vier soorten dominant, waarvan *Cocconeis placentula* c.s. (E) als enige een toename in aantal laat zien benedenstrooms, terwijl de andere twee dominante soorten *Gomphonema parvulum* f. *saprophilum* (S) en *Nitzschia paleacea* (E) een afname laten zien.

In september is bijna alleen *Cocconeis placentula* c.s. (E) aanwezig zowel boven- en benedenstrooms.

STADSKANAAL

Op de referentielocatie wordt het fyto-benthos zowel in mei (50%) als september (20%) gedomineerd door *Achnanthes minutissima* (A), benedenstrooms van de RWZI is deze soort duidelijk minder talrijk. Op beide data zijn op de referentielocatie *Fragilaria biceps* (E) en *Fragilaria pulchella* (S) aangetroffen, die benedenstrooms van de RWZI nauwelijks voorkomen. In mei is benedenstrooms *Gomphonema parvulum* (S) dominant.

DUSSEN

Op deze locatie zijn op beide data zowel boven- en benedenstrooms een paar zeer dominante soorten aangetroffen, dat zijn *Cocconeis placentula* c.s. (E) en *Achnanthes minutissima* (A). Beide soorten laten benedenstrooms een afname in aantal zien. *Gomphonema parvulum* (S) laat in mei benedenstrooms een afname zien in aantal en in september een toename.

5.6.3 ECOLOGISCHE GROEPEN FYTOBENTHOS

De samenstelling van het fyto-benthos is ook geanalyseerd op basis van ecologische soortgroepen. De procentuele verdeling van het aantal individuen over de ecologische groepen is weergegeven in tabel 5.9. Het is opvallend dat het grootste deel van de gevonden individuen behoren tot de groepen eutrafente soorten en storingssoorten.

TABEL 5.9 FYTOBENTHOS SOORTEN WEERGEGEVEN ALS ECOLOGISCHE GROEPEN

		t.o.v. RWZI	% <i>Achnanthes minutissima</i> (A)	% Doelsoorten (D)	% Eutrafente soorten (E)	% Onbekende ecologie (O)	% Storingssoorten (S)	% Triviale soort (T)	percentage onbekend (t.o.v. totaal aantal individuen)
Winterswijk	Mei-08	bovenstrooms	11		61		28		2
	Mei-08	benedenstrooms	12		40		47		1
	Sep-08	bovenstrooms	10	1	52	6	31	1	4
	Sep-08	benedenstrooms	8		34	1	57		1
Aarle Rixtel	Mei-08	bovenstrooms			45		55		2
	Mei-08	benedenstrooms	2	1	48	3	45	1	8
	Sep-08	bovenstrooms			91		9		
	Sep-08	benedenstrooms			97	1	3		
Stadskanaal	Mei-08	bovenstrooms	55	3	19	3	17	5	7
	Mei-08	benedenstrooms	15	3	32		49	1	1
	Sep-08	bovenstrooms	21	3	56	5	9	6	4
	Sep-08	benedenstrooms			10		90		
Dussen	Mei-08	bovenstrooms	14		78		9		2
	Mei-08	benedenstrooms	3		77		20		2
	Sep-08	bovenstrooms	6	1	86		8	1	1
	Sep-08	benedenstrooms	4		83		13		3

In Winterswijk daalt het aandeel eutrafente soorten en stijgt het aandeel storingssoorten in het benedenstroomse monster ten opzichte van het bovenstroomse monster. Dit kan duiden op een organische verontreiniging, die mogelijk veroorzaakt wordt door de RWZI-effluentlozing.

Voor de fyto benthosmonsters van Aarle-Rixtel is geen duidelijk beeld te zien, hoewel er zowel in het voorjaar als najaar een afname is van het aandeel storingssoorten.

Voor Stadskanaal geldt dat de een sterke toename is van het procentuele aandeel storingssoorten na de RWZI lozing. Mogelijk duidt dit op de organische verontreiniging van de RWZI. In de fyto benthosmonsters van Dussen stijgt in het benedenstroomse monster het aandeel van de storingssoorten. De eutrafente soorten zijn dominant aanwezig in dit monster en hebben in alle monsters een aandeel van ongeveer 80%.

Over het algemeen lijkt er een toename te zijn van het aantal storingssoorten na de RWZI-effluentlozing.

5.6.4 SCHAALAFWIJKINGEN

Tijdens het determineren zijn geen noemenswaardige aantallen kiezelwieren met schaalafwijking gezien.

5.7 FYTOPLANKTON

Bij het fytoplankton is de verwachting dat door het RWZI-effluent het aantal soorten, de diversiteit benedenstrooms af zal nemen en de dichtheid en biomassa toe zal nemen, vooral van snelgroeiende kleine groenalgen.

5.7.1 AANTAL SOORTEN

In tabel 5.10 is aantal soorten per monster aangegeven, tevens is een overzicht gegeven van de overeenkomsten in de soortenlijsten op de meetlocaties, zoals berekend met het programma EstimateS. Een volledig overzicht van de aangetroffen soorten en dichtheden is gegeven in bijlage 8.

TABEL 5.10 HET AANTAL SOORTEN FYTOPLANKTON, HET AANTAL GEDEELDE SOORTEN, DE MORISITA-HORN INDEX, HET PERCENTAGE GEDEELDE SOORTEN EN HET AANTAL INDIVIDUEN IN DE MONSTERS BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN DE RWZI'S IN 2008. FYTOPLANKTON IS ALLEEN IN DE KANALEN BEMONSTERD (STADSKANAAL EN DUSSEN)

locatie	periode	t.o.v. RWZI	n soorten	n gedeelde soorten	Morisita-Horn	Gedeelde soorten	n individuen/ml
Stadskanaal	Mei-08	Bovenstrooms	32	11	0,35	34	13,518
		Benedenstrooms	27			41	2,206
	Sep-08	Bovenstrooms	33	8	0,34	24	2,42
		Benedenstrooms	17			47	534
Dussen	Mei-08	Bovenstrooms	13	6	0,20	46	1,246
		Benedenstrooms	12			50	391
	Sep-08	Bovenstrooms	8	6	0,84	75	445
		Benedenstrooms	17			35	1,922

In Stadskanaal is het soortenaantal in mei boven- en benedenstrooms vergelijkbaar, respectievelijk 32 en 27 soorten. In september zijn benedenstrooms maar 17 soorten aangetroffen, terwijl er bovenstrooms 33 soorten gevonden zijn. Bij Dussen is een vergelijkbaar beeld te zien, in mei zijn boven- en benedenstrooms evenveel soorten aangetroffen, en in september bovenstrooms 8 soorten en benedenstrooms 17 soorten. In het benedenstroomse monster van

Dussen valt op dat er substraatgebonden pennate kiezelwieren, zoals *Achnanthes*, *Cocconeis*, *Fragilaria*, *Gomphonema* en vooral *Nitzschia* voorkomen. Hier is het water ook iets meer begroeid met waterplanten en draadwieren, mogelijk zijn deze soorten losgeraakt van de vegetatie, en in het watermonster terecht gekomen.

De similariteit tussen de monsters is aangegeven met de Morisita-Horn index, waarbij de hoogste waarde (1) op een grote similariteit duidt, en een lage waarde (0) op een lage similariteit. Hieruit blijkt dat in Stadskanaal in mei en september, en in Dussen in mei, de similariteit laag is en het om verschillende monsters gaat. Van de september monsters in Dussen is de similariteit erg hoog (0,84). Het percentage gedeelde soorten is ook erg hoog. Dat wil zeggen dat de monsters op basis van soortensamenstelling en dichtheid zo weinig verschillen dat ze in dezelfde waterpartij genomen zijn.

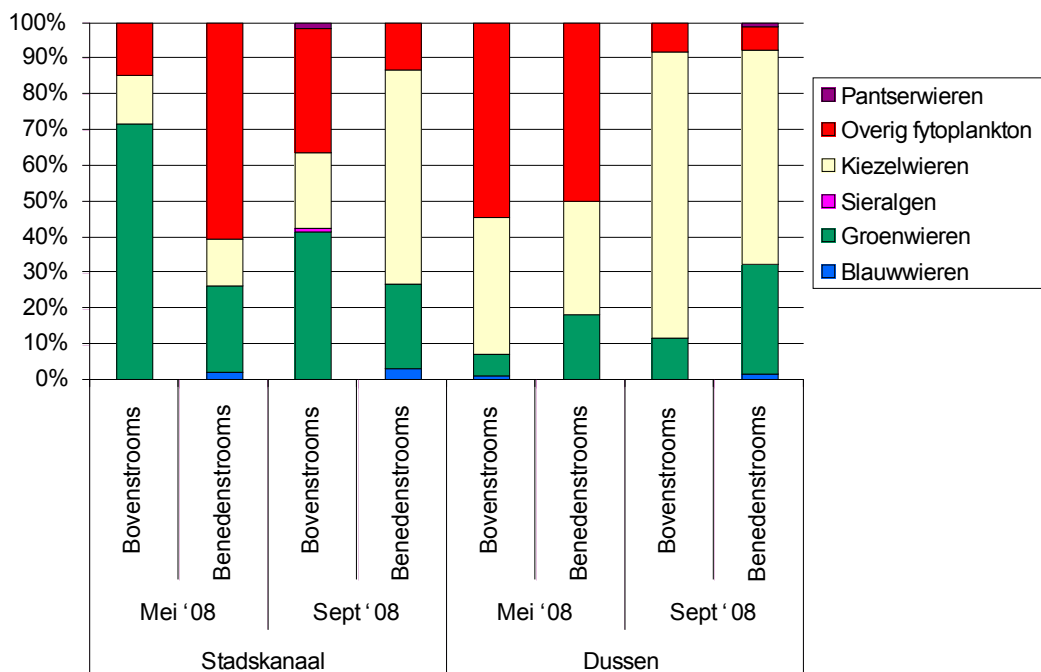
5.7.2 ABUNDANTIE SOORTEN

In Stadskanaal is in beide monsters de abundantie bovenstrooms een factor 5 à 6 hoger dan benedenstrooms van de RWZI. Bij Dussen is dat ook het geval in mei, maar niet in september. Alle dichtheden per ml zijn overigens zeer laag te noemen, behalve het bovenstroomse monster van Stadskanaal in mei. Lage algen dichtheden zijn normaal voor kanalen (en veel sloten) in Nederland.

5.7.3 SOORTGROEPEN FYTOPLANKTON

Bij het bekijken van de relatieve verdeling van de fytoplankton soortgroepen (figuur 5.16) is bij Stadskanaal een afname van groenalgen, en een toename van blauwalgen en overige algen te zien benedenstrooms van de RWZI. Dit komt niet overeen met de verwachting. Bij Dussen is benedenstrooms een relatieve toename van groenalgen en een afname van kiezelwieren te zien. De toename van groenwieren bij Dussen komt overeen met de verwachting.

FIGUUR 5.16 RELATIEVE VERDELING VAN DE SOORTGROEPEN BINNEN HET FYTOPLANKTON



6

ECOLOGISCHE BEOORDELINGEN

6.1 KADERRICHTLIJN WATER BEOORDELING

6.1.1 CHEMIE

In tabel 6.1 is de beoordeling van de fysisch-chemische parameters weergegeven. De gegevens zijn niet getoetst met IBever, omdat ze incompleet zijn. De beoordeling is uitgevoerd door de gemiddelden te vergelijken met de waarden van de MEP/GEP-maatlatten van het betreffende KRW watertype (zie ook § 4.2.3). Het algemene beeld is dat de wateren goed scoren, behalve voor de nutriënten. Behalve bij Stadskanaal is bij alle locaties een daling in de score te zien in P of N benedenstrooms van de RWZI's.

TABEL 6.1 BEOORDELING FYSISCH-CHEMISCHE KRW PARAMETERS

Locatie	Type		Thermische omstandigheden	Zuurstof-huishouding	Zoutgehalte	Verzuringsgraad	Zicht	Nutriënten N-totaal	P-totaal
Winterswijk	R5	Bovenstrooms	Ze ^{er} goed	Goed	Goed	Goed	-	Matig	Goed
		Benedenstrooms	Ze ^{er} goed	Goed	Goed	Goed	-	Matig	Matig
Aarle Rixtel	R5	Bovenstrooms	Ze ^{er} goed	Goed	Goed	Goed	-	Matig	Ontoereikend
		Benedenstrooms	Ze ^{er} goed	Goed	Goed	Goed	-	Matig	Slecht
Stadskanaal	M3	Bovenstrooms	MEP	GEP	MEP	MEP	MEP	Slecht	Matig
		Benedenstrooms	MEP	GEP	MEP	GEP	MEP	Ontoereikend	Ontoereikend
Dussen	M1A	Bovenstrooms	MEP	GEP	MEP	GEP	-	Ontoereikend	GEP
		Benedenstrooms	MEP	Matig	MEP	GEP	-	Ontoereikend	Ontoereikend

6.1.2 BIOLOGIE

In tabel 6.2 zijn alle EKR-scores van de voor- en najaarsmonsters weergegeven. Voor kanalen bestaat voor fyto**ent**hos momenteel nog geen maatlatten. Fytoplankton is een kwaliteits-element voor kanalen, maar niet voor stromende wateren.

TABEL 6.2 EKR-Scores VOOR MACROFAUNA, FYTOBENTHOS, FYTOPLANKTON EN MACROFYTEN OP DE MONSTERLOCATIES (EKR-Scores BEREKEND MET QBWAT VERSIE 4.18)

Locatie	Categorie	type	Macrofauna EKR		Fytobenthos EKR		Fytoplankton EKR		Macrofyten EKR		
			mei '08	sept '08	mei '08	sept '08	mei '08	sept '08	mei '08	sept '08	
Winterswijk	Bovenstrooms	Rivieren	R5	0,71	0,41	0,58	0,57	-	-	0,15	0
	Benedenstrooms	Rivieren	R5	0,45	0,34	0,45	0,46	-	-	0,40	0,10
Aarle-Rixtel	Bovenstrooms	Rivieren	R5	0,46	0,45	0,47	0,67	-	-	0,65	0,46
	Benedenstrooms	Rivieren	R5	0,41	0,40	0,50	0,70	-	-	0,62	0,37
Stadskanaal	Bovenstrooms	Kanalen	M3	0,52	0,43	-	-	0,54	0,54	0,46	0,21
	Benedenstrooms	Kanalen	M3	0,30	0,21	-	-	0,75	0,75	0,25	0,63
Dussen	Bovenstrooms	Sloten	M1A	0,27	0,34	-	-	-	-	0,26	0,29
	Benedenstrooms	Sloten	M1A	0,25	0,32	-	-	-	-	0,23	0,45

Uit tabel 6.2 wordt duidelijk dat er een aantal ecologische parameters ontbreekt. Zo is het alleen mogelijk om voor de R-typen (stromende wateren) een EKR score voor het fyto-benthos te berekenen. Hierdoor ontbreken deze scores voor de locaties Stadskanaal en Dussen.

De EKR voor fytoplankton wordt bepaald door de soorten aanwezig in een fytoplanktonmonster en (zomergemiddelde) bepalingen voor chlorofyl-a. Vanwege onvolledige datasets is alleen de bepaling van de chlorofyl-a concentratie zomergemiddelde mogelijk voor de locatie Stadskanaal.

De vegetatieopnamen konden vanwege de onderzoeksopzet (puntlocaties dichtbij de RWZI lozing) niet conform de KRW richtlijnen uitgevoerd worden. De EKR score voor macrofyten is wel weergegeven, maar een klassering wordt om deze reden niet toegekend.

6.1.2.1 Macrofauna

Alle EKR-waarden dalen benedenstrooms van de RWZI-lozing, en in vijf van de acht gevallen is ook een verslechtering van de EKR-klasse te zien.

BEKEN

Van alle macrofaunasoorten die in de monstercampagne gevonden zijn, worden slechts acht van de zeventig soorten benoemd als 'positieve dominante indicator' voor de EKR-berekening voor macrofauna in beken (o.a. *Gammarus roeseli*, *Pisidium supinum* en *Gammarus pulex*). Zeven van deze positieve taxa zijn gevonden in het bovenstroomse voorjaarsmonster van Winterswijk. In dit monster zijn naast de zeven positieve soorten ook 14 kenmerkende soorten aanwezig. Dit monster is daarom ook beoordeeld als een Goede Ecologische Toestand (GET). In het najaar zijn slechts vijf positieve dominanten soorten en twee kenmerkende soorten aanwezig in het bovenstroomse monster. De ecologische toestand van het bovenstroomse monster daalt daarom met één klasse ten opzichte van het voorjaar. In het bovenstroomse monster zijn, zowel in het voorjaar als in het najaar, minder 'negatief dominante indicatoren' gevonden dan in het benedenstroomse monster (zoals onder andere *Chironomus spec.*, *Cricotopus sylvestris* agg. en *Tubificidae* met en zonder haarborstels). De EKR score van het benedenstroomse monster is zowel in het voorjaar als in het najaar één klasse lager dan het bovenstroomse monster.

In de EKR-klassering voor macrofauna van Aarle-Rixtel is alleen een verschil te vinden in het najaar. Het benedenstrooms monsterpunt wordt één klasse lager beoordeeld dan het bovenstroomse meetpunt. De verschillen in EKR-scores van boven- en benedenstroomse monsters zijn in zowel het voorjaar als in het najaar erg klein. Bovenstrooms zijn in het voor- en najaar meer kenmerkende soorten gevangen dan benedenstrooms. In Aarle-Rixtel zijn in alle monsters relatief veel negatief dominante soorten (gemiddeld 17 soorten) en weinig positief dominante soorten (gemiddeld 2 soorten) gevonden. In het voorjaar zorgt de aanwezigheid van de Weidebeekjuffer (*Calopteryx splendens*) bovenstrooms, en de kriebelmug *Simulium erythrocephalum* benedenstrooms voor een verhoogde EKR-score.

KANALEN

De macrofauna in het monster van de referentie locatie in Stadskanaal heeft zowel in het voor- en najaar een hogere EKR-score (matig) dan het meetpunt benedenstrooms van de RWZI (ontoereikend). Er is één klasse verschil in de macrofauna EKR tussen deze twee meetpunten. Het aantal positieve taxa (met gemiddeld 29 soorten) is in het referentie monster duidelijk hoger dan in het benedenstroomse monster, met gemiddeld 19 soorten. Ook is een lichte stijging van het aantal negatief dominante soorten te zien in de benedenstroomse monsters (gemiddeld 8 soorten), ten opzichte van het referentiemonster (gemiddeld 5 soorten). Een toename van 'negatief dominante soorten' en een afname van het aantal 'positieve taxa' zorgt

voor een daling van de EKR-score op het benedenstroomse monsterpunt ten opzichte van de referentielocatie.

Alle macrofaunamonsters voor de locatie Dussen hebben dezelfde klassering (ontoereikend). Hoewel het aantal negatief dominante soorten in alle monsters erg laag is, zorgt de hoge abundantie van enkele soorten voor een lage EKR-score (*Radix ovata* en *Planorbis planorbis*, zie ook bijlage 5d).

6.1.2.2 Fytobenthos

Voor fytobenthos zijn alleen KRW-maatlatten voor beken beschikbaar. In de monstercampagne is geen verschil gevonden tussen de EKR-score voor fytobenthos tussen de boven- en benedenstroomse monsters, noch in het voorjaar noch in het najaar.

Bij Winterswijk is benedenstrooms een daling van de EKR waarde te zien, maar deze blijft binnen de klasse. Bij Aarle-Rixtel stijgt de EKR waarde benedenstrooms van de RWZI-lozing. Ook is het opvallend dat de EKR-scores voor fytobenthos in het najaar in Aarle-Rixtel erg hoog zijn. Vergelijken met het voorjaar worden, waar de klassering Matig was, is de klassering in het benedenstroomse monster Goede Ecologische Toestand (GET), terwijl het aantal soorten dat gevonden is in het najaarsmonster veel lager is (zie tabel 6.2). Dit verschil wordt vooral veroorzaakt door *Cocconeis placentula* c.s, welke in grote hoeveelheden in de najaarsmonsters domineert en de EKR-score positief beïnvloedt.

Er zijn verschillen in soortensamenstelling tussen het boven- en benedenstroomse monsterpunt, maar deze verschillen komen niet tot uitdrukking in de EKR-score. Een algemene score voor de soortensamenstelling voor een bepaald monster geeft kleine verschillen niet weer. Een toename van de EKR-score van een soort bovenstrooms kan benedenstrooms gecompenseerd worden door een andere soort, waardoor de onderlinge EKR-scores niet veel veranderen.

6.1.2.3 Fytoplankton

Voor het bepalen van de EKR score voor fytoplankton is het zomergemiddelde chlorofyl-a gehalte vereist, bij waarden onder de detectielimiet kan de EKR niet bepaald worden. Dit laatste geldt voor Dussen, waarvoor geen EKR fytoplankton bepaald is. Bij Stadskanaal is de EKR berekend met een zomergemiddelde chlorofylgehalte op basis van een onvolledige dataset (chlorofylwaarden van juli en augustus ontbreken). Bij het ontbreken van relevante soorten wordt de EKR uitsluitend bepaald door het chlorofylgehalte, hierdoor is de EKR van Stadskanaal in het voor- en najaar gelijk. De benedenstroomse locatie scoort goed en de bovenstroomse locatie matig.

6.1.2.4 Macrofyten


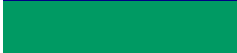



In vier gevallen blijft de EKR-score voor macrofyten benedenstrooms van de RWZI-lozing hetzelfde als bovenstrooms, drie keer stijgt de score en slechts één keer daalt de score. De EKR-scores voor macrofyten zijn laag, met uitzondering van Aarle-Rixtel in het voorjaar en Stadskanaal in het najaar. Omdat de bemonstering niet conform de KRW is uitgevoerd, is er geen klassering aan de scores toegekend (geen kleuren). Binnen de onderzoeksopzet was het niet mogelijk om de vegetatieopnames conform de KRW richtlijnen uit te voeren. Hiervoor moeten minimaal drie opnames van 100 m gemaakt worden, ook de berekening van QBwat gaat hiervan uit. De beoordeling geeft een globale indruk, maar is onvolledig.

6.2 STOWA BEOORDELING

Conform de STOWA-methodiek (STOWA 2006) zijn de beoordelingen uitgevoerd met voor- en najaarsmonsters samen. In tabel 6.3 is de kleurcodering weergegeven.

Bij Winterswijk en Aarle-Rixtel is benedenstrooms van de RWZI-effluentlozing een verslechtering van de STOWA-klasse te zien, bij Stadskanaal een toename, en bij Dussen blijft de score hetzelfde.

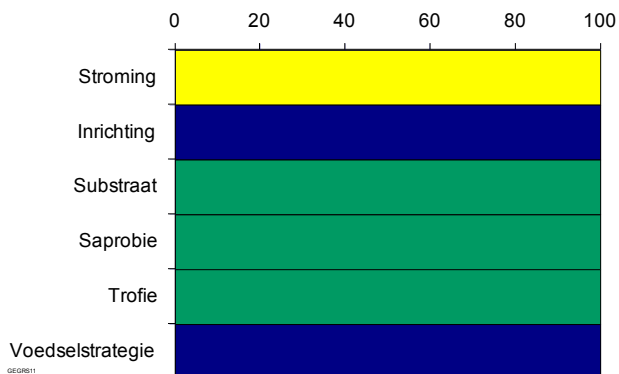
TABEL 6.3 KLASSEN, KLEURCODES EN OMSCHRIJVING KWALITEITSNIVEAU VAN DE EBEOSYS-BEOORDELINGEN

Klasse	Kleurcode	Kwaliteitsniveau
V		Hoogste niveau
IV		Bijna hoogste niveau
III		Middelste niveau
II		Laagste niveau
I		Beneden laagste niveau

6.2.1 WINTERSWIJK (EBEOSWA)

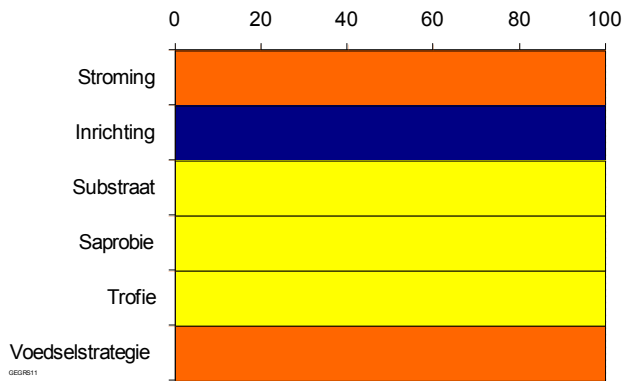
Het bovenstroomse meetpunt (figuur 6.1) in Winterswijk heeft volgens de beoordeling een hoge kwaliteit voor bijna alle factoren in de EbeoSWA, alleen stroming scoort middelste kwaliteit. Het bovenstroomse meetpunt geeft aan dat de waterkwaliteit, gebaseerd op de ecologie van het meetpunt, erg hoog is. Gemiddeld wordt voor het bovenstroomse meetpunt een 4,2 (uit 5) gescoord, wat boven 'bijna hoogste niveau' ligt.

FIGUUR 6.1 EBEOSWA RESULTAAT VOOR DE BOVEN-STROOMSE MONSTERLOCATIE IN WINTERSWIJK



Het benedenstrooms meetpunt (figuur 6.2) in Winterswijk resulteert in een lagere beoordeling, omdat drie van de zes karakteristieken in de beoordelingen minder hoog scoren. De karakteristieken stroming, substraat, saprobie en voedselstrategie nemen af ten opzichte van het bovenstroomse meetpunt. Wanneer saprobie afneemt, is de mate van organische verontreiniging lager. Ook neemt de kwaliteit van het substraat af en verdwijnen indicatoren voor stroming, wat de beek bovenstrooms een hogere beoordeling geeft. De eindscore in Winterswijk is bovenstrooms: 4 en benedenstrooms: 2,9.

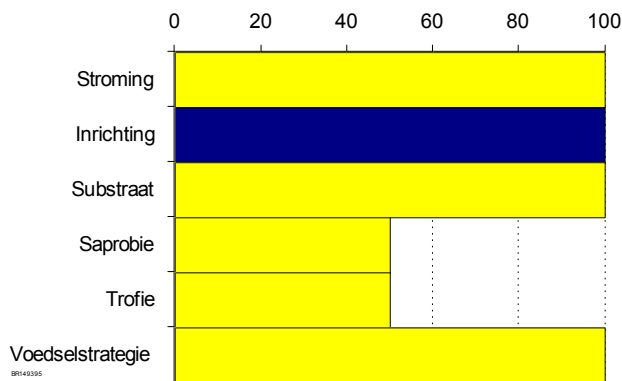
FIGUUR 6.2 EBEOSWA RESULTAAT VOOR DE BENEDEN-STROOMSE MONSTERLOCATIE IN WINTERSWIJK



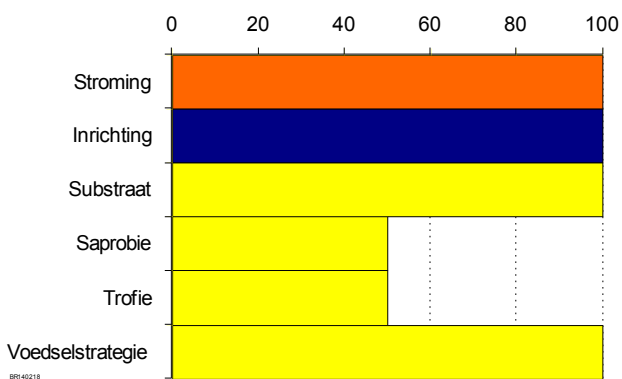
6.2.2 AARLE-RIXTEL (EBEOSWA)

In Aarle-Rixtel scoren zowel boven als benedenstrooms vrijwel alle karakteristieken middelmatig, alleen de inrichting scoort goed (figuur 6.3 en 6.4). De punten lijken veel op elkaar. De eindscore is bovenstrooms 3,0 en benedenstrooms 2,7.

FIGUUR 6.3 EBEOSWA RESULTAAT VOOR DE BOVEN-STROOMSE MONSTERLOCATIE IN AARLE-RIXTEL



FIGUUR 6.4 EBEOSWA RESULTAAT VOOR DE BENEDEN-STROOMSE MONSTERLOCATIE IN AARLE-RIXTEL

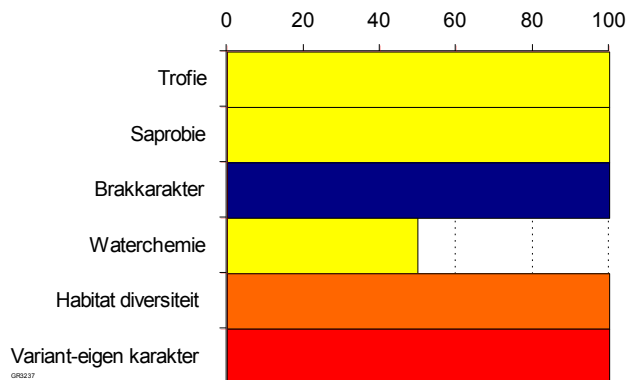


6.2.3 STADSKANAAL (EBEOKAN)

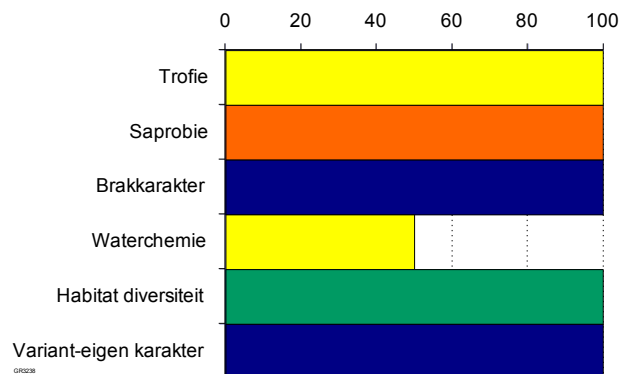
In Stadskanaal scoort de referentielocatie (figuur 6.5) middelmatig voor trofie, saprobie en waterchemie. Benedenstrooms van de RWZI is de score beter dan de bovenstroomse referentie locatie (figuur 6.6). De saprobie scoort daar wel vrij laag. In het STOWA handboek voor de ecologische beoordelingssystemen wordt hiervoor een reden gegeven. De hoge mate voor trofie beïnvloedt de saprobie. Als gevolg van een sterke organische belasting zijn er nauwelijks meer soorten aanwezig die verwijzen naar mineralenrijkdom (STOWA 2006). Het variant-eigen karakter scoort benedenstrooms veel beter dan het referentiepunt. Deze factor wordt voornamelijk bepaald door de typologie van de monsterlocatie, die benedenstrooms van de RWZI een hogere kwaliteit heeft. De eindscore voor Stadskanaal is bovenstrooms 2,8 en benedenstrooms: 3,3. De lagere beoordeling voor het bovenstroomse meetpunt wordt veroorzaakt door de slechte chemische omstandigheden op het bovenstroomse meetpunt in Stadskanaal.

De waterchemie kon maar voor 50% beoordeeld worden omdat van juli en augustus 2008 geen gegevens beschikbaar zijn.

FIGUUR 6.5 EBEOKAN RESULTAAT VOOR DE REFERENTIE-LOCATIE IN STADSKANAAL



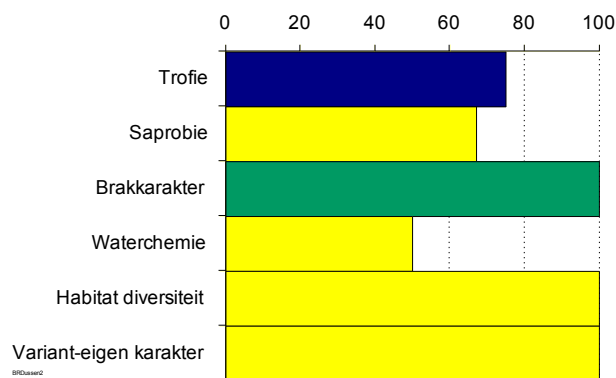
FIGUUR 6.6 EBEOKAN RESULTAAT VOOR DE BENEDEN-STROOMSE MONSTERLOCATIE IN STADSKANAAL



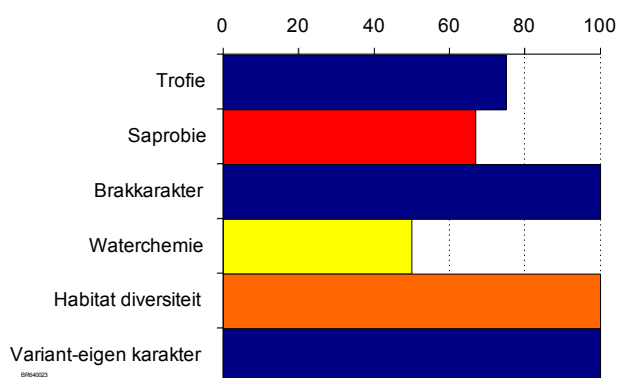
6.2.4 DUSSEN (EBEOKAN)

Voor Dussen geldt ook dat de benedenstroomse locatie (figuur 6.8) een afname van saprobie te zien is en een toename van trofie naar de maximale score. Ook hier geldt de uitleg van het STOWA (zie 6.2.3). Over het algemeen scoren beide locaties vrijwel een gelijke eindbeoordeling. Het bovenstroomse meetpunt heeft een score van 3,2, het benedenstroomse meetpunt heeft een score van 3,0. Gemiddeld is de score op beide locaties van het 'middelste niveau'.

FIGUUR 6.7 EBEOKAN RESULTAAT VOOR DE BOVEN-STROOMSE MONSTERLOCATIE IN DUSSEN



FIGUUR 6.8 EBEOKAN RESULTAAT VOOR DE BENEDEN-STROOMSE MONSTERLOCATIE IN DUSSEN



6.3 BIOLOGISCHE INDICES

6.3.1 MACROFAUNA INDICES

In de tabel 6.4 is het verschil op basis van de berekende biologische indices van de boven- en benedenstroomse monsterpunten uitgedrukt als een positief of negatief effect. Een toe- of afname van een index heeft een positief (+) of negatief (-) effect tot gevolg. Hierbij worden toenames van de waarden van diversiteitindices gezien als een positief effect, terwijl een toename van de saprobie-index als een negatief effect betiteld is. Meer informatie over de indexgetallen wordt gegeven in bijlage 2.

TABEL 6.4 MACROFAUNA-INDICES OP DE BEMONSTERDE LOCATIES MET BIJBEHORENDE EFFECTEN. EEN MINTEKEN (-) HOUDT IN DAT ER EEN NEGATIEF EFFECT OPTREEDT, BIJ VERGELIJKING VAN HET BOVENSTROOMSE MEETPUNT MET HET BENEDENSTROOMS MEETPUNT, EN EEN PLUSTEKEN (+) IS EEN POSITIEF EFFECT. DE VERWACHTING IS DAT DE KWALITEIT AFNEEMT BENEDENSTROOMS VAN EEN RWZI EN ER VEEL MINNEN ZIJN. EEN VERSCHIL <10% WORDT NIET ALS EFFECT GEZIEN (BLANCO VELD, GEEN TEKEN). DE RANGES VAN DE INDICES ZIJN ALS VOLGT: DIVERSITEIT 0-∞ (ONEINDIG), DE K-INDICES 0-500 EN DE SAPROBIE- INDEX VAN 0-5

Locatie	Variabele	Bron	Voorjaar 2008			Najaar 2008		
			Boven-strooms	Beneden-strooms	Effect*	Boven-strooms	Beneden-strooms	Effect*
Winterswijk	Diversiteit**	Shannon & Weaver	3,8	3,41	-	3,58	4,07	+
	K12345***	Gardeniers & Tolkamp	375	249	-	376	359	<10%
	K135***	Gardeniers & Tolkamp	445	197	-	452	416	<10%
	Saprobie**	Pantle & Buck	2,33	2,51	<10%	2,35	2,22	<10%
Aarle-Rixtel	Diversiteit**	Shannon & Weaver	5,01	3,82	-	4,92	5,09	<10%
	K12345***	Gardeniers & Tolkamp	384	388	<10%	334	311	<10%
	K135***	Gardeniers & Tolkamp	359	383	<10%	344	302	-
	Saprobie**	Pantle & Buck	2,29	2,55	-	2,43	2,46	<10%
Stadskanaal	Diversiteit**	Shannon & Weaver	5,02	4,4	-	4,58	1,94	-
	Saprobie**	Pantle & Buck	2,49	2,58	<10%	2,58	2,7	<10%
Dussen	Diversiteit**	Shannon & Weaver	2,52	3,48	+	3,53	3,48	<10%
	Saprobie**	Pantle & Buck	2,06	2,62	-	2,35	2,57	<10%

* Positief of Negatief verwacht effect, ten opzichte van het bovenstroomse referentiepunt, wanneer er sprake is van een verschil kleiner dan 10%, dan wordt er geen conclusie getrokken en blijft het vakje blanco.

** Een toename van de index voor diversiteit wordt gezien als een positief effect, een toename van de saprobie-index wordt gezien als negatief effect.

*** Deze indices zijn ontwikkeld voor de beoordeling van laaglandbeken, kanalen kunnen er niet mee beoordeeld worden. De literatuurreferenties zijn te vinden in bijlage 2.

In het voorjaar is het algemene beeld dat bij Winterswijk, Aarle-Rixtel, Stadskanaal en Dussen een negatief effect te zien is van de RWZI-lozing op de ecologische waterkwaliteit. Een uitzondering hierop vormt de diversiteitindex van Dussen. De verklaring voor de stijgende diversiteit in Dussen kan zijn, dat bovenstrooms van de RWZI een zeer grote abundantie van slakken aangetroffen is (in het bijzonder *Radix ovata*). De Shannon & Weaver diversiteitindex houdt rekening met hoge abundanties van soorten, en een overheersing van één bepaalde soort zorgt voor een lage diversiteitindex. In het monster benedenstrooms van de RWZI neemt de diversiteit toe, omdat de aantallen individuen evenwichtig verspreid zijn over de soorten.

De saprobie-indices van Aarle-Rixtel en Dussen stijgen benedenstrooms van de RWZI. Dit zorgt voor een daling van de kwaliteit, want de graad van organische verontreiniging wordt hoger. Het is dus af te leiden uit de macrofauna soortensamenstelling in de monsters, dat er meer verontreiniging aanwezig is op de locaties. Alle locaties vallen in de saprobieklasse: zwak tot matig organisch belast. Wat ook weer opvallend is, aangezien de locaties benedenstrooms allemaal na een RWZI-lozingspunt liggen. Waarschijnlijk is de organische belasting van RWZI's niet (meer) erg hoog.

De K-waarden (saprobie beekindices) in het voorjaar geven duidelijk aan dat Winterswijk bovenstrooms een hoge tot zeer hoge kwaliteit heeft. De kwaliteit van de macrofauna samenstelling daalt sterk na het RWZI effluentlozingspunt.

In het najaar is het algemene beeld dat er geen of weinig verschillen zijn waar te nemen met behulp van de indices. In Stadskanaal neemt de diversiteitindex behoorlijk af benedenstrooms van de RWZI, en in Aarle-Rixtel neemt de K135-index af. In Winterswijk neemt de diversiteitindex benedenstrooms van de RWZI toe. Bij alle andere indices is het verschil <10% en niet beoordeeld.

6.3.2 FYTOBENTHOS INDICES

De onderstaande tabel 6.5 geeft een overzicht van alle indices zoals gevonden voor de fyto-benthos. Toename van een diversiteit- en zuurstofindex is gezien als een positief effect, terwijl een toename van de saprobie index als een negatief effect betiteld is. Als de indices boven- en benedenstrooms minder dan tien procent verschillen (<10%) is er geen uitspraak gedaan over wel of geen effect. Voor de fyto-benthos zijn de Van Dam-indices berekend voor Stikstof, Zuurstof, Saprobie en Trofie (Van Dam *et al.* 1994). Ook is de diversiteitindex van Simpson gebruikt een indicatie van de verschillen tussen het boven- en benedenstroomse monster te krijgen (zie bijlage 2 voor meer informatie).

TABEL 6.5 DIATOMEËN-INDICES VAN ALLE MONSTERLOCATIES. EEN MINTEKEN (-) HOUDT IN DAT ER EEN NEGATIEF EFFECT OPTREEDT, BIJ VERGELIJKING VAN HET BOVENSTROOMSE MEETPUNT MET HET BENEDENSTROOMS MEETPUNT, EN EEN PLUSTEKEN (+) IS EEN POSITIEF EFFECT. DE VERWACHTING IS DAT DE KWALITEIT AFNEEMT BENEDENSTROOMS VAN EEN RWZI EN ER VEEL MINNEN ZIJN. ALS HET VERSCHIL <10% IS WORDT HET NIET ALS EFFECT GEZIEN. BETEKENIS VAN DE LETTERS: N: 1-4 WEINIG ORGANISCH GEBONDEN STIKSTOF TOLEREREND - ORGANISCH GEBONDEN N BEHOEVEND, O: 1-5 HOGE ZUURSTOFCONCENTRATIE NODIG - LAGE ZUURSTOFCONCENTRATIE VERDRAGEND, S: 1-5 OLIGOSAPROOB - POLYSAPROOB, T: 1-6 OLIGOTRAFENT - HYPEREUTRAFENT EN SIMPSON DIVERSITEIT 0-1

Locatie	Variabele	Bron	Voorjaar 2008			Najaar 2008		
			Boven-strooms	Beneden-strooms	Effect*	Boven-strooms	Beneden-strooms	Effect*
Winterswijk	Stikstof (N)	van Dam	2,36	2,46	<10%	2,36	2,56	<10%
	Zuurstof (O)	van Dam	2,78	3,07	-	2,53	3,32	-
	Saprobie (S)	van Dam	2,86	3,37	-	2,72	3,42	-
	Trofie (T)	van Dam	4,97	5	<10%	4,64	4,98	<10%
	Diversiteit	Simpson	0,08	0,09	<10%	0,07	0,11	+
Aarle-Rixtel	Stikstof (N)	van Dam	2,83	2,55	+	2,11	2,02	<10%
	Zuurstof (O)	van Dam	3,31	3,13	<10%	3,07	3,01	<10%
	Saprobie (S)	van Dam	3,44	3,1	+	2,18	2,05	<10%
	Trofie (T)	van Dam	4,99	4,96	<10%	5	4,98	<10%
	Diversiteit	Simpson	0,14	0,07	-	0,79	0,91	+
	Zuurstof (O)	van Dam	1,6	3,01	-	2,29	3,9	-
	Saprobie (S)	van Dam	2,2	3,32	-	2,38	2,96	-
Dussen	Stikstof (N)	van Dam	2,04	2,23	<10%	2,03	2,1	<10%
	Zuurstof (O)	van Dam	2,59	3,03	-	2,8	2,9	<10%
	Saprobie (S)	van Dam	2,06	2,55	-	2,11	2,22	<10%
	Trofie (T)	van Dam	5	5,02	<10%	4,96	4,98	<10%
	Diversiteit	Simpson	0,44	0,34	-	0,55	0,45	-

* Positief of Negatief verwacht effect, ten opzichte van het bovenstroomse referentiepunt, wanneer er sprake is van verschil kleiner dan 10%, dan wordt er geen conclusie getrokken en blijft het vakje blanco. De literatuurreferenties zijn te vinden in bijlage 2.

Het algemene beeld is dat bij Winterswijk, Stadskanaal en Dussen in het voorjaar, en bij Winterswijk en Stadskanaal ook in het najaar, een negatief effect te zien is van de RWZI op de ecologische waterkwaliteit. Een uitzondering hierop vormt de diversiteit, deze is soms positief en soms negatief. Dit is een algemene gedraging van de diversiteitindex voor fyto-

benthos bij een gemiddelde (chemische) waterkwaliteit. De diversiteitindex kan verschillend reageren, waardoor de waarde zowel hoog als laag kan zijn. Om deze reden is de Simpson diversiteitindex gebruikt, omdat deze relatief eenvoudige index gebruik maakt van het voorkomen en de abundantie van soorten. Voor Aarle-Rixtel geldt dat er een positief effect te zien van de RWZI in het voorjaar en geen verschil in het najaar.

6.4 SAMENVATTING RESULTATEN

In tabel 6.6 zijn de EKR-scores van macrofauna, fyto-benthos, nutriënten van voor- en najaar gemiddeld EKR-scores en naast de STOWA scores gezet. Fytoplankton en vegetatie zijn niet opgenomen, omdat deze scores onvolledig of te fragmentarisch zijn. Bij het lezen van deze tabel is het van belang te weten dat het vergelijken van EKR en STOWA-scores overeenkomt met het vergelijken van appels en peren (zie ook § 4.2.4). De EKR-score wordt berekend op basis van de soortensamenstelling van één organismegroep. De STOWA-beoordeling is een groepsscore van macrofauna, fyto-benthos, vegetatie en fytoplankton (kanalen) plus fysisch-chemische parameters.

Bij Winterswijk is bij alle ecologische scores benedenstrooms van de RWZI een afname te zien ten opzichte van bovenstrooms, de chemie blijft hetzelfde. Bij drie van de vijf scores treedt een verslechtering van één klasse op, EKR-macrofauna, P-totaal en STOWA.

Bij Aarle-Rixtel nemen twee van de vijf scores een klasse af, maar drie blijven hetzelfde. De EKR score voor fyto-benthos neemt benedenstrooms van de RWZI toe.

Bij Dussen is ook een afname van de scores te zien als gevolg van de RWZI-lozing, maar de verschillen blijven grotendeels binnen dezelfde klasse.

Bij Stadskanaal neemt de EKR macrofauna benedenstrooms af, maar scoren de chemie en STOWA benedenstrooms beter.

Alle macrofauna EKR-waarden dalen benedenstrooms van de RWZI-lozing, en in de helft van de gevallen is ook een verslechtering (verschuiving) van de EKR-klasse te zien.

Bij de beoordeling met de STOWA-methodiek is in helft van de gevallen (2 van 4) benedenstrooms van de RWZI-effluentlozing een verslechtering van de STOWA-klasse te zien. Bij Stadskanaal is een toename te zien en bij Dussen blijft de score hetzelfde.

TABEL 6.6 SAMENVATTING VAN DE GEMETEN (ECOLOGISCHE) EFFECTEN VAN RWZI'S OP DE WATERKwalITEIT OP BASIS VAN DE IN DEZE STUDIE GEHANTEERDE BEOORDELINGSMETHODEN

Locatie	Categorie	type	type	EKR macrofauna gemiddelde	EKR fyto-benthos gemiddelde	Chemie Nutriënten		STOWA
						N-totaal	P-totaal	
Winterswijk	Bovenstrooms	Rivieren	R5	0,56	0,58	Matig	Goed	4
	Benedenstrooms	Rivieren	R5	0,40	0,45	Matig	Matig	3,6
Aarle-Rixtel	Bovenstrooms	Rivieren	R5	0,46	0,57	Matig	Ontoereikend	3
	Benedenstrooms	Rivieren	R5	0,41	0,60	Matig	Slecht	2,7
Stadskanaal	Bovenstrooms	Kanalen	M3	0,48		Slecht	Matig	2,8
	Benedenstrooms	Kanalen	M3	0,25		Ontoereikend	Ontoereikend	3,3
Dussen	Bovenstrooms	Sloten	M1A	0,30		Ontoereikend	GEP	3,2
	Benedenstrooms	Sloten	M1A	0,29		Ontoereikend	Ontoereikend	3

In tabel 6.7 is een samenvatting gegeven van de resultaten van alle gehanteerde beoordelingen in deze studie. Hierbij is per beoordelingsmethode aangegeven of het verwachte effect aangetoond is, namelijk dat een benedenstrooms van een RWZI gelegen punt een slechtere ecologische beoordeling krijgt dan een punt dat bovenstrooms ligt.

Er is pas van een effect gesproken als:

- Bij de chemie de nutriënten gehalten benedenstrooms hoger zijn dan bovenstrooms van de RWZI;
- Het aantal soorten bovenstrooms groter is dan benedenstrooms (dit is trouwens niet altijd een goed teken);
- De abundanties van soorten veranderen;
- Er een verschuiving van soortgroepen optreedt tussen de monsters boven- en benedenstrooms;
- De EKR en STOWA-beoordeling benedenstrooms lager is dan bovenstrooms;
- De indices benedenstrooms verslechteren ten opzichte van bovenstrooms.

TABEL 6.7 SAMENVATTING VAN DE GEMETEN (ECOLOGISCHE) EFFECTEN VAN RWZI'S OP DE WATERKwalITEIT OP BASIS VAN DE IN DEZE STUDIE GEHANTEERDE BEOORDELINGSMETHODEN

Indicator	locaties	Winterswijk	Aarle Rixtel	Stadskanaal	Dussen
	watertype	beek	beek	kanaal	kanaal
Chemie	water	effect	effect	effect	effect
	bodem	effect	geen effect	effect	effect
Aantal soorten	macrofauna	geen effect	geen effect	geen effect	geen effect
	fytobenthos	effect	geen effect	geen effect	geen effect
	fytoplankton	-	-	geen effect	geen effect
Soortgroepen	macrofauna	effect	geen effect	effect	effect
EKR	macrofauna	effect	geen effect	effect	geen effect
	fytobenthos	geen effect	geen effect	-	-
	fytoplankton	-	-	geen effect	-
	macrofyten*	geen effect	geen effect	geen effect	geen effect
STOWA	integraal	effect	geen effect	geen effect	geen effect
Indices	macrofauna	geen effect	geen effect	geen effect	geen effect
	fytobenthos	effect	geen effect	effect	geen effect
maximaal aantal		11	11	12	11
aantal x effect		7	1	5	3
aantal x geen effect		4	10	7	8
% effect		64	9	42	27
% geen effect		36	91	58	73

* macrofyten score is onvolledig

Op basis van de chemie is in bijna alle gevallen een verschil te zien tussen de boven- en benedenstroomse locaties. Voor de ecologische parameters zijn de verschillen tussen de locaties minder duidelijk. Winterswijk is de enige meetlocatie, waar bij 64% van de beoordelingen effecten gevonden zijn.

Bij de overige locaties is vaker (>50%) geen effect, dan wel een effect aangetoond.

7

LITERATUURSTUDIE

Voor het tweede spoor van deze studie is naar relevante literatuur gezocht die aanvullend en ondersteunend zou kunnen zijn voor de veldstudie naar ecologische effecten van RWZI effluent. Hiervoor zijn de leden van de begeleidingscommissie gevraagd om te kijken wat ze op de plank hadden liggen, en in hun netwerk rond te vragen naar eventueel geschikte publicaties. Tevens hebben zij hun contacten in het buitenland benaderd. Er is naar literatuur gezocht door de bibliothecaris van Grontmij|AquaSense, en er is op internet intensief gezocht. Deze zoektocht heeft een veertigtal publicaties opgeleverd die mogelijk geschikt zouden kunnen zijn. Deze publicaties zijn verzameld, doorgenomen en beoordeeld op bruikbaarheid voor onze studie. Bij het vaststellen of studies bruikbaar zijn, is onder andere gelet op:

- vergelijkbare opzet van het onderzoek;
- jaartal uitvoering;
- onderzochte organisme groepen;
- uitwerking gegevens (kwantitatief of kwalitatief);
- klimaatzone.

Uiteindelijk zijn 12 van deze studies als min of meer geschikt uit de bus gekomen. In de volgende paragrafen is van deze studies een korte beschrijving gegeven, waarna de gegevens zijn samengevat in een overzichtstabel. De doorgenomen, maar niet relevante geachte literatuur is opgenomen in bijlage 9, met een korte uitleg waarom de studie niet geschikt is bevonden voor deze studie.

7.1 ECOLOGISCHE EFFECTEN VAN RWZI-EFFLUENT

SPÄNHOF ET AL. (2007)

Bij deze studie is de invloed van RWZI effluenten op de afbraak van grof organisch materiaal en macrofauna in de Saale onderzocht. De Saale is een zijrivier van de Elbe in Duitsland. En een laagland rivier. Ze stroomt over het grondgebied van Beieren, Saksen-Anhalt en Thüringen en heeft een lengte van 427 km in Duitsland. Voor het onderzoek zijn op de controle locatie (250 m stroomopwaarts van de effluent instroom) en in de RWZI effluent waterstroom netjes (maaswijdte 1 mm) uitgehangen, met erin gelijke hoeveelheden berkenbladeren en tandenstokers. Tevens is de macrofauna op beide locaties bemonsterd en geanalyseerd, en zijn bacteriën en fyto-benthos op dekglasjes onderzocht.

De afbraak van de bladeren was op de effluent locatie sneller ten opzichte van de controle. In de macrofauna samenstelling is geen significant verschil gevonden tussen de locaties. Wel was het chlorofyl gehalte op de controle locatie na 14 dagen significant hoger dan op de effluent locatie.

Opmerking: de stroomsnelheid en de temperatuur van beide locaties verschilt veel!

KORSTEN & VAN MAANEN (2006)

Bij drie RWZI's in Limburg zijn in 2003 macrofaunamonsters genomen boven- en benedenstrooms van een effluentlozing van een RWZI, en boven- en benedenstrooms van een aantal riooloverstorten. Bij twee van de RWZI's (Simpelveld in de Eijserbeek en Heerlen in de Geleenbeek) is op basis van de macrofauna een afname te zien van de kwaliteit, in het ecologisch profiel (EBEOSWA) is deze afname echter nauwelijks terug te zien (tabel 7.1).

TABEL 7.1 EINDOORDEEL ECOLOGISCHE BEOORDELING STROMENDE WATEREN (EBEOSWA) UIT DE STUDIE VAN KORSTEN & VAN MAANEN (2006)

Mpcode	STROMING	SAPROBIE	TROFIE	SUBSTRAAT	VOEDSELSTR.	
Geleenbeek	OGELE250 voor RWZI	4	4	4	1	2
	OGELE300 na RWZI	2	3	5	1	2
	Mpcode	STROMING	SAPROBIE	TROFIE	SUBSTRAAT	VOEDSELSTR.
Eijserbeek	OEIJS350 voor RWZI	2	1	4	1	2
	OEIJS400 na RWZI	1	1	5	1	2
	Mpcode	STROMING	SAPROBIE	TROFIE	SUBSTRAAT	VOEDSELSTR.
Geleenbeek	OGELE400 voor RWZI	2	2	4	2	5
	OGELE450 na RWZI	2	2	5	1	5

5	hoogste niveau
4	bijna hoogste niveau
3	middelste niveau
2	laagste niveau
1	beneden laagste niveau

Bij een beoordeling met biologische indices wordt bij Geleenbeek (Heerlen) en de Eijserbeek een afname van de kwaliteit gevonden benedenstrooms van de RWZI ten opzichte van de bovenstrooms (tabel 7.2).

TABEL 7.2 BEOORDELING VAN DE MACROFAUNA MET BIOLOGISCHE INDICES UIT DE STUDIE VAN KORSTEN & VAN MAANEN (2006)

Mpcode	KWALITEITSINDICES Omschrijving	Datum	Index				Klasse			
			K135	Sh	Sn	BI	K135	Sh	Sn	BI
OGELE250	Geleenbeek voor RWZI Heerlen	27-mei-03	476	1,98	2,08	6	10	7	7	6
OGELE300	Geleenbeek na RWZI Heerlen	27-mei-03	167	3,00	3,37	6	2	4	2	6
			K135	Sh	Sn	BI	K135	Sh	Sn	BI
OEIJS350	Eijserbeek vlak voor RWZI Simpelveld	23-Apr-03	61	3,17	3,49	4	2	3	2	4
OEIJS400	Eijserbeek na RWZI Simpelveld	23-Apr-03	115	3,42	3,74	2	1	2	1	2
			K135	Sh	Sn	BI	K135	Sh	Sn	BI
OGELE400	Geleenbeek Brommelen	27-mei-03	320	2,76	2,75	5	6	4	4	5
OGELE450	Geleenbeek na RWZI Hoensbroek	27-mei-03	306	2,55	2,76	5	6	5	4	5

K135, Saprobie index Sh (getransformeerde abundantie) en Sn (gemeten abundantie) en de Biotische index volgens de Belgische norm NBN T92-402): klasse 1 is zeer slecht en klasse 10 is zeer goed.

Opmerking: Bij de Geleenbeek bij Heerlen is een groot verschil tussen de inrichting boven- en benedenstrooms van de RWZI.

PEX (ONGEPUBLICIEERD)

Bij dezelfde RWZI's als genoemd in Korsten & van Maanen (2006) is fyto-benthos onderzoek uitgevoerd. Met behulp van kunstmatig substraat, dat na vier weken kolonisatie weer opgehaald werd, zijn fyto-benthosmonsters verzameld. Voor het onderzoek werd een locatie ca 20-50 meter bovenstrooms van het lozingspunt en een locatie 50-100 meter benedenstrooms van het lozingspunt onderzocht.

De milieuparameters zijn met behulp van de Van Dam-index getoetst (tabel 7.3).

Bij RWZI Heerlen is de trofie-index bovenstrooms van de RWZI hoger dan benedenstrooms. Dit indiceert een iets hogere belasting met nutriënten. Beide locaties blijken echter sterk eutroof.

Bij RWZI Hoensbroek en Simpelveld blijkt uit het onderzoek dat op beide locaties de waterkwaliteit matig tot slecht te noemen is, de toestand benedenstrooms is duidelijk nog slechter.

TABEL 7.3 SCORES VAN DE MONSTERLOCATIES MET DE VAN VAN DAM-INDEX (UIT: PEX, ONGEPUBLICEERD)

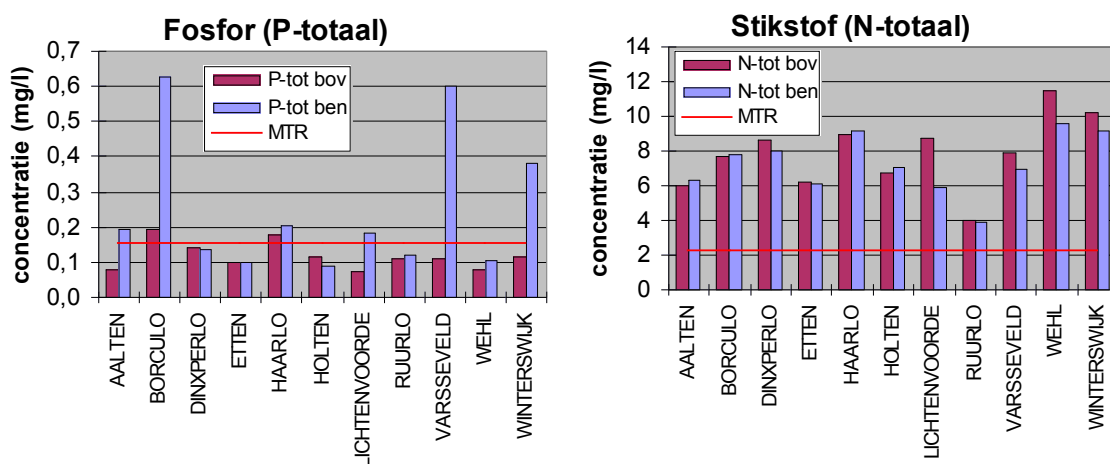
Omschrijving	Meetpunt	Datum	zuurgraad	zout	stikstof	zuurstof	saprobie	trofie	vocht
Geloenbeek voor rwzi Heerlen	OGELE250	16-mei-03	4,03	2,24	2,11	2,74	3,01	4,92	2,34
Geloenbeek Na rwz Heerlen	OGELE300	16-mei-03	3,77	2,2	2,29	3,02	3,01	4,68	2,52
Geloenbeek Brommelen	OGELE400	16-mei-03	4,14	2,32	1,97	2,66	2,58	4,87	2,39
Geloenbeek na RWZI Hoensbroek	OGELE450	16-mei-03	3,91	2,24	2,35	3,01	3,15	4,99	2,45
Eijsserbeek voor RWZI Simpelveld	OEJLS300	13-mei-03	4,00	2,33	2,14	2,94	2,95	5,01	2,45
Eijsserbeek na RWZI Simpelveld	OEJLS400	13-mei-03	3,91	2,38	2,38	3,17	3,21	5,08	2,67

KLUTMAN (2007)

Deze studie van beken in Oost-Gelderland is in 2005 gestart met als doel inzicht te krijgen in de mate waarin effluent de oppervlaktewaterkwaliteit beïnvloed, en in het bijzonder de macrofauna gemeenschap. Bij de studie zijn zeven RWZI's onderzocht. Hierbij zijn beneden- en bovenstrooms van de RWZI's macrofauna en chemische monsters genomen. Bij de keuze van de monsterpunten is rekening gehouden met andere effecten die naast het effluent verantwoordelijk kunnen zijn voor verschillen in de macrofauna. De macrofaunamonsters zijn beoordeeld met de STOWA-beoordeling voor stromende wateren. Algemeen wordt geconcludeerd dat benedenstrooms van de RWZI-effluentlozing het ecologisch niveau afneemt. De verschillen zijn niet groot en soms zijn de verschillen tussen een voor- en najaarsbemonstering even groot als de verschillen tussen beneden- en bovenstroomse locaties. De chemische gegevens zijn apart uitgewerkt en niet gerelateerd aan de biologische parameters (Anonymus 2005).

Van de onderzochte stoffen blijkt vooral uitstoot van fosfaat (totaal P) door de RWZI's een negatieve invloed op de oppervlaktewaterkwaliteit te hebben. Bij Borculo, Varsseveld en Winterswijk zijn de concentraties fosfaat in het oppervlaktewater benedenstrooms aanzienlijk hoger dan bovenstrooms (figuur 7.1).

FIGUUR 7.1 GEMIDDELDE TOTAAL FOSFAAT EN TOTAAL STIKSTOF CONCENTRATIE GEDURENDE DE PERIODE JANUARI 2005 T/M MAART 2006 (IN MG/L) (UIT: ANONYMUS 2005)



De gemiddelde stikstofvrucht van de RWZI-effluenten is weliswaar hoog, maar door de (te) hoge concentraties in het oppervlaktewater werkt dit niet verslechterend op het oppervlaktewater (figuur 7.1). De lozing van zware metalen door de RWZI's zijn wel onderzocht maar hebben geen groot effect op de waterkwaliteit.

GÜCKER ET AL. (2006)

In twee rivieren (de Erpe en de Demnitzer Mill Brook(DMB)) is de invloed van RWZI effluent op de macrofauna en macrofyten onderzocht, door beneden- en bovenstrooms monsters te nemen en te bemonsteren. Bij de macrofauna is gekeken naar saprobie index, diversiteit, dichtheid en biomassa en voedselgildes. Er worden geen significante verschillen gevonden in de macrofauna diversiteit tussen beneden- en bovenstroomse locaties, de biomassa benedenstrooms is wel significant hoger. Voor de macrofyten wordt in de Erpe benedenstrooms een 10x hogere biomassa gevonden, vooral door de hoge dichtheid aan Kleine eegelskop.

Opmerking: De gemeten effecten op de macrofauna zijn lager dan verwacht. Enerzijds door de hoge efficiëntie van de RWZI. En anderzijds doordat de bovenstroomse locaties in de loop der tijd structureel veranderd zijn en door eutrofiering ecologisch gedegradeerd zijn en minder afwisselend zijn dan de benedenstroomse locaties.

KONDRATIEFF & SIMMONS (1982)

In een tweede orde rivier in Virginia (USA) is een onderzoek gedaan naar de retentie van fosfaat, nadat dit als effluent van een rioolzuiveringsinstallatie in het rivierwater terecht was gekomen. Op 3 referentielocaties en op 4 verschillende benedenstroomse meetpunten, op steeds grotere afstand van de installatie zijn metingen gedaan. Hierbij is ook de macrofaunagemeenschap onderzocht. Zowel in het aantal soorten, de diversiteit, als in de aantallen per m² is de invloed van de effluent lozing te zien. Op de referentielocaties is het aantal soorten tussen de 13 en 20, en het aantal per m² tussen de 2.000 en 4.000. Benedenstrooms van de RWZI is het aantal soorten tussen de 6 en de 13. Direct na de lozing daalt het aantal individuen m² tot onder de 500 om na ca. 3 km te stijgen naar ruim 12.000 m². Er wordt een significant hogere diversiteit gevonden op de referentielocaties.

WRIGHT ET AL. (1995)

In dit onderzoek is in een bovenloop van een rivier in de Blue Mountains (Australië) bovenstrooms (3 locaties) en benedenstrooms (1 locatie) van een RWZI de chemie en de macrofauna gemeten. Bij deze studie lag de nadruk op de wijze van verwerken van de gegevens zowel de statistische toetsingen en transformaties als bij de macrofauna het kijken op soort, familie of orde niveau. Ze vinden op de drie taxonomische niveaus benedenstrooms van de RWZI een significante daling van het aantal macrofaunasoorten.

JESUS ET AL. (2001)

Voor een studie naar de kolonisatie tijd van macrofauna op kunstmatig substraat zijn beneden- en bovenstrooms van een RWZI macrofauna en chemie monsters genomen in de Albergaria, een rivier in west Portugal. Het afvalwater had invloed op het zuurstofgehalte en de macrofaunagemeenschap. Het aantal dieren nam toe als gevolg van het effluent terwijl het aantal gevoelige soorten afnam.

ORTIZ & PUIG (2007)

Deze onderzoekers hebben in 2001-2002 boven- en benedenstrooms van een RWZI macrofauna en chemie monsters genomen, in de Tordera, een rivier in noordoost Spanje. Ze hebben onderzocht wat de invloed van verrijking was op de structuur en de taxonomische samenstelling van de macrofaunagemeenschap. Benedenstrooms van de RWZI is het zuurstofgehalte lager en het nutriëntengehalte veel hoger. De macrofaunagemeenschap is bovenstrooms 20% soortenrijker, de dichtheid is lager dan benedenstroom, bij een gelijke biomassa. De Shannon diversiteit is 50% van de tijd hetzelfde. Gevoelige soorten als kokerjuffers, eendagsvliegen en steenvliegen ontbreken benedenstrooms.

KELLY & WILSON (2004)

Bij dit onderzoek is gekeken naar de effecten van het verbeteren van de prestaties van een RWZI door het toevoegen van een fosfaat reductie stap. Hierbij zijn macrofyten en fyto-benthos gemeenschappen onderzocht boven- en benedenstrooms van de RWZI, gelegen aan de laagland rivier de Stour, in Kent Engeland. Op beide groepen is geen significant effect gevonden door het introduceren van de fosfaat reductie stap. Zij concluderen dat de rivier al te geëutrofeerd is voordat de RWZI erop loost. Hierdoor indiceert de fyto-benthos samenstelling zowel boven- en benedenstrooms van de RWZI een eutrofe situatie, er is geen verschil te zien. Er is wel een duidelijke daling van het fosfaatgehalte te zien, maar deze is blijkbaar niet voldoende om veranderingen in de onderzochte groepen teweeg te brengen. En dat terwijl op basis van de chemie het vermoeden bestaat dat er een deel van het jaar stikstoflimitatie optreedt.

AQUASENSE TEC (1996)

In opdracht van het Zuiveringsschap Drenthe zijn er analyses uitgevoerd aan diatomeeën uit vier monsters afkomstig uit de Ruiner Aa om antwoord te kunnen geven of de lozing van het effluent van de rioolwaterzuiveringsinstallatie Ruinen een overwegende invloed heeft op de waterkwaliteit. In het voor- en najaar zijn ondergedoken stengeldelen van oeverplanten verzameld, waarvan schraapsel is verwijderd en gedetermineerd. Er zijn per monster gemiddelden van de indicatiegetallen voor pH (R) zoutgehalte (H), beschikbaarheid van organisch gebonden stikstof (N), zuurstofhuishouding (O), saprobie (S), trofie (T) en vocht (M) berekend (Van Dam e.a. 1994). De verschillen tussen de monsters in soortensamenstelling lijken groter door seizoensverschillen dan door verschillen in plaats. Een aantal soorten dat in kleinere aantallen voorkomt is in geheel Nederland zeldzaam. Zeldzame soorten komen zowel boven- als benedenstrooms van het lozingspunt voor. Op basis van de gemiddelde ecologische indicatiewaarden blijkt dat er geen invloed is waar te nemen van de lozing. De indicatiegetallen voor R, N, O, S en T zijn in mei benedenstrooms hoger dan bovenstrooms, maar in oktober is de situatie precies andersom. H gedraagt zich precies tegengesteld. M is in mei op beide punten vrijwel gelijk en in oktober maximaal op het bovenstroomse punt. De conclusie is dat de lozing van het effluent van de RWZI Ruinen geen merkbare invloed heeft op de diatomeeën van de Ruiner Aa. Bij nadere informatie bleek dat de beek door inlaat van water de verkeerde kant op stroomde, 1996 was een droge zomer.

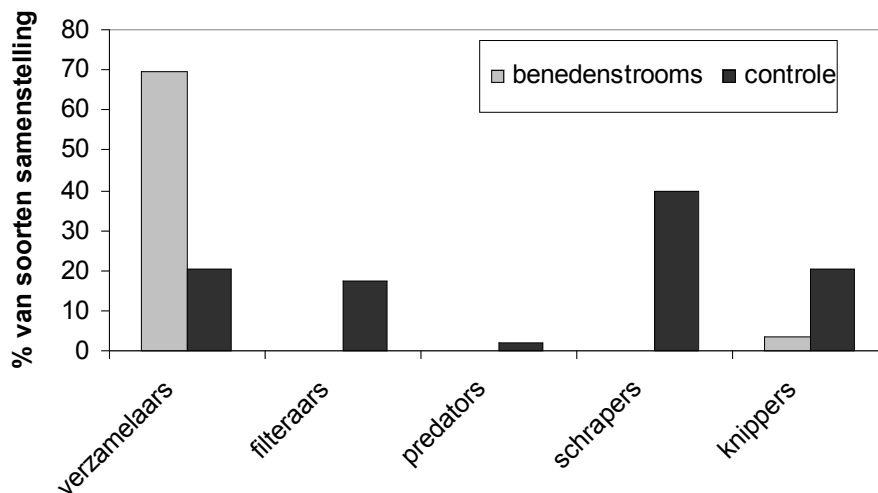
7.2 ECOLOGISCHE EN TOXICOLOGISCHE EFFECTEN VAN RWZI-EFFLUENT**BIRGE ET AL. (1989)**

In de South Elkhorn Creek (Kentucky, USA) is boven- en benedenstrooms van een RWZI (2 stappen) is op 10 locaties toxicologisch en ecologisch onderzoek gedaan naar effecten. De bemonsteringspunten liggen steeds verder van de RWZI-lozing, om herstel waar te nemen. Voor de overzichtstabel (tabel 7.4) is een punt genomen dat op 8,5 km afstand van de RWZI gelegen is (T4), omdat de punten dichterbij voor 100% uit effluent bestonden, en niet te vergelijken zijn met onze studie.

In het aantal vissoorten is een duidelijke afname te zien van 8-11 soorten bovenstrooms, naar 1-2 soorten direct benedenstrooms van de RWZI. Ook bij de macrofauna is een afname te zien van 30-34 soorten bovenstrooms naar 3-6 soorten benedenstrooms, de macrofauna dichtheid is veel hoger benedenstroom 800-1.400, ten opzichte van bovenstrooms 31-36 (per 0,093 m²). Ook in de voedselgildes is een verschil te zien, benedenstrooms worden vrijwel alleen verzamelaars en wat knippers gevonden, terwijl op de controle locaties 5 gildes gevonden worden (figuur 7.2).

FIGUUR 7.2

AANGETROFFEN VOEDSELGILDEN BENEDENSTROOMS VAN DE ONDERZOCHE RWZI EN OP DE CONTROLE LOCATIES (NAAR BIRGE ET AL. 1989)

**KOSMALA ET AL. (1999)**

In de Chalaronne, een zijrivier van de Rhône, in Frankrijk zijn beneden- en bovenstrooms van een RWZI chemische, biologische en toxische parameters gemeten om de ecologische invloed van de RWZI aan te tonen. Met de meest algemene chemie parameters (zwevend stof, zuurstof NO_3 , etc.) waren beneden- en bovenstrooms van de RWZI geen verschillen in kwaliteit te zien. Bij NH_4 , NO_2 en PO_4 waren de gehalten benedenstrooms duidelijk hoger, vooral in de zomerperiode. De macrofauna index (IBGN = Index Biologique Global Normalisé) was benedenstrooms significant ($p < 0,008$) lager dan bovenstrooms. Tevens is gekeken naar de populatieopbouw van kokerjuffersoorten. Hierbij viel op dat bij twee relatief tolerante soorten, benedenstrooms stadium-2 en 3-larven duidelijk minder voorkomen dan bovenstrooms. Vooral in de zomer is dit verschil groot. Bij de toxiciteitstesten is naar de overleving, reproductie en groei gekeken van watervlooien (*Ceriodaphnia dubia*). De groei en reproductie waren duidelijk minder bij het door effluent beïnvloede water dan bij de controle.

7.3 ALGEMENE KENNIS ECOLOGISCHE EFFECTEN OP MEERDERE MILIEU FACTOREN**HERING ET AL. (2006)**

In deze studie is in 185 stromende watergangen in negen Europese landen onderzoek gedaan naar een relatie tussen de mate degradatie van de wateren het voorkomen van fytobenthos, macrofyten, macrofauna en vis. Op basis van 47 milieufactoren zijn complexe stress gradiënten geconstrueerd voor fysisch-chemische, hydromorfologische en landgebruik data. Er is een principale componenten analyse uitgevoerd aan 30 berekende metrieken (indices). Bij alle vier de groepen werd een significante respons in relatie met eutrofiëring- en verontreiniginggradiënten. Algemeen wordt geconcludeerd dat fytobenthos de beste relatie vertoont met eutrofiëring. In laagland rivieren correleerden 89% van de diatomeeën indices met eutrofiëringgradiënten. Voor macrofauna was dit het geval bij 59% van de indices. Voor de andere gradiënten waren de relaties minder sterk of geheel afwezig. Er werd wel een (zwakke) relatie gevonden bij de hydromorfologische gradiënt. In laagland rivieren reageren vissen- en macrofauna-indices het sterkst, respectievelijk 47% en 44%. Fytobenthos indices reageerden niet op de hydromorfologische gradiënt.

OVERZICHT LITERATUUR ONDERZOEK

In de onderstaande tabel is een overzicht gegeven van in literatuur gevonden effecten op aquatische organismen groepen.

TABEL 7.4 OVERZICHT GEVONDEN ECOLOGISCHE EFFECTEN VAN RWZI-EFFLUENT IN DE LITERATUUR. DE RESULTATEN VAN KORSTEN EN VAN MAANEN ZIJN IN TWEE KOLOMMEN GEPRESENTEERD OMDAT ZE DRIE RWZI'S ONDERZOCHE HEBBEN

parameters	auteurs	nr.	Spanhoff et al. 2007	Korsten & vanMaanen2006.	Korsten& van Maanen 2006.	Pex ongepubliceerd	Klutman 2007	Gucker et al. 2006	Gucker et al. 2006	et al. 1982	Wright et al. 1995	Jesus et al. 2001	Ortiz & Puig 2007	Kelly & Wilson 2004	TEC (1995)	Birge et al. 1989	Kosmala et al. 1999	totaal	% negatief effect
			1	2a+b	2c	2d	3	4a	4b	5	6	7	8	9	10	11	12		
Inwoner equivalenten	aantal	145	?	?	?	?	100	220		4,8	-		113	-	?	6			
debiet RWZI	m3/dag	-	?	?	?	?				1,136	-	-	1,3	?	-	57,5			
% effluent benedenstrooms	%	-				?				73	-	-		?	-	73			
NO3 -effluent	mg/l	14	?	?	?	?	17,27	38,1			-	-		?	-	-		gg	
NO3-bovenstrooms	mg/l	-				?	40,74	7,5			-	3,7	5,4	?	-	-		gg	
NO3-benedenstrooms	mg/l	27,0	?	?	?	?	46,5	28,8			-	3,5	11,7	?	-	-		gg	
NH4 -effluent	mg/l	-	-	-	-	?	52,7	0,22			-	-		?	-	-		gg	
NH4-bovenstrooms	mg/l	-	-	-	-	?	0,15	0,08			-	0,14	0,05	?	-	-		gg	
NH4-benedenstrooms	mg/l	-	-	-	-	?	0,21	0,17			-	1,55	0,84	?	-	-		gg	
P04-effluent	mg/l	0,3	?	?	?	?	4,0	0,80			-	-		?	-	3,52		gg	
P04-bovenstrooms	mg/l	0,34	?	?	?	?	0,28	0,06	0,001		-	0,09	0,01	?	-	0,76		gg	
P04-benedenstrooms	mg/l	-	?	?	?	?	0,31	0,64	3,52		-	2,71	0,26	?	-	2,10		gg	
stroomsnelheid effluent	cm/s	0,55	?	?	?	?	-	-			-	-		?	-	-		gg	
stroomsnelheid bovenstrooms	cm/s	0,12	?	?	?	?	-	-			-	-		?	-	-		gg	
stroomsnelheid benedenstrooms	cm/s	-				?	-	-			-	-		?	-	-		gg	
temperatuur effluent	° C	18	?	?	?	?	-	-			-	-		?	-	22,8		gg	
temperatuur bovenstrooms	° C	14,6	?	?	?	?	16,0	13,3	12,4		-	13,7	12,9	?	-	12,6		gg	
temperatuur benedenstrooms	° C	-	?	?	?	?	15,5	13,5	16,7		-	14,0	13,6	?	-	16,8		gg	
zuurstofverzadiging bovenstrooms	%	-	?	?	?	?	-	-	96,6		-	-		?	-	-		-	
zuurstofverzadiging benedenstrooms	%	-	?	?	?	?	-	-	72,2		-	-		?	-	-		-	
zuurstofgehalte bovenstrooms	mg/l	-	?	?	?	?	-	-	-		-	8,7	10,0	?	-	-		-	
zuurstofgehalte benedenstrooms	mg/l	-	?	?	?	?	-	-	-		-	8,2	8,9	?	-	-		-	
effect van RWZI effluent op KRW-groepen:																			
fyto benthos		-													0			4	75
fyto plankton																		0	nvt
macrofauna (dichtheid)		0	2x -	0			+	+	-	-	+	+						11	45
macrofauna (diversiteit)							-	0	-	-	-	-						7	86
macrofauna (populatie opbouw kokerjuffers)																		1	100
macrofyten							0	+						-				3	33
vis																		1	100
Effect RWZI in toxiciteitstest :																			
Ceriodaphnia dubia																		1	100

+ = toename gemeten indicator (benedenstrooms scored hoger dan bovenstrooms)

- = afname gemeten indicator (benedenstrooms scored lager dan bovenstrooms)

0 = geen effect (geen statistisch verschil tussen controle en effluent site)

gg = geen gemiddelden gegeven, maar seizoensverloop

? = onbekend

In bijna de helft van de gevallen wordt een negatief effect meten. Bijna alle onderzochte studies hebben betrekking op macrofauna. Veel van de gevonden informatie is kwalitatief. In veel van de gevallen zijn geen chemische gegevens beschikbaar.

Bij een aantal studies worden de gevonden effecten geweten aan verschillen in de uitgangssituaties. De studies zijn te verschillend op het gebied van watersysteemkarakteristieken, klimaat, voedselrijkdom, formaat RWZI, meetjaar, seizoen, etc. om ze te vergelijken met onze veldstudie.

Als voorbeeld: in een matig voedselrijk systeem met algemene tolerante soorten, leidt een verrijking tot het gelijk blijven van de diversiteit, en een toename in de dichtheid van die algemene soorten. Terwijl in een voedselarm systeem met gevoelige soorten, deze toename leidt tot een afname van de diversiteit en dichtheid van gevoelige soorten en een dichtheidstoename van enkele algemene soorten. Dit zijn mogelijke verklaringen voor de verschillende scores in de tabel bij macrofauna dichtheid. Veelzeggend is dat bij de diversiteit er benedenstrooms bijna altijd een afname te zien is ten opzichte van bovenstrooms. Van vegetatie zijn bijna geen gegevens. Een verrijking van het water kan plaatselijk de bedekking met waterplanten flink doen toenemen, maar bijzondere soorten zullen ontbreken.

Bij de ene studie (Birge *et al.* 1989) waarbij beneden- en bovenstrooms naar het aantal vissoorten is gekeken, waren de negatieve effecten van de RWZI enorm groot, de diversiteit aan soorten nam aanzienlijk af benedenstrooms van de RWZI. Bij diezelfde studie waren dezelfde effecten te zien in de macrofaunagemeenschap. Hierbij is het probleem dat deze studie al redelijk gedateerd is, de nutriënten concentraties in effluenten toen veel hoger waren. De efficiëntie van de RWZI's is inmiddels veel beter geworden, nutriënten worden beter verwijderd dan 10 tot 20 jaar geleden. Hierdoor is het twijfelachtig of deze effecten nu nog gemeten zouden worden. Geconcludeerd moet worden dat er in de beschikbare literatuur geen geschikte complete cases te vinden zijn om de onderhavige studie (spoor 1) in belangrijke mate aan te vullen.

8

INVENTARISATIE GESCHIKTE DATASETS BIJ WATERSCHAPPEN

In augustus 2008 is aan contactpersonen van de meewerkende waterbeheerders gevraagd of ze geschikte data hebben om in het kader van deze studie verder uit te werken. De terugmelding was gering, er zijn slechts drie terugmeldingen geweest.

Dit zijn:

- Korsten & van Maanen 2006 en Pex ongepubliceerd; Waterschap Roer en Overmaas verschillende RWZI's
- Klutman 2005; Waterschap Rijn en IJssel RWZI Varseveld
- Balla & Pach 1998; Waterschap Brabantse Delta verschillende RWZI's

Deze sets zijn kort besproken in de volgende paragrafen.

8.1 KORSTEN & VAN MAANEN 2006

Bij deze studie is boven- en benedenstrooms van drie RWZI's in Limburg de macrofauna bemonsterd. Bij twee van de RWZI's is bij de macrofauna een afname te zien van de kwaliteit op basis van soortenrijkdom en aantal individuen, in het ecologisch profiel (EBEOSWA) is deze afname echter nauwelijks terug te zien (zie ook 7.1.2). Bij verdere navraag bleek dat er van de locaties ook fyto-benthos monsters beschikbaar zijn (Pex, ongepubliceerd).

8.2 KLUTMAN 2007

In 2005 en 2006 zijn in 7 watersystemen boven- en benedenstrooms van een RWZI macrofauna en chemische monsters verzameld, om ecologische effecten vast te stellen op de oppervlaktewaterkwaliteit (zie ook 7.1.3). De monsters zijn beoordeeld met de STOWA-beoordeling voor stromende wateren. Algemeen wordt geconcludeerd dat benedenstrooms van de RWZI effluentlozing het ecologisch niveau afneemt. In het bijzonder neemt de invloed van de karakteristieken; trofie, plant en grazer op de macrofaunalevensgemeenschap toe. De verschillen zijn echter niet groot, en soms zijn de verschillen tussen een voor- en najaarsbemonstering even groot als de verschillen tussen beneden- en bovenstrooms (zie tabel 8.1).

TABEL 8.1 STOWA BEOORDELING VAN MACROFAUNA MONSTERS BOVEN- EN BENEDENSTROOMS VAN RWZI'S (UIT: KLUTMAN 2007)

Monsterpunt	RWZI	stroming	Saprobie	trofie	substraat			voedselstrategie			Klasse	gemiddeld 2005-2006										
					blad	Plant	slib	knipper	Vergaarder	grazer			score									
KEB0A vj 2005	bovenstrooms	Aalten	20%	3	12%	4	44%	3	25%	3	49%	3	42%	3	25%	3	38%	5	17%	3	3,1	3,0
KEB0A vj 2006	bovenstrooms	Aalten	54%	3	7%	4	22%	3	55%	4	33%	3	19%	4	53%	5	26%	5	8%	3	3,2	
KEB0A nj 2006	bovenstrooms	Aalten	5%	2	10%	4	52%	3	4%	2	52%	3	42%	3	6%	3	38%	5	20%	2	2,7	
KEB01 vj 2005	benedenstrooms	Aalten	9%	2	12%	4	36%	2	13%	3	52%	3	54%	3	18%	3	33%	5	25%	2	2,7	2,8
KEB01 vj 2006	benedenstrooms	Aalten	29%	3	20%	3	42%	3	42%	4	50%	3	27%	4	47%	5	10%	5	30%	2	2,8	
KEB01 nj 2006	benedenstrooms	Aalten	12%	3	12%	4	68%	2	12%	3	76%	2	22%	4	13%	3	35%	5	31%	2	2,8	
AAS00 vj 2006	bovenstrooms	?	50%	5	33%	3	7%	5			19%	3	51%	3	41%	5	49%	5	3%	5	4,1	4,0
AAS00 nj 2006	bovenstrooms	?	53%	5	14%	4	21%	3			30%	3	21%	4	62%	5	13%	5	11%	3	3,8	
AAS01 vj 2006	benedenstrooms	?	47%	5	31%	3	23%	3			23%	3	47%	3	33%	5	55%	5	2%	5	3,8	3,6
AAS01 nj 2006	benedenstrooms	?	35%	4	10%	4	38%	3			50%	3	20%	3	37%	5	17%	5	27%	2	3,4	
BOS12 vj 2006	bovenstrooms	Varsseveld	35%	4	3%	5	36%	3	36%	4	45%	3	37%	3	39%	5	26%	5	16%	2	3,4	3,1
BOS12 nj 2006	bovenstrooms	Varsseveld	10%	3	28%	3	44%	3	3%	2	52%	3	55%	3	6%	3	6%	3	11%	3	2,8	
BOS02 vj 2006	benedenstrooms	Varsseveld	26%	3	5%	5	52%	3	22%	3	50%	3	40%	3	24%	3	47%	5	12%	3	3,5	3,1
BOS02 nj 2006	benedenstrooms	Varsseveld	2%	2	3%	5	80%	1	2%	2	80%	2	32%	4	5%	2	54%	5	33%	2	2,7	
GRS01 vj 2006	bovenstrooms	Winterswijk	83%	5	5%	5	10%	4	61%	5	20%	4	9%	5	61%	5	31%	5	3%	5	4,7	4,1
GRS01 nj 2006	bovenstrooms	Winterswijk	45%	3	40%	3	11%	4	54%	4	16%	4	45%	3	55%	5	30%	5	2%	5	3,4	
GRS11 vj 2006	benedenstrooms	Winterswijk	47%	3	4%	5	49%	3	18%	3	54%	3	22%	4	19%	3	68%	3	1%	5	3,5	3,2
GRS11 nj 2006	benedenstrooms	Winterswijk	24%	3	16%	3	43%	3	27%	3	55%	3	30%	3	38%	5	24%	5	27%	2	2,8	
BAB11 vj 2005	benedenstrooms	Lichtenvoorde	3%	2	41%	3	32%	3	25%	4	54%	3	60%	3	29%	5	25%	5	17%	2	2,5	2,4
BAB11 vj 2006	benedenstrooms	Lichtenvoorde	1%	1	37%	3	30%	3	4%	2	56%	3	51%	3	4%	2	35%	5	24%	2	2,1	
BAB01 vj 2005	benedenstrooms	Lichtenvoorde	3%	2	11%	4	63%	2	2%	2	69%	3	40%	3	5%	2	55%	3	8%	3	2,5	
BAB01 vj 2006	benedenstrooms	Lichtenvoorde	1%	1	8%	4	44%	3	2%	2	73%	3	45%	3	3%	2	35%	5	6%	3	2,4	
NIB01 vj 2005	bovenstrooms	Lichtenvoorde	18%	3	8%	4	51%	3	12%	3	63%	3	50%	3	8%	3	45%	5	8%	3	3,3	3,3
NIB01 vj 2006	bovenstrooms	Lichtenvoorde	17%	3	10%	4	50%	3	12%	3	61%	3	38%	3	12%	3	40%	5	19%	2	3,3	
SPB50 nj 2006	bovenstrooms	Holtten	6%	3	14%	4	69%	2			49%	3	43%	3	13%	3	46%	5	18%	2	3,0	3,0
SPB60 nj 2006	benedenstrooms	Holtten	6%	3	28%	3	41%	3			32%	3	67%	3	31%	5	26%	5	21%	2	2,8	2,8

De analyses van de chemische gegevens laten benedenstrooms van de RWZI Borculo, Varsseveld en Winterswijk een duidelijke verhoging zien wel een verhoging zien ten opzichte van bovenstrooms, maar er is geen relatie gelegd met de biologische parameters. Bij verdere navraag bleek dat er van verschillende locaties ook vegetatie opnames beschikbaar zijn.

8.3 BALLA & PACH 1998

In deze studie zijn chemische gegevens verzameld boven- en benedenstrooms van acht RWZI's. Op een aantal locaties zijn ook macrofauna monsters genomen. In de rapportage zijn alleen de chemische gegevens geanalyseerd, en is een summier woordelijke interpretaties van de macrofauna gegevens opgenomen. De chemische gegevens zijn opgevraagd en beschikbaar, de macrofauna gegevens zijn ook aangevraagd, maar door een reorganisatie tijdelijk niet leverbaar.

TABEL 8.2 OVERZICHT DATASET MET MEETLOCATIES, BEMONSTERDE JAREN EN PARAMETERS (UIT: BALLA & PACH 1998)

rwzi's	meetpunt		waterloop	gemeten jaren	parameters				
	bovenstrooms	benedenstrooms			chemie	macrofauna?	chemie	macrofauna?	
rwzi lepelstraat	310307	310306	Afwatering westland	1993	1994	1995	chemie		
rwzi Rucphen	240406	240405	Vlette vaart	1993	1994	1995	chemie en macrofauna?		
rwzi zegge	240403	240407	Omloop bakkersberg	1993	1994	1995	chemie en macrofauna?		
rwzi st willibrord	200505	200504	Kibbelvaart	1993	1994	1995	chemie en macrofauna?		
rwzi loon op zand	590826	590828	Moersche loop	1993	1994	1995	chemie		
rwzi waspik		510001	Oude maasje	1992	1993	1994	1995	1996	chemie
rwzi waspik		effluent RWZI waspik		1992	1993	1994	1995	1996	chemie
rwzi Rijen	590809	590807	Schorsleij	1992	1993	1994	1995	1996	chemie
rwzi Etten-Leur	200402	200407	Leursche haven		1993	1994	1995		chemie

9

DISCUSSIE

9.1 OPZET ONDERZOEK

Een belangrijk punt waaraan de geselecteerde locaties dienden te voldoen was de gelijkheid in de hydromorfologie van de beneden- en bovenstroomse meetpunten. Alleen bij Dussen is dat het geval. Het is ook een bijna onmogelijke randvoorwaarde om aan te voldoen, omdat het RWZI-effluent zorgt voor meer afvoer, een ander sedimentatie- en erosiepatroon, meer/andere stroming, verschil om begroeiing met oever- en waterplanten etc.

Voor dit soort onderzoek zou het nemen van meerdere monsters per locatie wellicht betere resultaten geven. Dit geldt waarschijnlijk ook voor fyto-benthos en fytoplankton monsters. Uit een intern onderzoek van Grontmij|AquaSense blijkt dat met één macrofaunamonster van vijf meter substraat, ongeveer 40% van de totaal aanwezige soorten gevangen wordt (Servatius 2008). Omdat voor de macrofauna voor de vier locaties slechts één monster bovenstrooms en één monster benedenstrooms genomen is, is het aannemelijk dat er slechts 40% van de totaal aanwezige macrofaunasoorten gevangen is. Er is dus een onzekerheid waardoor onduidelijk is of een soort niet voorkomt, omdat de omstandigheden anders zijn, of omdat de soort niet gevangen is. Om deze problemen enigszins te ondervangen is de aanname gedaan, dat bij het nemen van één macrofauna monster vooral de soorten worden gevangen die het meest abundant aanwezig zijn in het waterlichaam. Vervolgens is een analyse op soortgroep niveau uitgevoerd, en niet op soortniveau. Deze vereenvoudigde analyse geeft een globaal beeld van de aanwezige groepen in het monster. Uit deze analyse blijkt dat de wormen, tweevleugeligen, slakken en kreeftachtigen (sterk) in aantal toenemen benedenstrooms van een RWZI effluentlozing. Ook blijkt dat de haften, kokerjuffers en libellen in aantal afnemen na een RWZI effluent lozing.

We waren in de gelegenheid om tussentijds al over de resultaten van de voorjaarsbemonstering te beschikken (Verduin 2008), en te bepalen hoe verder te gaan op basis van deze resultaten. Hiervoor is op 2 september een bespreking georganiseerd met de begeleidingscommissie, waarbij de resultaten zijn gepresenteerd en eventuele alternatieven voor het vervolg van dit onderzoek zijn besproken. Eén van de alternatieven was om de onderzoeksinspanning bij de najaarsbemonstering volledig te richten op fyto-benthos. Fyto-benthos is gevoelig voor nutriëntenconcentraties, maar minder gevoelig voor hydromorfologische verschillen. Om genoeg gegevens te verzamelen voor een statistische onderbouwing zouden dan wel meerdere monsters genomen moeten worden, een stuk of vijf, zes per locatie. Besloten is om de najaarsbemonstering uit te voeren conform het oorspronkelijke projectplan.

Het vergelijken van voor- en najaarsmonsters van macrofauna heeft zijn beperkingen, omdat de monsters door seizoensinvloeden onderling sterk kunnen verschillen in samenstelling en dichtheden. Er kan een klasse verschil zitten tussen de kwaliteit van een monster afhankelijk van of het in het voor- of najaar genomen is. Daarom wordt bij de STOWA beoordeling het voor- en najaar samengenomen.

Op alle locaties is de water- en de ecologische kwaliteit bovenstrooms van de RWZI-lozing matig tot slecht. Het aantonen van extra effecten in deze verstoorde omstandigheden is moeilijk. In schonere wateren is dat waarschijnlijk gemakkelijker. Bij een verbetering van de algehele waterkwaliteit naar GEP-niveau zal de impact van de belasting van de zuiveringen toenemen. Andersom: nu is het effect vanwege de slechte waterkwaliteit nauwelijks te meten met de huidige effluent belasting.

De voor deze studie gekozen RWZI's vormen een steekproef, ze zijn geselecteerd op basis van een aantal criteria (percentage debiet, bepaalde N en P lozing etc.). Met het generaliseren van de gevonden uitkomsten zal men daarom zeer voorzichtig moeten zijn.

9.2 BEOORDELINGSMETHODEN

9.2.1 KRW-BEOORDELING

Op twee van de vier meetlocaties is een klasse verschil aangetoond op basis van de EKR-scores voor macrofauna tussen het beneden- en bovenstroomse meetpunt. Tussen mei en september zijn ook verschillen in de EKR-score gevonden van één klasse. In deze studie zijn met de KRW-beoordeling geen grote verschillen te vinden tussen monsters die boven- en benedenstrooms van een RWZI genomen zijn. De natuurlijke spreiding is groot, zodat op één locatie de verschillende deelmaatlaten hoger of lager uit kunnen vallen, waardoor de verschillen wegvalen. De meetonzekerheid bij macrofauna kan soms één klasse bedragen (Servatius 2008), bij een op de zeven monsters leidt de analyse tot een afwijkende beoordeling. Bij Dussen zijn in het voorjaar in het bovenstroomse monster erg veel slakken gevonden, en in het benedenstroomse monsters erg veel wormen. Hoewel er in soortensamenstelling grote verschillen zijn aangetroffen, geeft de EKR dit niet weer. Omdat de soorten ongeveer evenveel bijdragen aan de 'negatief dominante indicatoren', is er geen verschil te zien.

Op basis van de EKR zijn in het fyto-benthos geen eenduidige verschillen aangetoond tussen de beneden- en bovenstroomse meetpunten. Bij Winterswijk neemt de EKR-waarde benedenstrooms af, en bij Aarle-Rixtel neemt de waarde toe.

Blijkbaar is de bestaande KRW-maatlat voor fyto-benthos te robuust voor het aantonen van deze veranderingen in soortensamenstelling op klassenniveau. Op het functioneren van de KRW-maatlaten voor het beoordelen van macrofyten en fytoplankton wordt hier niet ingegaan, omdat die beoordelingen zijn gedaan op basis van onvolledige gegevenssets.

9.2.2 STOWA

Met de STOWA-beoordeling is alleen in Winterswijk een verschil gevonden tussen de monsters die boven- en benedenstrooms van de RWZI genomen zijn. Soms zijn wel grote verschillen in de getalswaarden te zien, maar die verschillen vallen binnen de range van een klasse. De methode lijkt op dit moment te robuust om de verschillen tussen monsters van boven- en benedenstrooms van RWZI's aan te tonen. Als er steeds wel een afname te zien is binnen één klasse, is het misschien beter de aandacht daar op te vestigen.

9.2.3 INDICES

In het voorjaar is een duidelijk verschil te zien tussen de macrofauna indices, vooral aan de diversiteitindex en de saprobie-index is benedenstrooms van de RWZI's een negatief effect te zien.

Op basis van de macrofauna-indices is in het voorjaar op drie van de vier locaties een negatief effect aangetoond van de RWZI-effluentlozing. In het najaar is het effect minder duidelijk.

Door de verhoogde afbraak in het najaar wordt het verschil mogelijk genivelleerd. In de herfst is bijna geen verschil meer te zien op basis van de macrofauna-indices. Mogelijk is het gebruiken van voorjaarsmonsters bij het beoordelen met macrofauna-indices beter dan het gebruik van najaarsmonsters.

De fyto-benthos-indices geven in de helft van de gevallen, en vooral in het voorjaar, een negatief effect te zien van het RWZI-effluent. Dit beeld wordt enigszins verstoord door de diversiteitindex, die soms stijgt en soms daalt. Diversiteitindices kunnen bij een middelmatige waterkwaliteit of zeer hoge of zeer lage waarden geven (Van Dam 1982, STOWA 2008). Een toename van deze index is daarmee niet relevant voor fyto-benthos in dit project, en misschien wel niet in de meeste Nederlandse wateren.

Diatomeeën indices zijn goed te gebruiken in combinatie met andere parameters: als de diatomeeën indices slecht scoren en de andere groepen ook, dan is er iets mis met de nutriënten en de inrichting, zijn de diatomeeën goed en de rest slecht dan ligt het alleen aan de inrichting (van Dam *et al.* 2007).

9.2.4 ANALYSE SOORTGROEPEN

Uit de analyse van soortgroepen blijkt dat de wormen, tweevleugeligen, slakken en kreeftachtigen (sterk) in aantal toenemen benedenstrooms van de RWZI-effluentlozingen. Ook blijkt dat de haften, kokerjuffers en libellen in aantal afnemen benedenstroom van de RWZI-effluentlozingen.

Deze veranderingen in samenstelling van soortgroep biedt goede mogelijkheden voor het aantonen van ecologische effecten. Het blijft echter belangrijk bij verandering binnen een soortgroep naar de soorten te kijken. Gevoelige zeldzame soorten kunnen vervangen worden door algemene ongevoelige soorten.

9.2.5 BEOORDEELDE PARAMETERS

In (langzaam) stromende watertypen, zoals sloten en kanalen, is fytoplankton geen goede indicator voor veranderingen in de waterkwaliteit. De verblijfsduur van het water en het fytoplankton is meestal kort. Daardoor zijn er in dit type wateren meestal minder significante verschillen te constateren dan bijvoorbeeld bij inventarisaties van kiezelwieren op een (kunstmatig) substraat, die soms enkele weken op een locatie zijn blootgesteld aan invloeden ter plaatse.

10

CONCLUSIES

De resultaten uit dit onderzoek, zowel spoor 1 (veldstudie) als spoor 2 (literatuurstudie) laten enig negatief effect zien van lozingen van inmiddels standaard effluenten op de ecologie van het ontvangende oppervlaktewater, dicht bij het lozingspunt. Duidelijk is ook dat die directe invloeden beperkt van impact zijn en vergeleken met situaties van vroeger (enkele decennia terug) aanzienlijk zijn ingeperkt. Grote invloed, noch onacceptabele situaties (vissterfte, slechtste klasse-score van beoordelingssystemen, ed.) zijn niet vastgesteld. Naarmate de zuiveringen nog verder verbeterd worden in hun rendementen en oudere/verouderde installaties worden aangepast aan de hedendaagse effluentnormen, zal de impact van deze lozingen op de ecologie direct bij het lozingspunt verder afnemen.

10.1 VELDSTUDIE

De werking van RWZI's is in de loop der jaren blijktbaar zo verbeterend, dat de verschillen in ecologische waterkwaliteit met of zonder RWZI-effluentlozing klein zijn, en de kans groot is dat de verschillen binnen de range vallen van één klasse van beoordelingsmethoden.

Een deel van de gevonden verschillen tussen boven- en benedenstroomse monsters is waarschijnlijk te wijten aan verschillen de hydromorfologische omstandigheden tussen de locaties, en niet aan de invloed van de RWZI.

Er zijn met verschillende beoordelingsmethoden (zeer) geringe negatieve ecologische effecten aangetoond als gevolg van lozing van RWZI-effluent op het oppervlaktewater. Door het lage aantal waarnemingen is het niet mogelijk de uitspraken statistisch te onderbouwen.

Voor de macrofauna dalen alle EKR-waarden benedenstrooms van de RWZI-lozing, en in vijf van de acht gevallen is ook een verslechtering van de EKR-klasse te zien.

Met de macrofauna-indices is in het voorjaar een duidelijk verschil te zien, vooral de diversiteitindex en de saprobie-index geven een negatief effect te zien benedenstrooms van de RWZI's.

Uit de analyse van soortgroepen blijkt dat de wormen, tweevleugeligen, slakken en kreeftachtigen (sterk) in aantal toenemen benedenstrooms van de RWZI-effluentlozingen. Ook blijkt dat de haften, kokerjuffers en libellen in de meeste gevallen in aantal afnemen benedenstroom van de RWZI-effluentlozingen.

Op basis van de EKR zijn in het fyto-benthos geen verschillen aangetoond tussen de beneden- en bovenstroomse meetpunten.

De fyto-benthos-indices geven in de helft van de gevallen, en vooral in het voorjaar, een negatief effect te zien van het RWZI-effluent.

Over het algemeen lijkt het aantal storingssoorten in het fyto-benthos na de RWZI-effluentlozing toe te nemen.

Op basis van EKR-scores voor macrofyten geen uitspraak te doen over effecten. Omdat het in deze studie praktisch niet mogelijk was de bemonstering conform de KRW richtlijnen uit te voeren, zijn de EKR-scores onvolledig en mogelijk lager dan in werkelijkheid.

Fytoplankton is vanwege de korte verblijftijd van water in (langzaam) stromende watertypen, zoals (afvoer) kanalen, geen geschikte indicator voor het meten van ecologische effecten van RWZI's in die wateren.

Bij de beoordeling met de STOWA-methodiek is in helft van de gevallen (2 van 4) benedenstrooms van de RWZI-effluentlozing een verslechtering van de STOWA-klasse te zien.

Met zowel de KRW- en STOWA- beoordelingsmethoden is niet eenduidig een klasse verandering (een kwantitatief ecologisch verschil) aan te tonen als gevolg van een RWZI-effluentlozing. De methoden zijn zo robuust dat ze ongevoelig zijn voor dit soort 'kleine' veranderingen.

Om aan te tonen dat door het verbeteren van de zuiveringsefficiëntie van een RWZI ook een verbetering van de waterkwaliteit optreedt, zal de geschiktheid van andere, gevoeligere beoordelingsmethoden onderzocht moeten worden. Of de beoordeling zal op basis van verschillen in getalswaarden moeten plaatsvinden en niet op klassenniveau.

De werking van RWZI's is in de loop der jaren blijkbaar zo verbeterend, dat de verschillen in ecologische waterkwaliteit met of zonder RWZI-effluentlozing klein zijn, en de kans groot is dat de verschillen binnen de range vallen van één klasse van beoordelingsmethoden.

Een deel van de gevonden verschillen tussen boven- en benedenstroomse monsters is waarschijnlijk te wijten aan verschillen de hydromorfologische omstandigheden tussen de locaties, en niet aan de invloed van de RWZI.

10.2 LITERATUURSTUDIE

Er zijn weinig studies beschikbaar naar de ecologische effecten van RWZI's op waterplanten, vissen, fyto-benthos en fytoplankton. Bijna alle onderzochte studies hebben betrekking op macrofauna.

Veel van de gevonden informatie is kwalitatief en in veel gevallen ontbreken de bijbehorende chemische gegevens, of zijn deze alleen uitgewerkt in een globale grafiek.

Bij nadere bestudering van de omstandigheden blijkt dat de gevonden verschillen deels te wijten zijn aan de verschillen in uitgangssituaties, zoals watersystemen, klimaat, voedselrijkdom, formaat RWZI, meetjaar, seizoen, etc.

Geconcludeerd moet worden dat er in de beschikbare literatuur geen geschikte complete cases te vinden zijn, om de onderhavige studie aan te vullen.

10.3 DATA VAN DERDEN

Er zijn vooralsnog drie mogelijk geschikte datasets gevonden om verder te analyseren.

11

AANBEVELINGEN

11.1 ALGEMEEN

Dankzij de gedegen voorbereiding, een theoretisch vooronderzoek en een bijeenkomst is het selecteren van monsterlocaties relatief snel en efficiënt verlopen. Het bleek echter dat de geselecteerde locaties met de beste papieren, in de praktijk minder geschikt waren voor dit onderzoek. Pas in het veld wordt echt zichtbaar of een monsterlocatie geschikt of ongeschikt is. Bij een vervolgonderzoek dient de definitieve selectie vooraf gegaan te worden door een veldbezoek. De aanwezigheid van de betreffende waterbeheerder is hierbij belangrijk, om ervoor te zorgen dat over hetzelfde monsterpunt gesproken wordt.

Doordat het tijdstip van bemonsteren en de start van het (veld)onderzoek in 2008 dicht bij elkaar lagen is het plannen en controleren van de aanvullende chemische metingen in het gedrang gekomen. Hierdoor is bijvoorbeeld te laat gestart met het nemen van de chemische monsters, waardoor de dataset voor chemie niet helemaal compleet is. Voor de STOWA-beoordelingen betekent dit dat de beoordelingen niet volledig zijn. Bij een vervolgonderzoek zou het beter zijn (zoveel mogelijk) uit te gaan van al bestaande meetpunten, meetpunten die deel uitmaken van een bestaand meetnet. Gegevens van bestaande meetpunten zijn gemakkelijker te verkrijgen, en vollediger dan bij nieuwe meetpunten, waardoor het risico op onvolledige datasets afneemt.

11.2 MOGELIJK VERVOLG ONDERZOEK

In dit veldonderzoek is het niet gemakkelijk gebleken om eenduidig ecologische effecten aan tonen van RWZI effluent lozingen. Wat betekent dit? Zijn we er nu, met de RWZI's? Of moeten er nog extra maatregelen in RWZI's genomen worden? Of moet de focus verlegd worden naar andere bronnen of aspecten die effecten op de ecologie hebben?

Op deze plek zijn kort enkele voorstellen voor vervolgonderzoek beschreven. Voordat een keuze wordt gemaakt voor één van de opties voor vervolgonderzoek, dienen de voorstellen eerst verder uitgewerkt te worden, en afgestemd met de belanghebbende partijen.

11.2.1 DATA ANALYSE MONSTERPUNTEN IN REGIO

Een multivariate analyse van bestaande macrofauna- en diatomeeëngegevens van enkele honderden monsterlocaties in een bepaalde regio. Dit om de correlatie met een groot aantal relevante milieufactoren te onderzoeken, waarvan de afstand tot de effluentlozing van de RWZI er één kan zijn. Veel van de basisgegevens zitten al in de Limnodata. Het bewerken hiervan is nog wel een tijdrovende kwestie (vooral in verband met homogeniseren van de gegevens en het verwerven van de vaak nog ontbrekende abiotische gegevens).

Het zou eveneens zeer waardevol kunnen zijn de tijdens deze studie gevonden datasets verder uit te werken (zie hoofdstuk 8). Een multivariate analyse van al deze gegevens is een mogelijkheid. Eerst dient uitgezocht te worden hoe compleet de gevonden datasets zijn.

Hiervoor zouden de volgende stappen ondernomen moeten worden:

- Standardiseren of uniformeren van de gegevens;
- Berekenen verschillende relevante biologische indices (STOWA, K135, K12345, KRW, etc.);
- Multivariate analyse van de gegevens.

11.2.2 SYSTEEMANALYSE ONTVANGENDE OPPERVLAKTEWATER

Het aantal onderzoekslocaties in spoor 1 was gering, te gering om statistische uitspraken te doen over de waargenomen (overigens geringe) effecten. Om wel uitspraken hierover te doen (in de mate van significantie) zouden in plaats van vier ca. 10 locaties moeten worden onderzocht. De verwachting is echter dat de resultaten van zo'n uitgebreider onderzoek tot ongeveer dezelfde beleving en bevinding zullen leiden als nu reeds verkregen (zij het dan statistisch geïndexeerd), nog los van de vraag of dergelijke 10 geschikte locaties voorhanden zijn. Hoewel bij dit onderzoek het pakket aan parameters iets kan worden ingeperkt (tot macrofauna, epifitische diatomeeën en waterplanten) lijkt het probleem niet urgent genoeg om die invulling te kiezen. De meerwaarde blijft beperkt.

In het uitgevoerde onderzoek (spoor 1) is ervaren dat beide meetlocaties (boven- en benedenstrooms) per locatie minder goed matchten, en minder goed als vergelijking konden dienen dan gehoopt. Anderzijds werd gevonden dat niet expliciet in beeld gebrachte en onderzochte factoren, zoals debiet, stroomsnelheid, verblijftijd, inrichting, oeverconditie, waterbodentextuur, bovenstroomse belasting/input, eventuele rioolwateroverstorten en beheer en onderhoud van het ontvangende water wel eens een relevante impact konden hebben op de ecologische waterkwaliteit en medebepalend waren voor de (EKR en STOWA) waterkwaliteitscores. Voorgesteld wordt dan ook het vervolgonderzoek breder in te zetten op het ontvangende water en dit ontvangende water (in plaats van de RWZI) centraal te stellen in het onderzoek. De lozing van het RWZI-effluent is dan een van de te beschouwen (zo mogelijk de belangrijkste, maar niet de enige) factoren. Die hierboven genoemde factoren dienen dan ook (beter) onderzocht en beschreven te worden, zodat de gevonden (EKR en STOWA) waterkwaliteitscores en ecologische effecten geheel verklaarbaar worden (door de optelsom van de meest sturende factoren op het water). Daarmee wordt de impact van het RWZI-effluent beschouwd en gerelativeerd naast de impact van andere relevante factoren.

Bij een keuze voor zo'n vervolg moet een regionale insteek meer op de voorgrond komen. Beken (hogere vrijafstromende (zand)gebieden), kanalen (veen- en/of klei poldergebieden) en meren (boezemsystemen) zijn daarbij de drie belangrijkste watersystemen (die overigens ook als zodanig werden onderscheiden op de vooraf gehouden workshop). Ideaal zou zijn als van deze drie watertypen ieder drie geschikte RWZI-effluent ontvangende voorbeelden gevonden kunnen worden. Samen maakt dat negen onderzoekslocaties. Het criterium van een goed vergelijkbaar bovenstroomse locatie kan vervallen. Dat maakt het zoeken naar geschikte locaties gemakkelijker.

In deze (negen) wateren dient een uniform standaardpakket aan onderzoek te worden geformuleerd en uitgevoerd.

- Gebieds- en systeembeschrijving/karakterisering
- Water- en stoffenbalans
- Kwantificering van (belangrijkste) lozingsbronnen
- Monitoring en analyse van ecologische groepen voor volwaardige KRW en STOWA beoordeling
- Bij deze monitoring liggen drie (onderzoeks/bemonsterings) locaties in het onderzochte/ beschouwde watersysteem, ieder met een duidelijke relatie tot de belangrijkste bronnen/ factoren, waaronder ten minste de RWZI-lozing
- Het jaar 2009 wordt gebruikt als voorbereidend jaar op het in 2010 uit te voeren (veld) onderzoek. Maandelijks vindt fysisch-chemisch waterkwaliteitsonderzoek plaats, de biologische organismegroepen worden twee maal bemonsterd/geinventariseerd, terwijl de waterbodem een maal wordt onderzocht.
- Indien mogelijk zouden, aanvullend op de in 2008 uitgevoerde oriënterende studie, aanvullende zaken als de KRW-Verkenner en het model PCDitch dan wel PCLake losgelaten kunnen worden.

11.2.3 ECOLOGISCH EN ECOTOXICOLOGISCH GRADIËNT ONDERZOEK

In het onderhavige onderzoek was één van de problemen dat de gegevens niet statistisch onderbouwd konden worden, vanwege de lage aantallen monsters per locatie. Ook is niet zeker of de gekozen plek benedenstrooms van de RWZI de optimale plek was voor het meten van benedenstroomse effecten. Het is niet ondenkbaar dat de effecten van een RWZI-effluentlozing dichterbij of verderaf pas meetbaar zijn. Verder is het interessant te weten hoever benedenstrooms de ecologische effecten van een RWZI nog meetbaar zijn. Omdat fyto-benthos van de KRW kwaliteitselementen het minst gevoelig is voor veranderingen in de hydromorfologie, wordt voorgesteld alleen het fyto-benthos bemonsterd.

Het voorstel is om gradiënt studie uit te voeren op fyto-benthos en chemie benedenstrooms van een aantal RWZI's. Daarvoor worden bovenstrooms (één locatie) en benedenstrooms op meerdere locaties (vier of vijf locaties) op vaste afstanden van RWZI minimaal zes fyto-benthos-monsters genomen (zie ook § 9.1), en een monster voor bepalen van de nutriëntensamenstelling en enkele andere essentiële parameters (T, O₂, pH, doorzicht, chlorofyl, etc.).

Voor dit onderzoek is het nodig een goede 'merker' (tracer) te hebben voor de invloed van RWZI effluent, om er zeker van te zijn dat de invloed van het effluent gemeten wordt, en niet van een andere bron of verstoring. Om een duidelijkere relatie te kunnen leggen tussen oorzaak (effluentkwaliteit) en gevolg (negatieve effecten op waterorganismen) kan overwogen worden om het onderzoek uit te breiden met bioassays.

Deze benadering sluit aan bij de Triade-benadering die ook voor landbodems en waterbodems wordt gebruikt. De benadering gaat uit van drie componenten bij het vaststellen van ecologische risico's:

- veldinventarisatie (bepaling effecten onder veldomstandigheden, waarbij verontreiniging slechts één van de stressfactoren is);
- bioassays (bepaling directe toxiciteit in het laboratorium, ter ondersteuning van de veld-waarnemingen);
- chemische analyse (inclusief gehalten in organismen; verklaarbaarheid effecten bioassays en biologische beschikbaarheid; indirecte risico's op doorvergiftiging).

Door deze informatie te integreren is een betere en locatiespecifiekere inschatting van het daadwerkelijke ecologische risico mogelijk dan op basis van elk van de componenten afzonderlijk.

12

LITERATUUR

12.1 REFERENTIES

Aa & Maas (2007). Verbouwing rwzi Aarle-Rixtel, nieuwsbrief december 2007.

Anonymus (2005). Voorlopige evaluatie resultaten meetnet RWZI's (interne notitie Waterschap Rijn en IJssel).

AquaSense TEC (1996). Invloed van de RWZI Ruinen op diatomeeën in de Ruiner Aa. Analyserapport 96.0821. 9p.

Arcadis (2007). Protocol toetsen en beoordelen voor de operationele monitoring en toestand – en trendmonitoring. Werkgroep MIR. LBOW-wgMIR200701, ISBN 9789036914338.

Balla, A & M. Pach (1998). Project effecten sanering RWZI's. Bureau Oppervlaktewaterkwaliteit van Hoogheemraadschap van West-Brabant, Breda (intern rapport).

Birge, W.J., J.A. Black, T.M. Short & A.G. Westerman (1989). A comparative ecological and toxicological investigation of secondary wastewater treatment plant effluent and its receiving stream. *Environmental Toxicology and chemistry* 8: 437-450.

Claassen, T.H.L. (1979). Biologische aspecten van de waterkwaliteit. Provinciale Waterstaat van Friesland.

Claassen, T.H.L. (1981). Biologisch wateronderzoek 1976-1980. Provinciale Waterstaat van Friesland. Hoofdrapport en appendix. Gradiëntenonderzoek bij vier rwzi's en bij vier lozingen van ongezuiverd afvalwater.

Colwell, R.K. (2006). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 8.0.

Dam, van H. (1982) On the use of measures of structure and diversity in applied diatom ecology. *Nova Hedwigia*, Beihefte 73: 97-115.

Dam, H. van & G.H.P. Arts (1993). Ecologische veranderingen in Drentse vennen sinds 1900 door menselijke beïnvloeding en beheer. Uitgever: Provincie Drenthe. 144 p.

Dam, van H., A. Mertens & J. Sinkeldam (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28, 117-131

Dam, van H. (2007). Een herziene KRW-maatlat voor het fyto benthos in stromende wateren. In opdracht van Rijkswaterstaat RIZA, p. 47.

Dam, van H. (2008). Ecologische kwaliteit voor en na effluentlozingen: voor onderzoek en plan van aanpak. In opdracht van de STOWA. Interne notitie. Van Dam Waternatuur.

Dam, van, H., C. Stenger-Kovacs, E. Acs, G. Borics, K. Buczko, E. Hajnal, E. Sorocxki-Pinter, G. Varbioro, B. Tothmerezs & J. Padisak (2007). Implementation of the European Water framework directive: development of a system for water quality assessment of Hungarian running waters with diatoms. *Large Rivers* 17 no. 3-4, Arch. Hydrobiol. Suppl. 161/3-4: 339-364.

Gardeniers, J.J.P. & H.H. Tolkamp (1976). Hydrobiologische kartering, waardering en schade aan de beekfauna in de Achterhoekse beken. In: Nes, van de, T. Modelonderzoek '71-'74. Comm. Best. Waterhuish. Gelderland, Arnhem, 26-29, 106-114, 294-296.

Golterman, H.L., 1976. Ecologische kwaliteitseisen te stellen aan het effluent van afvalwaterzuiveringsinrichtingen. *H₂O* 9 (8): 154-160.

Grontmij|AquaSense-8, SOP A-203 (2001). Analyse van fytoplankton uit zoete en brakke wateren, Standaard operation procedure, intern gebruik Grontmij|AquaSense.

Grontmij|AquaSense, SOP V-050 (2001). Het maken van macrofytenopnamen, intern gebruik Grontmij|AquaSense.

Grontmij|AquaSense-1, SOP V-051 (2007). Standaard-veldmetingen aan water, Standaard operation procedure, intern gebruik Grontmij|AquaSense.

Grontmij|AquaSense-2, SOP V043 (2007). Monsternamen van macrofauna, Standaard operation procedure, intern gebruik Grontmij|AquaSense.

Grontmij|AquaSense-3, SOP A-207 (2007). Analyse van macrofauna, Standaard operation procedure, intern gebruik Grontmij|AquaSense.

Grontmij|AquaSense-5, SOP A-202 (2007). Voorbehandeling en chemisch reinigen van materiaal ter vervaardiging van diatomeeënpreparaten, Standaard operation procedure, intern gebruik Grontmij|AquaSense.

Grontmij|AquaSense-7, SOP V-041 (2007). Monsternamen van fytoplankton, Standaard operation procedure, intern gebruik Grontmij|AquaSense.

Grontmij|AquaSense-4, SOP V-040 (2009). Bemonsteren van substraat-gebonden diatomeeën, Standaard operation procedure, intern gebruik Grontmij|AquaSense.

Grontmij|AquaSense-6, SOP A-208 (2009). Determineren van diatomeeën, Standaard operation procedure, intern gebruik Grontmij|AquaSense.

Gücker, B., M. Brauns & M. Pusch (2006). Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25(2): 313-329

Hering, D., R.K. Johnson, S. Kramm, S. Schmutz, K. Szoszkiewicz, & P.F.M. Verdonschot (2006). Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*, 51:1757-1785.

- Ibeling, B.W. (1995). Het gebruik van de N:P ratio als instrument in het beheer van aquatische ecosystemen: pas op! H2O (28) nr 7: 200-201.
- Jesus, T., N. Vieira & N. Formigo (2001). Case study of the colonisation of artificial substrates by benthic macroinvertebrates in the lagoons of a wastewater treatment plant and in the watercourse receiving the affluent. *Limnetica* 20(2): 197-203.
- Kalff J. (2003). *Limnology: inland water ecosystems*. ISBN 013033775
- Kelly, M.G. & S. Wilson (2004). Effect of phosphorus stripping on water chemistry and diatom ecology in an eastern lowland river. *Water Research* 38: 1559-1567.
- Klutman, B. (2007). Invloed effluent op oppervlaktewater (interne notitie Waterschap Rijn en IJssel).
- Kondratieff, P. F. & Simmons G. M. (1982). Nutrient retention and macroinvertebrate community structure in a small stream receiving sewage effluent. *Arch. Hydrobiol.* 94, 83-98.
- Korsten, M. & B. van Maanen (2006). Effecten rioolemissie op de macrofauna levensgemeenschap. Waterschap Roer en Overmaas (intern rapport).
- Kosmala, A., S. Charvet, M.-C. Roger & B. Faessel (1999). Impact assessment of a wastewater treatment plant effluent using instream invertebrates and the ceriodaphnia dubia chronic toxicity test. *Wat. Res.* 33(1): 266-278.
- Macan, T.T., (1970). A key to the nymphs of the British species of Ephemeroptera with notes on their ecology. *Freshwater Biology* 17: 1-45.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*, Blackwell.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1975). *Indicatief meerjarenprogramma 1975-1979*. Den Haag. 92pp. met bijlagen.
- Molen, D.T. van der & R. Pot (2007). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn water (2007). STOWA 2007-32.
- Moller Pillot, H.K.M. (1971). *Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken*, proefschrift K.U. Nijmegen, Pillot-Standaardboekhandel Tilburg, pp. 286.
- Ortiz J. D. & M. A. Puig (2007). Point source effects on density, biomass and diversity of benthic macroinvertebrates in a mediterranean stream. *River research and applications* vol. 23 (2): 155-170.
- Pantle, E. & H. Buck (1955). *Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse*. Gas- und Wasserfach 96; 604p.
- Pex, B. (ongepubliceerd). *Onderzoek naar de invloed van riooloverstorten en effluentlozingen op beeklevens-gemeenschappen*. Interne notitie Waterschap Roer en Overmaas.
- Provincie Noord-Holland (1993). *Macrofauna-atlas van Noord-Holland: Verspreidingskaarten en responsies op milieufactoren van ongewervelde waterdieren*. Dienst Ruimte en Groen, basisinformatie nr. 7.

Roos, C. & E.J.B. Uunk (1987). Effects of stormwater sewer discharges on the aquatic community in Urban canals in Lelystad, Hydrobiological bulletin 21:207-212.

Servatius, L.A. (2008). Validatie van de analysemethode voor macrofauna; Intern onderzoek naar de juistheid, bandbreedte en reproduceerbaarheid van analyses en monsternamen. Grontmij|AquaSense nr. 221900.

Shannon, C.E. & W. Weaver (1963). The mathematical theory of communication, University of Illinois Press, Urbana, 117p.

Simpson E.H. (1949). Measurement of diversity, Nature, vol. 163.

Spänhoff, B., R. Bischof, A. Böhme, S. Lorenz, K. Neumeister, A. Nöthlich & K. Küsel (2007). Assessing the Impact of Effluents from a Modern Wastewater Treatment Plant on Breakdown of Coarse Particulate Organic Matter and Benthic Macroinvertebrates in a Lowland River. Water Air Soil Pollut (2007) 180:119–129.

Spunder, I. van, T.A.H.M. Pelsma & A. Bak (2006) Richtlijnen Monitoring Oppervlaktewater Europese Kaderrichtlijn Water. Uitgave LBOW. ISBN 9036957168.

STOWA (2006). Handboek ecologische beoordelingssystemen (EBEO-systemen). STOWA 2006-04, ISBN 90.5773.259.9.

STOWA (2008). Kwaliteitshandboek Hydrobiologie, hoofdstuk 8: Kiezelwieren (eindconcept). STOWA.

Verdonschot, P.F.M., R.C. Nijboer & H.E. Vlek (2003). Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW), II de ontwikkeling van de maatlatten, Wageningen, Alterra Research instituut voor de Groene Ruimte, Alterra rapport 753.

Verduin, E.C. (2008). Effecten van effluent op de ecologische waterkwaliteit; Een analyse van de resultaten van de analyses van de voorjaarsbemonstering. Stageverslag WUR. Grontmij|AquaSense nr. 254562

Vethaak, A.D., G.B.J. Rijs, S.M. Schrap, H. Ruiter, A. Gerritsen en J. Lahr (2002): Estrogens and xenoestrogens in the aquatic environment of the Netherlands, occurrence, potency and biological effects. RIZA/RIKZ-report no. 2002.001, RIZA, Lelystad.

Waterbodem (2009). <http://www.waterbodem.nl/index.php?klasseindeling>

Wiegant, W., A. Visser, G. Rijs & C. Uijterlinde (2006). Wat zijn de denkbare kosten van de KRW voor de rioolwaterzuivering. H2O 39 (9): 44-47.

Wright, I. A., Chessman B. C., Fairweather P. G. & Benson L. J. (1995). Measuring the impact of sewage effluent on the macroinvertebrate community of an upland stream: the effect of different levels of taxonomic resolution and quantification. Aust. J. Ecol. 20, 142-149.

12.2 DETERMINATIELITERATUUR

12.2.1 DETERMINATIELITERATUUR DIATOMEËN

Krammer, K (1992). *Pinnularia* eine Monographie der europäischen Taxa. Bibliotheca Diatomologica, Band 26, Cramer, Berlin. 353p.

Krammer, K. & H. Lange-Bertalot (1986-1991). Bacillariophyceae 1-4. Teil. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1-4.

Lange-Bertalot, H. (1993). 85 Neue Taxa. Bibliotheca Diatomologica, Band 27, Cramer, Berlin. 454p.

12.2.2 DETERMINATIELITERATUUR FYTOPLANKTON

Bourrelly, P. (1968). Les algues d'eau douce. Tome II. Les algues jaunes et brunes. Edition Boubée, Paris. 517p.

Bourrelly, P. (1970). Les algues d'eau douce. Tome III. Les algues bleues et rouges. Edition Boubée, Paris. 438p.

Bourrelly, P. (1972). Les algues d'eau douce. Tome I. Les algues vertes. Edition Boubée, Paris. 517p.

Coesel, P.F.M. & A.M.T. Joosten (1996). Three new *Staurastrum* taxa (Chlorophyta, Desmidiaceae) from eutrophic water bodies and the significance of microspecies in desmid taxonomy. *Algological Studies* 80: 9-20.

Coesel, P.F.M. (1996). The Dutch representatives of the *Staurastrum manfeldtii* complex (Desmidiaceae, Chlorophyta): a taxonomic revision. *Nordic Journal of Botany* 16(1): 99-106.

Cox, E.J. (1996). Identification of freshwater diatoms from live material. Chapman & Hall, London. 158p.

Ettl, H. (1978). Xanthophyceae 1. Teil. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 3. 530p.

Ettl, H. (1983). Chlorophyta I. Phytomonadina. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 9. 807p.

Ettl, H. (1988). Chlorophyta II. Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 10. 436p.

Geitler, L. (1932). Cyanophyceae. In: Rabenhorst's Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. 196p.

Häusler, J. (1982). Schizomycetes Bakterien. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 20. 588p.

Hickel, B. (1985). Observations on *Anabaena compacta* (Nygaard) nov. comb. (Cyanophyta) with helical, planktonic filaments and macroscopic aggregates. *Algological Studies* 38/39: 269-270.

Huber-Pestalozzi, G. (1952). Das Phytoplankton des Süßwassers. In: Thienemann, A. Die Binnengewässer. Band 16, Stuttgart. 2. Teil. 1. Hälfte. Chrysophyceen, Farblose flagellaten, Heterokonten.

Huber-Pestalozzi, G. (1955). Das Phytoplankton des Süßwassers. In: Thienemann, A. Die Binnengewässer. Band 16, Stuttgart. 4. Teil. Euglenophyceen.

Huber-Pestalozzi, G. (1961). Das Phytoplankton des Süßwassers. In: Thienemann, A. Die Binnengewässer. Band 16, Stuttgart. 5. Teil. Chlorophyceen (Grünalgen), Ordnung: Volvocales.

Huber-Pestalozzi, G. (1962). Das Phytoplankton des Süßwassers. In: Thienemann, A. Die Binnengewässer. Band 16, Stuttgart. 1. Teil. Allgemeiner Teil, Blaualgen, Bakterien, Pilze.

Huber-Pestalozzi, G. (1968). Das Phytoplankton des Süßwassers. In: Thienemann, A. Die Binnengewässer. Band 16, Stuttgart. 3. Teil. 2. Auflage. Cryptophyceen, Chloromonadinen, Peridineen.

Joosten, A.M.T. (1999). Blauwwieren uit Nederlandse eutrofe binnenwateren. Stichting ALG.

Klapwijk, S.P. (1988). Eutrophication of surface waters in the Dutch polder landscape. Thesis Technical University Delft: 227p.

Komárek, J. & B. Fott (1983). Das Phytoplankton des Süßwassers. In: Elster, H.J. & W. Ohle. Die Binnengewässer. Band 16, Stuttgart. 7. Teil. 1. Hälfte. Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales.

Komárek, J. & K. Agnostidis (1999). Cyanoprokaryota 1, Teil: Chroococcales. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/1. 548p.

Krammer, K. & H. Lange-Bertalot (1986-1991). Bacillariophyceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1-4.

Lenzenweger, R. (1989). Die Staurastren (Desmidiaceae) Österreichs und ihre bislang bekannte Verbreitung. Stapfia 22. 44p.

Mur L.R., Gons, H.J. & Van Liere (1977). Some experiments on the competition between green algae and blue-green bacteria in light-limited environments. FEMS Microbiol. Letters 1: 335-338.

Noordhuis, R., (1997). Biologische monitoring zoete rijkswateren: watersysteemrapportage Randmeren. RIZA rapport 95.003, ISBN 9036904641.

Popovský, J. & L.A. Pfister (1990). Dinophyceae (Dinoflagellida). In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 6. 272p.

Portielje, R. & D. T. van der Molen, (1997). Trendanalyse eutrofiëringstoestand van de Nederlandse meren en plassen. Deelrapport I voor de Vierde Eutrofiëringsevenquête. RIZA rapport 97.060, ISBN 9036951062.

Rieth, A. (1980). Xanthophyceae 2. Teil. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 4. 147p.

Schreurs, H., (1992). Cyanobacterial dominance relations to eutrophication and lake morphology. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.

Starmach, K. (1985). Chrysophyceae und Haptophyceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 1. 515p.

12.2.3 DETERMINATIELITERATUUR MACROFYTEN

Bouman, A.C. (2002). De Nederlandse Veenmossen. Flora en verspreidingsatlas van de Nederlandse Sphagnopsida. KNNV-Uitgeverij, 150p.

Eggelte, H. (2002). Veldgids Nederlandse Flora. 1e druk. KNNV-Uitgeverij Utrecht, 424p.

Meijden, R. van der (2005). Heukels' Flora van Nederland. 23e druk. ISBN 90 01 58344, Groningen, 664p.

Melick, H. van (1991). De Nederlandse Riccia's (Land- en Watervorkjes) Wet. Med. KNNV 203.

Pot, R. (2003). Veldgids water- en oeverplanten. KNNV-Uitgeverij Utrecht, 352p.

12.2.4 DETERMINATIELITERATUUR MACROFAUNA

Algemene literatuur

Nilsson, A. (ed.) (1996). Aquatic Insects of North Europe. A Taxonomic Handbook. Vol. 1: Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Neuroptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera, Lepidoptera. Apollo Books, Stenstrup. 274p.

Nilsson, A. (ed.) (1997). Aquatic Insects of North Europe. A Taxonomic Handbook. Vol. 2: Odonata, Diptera. Apollo Books, Stenstrup. 440p.

Pauw, N. de & R. Vannevel (eds.). (1991). Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Determineersleutels voor zoetwater macro-invertebraten en methoden ter bepaling van de waterkwaliteit. Dossier Stichting Leefmilieu i.s.m. Jeugdbond voor Natuurstudie en Milieubescherming, Gent. 316p.

Bloedzuigers

Neubert, E. & H. Neseemann (1999). Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellae, Hirudinea. Süßwasserfauna von Mitteleuropa Band 6/2. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 178p.

Borstelwormen

Brinkhurst, R.O. & B.G.M. Jamieson (1971). The aquatic Oligochaeta of the world. Oliver & Boyd, Edinburgh: 200-707.

Hartmann-Schröder, G. (1996). Die Tierwelt Deutschlands 58. Teil. Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. 2., neubearbeitete Auflage. Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm. 594p.

Sperber, C. (1950). A guide for the determination of European Naididae. Almqvist & Wiksells Boktryckeri AB, Uppsala, Zool. Bidrag 29: 46-78.

Timm, T. (1999). A guide to the Estonian Annelida. Estonian Naturalists' Society. Estonian Academy Publishers, Tartu-Tallinn.

Haften

Engblom, E. (1996). Ephemeroptera, Mayflies. In: A. Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 13-53.

Macan, T.T. (1979). A key to the nymphs of British species of Ephemeroptera with notes on their ecology. Fresh. Biol. Assoc. Sc. Publ. 20: 1-80.

Malzacher, P. (1984). Die europäischen Arten der Gattung Caenis Stephens (Insecta: Ephemeroptera) Stuttgart. Beitr. Naturk. 373: 1-48.

Kokerjuffers

Edington, J.M. & A.G. Hildrew (1995). A revised key to the caseless caddis larvae of the British Isles with notes on their ecology. Fresh. Biol. Assoc. Sc. Publ. 53. 134p.

Hiley, P.D. (1976). The identification of British limnephilid larvae (Trichoptera). Systematic Entomology 1: 147-167.

Wallace, I.D., B. Wallace & G.N. Philipson (1990). A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland. Fresh. Biol. Assoc. 51. 237p.

Waringer, J. & W. Graf (1997). Atlas der Österreichischen Köcherfliegenlarven. Facultas Universitätsverlag, Wien. 286p.

Kreeftachtigen

Brink, F.W.B. van den & G. van der Velde (1991). Slijkgarnalen (Crustacea: Amphipoda: Corophiidae) in Nederland. Het Zeepaard: 32-37.

Carausu, S., E. Dobreanu & C. Manolache (1953a). Cheie de determinare a speciilor si subspeciilor genului Dikerogammarus: 54-70. Bucuresti.

Eggers, Th.O. & A. Martens (2001). Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. Lauterbornia 42: 1-68.

Pinkster, S. & D. Platvoet. (1986). De vlokreeften van het Nederlandse oppervlaktewater. Wet. Meded. KNNV 172, Hoogwoud. 44p.

Tolkamp, H.H. (1982). Tabel voor het onderscheiden van waterpissebedden (Asellidae) in Nederland. 6p.

Libellen

Askew, R.R. (1988). The Dragonflies of Europe. Harley Books Colchester 291 pp Bellman, H. (1987). Libellen: beobachten, bestimmen. Neuman-Neuman.

Heidemann, H. & R. Seidenbusch (1993). Die Libellenlarven Deutschlands und Frankreichs. Handbuch für Exuviensammler. Verlag E. Bauer. Keltern, 391p.

Mollusken

Gittenberger, E., A.W. Jansen, W.J. Kuijper, J.G.J. Kuiper, T. Meijer, G. van der Velde & J.N. de Vries (1998). De Nederlandse zoetwatermollusken. Recente en fossiele weekdieren uit zoet en brak water. - Nederlandse Fauna 2. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden. 288 p.

Netvleugeligen

Elliot, J.M. (1977). A key to British freshwater Megaloptera and Neuroptera with notes on their life cycles and ecology. Fresh. Biol. Assoc. Sc. Publ. 35. 52p.

Platwormen

Reynoldson, T.B. (1978). A key to the British species of freshwater Triclad (Turbellaria, Paludicola). Fresh. Biol. Assoc. Sc. Publ. 23. 32p.

Steenvliegen

Koese, B. (2008). De Nederlandse steenvliegen (Plecoptera). Entomologische tabellen I – supplement bij Nederl. Faun. Meded. Leiden, 158p.

Tweevleugeligen

Algemeen

Smith, K.G.V. (1989). An introduction to the immature stages of British flies. Diptera larvae, with notes on eggs, puparia and pupae. Royal Entomological Society of London, London. 280p.

Chaoboridae

Sæther, O.A. (1997). Diptera Chaoboridae, Phantom Midges. In: Nilsson, A. (ed.). The Aquatic Insects of North Europe 2: 149-162.

Chironomidae

Contreras-Lichtenberg, R. & I.I. Kiknadze (2000). Glyptotendipes ospeli, a new species from The Netherlands (Diptera, Nematocera: Chironomidae). Ent. Ber., Amst. 60 (2): 21-30.

Klink, A. (1982a). Het genus Micropsectra Kieffer. Een taxonomische en oekologische studie. Medeklinker 2. 58p.

Klink, A. (1983). Key to the Dutch larvae of Paratanytarsus Thienemann & Bause with a note on the ecology and the phylogenetic relations. Medeklinker 3. 36p.

Klink, A. (1981). Determinatietabel voor de poppen en larven der Nederlandse Tanytarsini. Deel 1: Algemene tabellen, Wageningen. 25p.

Langton, P.H. (1991). A key to pupal exuviae of West Palaearctic Chironomidae (inclusief Update, 1995), Huntingdon. 386p.

Moller Pillot, H.K.M. (1984a). De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Inleiding, Tanypodinae & Chironomini. Ned. Faun. Meded. 1A, EIS, Leiden. 277p.

Moller Pillot, H.K.M. (1984b). De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Orthoclaadiinae sensu lato. Ned. Faun. Meded. 1B, EIS, Leiden. 175p.

Moller Pillot, H.K.M. & H.J. Vallenduuk (1995). Lesmateriaal expertdag muggelarven 8 december 1995. WSE. RIZA, Lelystad. Notitie Nr. 95.18. 23p.

Tempelman, D. (in voorbereiding). Key to identification of 4th instar larvae of Polypedilum species of The Netherlands. Concept. Amsterdam, 9p.

Vallenduuk, H.J. (1999). Key to the Larvae of Glyptotendipes Kieffer (Diptera, Chironomidae) in Western Europe. Bureau for Hydrobiol. Research, Schijndel. 46p.

Vallenduuk, H.J., H.K.M. Moller Pillot, J.A. van der Velde, S.M. Wiersma & A. bij de Vaate (1999). Bijdrage tot de kennis der Nederlandse Chironomidae (vedermuggen): de larven van het genus *Chironomus*. Lelystad, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, rapportnr. 97.053. 38p.

Wiederholm, T. (ed.) (1983). Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses. Part 1, Larvae. Ent. Scand. Suppl., 19. 457p.

Wiederholm, T. (ed.) (1986). Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses. Part 2, Pupae. Ent. Scand. Suppl., 28. 482p.

Culicidae

Haren, J.C.M. van & P.F.M. Verdonshot (1995). Proeftabel Nederlandse Culicidae. IBN-Rapport 173, Wageningen. 106p.

Dixidae

Disney, R.H.L. (1975). A key to the larvae, pupae and adults of the British Dixidae (Diptera). The meniscus midges. Fresh. Biol. Assoc. Sc. Publ. 31. 78p.

Ephydriidae

Zatwarnicki, T. (1997). Diptera Ephydriidae, Shore Flies. In: Nilsson, A. (ed.). The Aquatic Insects of North Europe 2: 383-400.

Sciomyzidae

Haaren, T. van (1997). Sciomyzidae. Tabel in eigen beheer, Dordrecht. 3p.

Simuliidae

Bass, J. (1998). Last-instar larvae and pupae of the Simuliidae of Britain and Ireland. A key with brief ecological notes. Freshwater biological association, Scientific publication No. 55. 101p.

Stratiomyoidea

Brugge, B. (1993). Stratiomyiidae. Larventabel. Typescript, Amsterdam. 31p.

Haaren, T.van (1999). Taxonomische notities over larven van *Odontomyia*, *Oplodontha* en *Oxycera*. Interne publicatie AquaSense.

Tabanidae

Zeegers, T. & T.van Haaren (2000). Dazen en Dazenlarven van de Benelux. Wetenschappelijke mededelingen K.N.N.V. 225. Hoogwoud, 114p.

Tipuloidea (Cylindrotomidae, Limoniidae & Tipulidae)

Oosterbroek, P. & Br. Theowald (1991). Phylogeny of the Tipuloidea based on characters of larvae and pupae (Diptera, Nematocera), with an index to the literature except Tipulidae. Tijdschrift voor Entomologie 134 Amsterdam: 211-267 and figs. 1-180.

Reusch, H. & P. Oosterbroek, 1997. Diptera Limoniidae and Pediciidae, short-palped Crane Flies. In: Nilsson, A. (ed.). The Aquatic Insects of North Europe 2:105-132.

Theowald, Br. (1967). Familie Tipulidae (Diptera, Nematocera) Larven und Puppen. Mit 344 Figuren. Akademie-Verlag, Berlin. 100p.

Waterkevers

Drost, M.B.P., H.P.J.J. Cuppen, E.J. van Nieukerken & M. Schreijer (1992). De waterkevers van Nederland. Natuurhistorische Bibliotheek van de KNNV, Utrecht 55. 280p.

Holmen, M. (1987). The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark I. Gyrinidae, Haliplidae, Hygrobiidae and Noteridae. Fauna Entomologica Scandinavica 20. 168p.

Klausnitzer, B. (1975). Zur Kenntnis der Larven der mitteleuropäischen Helodidae (Col. Helodidae). Dtsch. Ent. Z. (N.F.) 22:61-65

Klausnitzer, B. (1991). Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 1. Band: Adephaga. Goecke & Evers, Krefeld. 273p.

Klausnitzer, B. (1994). Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 2. Band: Myxophaga Polyphaga Teil 1, Goecke & Evers, Krefeld. 325p..

Watermijten

Davids, C. & F.A.C. Kouwets (1987). The characteristics of some watermite species of the genus *Piona* (Acari; Hydrachnellae) with three new larval descriptions. Arch. Hydrobiol. 110. 18p.

Davids, C. (1997). A new water mite (Acari, Hydrachnidia: Limnesiidae) split off from *Limnesia undulata*. Ent. Ber., Amst. 57 (10): 157-160.

Haaren, T. van (1995). Enige verschilkenmerken tussen *Piona paucipora*, *P. variabilis* en *P. neumani*. Intern rapport ZHEW. Rotterdam. 1 p.

Haaren, T. van & D. Tempelman (in voorbereiding). The Dutch species of *Limnesia* (Hydrachnellae: Limnesiidae), with ecological and biological notes and the synonymy of *Limnesia angustata* Sokolow, 1930 to *Limnesia marmorata* Neuman, 1870. Concept. Amsterdam, 17p.

Hevers J. (1978). Morphologie und Systematik der in Deutschland aufgetretene Schwamm- und Muschel-Milben-Arten der Gattung *Unionicola* (Acarina; Hydrachnellae; *Unionicola*) Ent. Gen. 5 (1): 57-84.

Mommersteeg, W. (sine anno, sine loco). Soort sleutel voor *Neumania*. RIN i.s.m. C. Davids. 6p.

Smit, H. (1996). Voorlopige determinatietabel voor het genus *Arrenurus* Dugès. 28p.

Viets K. (1936). Wassermilben oder Hydracarina (Hydrachnellae und Halacaridae). Gustav Fischer Verlag, Jena. Tierw. Dtl. 31. 288p.; 32: 289-574.

Viets, K. & K.O. Viets (1960). Nachtrag zu: Wassermilben, Hydracarina. Die Tierwelt Mitteleuropas III, Quelle & Meyer Verlag, Leipzig. 147p.

Waterrupsen

Vallenduuk, H.J., H.P.J.J. Cuppen & G. van der Velde (1997). De aquatisch levende rupsen van Nederland; proeftabel en autecologie. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, sine loco. Themanummer WEW10. 21p.

Waterwantsen

Cuppen, J.G.M. (1988). *Sigara iactans* nieuw voor Nederland. Ent. Ber., Amst. 48 (6): 94-96.

Jansson, A. (1986). The Corixidae (Heteroptera) of Europe and adjacent regions. Acta Ent. Fennica 47. 94p.

Nieser, N. (1982). De Nederlandse water- en oppervlaktewantsen (Heteroptera: Nepomorpha en Gerromorpha). 3e druk. Wet, Med. KNNV 155. 78p.

Savage, A.A. (1989). Adults of the British aquatic Hemiptera Heteroptera. A key with ecological notes. Fresh. Biol. Assoc. Scientific Publ., 50. 173p.

Tempelman, D. & T. van Haaren (in voorbereiding). De Nederlandse Water- en Oppervlaktewantsen. Concept. Jeugdbondsuitgeverij, 4^e druk.

BIJLAGE 1

MACROFAUNA EN FYTOBENTHOS INDICES

ESTIMATES:

Om de overeenkomst tussen verschillende monsters (boven- en benedenstreams) van de RWZI duidelijk te maken hebben we er in deze rapportage voor gekozen om de Morisita-Horn similariteitsindex te gebruiken als maat van overeenkomst. Deze index geeft een getal tussen nul en één. Een hoge overeenkomstigheid wordt daarbij als 1 aangegeven.

$$\beta = (a + b) * (1 - S) \quad \text{Magurran (2004)}$$

S= similariteit uit de Jaccard index (Magurran (2004))

a = Aantal soorten in monster A

b = Aantal soorten in monster B

ECOLOGISCHE GROEPEN FYTOBENTHOS:

TABEL B1-1 INDELING IN ECOLOGISCHE GROEPEN NAAR VAN DAM & ARTS (1993)

Afk.	Omschrijving	Toelichting
X	Eunotia exigua	verzuringindicator bij uitstek
T	triviale soorten uit zuur water	gewone soorten uit onverstoorde vennen o.a. Eunotia rhomboidea en Frustulia saxonica. E. incisa hoort ook bij deze groep en werd vroeger wel als vertegenwoordiger van de volgende groep beschouwd
D	doelsoorten uit laag-alkaliene wateren	o.a. Eunotia naegeli, Tabellaria flocculosa, Navicula parasubtilissima en Anomoeoneis vitrea, die vooral in (zeer) zwak gebufferde wateren voorkomen en vaak zeldzaam zijn in Nederland en de rest van Europa. Het zijn soorten waarin de specifieke natuurwaarde van vennen tot uiting komt en die door actief beheer terug zouden moeten komen.
A	Achnanthes minutissima	de algemeenste soort zoetwaterdiatomee ter wereld, die in veel verschillende soorten oppervlaktewateren voorkomt, behalve sterk verzuurde en vervuilde, zuurstofarme wateren.
E	eutrafente soorten	o.a. Cyclostephanos dubius en Navicula cryptocephala, algemeen in voedselrijke wateren
S	storingssoorten	o.a. Gomphonema parvulum en Navicula minima, die algemeen zijn in organisch verontreinigde, vaak zuurstofarme wateren. Speciaal in door vogels verontreinigde, zure vennen komt Nitzschia paleaformis voor
0	onbekende of weinig bekende ecologie	

De gegevens van de individuele soorten werden ontleend aan Van Dam & Arts (1993) en aan latere rapport

MACROFAUNA INDICES

Diversiteitindex

De diversiteit in het monster geeft een indicatie van de structuur van een monster en geeft een indicatie van de soortensamenstelling van het water. Wanneer er in een monster veel soorten voorkomen met ongeveer gelijke aantallen individuen is de diversiteit hoog. Als er in een monster weinig soorten voorkomen of enkele soorten dominant aanwezig zijn in een monster is de diversiteit laag (Van Dam pers. meded.). Deze diversiteit wordt door de diversiteitsindex van Shannon & Weaver (1963) berekend. Er is gekozen voor deze diversiteitsindex, omdat hoge abundanties van bepaalde soorten in een monster zwaar mee worden geteld in de diversiteitberekeningen. Dit is belangrijk in dit project, omdat er verwacht kan worden dat een specifieke soort na een effluentlozing zijn voordeel doet met de extra nutriënten in het water, waardoor deze soort dominant voorkomt. De diversiteitsindex is met de onderstaande formule berekend:

$$H' = \sum_{i=1}^{\infty} p_i^2 \log p_i \quad (\text{Shannon \& Weaver, 1963})$$

$p_i = n_i / N$: het aantal individuen dat tot de i-de soort behoort gedeeld door het totaal aantal individuen, er is geen grens aan de diversiteit index

K12345

Deze index is gebaseerd op het systeem van Moller Pillot (Moller Pillot 1971). Deze index is speciaal ontwikkeld voor natuurlijke laaglandbeken in Brabant. De K12345 index bestaat uit 5 groepen van taxa, die ieder een indicatie geven voor de saprobietoestand (mate van organische verontreiniging) voor het water. De taxa in de index zijn: Eristalis (1), Chironomus (2), Hirudinae (3), Gammarus (4) en Calopteryx (5). Het percentage van deze individuen in het monster is berekend, waarna dit percentage is vermenigvuldigd met de factor voor de saprobietoestand (1, 2, 3, 4 of 5). Dit resulteert in een index die van minimaal 0 tot maximaal 500 loopt (Verdonschot *et al.* 2003). Voor de K12345 index geldt dat hoe hoger de index score hoe beter de kwaliteit.

$$K_{12345} = \frac{\sum (n_i * w_i)}{\sum n_i} * 100\% \quad (\text{Gardeniers \& Tolkamp 1976})$$

n_i = Aantal individuen van taxon i in het monster

w_i = vervuilingsfactor voor taxon i

K135

De K135 index is een aanpassing op de K12345 index. Hier zijn dezelfde taxa gebruikt, maar de indeling van taxa zijn niet gelijk. De Eristalis/Chironomus (1), Hirudinae (3) en Gammarus/Calopteryx (5). Waar de eerste groep voor een slechte ecologische kwaliteit staat, staat de derde groep voor een goede ecologische toestand. De formule voor de K135 index is gelijk aan de formule voor de K12345 index (Verdonschot *et al.* 2003), ook voor deze index geldt hoe hoger de score, hoe beter de kwaliteit.

Saprobie index (SI)

Deze macrofauna-index is een maat voor de mate van organische belasting op het watersysteem. Deze index maakt gebruik van het verschil in tolerantie voor organische belasting van de soorten (Verdonschot *et al.* 2003). De index heeft een saprobiewaarde van 0 tot 5, waar 5 betekend: zware organische belasting. De saprobie-index is mogelijk van belang in dit project, omdat bij een RWZI-lozing een partij water met mogelijke een organische belasting in het oppervlaktewater wordt gepompt. De saprobie is berekend aan de hand van de formule van Pantle & Buck:

$$SI = \frac{\sum (s_i * n_i)}{\sum n_i} \quad (\text{Pantle \& Buck 1955})$$

si = saprobiewaarde van een soort

ni = aantal getelde individuen van soort i

FYTOBENTHOS INDICES

Fytobenthos reageert snel op veranderende milieuv variabelen, waardoor ze goed kunnen dienen als indicator voor verandering in het milieu (Van Dam *et al.* 1994). Daarom is voor iedere diatomeeënsoort in Nederland een indicatiewaarde bepaald voor factoren als pH, zoutgehalte, stikstofopname, zuurstof, saprobie, trofie en vochtgehalte. Voor de verschillende monsters zijn op grond van de voorkomende kiezelwieren gewogen gemiddelden van de indicatiegetallen berekend voor: pH (R) zoutgehalte (H), beschikbaarheid van organisch gebonden stikstof (N), zuurstofhuishouding (O), saprobie (S) en trofie (T), volgens de indeling in tabel 4.6 (Van Dam *et al.* 1994). De resulterende waarden zijn een getal tussen de 1 en 4, 1 en 5 en 1 en 7, waarbij een lage waarde een slechte kwaliteit aangeeft en een hoge waarde een slechte kwaliteit, behalve voor zuurstof daarbij is het omgekeerd (zie tabel B2-2).

TABEL B1-2 BETEKENIS INDICATIEWAARDEN VAN DAM INDICES (VAN DAM ET AL. 1994)

N	Stikstofopname			
1	Stikstofautotrofe soorten, tolerant voor zeer geringe concentraties organisch gebonden stikstof			
2	Stikstofautotrofe soorten, tolerant voor hogere concentraties organisch gebonden stikstof			
3	Facultatief stikstofheterotrofe soorten, hebben periodiek hogere concentraties organisch gebonden stikstof nodig			
4	Obligaat stikstofheterotrofe soorten, hebben voortdurend hogere concentraties organisch gebonden stikstof nodig			
0	Zuurstof			
1	Voortdurend hoog (ca. 100% verzadiging)			
2	Vrij hoog (> 75% verzadiging)			
3	Matig (>50% verzadiging)			
4	Laag (>30% verzadiging)			
5	Zeer laag (ca. 10% verzadiging)			
S	Saprobie	Waterkwaliteitsklasse	O ₂ -verzadiging (%)	Biologisch zuurstof verbruik (BOD ₅₂₀) (mg/l)
1	Oligosaproob	I, I-II	>85	<2
2	β-mesosaproob	II	70-85	2-4
3	α-mesosaproob	III	25-70	4-13
4	α-meso-/polysaproob	III-IV	10-25	13-22
5	polysaproob	IV	<10	>22
T	Trofie			
1	Oligotrafent			
2	Oligo-mesotrafent			
3	Mesotrafent			
4	Meso-eutrafent			
5	Eutrafent			
6	Hypereutrafent			
7	Indifferent			

Naast de indices van Van Dam *et al.* (1994), is de diversiteitsindex van Simpson bruikbaar voor het berekenen van de diversiteit van een fyto-benthosmonster. Deze index gebruikt zowel de abundantie van een soort (n_i) als het aantal soorten in het monster (N). D wordt dan gebruikt als maat voor diversiteit (tussen 0 en 1).

$$D = \frac{\sum_{i=1}^S n_i (n_i - 1)}{N(N - 1)} \quad (\text{Simpson, 1949})$$

Er zijn voor zowel macrofauna en fyto-benthos indices berekend. Omdat er met ecologische data wordt gewerkt moet er rekening gehouden worden met afwijkingen. Bij het evalueren van de verschillen tussen indices die berekend zijn in een boven- en benedenstrooms monster, is er rekening mee gehouden dat er bij een verschil dat kleiner is dan tien procent, geen uitspraak wordt gedaan over de indices.

BIJLAGE 2

OVERZICHT BESCHIKBARE WATERKWALITEITSGEGEVENS

Alleen voor de maanden juli, augustus, september zijn voor alle de vier locaties chemische gegevens beschikbaar. Daarom zijn de gemiddelde waarden en standaard afwijkingen alleen voor deze maanden bepaald. De RWZI effluent concentraties zijn wel jaargemiddelden van maandelijks metingen over 2008.

	Winterswijk												Aarle-Rixtel						Stadskanaal						Dussen					
	Bovenstrooms			Benedenstrooms			Bovenstrooms			Benedenstrooms			Bovenstrooms			Benedenstrooms			Bovenstrooms			Benedenstrooms			Bovenstrooms			Benedenstrooms		
	Gem.	St dev.		Gem.	St dev.		Gem.	St dev.		Gem.	St dev.		Gem.	St dev.		Gem.	St dev.		Gem.	St dev.		Gem.	St dev.		Gem.	St dev.				
Doorzicht	3	1	Dm	3	1	7	5	9	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3			
pH	7,5	0,3	-	7,5	0,2	7,5	0,2	7,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1			
T	15,1	1	°C	15,1	0,5	17,3	0,5	18,5	1,6	1,6	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5			
EGV	58	10	mS/m	58	15	70	15	53	2	2	63	9	45	11	11	52	4	58	3	3	65	4	4	65	4	4	4			
Chlorofyl-a	5,67	1,15	ug/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	4	4	4	2	2	0	0	2,5	1	1	2,5	1	1				
O ₂	54	9	%	61	8	61	8	62	9	9	57	3	39	25	58	55	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	-	-	Mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	4,1	2,9	6	5,7	7,7	1,9	3,6	2,4											
BZV ₅	1	0,6	Mg/l	3,1	-	-	-	-	-	-	-	2,5	0,7	1,5	0,7	2,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
CZV	24,7	4	Mg/l	29	-	-	-	-	-	-	-	84,5	0,7	54	2,8	17,3	4	20	5,6											
ZwStof	6,3	6,8	Mg/l	5,3	2,4	8,5	3,4	8,5	3,4	5,1	3,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
NO ₂ -N	0,08	0,05	Mg/l	0,26	0,14	0,07	0,01	0,07	0,01	0,17	0,03	0,93	0,24	0,49	0,11	0,65	0,87	0,54	0,08											
NO ₃ -N	2,33	0,29	Mg/l	1,2	0,3	2,93	0,23	2,93	0,23	2,33	0,15	0,11	0,02	0,07	0,02	0,04	0,04	0,25	0,22											
NH ₄ -N	0,1	0	Mg/l	2,83	1,62	0,32	0,1	0,32	0,1	1,27	0,57	6,95	3,61	0,9	0,71	0,12	0,1	3,48	2,95											
N-Kjeldahl	1,17	0,45	Mg/l	4,1	2,08	1,3	0,17	1,3	0,17	2,43	0,76	8,55	3,46	2,25	0,49	0,6	0,14	2,16												
N-biobeschikbaar	2,51	0,24	Mg/l	4,29	1,71	3,33	0,15	3,33	0,15	3,78	0,43	7,99	3,83	1,46	0,62	0,81	0,94	3,17												
N-totaal	3,58	0,67	Mg/l	5,56	2,17	4,31	0,06	4,31	0,06	4,94	0,63	9,59	3,68	2,81	0,4	1,28	0,87	2,39												
N-RWZI effluent			Mg/l	7,2						8,1				6,29				5,98												
PO ₄ -P	0,03	0	Mg/l	0,08	0,01	0,19	0,03	0,19	0,03	0,51	0,28	0,02	0,01	0,09	0,02	0,03	0	0,18												
P-biobeschikbaar	0,03	0	Mg/l	0,08	0,01	0,19	0,03	0,19	0,03	0,51	0,28	0,02	0,01	0,09	0,02	0,03	0	0,18												
P-totaal	0,1	0,05	Mg/l	0,22	0,03	0,38	0,06	0,38	0,06	0,7	0,27	0,14	0,08	0,21	0	0,07	0,06	0,21												
P-RWZI effluent			Mg/l	1,1						1,3				0,29				2,7												
Calcium	84,3	17,6	Mg/l	50	12,3	58,3	6,1	58,3	6,1	57,7	6,5	-	-	-	-	-	-	-												
Chloride	32,7	10	Mg/l	100,3	34,5	42,3	4	42,3	4	59,3	12,2	43	2,8	61	2,8	44	2,4	46	3,2											
Kalium	9,6	1,6	Mg/l	14,3	2,5	9,4	0,6	9,4	0,6	15,3	4	-	-	-	-	-	-	-												
Magnesium	8	1,2	Mg/l	5,8	1,4	7,9	0,5	7,9	0,5	7,6	0,8	-	-	-	-	-	-	-												
Natrium	18,7	5,5	Mg/l	77,7	25,7	33	2	33	2	52,7	13,3	-	-	-	-	-	-	-												

MTR- N-totaal: 2,2 mg/l

MTR P-totaal: 0,15 mg/l

BIJLAGE 3

ANALYSEGEDEGENS WATERBODEMS

Stoffen	eenheid	Winterswijk	Aarle-Rixtel		Stadskanaal		Dussen		
		indices strooms RWZI	beneden- strooms RWZI	boven- strooms RWZI	beneden- strooms RWZI	boven- strooms RWZI	beneden- strooms RWZI	boven- strooms RWZI	beneden- strooms RWZI
bodemsamenstelling									
gloeirest	%	99,3	99,4	96,7	99,5	98,6	97,1	91,8	93,5
Gloeiverlies	%	0,7	0,6	3,3	0,5	1,4	2,9	8,2	6,5
indamprest van slib	%	76,5	77,8	65,4	76,8	69,9	56,1	36,4	47,1
nutriënten									
totaal fosfaat als P	mg P/kg	120	280	8200	37	81	2100	2300	2900
kjeldahl-stikstof	mg N/kg	190	150	290	65	310	1200	3500	2300
bestrijdingsmiddelen									
24-DDD (op-DDD)	mg/kg	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
24-DDE (op-DDE)	mg/kg	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
24-DDT (op-DDT)	mg/kg	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
44-DDD (pp-DDD)	mg/kg	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
44-DDE (pp-DDE)	mg/kg	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
44-DDT (pp-DDT)	mg/kg	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
som DDD	mg/kg	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
som DDE	mg/kg	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
som DDT	mg/kg	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
som DDD / DDE / DDTs	mg/kg	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22
alfa - HCH	mg/kg	< 0,005	< 0,01	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,007	< 0,006
alfa-endosulfan	mg/kg	< 0,005	< 0,009	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
beta - HCH	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
chlooraan (cis)	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
chlooraan (trans)	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
som chlooraan	mg/kg	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007
gamma - HCH (lindaan)	mg/kg	< 0,005	< 0,009	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
som HCHs	mg/kg	0,01	0,017	0,01	0,01	0,01	0,01	0,012	0,011
aldrin	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
dieldrin	mg/kg	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008
endrin	mg/kg	< 0,005	< 0,023	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
isodrin	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,006	< 0,005	< 0,005
telodrin	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
som drins	mg/kg	0,013	0,025	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013
PAK's									
anthraceen	mg/kg	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
benz(a)anthraceen	mg/kg	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
benzo(a)pyreen	mg/kg	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
benzo(ghi)peryleen	mg/kg	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
benzo(k)fluorantheen	mg/kg	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
chryseen	mg/kg	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
fenanthreen	mg/kg	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
fluorantheen	mg/kg	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	0,28	0,17	0,19
indeno(123cd)pyreen	mg/kg	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
naftaleen	mg/kg	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
som PAK (10)	mg/kg	1	1	1	1	1	1,2	1,1	1,1
OCB's									
heptachloor	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
heptachloorepoxide (cis)	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
heptachloorepoxide (trans)	mg/kg	< 0,005	< 0,013	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,009	< 0,005
som c/t heptachloorepoxide	mg/kg	0,007	0,013	0,007	0,007	0,007	0,007	0,01	0,007
hexachloorbenzeen	mg/kg	< 0,0085	< 0,0085	< 0,0085	< 0,0085	< 0,0085	< 0,0085	< 0,0085	< 0,0085
hexachloorbutadieen	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
som OCBs (totaal)	mg/kg	0,28	0,31	0,28	0,28	0,28	0,28	0,29	0,28
zware metalen									
Arsen [As]	mg/kg	< 2	< 2	3	< 2	< 2	< 2	12	7
Cadmium [Cd]	mg/kg	0,21	0,3	0,39	< 0,1	0,46	0,24	0,39	0,14
Chroom [Cr]	mg/kg	< 8	< 9	< 7	< 9	< 9	< 8	32	27
Koper [Cu]	mg/kg	3	2	6	< 3	5	16	20	20
Kwik [Hg]	mg/kg	< 0,03	< 0,03	0,02	< 0,03	< 0,03	< 0,03	0,08	0,05
Lood [Pb]	mg/kg	5	4	7	< 4	17	8	25	19
Nikkel [Ni]	mg/kg	4	4	4	< 2	2	5	21	19
Zink [Zn]	mg/kg	33	44	65	12	21	57	120	88
PCB's									
PCB - 101	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
PCB - 118	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
PCB - 138	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
PCB - 153	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
PCB - 180	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
PCB - 28	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
PCB - 52	mg/kg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
som PCB's	mg/kg	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024

BIJLAGE 4A

MACROFYTEN BEDEKKING WINTERSWIJK

In deze bijlage zijn alle soorten water- en oeverplanten (macrofyten) en hun relatieve bedekkingen (%) weergegeven voor de locatie Winterswijk. De macrofyten met zeer lage bedekking zijn weergegeven als < 1.

Nederlandse naam	Latijnse naam	mei 2008		september 2008	
		Boven-strooms RWZI	Beneden-strooms RWZI	Boven-strooms RWZI	Beneden-strooms RWZI
	Soort				
Fluitekruid	<i>Anthriscus sylvestris</i>		< 1		
Sterrenkroos	<i>Callitriche spec.</i>		10	< 1	2
Grof hoornblad	<i>Ceratophyllum demersum</i>				< 1
Smalle waterpest	<i>Elodea nuttallii</i>	< 1			
Groot hoefblad	<i>Petasites hybridus</i>		< 1		
Riet	<i>Phragmites australis</i>		1		3
Gewone braam	<i>Rubus fruticosus</i>		< 1		
Bitterzoet	<i>Solanum dulcamara</i>		< 1		
Kleine egelskop	<i>Sparganium emersum</i>	< 1			
Grote brandnetel	<i>Urtica dioica</i>		< 1		
	Bedekking drijfslag vegetatie (%)				0,5
	Bedekking emerse laag vegetatie (%)		1,5		3
	Bedekking flab of darmwier (%)				
	Bedekking kroos of kroosvaren (%)				
	Bedekking submerse laag vegetatie (%)		10		1
	Totaal bedekking (%)	0	10	0	3

BIJLAGE 4B

MACROFYTEN BEDEKKING AARLE-RIXTEL

In deze bijlage zijn alle soorten water- en oeverplanten (macrofyten) en hun relatieve bedekkingen (%) weergegeven voor de locatie Aarle-Rixtel. De macrofyten met zeer lage bedekking zijn weergegeven als < 1.

Nederlandse naam	Latijnse naam	mei 2008		september 2008	
		Boven-strooms RWZI	Beneden-strooms RWZI	Boven-strooms RWZI	Beneden-strooms RWZI
Soort					
Fioringras	<i>Agrostis stolonifera</i>	1		1	
Zwarte els	<i>Alnus glutinosa</i>		< 1		
Ruwe berk	<i>Betula pendula</i>		< 1		
Zwart tandzaad	<i>Bidens frondosa</i>	< 1			
Sterrenkroos	<i>Callitriche spec.</i>	< 1	5	< 1	2
Haagwinde	<i>Calystegia sepium</i>			< 1	
Grof hoornblad	<i>Ceratophyllum demersum</i>	< 1		< 1	< 1
Draadwier	<i>Draadwieren (ondergedoken)</i>	1	5		
Smalle waterpest	<i>Elodea nuttallii</i>	< 1			
Gewone es	<i>Fraxinus excelsior</i>		< 1		
Kleefkruid	<i>Galium aparine</i>		< 1		
Moeraswalstro	<i>Galium palustre</i>	< 1			
Liesgras	<i>Glyceria maxima</i>	1		2	
Pitrus	<i>Juncus effusus</i>		< 1		
Klein kroos	<i>Lemna minor</i>	1		< 1	
Puntkroos	<i>Lemna trisulca</i>	< 1		< 1	
Echte koekoeksbloem	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	< 1			
Moerasvergeet-mij-nietje	<i>Myosotis palustris</i>	< 1		< 1	
Groot hoefblad	<i>Petasites hybridus</i>		< 1		
Riet	<i>Phragmites australis</i>	15	25	25	15
Zomereik	<i>Quercus robur</i>		< 1		
Blaartrekkende boterbloem	<i>Ranunculus sceleratus</i>	< 1			
Gele waterkers	<i>Rorippa amphibia</i>	< 1		< 1	
Gewone braam	<i>Rubus fruticosus</i>		< 1		
Wilg	<i>Salix spec.</i>			< 1	
Schietwilg	<i>Salix alba</i>	< 1	< 1		
Bitterzoet	<i>Solanum dulcamara</i>	< 1			
Kleine egelskop	<i>Sparganium emersum</i>	< 1	5< 1	7< 1	7< 1
Gewone smeerwortel	<i>Symphytum officinale</i>			< 1	
Grote lisdodde	<i>Typha latifolia</i>			< 1	
Grote brandnetel	<i>Urtica dioica</i>		< 1	< 1	< 1
	Bedekking drijfslag vegetatie (%)			20	1
	Bedekking emerse laag vegetatie (%)	15	25	25	15
	Bedekking flab of darmwier (%)	1	5		
	Bedekking kroos of kroosvaren (%)	1			
	Bedekking submerse laag vegetatie (%)	10	50	70	70
	Totaal bedekking (%)	25	75	80	80

BIJLAGE 4C

MACROFYTEN BEDEKKING STADSKANAAL

In deze bijlage zijn alle soorten water- en oeverplanten (macrofyten) en hun relatieve bedekkingen (%) weergegeven voor de locatie Stadskanaal. De macrofyten met zeer lage bedekking zijn weergegeven als < 1.

Nederlandse naam	Latijnse naam	mei 2008		september 2008	
		Boven-strooms RWZI	Beneden-strooms RWZI	Boven-strooms RWZI	Beneden-strooms RWZI
Soort					
Zwanebloem	<i>Butomus umbellatus</i>	1			
Sterrenkroos (G)	<i>Callitriche spec.</i>		3		5
Ruige zegge	<i>Carex hirta</i>	< 1			
Grof hoornblad	<i>Ceratophyllum demersum</i>	1	1	1	40
Draadwier	<i>Draadwieren (ondergedoken)</i>		< 1		
Smalle waterpest	<i>Elodea nuttallii</i>		< 1	< 1	
Hurig wilgeroosje	<i>Epilobium hirsutum</i>	< 1			
Liesgras	<i>Glyceria maxima</i>	3	3	2	2
Gele lis	<i>Iris pseudacorus</i>	< 1	< 1		
Pitrus	<i>Juncus effusus</i>	1	< 1	< 1	
Klein kroos	<i>Lemna minor</i>				50
Dwergkroos	<i>Lemna minuscula</i>		< 1		
Puntkroos	<i>Lemna trisulca</i>		< 1		
Zomp- en Moerasvergeet-mij-nietje	<i>Myosotis laxa + Myosotis palustris</i>		< 1		
Aarvederkruid	<i>Myriophyllum spicatum</i>	1		< 1	
Gele plomp	<i>Nuphar lutea</i>	10		5	
Witte waterlelie	<i>Nymphaea alba</i>	2		1	
Riet	<i>Phragmites australis</i>	< 1	< 1		< 1
Veenwortel	<i>Polygonum amphibium</i>	< 1			
Gekroesd fonteinkruid	<i>Potamogeton crispus</i>	< 1			
Glanzig fonteinkruid	<i>Potamogeton lucens</i>	< 1			
Drijvend fonteinkruid	<i>Potamogeton natans</i>	3			
Stomp fonteinkruid	<i>Potamogeton obtusifolius</i>	< 1		2	
Tenger fonteinkruid	<i>Potamogeton pusillus</i>		3		
Waterzuring	<i>Rumex hydrolapathum</i>	< 1	< 1		
Pijlkruid	<i>Sagittaria sagittifolia</i>		5		8
Grote egelskop s.l.	<i>Sparganium erectum</i>	< 1		5	5
Veelwortelig kroos	<i>Spirodela polyrhiza</i>		< 1		
	Bedekking drijfslag vegetatie (%)	15	1	5	
	Bedekking emerse laag vegetatie (%)	5	5	5	10
	Bedekking flab of darmwier (%)		1		1
	Bedekking kroos of kroosvaren (%)		1		50
	Bedekking submerse laag vegetatie (%)	5	8	5	40
	Totaal bedekking(%)	25	15	15	50

BIJLAGE 4D

MACROFYTEN BEDEKKING DUSSEN

In deze bijlage zijn alle soorten water- en oeverplanten (macrofyten) en hun relatieve bedekkingen (%) weergegeven voor de locatie Dussen. De macrofyten met zeer lage bedekking zijn weergegeven als < 1.

Nederlandse naam	Latijnse naam	mei 2008		september 2008	
		Boven-strooms RWZI	Beneden-strooms RWZI	Boven-strooms RWZI	Beneden-strooms RWZI
	Soort				
Sterrenkroos	<i>Callitriche spec.</i>	90	70		25
Pinksterbloem	<i>Cardamine pratensis</i>		< 1		
Oeverzegge	<i>Carex riparia</i>				< 1
Grof hoornblad	<i>Ceratophyllum demersum</i>	65	< 1		< 1
Draadwier	<i>Draadwieren (ondergedoken)</i>	5	2	60	35
Smalle waterpest	<i>Elodea nuttallii</i>	< 1	< 1	25	30
Darmwier	<i>Enteromorpha</i>	1	5		
Lidrus	<i>Equisetum palustre</i>			< 1	< 1
Liesgras	<i>Glyceria maxima</i>		< 1	50	< 1
Kikkerbeet	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>				1
Pitrus	<i>Juncus effusus</i>		< 1		
Zeegroene rus	<i>Juncus inflexus</i>				0,5
Klein kroos	<i>Lemna minor</i>	< 1	< 1		8
Witte waterlelie	<i>Nymphaea alba</i>	< 1			
Rietgras	<i>Phalaris arundinacea</i>		< 1	30	< 1
Riet	<i>Phragmites australis</i>	6	< 1	1	< 1
Ruw beemdgras	<i>Poa trivialis</i>		2		
Gekroesd fonteinkruid	<i>Potamogeton crispus</i>		< 1		
Schedefonteinkruid	<i>Potamogeton pectinatus</i>		30		
Veelwortelig kroos	<i>Spirodela polyrhiza</i>		1		4
Gewone smeewortel	<i>Symphytum officinale</i>	< 1	< 1		< 1
Grote brandnetel	<i>Urtica dioica</i>			5	
Echte valeriaan	<i>Valeriana officinalis</i>	< 1	< 1		
	Bedekking drijfslag vegetatie (%)	25	10		5
	Bedekking emerse laag vegetatie (%)	6	2	1	3
	Bedekking flab of darmwier (%)	3	5	60	35
	Bedekking kroos of kroosvaren (%)	5	1		12
	Bedekking submerse laag vegetatie (%)	100	95	25	80
	Totaal bedekking (%)	100	99	80	90

BIJLAGE 5A

OVERZICHT MACROFAUNA WINTERSWIJK

In deze bijlage zijn alle macrofauna soorten en aantallen weergegeven voor de locatie Winterswijk. De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het monster zijn gevonden voor het RWZI effluent lozingspunt worden met groen aangegeven (■). De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het benedenstroomse monster zijn gevonden, worden aangegeven met oranje (■).

Groep	Soort	mei 2008		september 2008	
		Bovenstrooms RWZI	Benedenstrooms RWZI	Bovenstrooms RWZI	Benedenstrooms RWZI
ARACH	<i>Arrenurus</i>				1
	<i>Arrenurus albator</i>				1
	<i>Forelia variegator</i>			1	
	<i>Hygrobates longipalpis</i>	3		19	
	<i>Hygrobates nigromaculatus</i>	27	1	143	6
	<i>Lebertia inaequalis</i>	18		28	1
	<i>Lebertia rivulorum</i>	2			
	<i>Limnesia koenikei</i>		1		1
	<i>Limnesia maculata s. str.</i>			1	
	<i>Limnesia undulatoides</i>				1
	<i>Mideopsis orbicularis</i>		2		
	<i>Mideopsis roztoczensis</i>			1	1
	<i>Neumania limosa</i>			1	
	<i>Sperchon clupeiifer</i>	2	1		
	<i>Sperchon turgidus</i>	1			
COLEO	<i>Elmis aenea</i>	2			2
	<i>Haliplus (Haliplus)</i>				1
	<i>Haliplus fluviatilis</i>				1
	<i>Hydroporus palustris</i>		1		
CRAMP	<i>Gammaridae</i>	357	419	8	21
	<i>Gammarus</i>	5			5
	<i>Gammarus fossarum</i>			5	
	<i>Gammarus pulex</i>	16	2	4	5
	<i>Gammarus roeseli</i>	69	69	63	187
CRISO	<i>Asellus aquaticus</i>	1	5		40
	<i>Proasellus coxalis</i>		1		
DICHI	<i>Anatopynia plumipes</i>	2			
	<i>Chironomus</i>	18	275	1	8
	<i>Chironomus annularius agg.</i>		6		
	<i>Cladotanytarsus</i>	12		2	
	<i>Corynoneura scutellata agg.</i>	4			
	<i>Cricotopus bicinctus</i>	2	51		
	<i>Cricotopus sylvestris gr.</i>	2	38		
	<i>Dicrotendipes</i>				4
	<i>Dicrotendipes notatus</i>				4
	<i>Micropsectra</i>	6	19		

	<i>Microtendipes chloris gr.</i>			8
	<i>Paracladius conversus</i>	2		
	<i>Paracladopelma laminatum</i>		6	
	<i>Paracladopelma laminatum agg.</i>	12	115	
	<i>Paracladopelma nigrifulum</i>	2		
	<i>Paratanytarsus</i>	6		36
	<i>Paratanytarsus dissimilis agg.</i>			188
	<i>Paratanytarsus lauterborni</i>			140
	<i>Paratendipes albimanus</i>	16	6	3
	<i>Phaenopsectra</i>	4		
	<i>Polypedilum</i>	14	6	3
	<i>Polypedilum convictum</i>	2		
	<i>Polypedilum cultellatum</i>		13	
	<i>Polypedilum nubeculosum</i>			3
	<i>Polypedilum pedestre</i>	2		
	<i>Polypedilum scalaenum</i>	24	6	
	<i>Potthastia longimanus</i>	14		
	<i>Procladius</i>	2		
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	24	38	2 4
	<i>Psectrotanytarsus varius</i>		6	
	<i>Stictochironomus</i>	2		7
	<i>Stictochironomus maculipennis</i>	2		
	<i>Tanytarsus</i>	10	32	
	<i>Tanytarsus pallidicornis</i>	6	45	
	<i>Tanytarsus verralli gr.</i>	2		
	<i>Tvetenia discoloripes agg.</i>	12		
DIPTE	<i>Ceratopogonidae</i>	2		1
	<i>Hydrellia</i>			4
EPHEM	<i>Baetis vernus</i>	6	2	
	<i>Caenis horaria</i>	6	1	8
	<i>Caenis luctuosa</i>	6	1	6
	<i>Cloeon dipterum</i>			38
	<i>Ephemera danica</i>	4		1
	<i>Habrophlebia fusca</i>	2	4	
	<i>Leptophlebiidae</i>	14		
FISH	<i>Gasterosteus aculeatus</i>			1
	<i>Gobio gobio</i>			1
HERPA	<i>Rana</i>		1	
HETER	<i>Corixinae</i>			1
	<i>Cymatia coleopttrata</i>		1	
	<i>Gerris lacustris</i>			8
	<i>Micronecta</i>			1
	<i>Sigara striata</i>			46
HIRU	<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>			1
	<i>Erpobdella</i>		1	1
	<i>Erpobdella octoculata</i>	1	2	14
	<i>Helobdella stagnalis</i>		2	8
	<i>Hemiclepsis marginata</i>		1	
MOLBI	<i>Pisidium casertanum plicatum</i>			9
	<i>Pisidium henslowanum</i>			1
	<i>Pisidium supinum</i>	5	12	2
	<i>Sphaerium corneum</i>			1
	<i>Sphaerium corneum/nucleus</i>		1	1 1
MOLGA	<i>Gyraulus albus</i>		1	232

	<i>Lymnaea stagnalis</i>			9
	<i>Physella acuta</i>			40
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1		5
	<i>Radix ovata</i>			5
	Succineidae			3
	<i>Valvata piscinalis</i>		10	3
ODONA	<i>Calopteryx splendens</i>	1		2
	<i>Coenagrion</i>			2
	<i>Coenagrion puella/pulchellum</i>			21
	<i>Ischnura elegans</i>			32
	Zygoptera	2		9
OLILL	<i>Lumbriculus variegatus</i>	1		1
OLINA	<i>Dero digitata</i>		1	1
	<i>Nais elinguis</i>	1		
	<i>Ophidonais serpentina</i>	1		1
OLITM	<i>Psammoryctides barbatus</i>	1		
	<i>Tubifex tubifex</i>		9	2
	<i>Tubificidae met haarborstels</i>	2	16	1
OLITZ	<i>Limnodrilus claparedeianus</i>		3	2
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	1	22	2
	<i>Tubificidae zonder haarborstels</i>	5	50	6
TRICH	<i>Anabolia nervosa</i>	4	1	
	<i>Hydropsyche</i>		1	
	<i>Hydroptila</i>	11		
	Limnephilidae	2		
	<i>Limnephilus lunatus</i>	1		
	<i>Lype reducta</i>	1		
	<i>Mystacides</i>		7	38
	<i>Mystacides nigra</i>	1	3	
	<i>Potamophylax</i>	1		
<hr/>				
Totaal individuen		785	1287	380
Aantal soorten		60	44	39
<hr/>				

BIJLAGE 5B

OVERZICHT MACROFAUNA AARLE-RIXTEL

In deze bijlage zijn alle macrofauna soorten en aantallen weergegeven voor de locatie Aarle-Rixtel. De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het monster zijn gevonden voor het RWZI effluent lozingspunt worden met groen aangegeven (■). De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het benedenstroomse monster zijn gevonden, worden aangegeven met oranje (■).

Groep	Soort	mei 2008		september 2008	
		Bovenstrooms	Benedenstrooms	Bovenstrooms	Benedenstrooms
		RWZI	RWZI	RWZI	RWZI
ARACH	<i>Arrenurus albator</i>				1
	<i>Forelia liliacea</i>	2			
	<i>Forelia variegator</i>	1	1		
	<i>Hygrobates nigromaculatus</i>	2			
	<i>Hygrobates trigonicus</i>	5			1
	<i>Lebertia inaequalis</i>			13	11
	<i>Lebertia insignis</i>	3			
	<i>Limnesia marmorata</i>	2			
	<i>Limnesia undulata</i>	2		1	
	<i>Limnesia undulatoidea</i>				
	<i>Mideopsis orbicularis</i>	1	4	1	
	<i>Mideopsis roztoczensis</i>				7
	<i>Neumania imitata</i>				1
	<i>Piona pusilla</i>	1			
	<i>Unionicola minor</i>				3
COLEO	<i>Haliphus</i>			1	
	<i>Haliphus (Haliphus)</i>			1	
	<i>Haliphus fluviatilis</i>				1
	<i>Haliphus heydeni</i>		1		
	<i>Haliphus wehnckei</i>		2		
	<i>Hygrotus</i>	1			
	<i>Laccobius</i>			1	
CRAMP	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>			20	
	<i>Dikerogammarus villosus</i>			4	
	<i>Echinogammarus trichiatus</i>			8	2
	<i>Gammaridae</i>	11		120	11
	<i>Gammarus fossarum</i>				5
	<i>Gammarus pulex</i>		158		6
CRISO	<i>Gammarus tigrinus</i>	18		56	
	<i>Asellidae</i>				4
CRISO	<i>Asellus aquaticus</i>	23	122	22	104
	DICHI	<i>Ablabesmyia</i>			
<i>Ablabesmyia longistyla</i>			16	2	
<i>Apsectrotanytus trifascipennis</i>				2	
<i>Chironomus</i>		48	32		1
DICHI	<i>Chironomus annularius agg.</i>		16		

<i>Chironomus commutatus</i>	5			
<i>Chironomus nudatarsis</i>	16			4
<i>Chironomus obtusidens</i>	21			
<i>Cladopelma goetghebueri gr.</i>				
<i>Cladotanytarsus</i>	11			
<i>Clinotanypus nervosus</i>	5		14	13
<i>Conchapelopia melanops</i>		16		
<i>Corynoneura</i>			2	
<i>Corynoneura scutellata agg.</i>				4
<i>Cricotopus bicinctus</i>	21	64	48	28
<i>Cricotopus sylvestris</i>		16		
<i>Cricotopus sylvestris gr.</i>	16	496	5	7
<i>Cryptochironomus</i>		16		1
<i>Dicrotendipes</i>				
<i>Dicrotendipes nervosus</i>			2	1
<i>Glyptotendipes</i>				5
<i>Glyptotendipes pallens agg.</i>				15
<i>Glyptotendipes paripes</i>				1
<i>Harnischia</i>	11	16	11	3
<i>Micropsectra</i>		48		
<i>Microtendipes chloris gr.</i>	37			1
<i>Nanocladius bicolor agg.</i>			2	
<i>Parachironomus arcuatus</i>		16		
<i>Parachironomus arcuatus gr.</i>		80		
<i>Parachironomus biannulatus</i>	16			
<i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i>			6	
<i>Paratanytarsus</i>	5		2	
<i>Paratanytarsus dissimilis</i>	11			
<i>Paratanytarsus dissimilis agg.</i>	48	64	54	20
<i>Paratanytarsus lauterborni</i>				
<i>Paratendipes albimanus</i>	5			1
<i>Phaenopsectra</i>				4
<i>Polypedilum</i>		16	2	
<i>Polypedilum bicrenatum</i>	5			
<i>Polypedilum cultellatum</i>	16	16	6	4
<i>Polypedilum nubeculosum</i>	21		2	3
<i>Potthastia longimanus</i>			2	
<i>Procladius</i>	53		8	11
<i>Prodiamesa olivacea</i>	27		2	1
<i>Psectrotanypus varius</i>	27			
<i>Rheotanytarsus</i>	133	528		
<i>Rheotanytarsus photophilus</i>	11			
<i>Tanytarsus</i>				1
<i>Tanytarsus ejuncidus</i>	16			
DIPTE				
<i>Atrichopogon</i>			3	
<i>Ceratopogonidae</i>	6		2	
<i>Chrysops</i>			1	
<i>Hydrellia</i>			1	1
<i>Simulium</i>				2
<i>Simulium erythrocephalum</i>	222	442	6	22
EPHEM				
<i>Baetidae</i>	1			
<i>Caenis horaria</i>	2		14	
<i>Caenis luctuosa</i>	3		5	
<i>Caenis robusta</i>	7			

FISH	<i>Cobitis taenia</i>		1		
HERPA	<i>Rana</i>	1	1		
HETER	<i>Corixinae</i>	2			
	<i>Gerris lacustris</i>			1	
	<i>Ilyocoris cimicoides</i>			1	
	<i>Micronecta</i>			2	5
	<i>Micronecta scholtzi</i>	3			
	<i>Notonecta</i>		1		
	<i>Notonecta glauca</i>				1
	<i>Sigara striata</i>	1			1
HIRU	<i>Erpobdella</i>				3
	<i>Erpobdella octoculata</i>		6		5
	<i>Helobdella stagnalis</i>	2	4	5	7
	<i>Piscicola</i>	1			
LEPID	<i>Acentria ephemerella</i>			1	
MOLBI	<i>Corbicula fluminea</i>	5		12	
	<i>Dreissena polymorpha</i>	2			
	<i>Musculium lacustre</i>	4		3	
	<i>Pisidium</i>	2		1	
	<i>Pisidium casertanum</i>				22
	<i>Pisidium casertanum plicatum</i>	2		16	
	<i>Pisidium moitessierianum</i>	2		1	
	<i>Pisidium nitidum</i>	1		1	
	<i>Pisidium subtruncatum</i>	1	1	1	9
	<i>Pisidium supinum</i>	9		1	
	<i>Sphaerium corneum/nucleus</i>		3		25
	<i>Unio tumidus</i>			1	
MOLGA	<i>Ancylus fluviatilis</i>				1
	<i>Anisus vortex</i>	1			1
	<i>Bithynia tentaculata</i>			4	
	<i>Ferrissia fragilis</i>	1	1	2	3
	<i>Gyraulus albus</i>	9			7
	<i>Physa fontinalis</i>		1		8
	<i>Physella acuta</i>	10		49	11
	<i>Planorbis</i>				1
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1			
	<i>Radix auricularia</i>			1	1
	<i>Valvata piscinalis</i>	8		10	26
NEMER	<i>Prostoma</i>			5	1
ODONA	<i>Calopteryx splendens</i>	100		6	1
	<i>Erythromma najas</i>				1
	<i>Erythromma viridulum</i>	3			
	<i>Ischnura elegans</i>	2		4	3
	<i>Lestes viridis</i>	1			
	<i>Platycnemis pennipes</i>				2
	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	1			
	<i>Zygoptera</i>				2
OLIEN	<i>Enchytraeidae</i>		14		
OLINA	<i>Ophidonais serpentina</i>	1	24		
	<i>Ripistes parasita</i>				
	<i>Stylaria lacustris</i>		2		6
OLITM	<i>Aulodrilus japonicus</i>	8	4	12	5
	<i>Psammoryctides barbatus</i>		4		
	<i>Quistadrilus multisetosus</i>	1			3

	<i>Tubificidae met haarborstels</i>	1	24	5	6
OLITZ	<i>Limnodrilus claparedeianus</i>				3
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	6	44		3
	<i>Potamothrix moldaviensis</i>	1			
	<i>Tubificidae zonder haarborstels</i>	44	84	6	18
PLATY	<i>Dugesia tigrina</i>			10	
POCHA	<i>Hypania invalida</i>	3		1	
TRICH	<i>Anabolia nervosa</i>	1			
	<i>Ecnomus tenellus</i>			1	
	<i>Hydropsyche</i>				3
	<i>Hydropsyche angustipennis</i>				2
	<i>Hydroptila</i>	1			
	<i>Mystacides</i>			1	1
	<i>Mystacides nigra</i>			1	
	<i>Neureclipsis bimaculata</i>	1			
	<i>Oecetis furva</i>				1
TRICH	TRICHOPTERA	1			
Totaal individuen		1144	2405	615	512
Aantal soorten		81	40	67	73

BIJLAGE 5C

OVERZICHT MACROFAUNA STADSKANAAL

In deze bijlage zijn alle macrofauna soorten en aantallen weergegeven voor de locatie Stadskanaal. De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het monster zijn gevonden voor het RWZI effluent lozingspunt worden met groen aangegeven (■). De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het benedenstroomse monster zijn gevonden, worden aangegeven met oranje (■).

Groep	Soort	mei 2008		september 2008	
		Bovenstrooms	Benedenstrooms	Bovenstrooms	Benedenstrooms
		RWZI	RWZI	RWZI	RWZI
ARACH	<i>Arrenurus bicuspidator</i>		1		
	<i>Arrenurus crassicaudatus</i>	2	4	5	18
	<i>Arrenurus sinuator</i>				2
	<i>Arrenurus tricuspikator</i>				1
	<i>Limnesia maculata s. str.</i>		2		8
	<i>Limnesia undulata</i>	24	9	12	20
	<i>Mideopsis orbicularis</i>			2	
	<i>Neumania deltoides</i>		1	1	2
	<i>Piona coccinea</i>	3			
	<i>Piona conglobata</i>	43	1	9	
	<i>Piona imminuta</i>		2		5
	<i>Piona neumani</i>		2		
	<i>Piona variabilis</i>	7			
	<i>Pionidae</i>			1	3
	<i>Unionicola aculeata</i>			2	
	<i>Unionicola crassipes</i>	19		5	1
<i>Unionicola minor</i>			3		
COLBL	<i>Podura aquatica</i>	1			
COLEO	<i>Anacaena globulus</i>				1
	<i>Donacia</i>	1		1	
	<i>Enochrus testaceus</i>		1		
	<i>Haliphus fluviatilis</i>	1			
	<i>Hygrota versicolor</i>				1
	<i>Laccobius minutus</i>	1			
CRAMP	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	5	26	48	157
	<i>Gammaridae</i>		1	1	
	<i>Gammarus</i>		2		
	<i>Gammarus fossarum</i>			1	
	<i>Gammarus pulex</i>				3
CRISO	<i>Asellidae</i>			2	
	<i>Asellus aquaticus</i>	46	114	124	800
CRUST	<i>Argulus foliaceus</i>	3			
DICHI	<i>Chaetocladus piger agg.</i>	1			
	<i>Chironomus</i>	1	45		72
	<i>Chironomus nuditarsis</i>				72
	<i>Cladopelma goetghebueri gr.</i>			17	

	<i>Clinotanypus nervosus</i>			3	
	<i>Corynoneura scutellata</i> agg.	1	6	7	
	<i>Cricotopus intersectus</i>	1			
	<i>Cricotopus intersectus</i> agg.	4	3	17	
	<i>Cricotopus sylvestris</i>	5	16		
	<i>Cricotopus sylvestris</i> gr.	12	208	202	
	<i>Dicrotendipes nervosus</i>			3	
	<i>Dicrotendipes notatus</i>				8
	<i>Endochironomus tendens</i>	10	3		
	<i>Glyptotendipes</i>			60	43
	<i>Glyptotendipes pallens</i> agg.	25			3
	<i>Glyptotendipes paripes</i>	2	6	3	5
	<i>Kiefferulus tendipediformis</i>	1			
	<i>Microchironomus tener</i>			3	
	<i>Microtendipes chloris</i> gr.	4		17	
	<i>Parachironomus arcuatus</i>		3		
	<i>Parachironomus arcuatus</i> gr.	6	90	3	3
	<i>Paratanytarsus</i>		3		
	<i>Paratanytarsus dissimilis</i>	1			
	<i>Paratanytarsus dissimilis</i> agg.	1			
	<i>Phaenopsectra</i>	1		17	
	<i>Polypedilum</i>		3	3	
	<i>Polypedilum nubeculosum</i>	1			
	<i>Polypedilum sordens</i>			3	
	<i>Procladius</i>			10	45
	<i>Procladius (Holotanypus)</i>	1			
	<i>Psectrocladius sordidellus/limbatellus</i> gr.	1			
	<i>Psectrocladius sordidellus/ventricosus</i>	2			
	<i>Psectrotanypus varius</i>				3
	<i>Tanypus kraatzi</i>				35
	<i>Tanytarsus</i>			7	
	<i>Tanytarsus mendax</i> gr.			3	
DIPTE	<i>Ceratopogonidae</i>		4		
	<i>Chaoborus</i>		1		
	<i>Chaoborus flavicans</i>			2	1
	<i>Hydrellia</i>	1	1		1
	<i>Sphaeromias</i>		1		
EPHEM	<i>Caenis horaria</i>	2		22	
	<i>Caenis robusta</i>	1		3	7
	<i>Cloeon dipterum</i>		4	27	3
HETER	<i>Corixinae</i>		4		
	<i>Gerris</i>	1	1		
	<i>Gerris lacustris</i>			1	
	<i>Micronecta</i>			2	
	<i>Micronecta scholtzi</i>	18			
	<i>Microvelia reticulata</i>	1			
	<i>Notonecta</i>	1	6		
	<i>Plea minutissima</i>		1		2
	<i>Sigara striata</i>		13		3
HIRU	<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>		4	1	3
	<i>Alboglossiphonia hyalina</i>		3		
	<i>Alboglossiphonia striata</i>		7		
	<i>Erpobdella</i>				1
	<i>Erpobdella octoculata</i>		8	28	22

	<i>Helobdella stagnalis</i>	69	31	15
	<i>Hemiclepsis marginata</i>	2	1	
	<i>Piscicola</i>	3		
HYDRO	<i>Hydridae</i>	2		
LEPID	<i>Schoenobius gigantella</i>	1		
MOLBI	<i>Anodonta</i>		1	
	<i>Musculium lacustre</i>	2		1
	<i>Pisidium</i>		1	
	<i>Pisidium casertanum plicatum</i>		22	
	<i>Sphaerium corneum/nucleus</i>	15	2	11
MOLGA	<i>Acroloxus lacustris</i>	18	60	
	<i>Ancylus fluviatilis</i>		5	
	<i>Anisus vortex</i>	5	55	5
	<i>Bithynia leachi</i>	5	24	62
	<i>Bithynia tentaculata</i>	2	5	11
	<i>Ferrissia fragilis</i>		4	
	<i>Gyraulus albus</i>		4	3
	<i>Gyraulus crista</i>		1	
	<i>Hippeutis complanatus</i>		1	
	<i>Lymnaea stagnalis</i>	1		
	<i>Physa fontinalis</i>		4	
	<i>Physella acuta</i>		2	
	<i>Planorbidae</i>	2		
	<i>Planorbis</i>		1	
	<i>Planorbis carinatus</i>	1		
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>			2
	<i>Radix auricularia</i>	9	11	7
	<i>Radix ovata</i>	1		
	<i>Valvata piscinalis</i>	2	1	26
	<i>Viviparus contectus</i>	1		
ODONA	<i>Erythromma najas</i>	8	1	5
	<i>Ischnura elegans</i>	2	3	6
	<i>Pyrhosoma nymphula</i>	1		
	<i>Zygoptera</i>		3	2
OLILL	<i>Lumbriculus variegatus</i>	1	6	
OLINA	<i>Aulophorus furcatus</i>			2
	<i>Dero digitata</i>			6
	<i>Nais</i>			1
	<i>Ophidonais serpentina</i>	6	52	
	<i>Ripistes parasita</i>	1		
	<i>Stylaria lacustris</i>	18	6	5
OLITM	<i>Aulodrilus plurisetia</i>		2	
	<i>Ilyodrilus templetoni</i>			1
	<i>Potamothenix hammoniensis</i>			2
	<i>Psammoryctides barbatus</i>			1
	<i>Quistadrilus multisetosus</i>	1		
	<i>Tubifex ignotus</i>			1
	<i>Tubifex tubifex</i>		2	
	<i>Tubificidae met haarborstels</i>		4	1
OLITZ	<i>Limnodrilus claparedeianus</i>		32	2
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>		12	3
	<i>Tubificidae zonder haarborstels</i>	1	102	30
PLATY	<i>Dugesia tigrina</i>			54
TRICH	<i>Anabolia nervosa</i>	1		

<i>Mystacides</i>	3		2	
<i>Mystacides longicornis</i>			1	
<i>Oecetis furva</i>		2		
<i>Orthotrichia costalis</i>	1			
<i>Phryganea</i>		1		
<i>Triaenodes bicolor</i>			2	
Totaal individuen	372	1082	882	13588
Aantal soorten	66	67	72	51

BIJLAGE 5D

OVERZICHT MACROFAUNA DUSSEN

In deze bijlage zijn alle macrofauna soorten en aantallen weergegeven voor de locatie Dussen. De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het monster zijn gevonden voor het RWZI effluent lozingspunt worden met groen aangegeven (■). De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het benedenstroomse monster zijn gevonden, worden aangegeven met oranje (■).

Groep	Soort	mei 2008		september 2008	
		Bovenstrooms	Benedenstrooms	Bovenstrooms	Benedenstrooms
		RWZI	RWZI	RWZI	RWZI
ARACH	<i>Arrenurus buccinator</i>				1
	<i>Arrenurus crassicaudatus</i>			2	
	<i>Arrenurus securiformis</i>			6	2
	<i>Hydrachna cruenta</i>			2	
	<i>Hydrachna globosa</i>	1			
	<i>Limnesia fulgida</i>			4	1
	<i>Limnesia maculata s. str.</i>	2	63	2	10
	<i>Limnesia undulata</i>	5	4	40	10
	<i>Limnesia undulatooides</i>	1		2	
	<i>Piona coccinea</i>		7		
	<i>Piona pusilla</i>	2			
	<i>Pionidae</i>	1		4	
	<i>Pionopsis lutescens</i>		1		
COLEO	<i>Curculionidae</i>			2	
	<i>Halipus</i>	8	1	4	
	<i>Halipus (Halipus)</i>	3	2	4	1
	<i>Halipus fluviatilis</i>	1	1	2	
	<i>Halipus heydeni</i>				1
	<i>Halipus immaculatus</i>		2	2	1
	<i>Halipus laminatus</i>	1		16	9
	<i>Halipus lineolatus</i>	1			2
	<i>Helophorus brevipalpis</i>		6		
	<i>Hydrophilus piceus</i>	2			
	<i>Hygrobia hermanni</i>				2
	<i>Hygrotus</i>	4			
	<i>Hygrotus versicolor</i>	3	2		7
	<i>Hyphydrus ovatus</i>	3		6	1
	<i>Laccophilus</i>	4			
	<i>Laccophilus hyalinus</i>	1			
<i>Noterus clavicornis</i>		2			
<i>Noterus crassicornis</i>		1			
CRAMP	<i>Gammaridae</i>	10		2	
	<i>Gammarus</i>		6		
	<i>Gammarus fossarum</i>				2
	<i>Gammarus pulex</i>	2	1	12	14
	<i>Gammarus tigrinus</i>		2		

CRISO	ASELLOTA	48			
	<i>Asellus aquaticus</i>	99	341	816	1184
	<i>Proasellus coxalis</i>	19	8	64	352
DICHI	<i>Chironomus</i>	1	16		
	<i>Clinotanypus nervosus</i>	3		20	1
	<i>Corynoneura scutellata</i> agg.		16		
	<i>Cricotopus sylvestris</i>	4	16		
	<i>Cricotopus sylvestris</i> gr.	43	1488		2
	<i>Endochironomus albipennis</i>	1	16		
	<i>Microtendipes chloris</i> gr.			2	
	<i>Parachironomus arcuatus</i> gr.	1			
	<i>Polypedilum nubeculosum</i>		32		
	<i>Procladius</i>	1		6	
	<i>Procladius (Psilotanypus)</i>				1
	<i>Psectrocladius</i>		16		
	<i>Psectrocladius sordidellus/limbatellus</i> gr.	1	16		
	<i>Psectrotanypus varius</i>				1
	<i>Tanytarsus pallidicornis</i> gr.			8	
DIPTE	<i>Ceratopogonidae</i>			2	1
	<i>Sepedon</i>	2			
	<i>Sphaeromias</i>		5		
EPHEM	<i>Baetidae</i>		2	2	
	<i>Caenis robusta</i>			4	
	<i>Cloeon dipterum</i>	1	1	34	2
FISH	<i>Pungitius pungitius</i>	2			
HERPA	<i>Bufo bufo</i>		1		
HETER	<i>Corixinae</i>	4			
	<i>Notonecta</i>	2	19		
	<i>Notonecta glauca</i>			2	
	<i>Notonecta maculata</i>			2	
	<i>Sigara falleni</i>			2	
	<i>Sigara falleni</i> gr.	7	1	2	
	<i>Sigara striata</i>	61	2	4	5
HIRU	<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	11	10		5
	<i>Alboglossiphonia hyalina</i>	1	1		
	<i>Erpobdella</i>	3	3		
	<i>Erpobdella nigricollis</i>			14	1
	<i>Erpobdella octocolata</i>	1	1	24	38
	<i>Erpobdella testacea</i>				6
	<i>Glossiphonia complanata</i>			16	
	<i>Haemopsis sanguisuga</i>		2		
	<i>Helobdella stagnalis</i>	4			8
	<i>Hemiclepsis marginata</i>		2		
	<i>Theromyzon tessellatum</i>	4	1		
MEGAL	<i>Sialis lutaria</i>			22	
MOLBI	<i>Musculium lacustre</i>	32	24		4
	<i>Pisidium</i>		2		
	<i>Pisidium amnicum</i>	11		6	
	<i>Pisidium nitidum</i>	11	4	80	8
	<i>Pisidium subtruncatum</i>		4	51	4
	<i>Pisidium supinum</i>	11			
	<i>Sphaerium corneum/nucleus</i>	533	86	32	168
MOLGA	<i>Anisus vortex</i>	187	320	64	32
	<i>Bathyomphalus contortus</i>	47		48	

	<i>Bithynia</i>	93		
	<i>Bithynia leachi</i>	140	96	752 1344
	<i>Bithynia tentaculata</i>	280	32	560 384
	<i>Gyraulus albus</i>			352
	<i>Hippeutis complanatus</i>		24	32 32
	<i>Marstoniopsis scholtzi</i>			32
	<i>Physa fontinalis</i>	47		48 128
	<i>Physidae</i>		8	
	<i>Planorbarius comeus</i>			39
	<i>Planorbis</i>		88	64
	<i>Planorbis carinatus</i>		8	
	<i>Planorbis planorbis</i>	1120	144	32
	<i>Radix</i>	560	8	
	<i>Radix ovata</i>	5087		32
	<i>Stagnicola palustris-complex</i>	140		
	<i>Valvata cristata</i>			96
	<i>Valvata piscinalis</i>	140	304	16 800
MOLGA	<i>Viviparus contectus</i>	47		
ODONA	<i>Aeshna grandis</i>		1	
	<i>Ischnura elegans</i>	3		6
	<i>Sympetrum</i>		1	
OLILL	<i>Lumbriculus variegatus</i>		32	144
OLINA	<i>Ophidonais serpentina</i>		192	
	<i>Stylaria lacustris</i>			48
OLITM	<i>Aulodrilus plurisetus</i>			48
	<i>Branchiura sowerbyi</i>			48
	<i>Ilyodrilus templetoni</i>			48
	<i>Quistadrilus multisetosus</i>		416	120 2352
	<i>Spirosperma ferox</i>		64	
	<i>Tubificidae met haarborstels</i>		448	69 192
OLITZ	<i>Limnodrilus claparedeianus</i>		64	144
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	2	288	3 960
	<i>Tubificidae zonder haarborstels</i>	5	2208	13 3072
PLATY	<i>Dendrocoelum lacteum</i>			4
	<i>Dugesia</i>		1	
	<i>Dugesia lugubris</i>			12 3
	<i>Polycelis tenuis</i>		3	2
TRICH	<i>Agraylea multipunctata</i>	1		4 1
	<i>Phryganeidae</i>			2
	<i>Triaenodes bicolor</i>			2
Totaal individuen		8874	6987	3145 12222
Aantal soorten		64	66	59 57

BIJLAGE 6

MACROFAUNA SOORTGROEPEN EN AANTALLEN

bovenstrooms (BVS) en benedenstrooms (BNS)

	Winterswijk						Aarle-Rixtel						Stadskanaal						Dussen					
	mei 2008		september 2008		mei 2008		september 2008		mei 2008		september 2008		mei 2008		september 2008		mei 2008		september 2008		mei 2008		september 2008	
	BVS	BNS (%)	BVS	BNS (%)	BVS	BNS (%)	BVS	BNS (%)	BVS	BNS (%)	BVS	BNS (%)	BVS	BNS (%)	BVS	BNS (%)	BVS	BNS (%)	BVS	BNS (%)	BVS	BNS (%)	BVS	BNS (%)
Wormen	9	104	1053	10	51	410	65	200	208	29	45	55	28	218	679	11	21	7	3712	52	205	7056	3336	
Dansmuggen en overige Tweevleugeligen	206	666	220	29	389	1241	815	1898	133	161	157	-2	82	394	381	382	290	-24	57	1621	2744	38	6	-84
Watermijtten	53	5	-91	195	12	-94	19	5	-74	14	24	71	98	22	-78	40	60	50	12	75	525	62	24	-61
Slakken	1	0	-100	11	297	2600	30	2	-93	66	59	-11	47	167	255	59	227	284	7887	1032	-87	1584	3303	109
Tweekleppigen	5	1	-80	23	4	-83	28	4	-86	32	56	75	15	4	-73	35	2	-94	597	120	-80	170	184	8
Kevers en Wantzen	2	2	0	1	59	5800	7	4	-43	4	8	100	24	26	8	4	7	75	105	39	-63	48	29	-40
Haften, Kokerjuffers en Libellen	60	12	-80	25	142	468	124	0	-100	30	16	-47	19	14	-26	70	43	-39	5	5	0	54	3	-94
Kreeftachtigen	448	496	11	80	259	223	52	280	438	230	132	-43	54	143	165	177	960	444	178	358	101	894	1552	74
Overige	1	1	0	5	24	380	3	10	233	16	15	-6	5	94	1787	61	95	56	24	24	0	90	65	-28
N individuen	785	1286		379	1237		1143	2403		582	512		372	1082		882	588		8872	6986		3145	222	

BIJLAGE 7A

FYTOBENTHOS AANTALLEN WINTERSWIJK

In deze bijlage zijn alle fyto­benthos soorten en aantallen weergegeven voor de locatie Winterswijk. De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het monster zijn gevonden voor het RWZI effluent lozingspunt zijn aangegeven met groen (■). De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het benedenstroomse monster zijn gevonden, worden aangegeven met oranje (■).

Soort	mei 2008		september 2008	
	Bovenstrooms	Benedenstrooms	Bovenstrooms	Benedenstrooms
	RWZI	RWZI	RWZI	RWZI
<i>Achnanthes conspicua</i>			6	
<i>Achnanthes dau</i>			2	
<i>Achnanthes eutrophila</i>	4			
<i>Achnanthes lanceolata</i>	3	10		
<i>Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima</i>	2	2		12
<i>Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima var. magna</i>		27	1	10
<i>Achnanthes lanceolata ssp. rostrata</i>	4		1	
<i>Achnanthes minutissima</i>	22	24	19	15
<i>Achnanthes minutissima var. Inconspicua</i>			2	
<i>Achnanthes oblongella</i>				2
<i>Amphora copulata</i>				1
<i>Amphora inariensis</i>			3	
<i>Amphora pediculus</i>			3	
<i>Caloneis bacillum</i>			1	
<i>Cocconeis placentula c.s.</i>			1	26
<i>Cyclotella distinguenda var. Unipunctata</i>			1	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>			10	
<i>Cymbella perparva</i>		1		
<i>Cymbella silesiaca</i>	4	1		2
<i>Diatoma tenuis</i>	1		2	
<i>Diatoma vulgare</i>	1			
<i>Eunotia minor</i>			2	
<i>Fragilaria capucina var. Mesolepta</i>			8	
<i>Fragilaria capucina var. rumpens</i>	2			
<i>Fragilaria capucina var. vaucheriae</i>	1			
<i>Fragilaria construens f. subsalina</i>			3	
<i>Fragilaria construens f. venter</i>			4	
<i>Fragilaria famelica</i>	7	7	4	1
<i>Fragilaria fasciculata</i>	1		2	
<i>Fragilaria parasitica var. subconstricta</i>	1			
<i>Fragilaria pinnata</i>	6	4	31	
<i>Fragilaria pulchella</i>	2	1		
<i>Fragilaria ulna</i>	4	2	2	
<i>Frustulia vulgare</i>			1	
<i>Gomphonema angustatum</i>		2		
<i>Gomphonema parvulum</i>	4	4	2	8

<i>Gomphonema parvulum f. saprophilum</i>		1		3
<i>Gomphonema pumilum</i>	1			
<i>Melosira varians</i>	42	7	27	3
<i>Meridion circulare</i>	11			
<i>Navicula atomus var. permitis</i>				2
<i>Navicula capitata</i>	3	4	5	7
<i>Navicula cryptocephala</i>	4		5	4
<i>Navicula cryptotenella</i>	2	2		
<i>Navicula gregaria</i>	25	13	9	
<i>Navicula integra</i>		1		
<i>Navicula lanceolata</i>	9	7		
<i>Navicula menisculus var. grunowii</i>		1	1	
<i>Navicula minima</i>		38	15	41
<i>Navicula molestiformis</i>			1	
<i>Navicula oppugnata</i>	1			
<i>Navicula protracta</i>	3	6		1
<i>Navicula pupula</i>			1	2
<i>Navicula rhyngocephala</i>		1	1	
<i>Navicula seminulum</i>		9		39
<i>Navicula slesvicensis</i>		1		
<i>Navicula striolata</i>				1
<i>Navicula tripunctata</i>	3		1	
<i>Navicula veneta</i>	3		1	5
<i>Nitzschia amphibia</i>			5	10
<i>Nitzschia archibaldii</i>			2	
<i>Nitzschia dissipata</i>	2			
<i>Nitzschia gracilis</i>			1	
<i>Nitzschia heufleriana</i>	1			
<i>Nitzschia linearis</i>		1		
<i>Nitzschia ovalis</i>		1		
<i>Nitzschia palea</i>	12	17	8	5
<i>Nitzschia recta</i>			1	
<i>Nitzschia sinuata var. delognei</i>			1	
<i>Nitzschia supralitorea</i>			1	
<i>Nitzschia tubicola</i>	3	4	3	
<i>Nitzschia wuellerstorffii</i>	2			
<i>Stauroneis kriegeri</i>		1		
<i>Suirella brebissonii var. kuetzingii</i>	1			
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	1			
<i>Thalassiosira weissflogii</i>	2			
Totaal individuen	200	200	200	200
Aantal soorten	37	30	42	22

BIJLAGE 7B

FYTOBENTHOS AANTALLEN AARLE-RIXTEL

In deze bijlage zijn alle fyto benthos soorten en aantallen weergegeven voor de locatie Aarle-Rixtel. De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het monster zijn gevonden voor het RWZI effluent lozingspunt zijn aangegeven met groen (■). De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het benedenstroomse monster zijn gevonden, worden aangegeven met oranje (■).

Soort	mei 2008		september 2008	
	Bovenstrooms	Benedenstrooms	Bovenstrooms	Benedenstrooms
	RWZI	RWZI	RWZI	RWZI
<i>Achnanthes hungarica</i>		1		
<i>Achnanthes lanceolata</i>	1	2		1
<i>Achnanthes lanceolata ssp. biporoma</i>				1
<i>Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima var. magna</i>		9		
<i>Achnanthes minutissima</i>		4		
<i>Achnanthes minutissima var. saprophila</i>		1		
<i>Achnanthes oblongella</i>		1		
<i>Achnanthes ploenensis var. gessneri</i>		1		
<i>Achnanthes straubiana</i>	2			
<i>Aulacoseira italica</i>		2		
<i>Cocconeis pediculus</i>		1		
<i>Cocconeis placentula c.s.</i>	8	34	178	191
<i>Craticula riparia var. mollenhaueri</i>	1			
<i>Cyclostephanos dubius</i>	1	1		
<i>Cyclostephanos invisitatus</i>		3		
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	2	2		
<i>Cymatopleura solea</i>			1	
<i>Cymbella silesiaca</i>	9	1	1	
<i>Diatoma tenuis</i>	1			
<i>Diatoma vulgare</i>	1			
<i>Eunotia bilunaris</i>		1		
<i>Fragilaria capucina var. mesolepta</i>		2		
<i>Fragilaria capucina var. rumpens</i>	1			
<i>Fragilaria capucina var. vaucheriae</i>		2		
<i>Fragilaria construens f. venter</i>	2			
<i>Fragilaria famelica</i>	2			
<i>Fragilaria fasciculata</i>	1			
<i>Fragilaria pulchella</i>	2	1		1
<i>Fragilaria sopotensis</i>	1	7		
<i>Fragilaria ulna</i>	1			
<i>Gomphonema angustatum</i>	8	2		
<i>Gomphonema clavatum</i>	2			
<i>Gomphonema lingulatifforme</i>				1
<i>Gomphonema olivaceum</i>		1		1
<i>Gomphonema parvulum</i>	63	25	4	
<i>Gomphonema parvulum f. saprophilum</i>	20	4		

<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	2			
<i>Melosira varians</i>	16	22	1	1
<i>Navicula atomus var. excelsa</i>		2		
<i>Navicula atomus var. permitis</i>	3	2		
<i>Navicula capitata</i>		2		
<i>Navicula cryptocephala</i>	1	3		
<i>Navicula elginensis</i>		1		
<i>Navicula gregaria</i>	5	1		
<i>Navicula longicephala var. vilaplani</i>		1		
<i>Navicula minima</i>	3	4	6	2
<i>Navicula pupula</i>	1			
<i>Navicula rhynchocephala</i>		1		
<i>Navicula saprophila</i>	1	4		
<i>Navicula seminulum</i>		16	4	
<i>Navicula tripunctata</i>	1			
<i>Navicula veneta</i>		2		
<i>Navicula viridula</i>		1		
<i>Nitzschia amphibia</i>	1	6	4	
<i>Nitzschia angustata</i>	1	1		
<i>Nitzschia archibaldii</i>	7	1		
<i>Nitzschia dissipata</i>	1			
<i>Nitzschia fonticola</i>		2		
<i>Nitzschia inconspicua</i>		2		
<i>Nitzschia palea</i>		3		
<i>Nitzschia paleacea</i>	26	3	1	
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	1			
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	1	1		
<i>Surirella brebissonii var. kuetzingii</i>		2		
<i>Tabellaria flocculosa</i>		1		
<i>Thalassiosira gessneri</i>		2		
<i>Thalassiosira guillardii</i>		3		
<i>Thalassiosira pseudonana</i>		3		1
Totaal individuen	200	200	200	200
Aantal soorten	36	50	9	9

BIJLAGE 7C

FYTOBENTHOS AANTALLEN STADSKANAAL

In deze bijlage zijn alle fyto­benthos soorten en aantallen weergegeven voor de locatie Stadskanaal. De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het monster zijn gevonden voor het RWZI effluent lozingspunt zijn aangegeven met groen (■). De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het benedenstroomse monster zijn gevonden, worden aangegeven met oranje (■).

Soort	mei 2008		september 2008	
	Bovenstrooms	Benedenstrooms	Bovenstrooms	Benedenstrooms
	RWZI	RWZI	RWZI	RWZI
<i>Achnanthes hungarica</i>		2		168
<i>Achnanthes lanceolata</i>		13		
<i>Achnanthes lanceolata ssp. Frequentissima</i>	1	2		
<i>Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima var. magna</i>		14		
<i>Achnanthes minutissima</i>	102	30	41	
<i>Aulacoseira italica</i>		4		
<i>Cocconeis placentula c.s.</i>		6	18	20
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	1			
<i>Cymbella cistula</i>	3		3	
<i>Cymbella elginensis</i>			4	
<i>Cymbella excisa</i>	1			
<i>Cymbella lanceolata</i>			1	
<i>Cymbella mesiana</i>	1			
<i>Cymbella silesiaca</i>	6	2	6	
<i>Cymbella tumida</i>			4	
<i>Diatoma tenuis</i>	1		1	
<i>Eunotia bilunaris</i>	5	1	2	
<i>Eunotia formica</i>	4		9	
<i>Fragilaria biceps</i>	3	1	22	
<i>Fragilaria bidens</i>			1	
<i>Fragilaria capucina var. gracilis</i>	5	2	2	
<i>Fragilaria capucina var. Mesolepta</i>	4		8	
<i>Fragilaria capucina var. Rumpens</i>	1			
<i>Fragilaria capucina var. Vaucheriae</i>	1	2	3	
<i>Fragilaria famelica</i>	10			
<i>Fragilaria fasciculata</i>	4			
<i>Fragilaria pulchella</i>	13		1	
<i>Fragilaria ulna</i>	3	1	4	
<i>Gomphonema acuminatum</i>			1	
<i>Gomphonema affine</i>		7		
<i>Gomphonema angustatum</i>		4	3	
<i>Gomphonema brebissonii</i>	1			
<i>Gomphonema clavatum</i>		2	7	
<i>Gomphonema gracile</i>			2	
<i>Gomphonema olivaceum</i>	3			
<i>Gomphonema parvulum</i>	10	64	16	

<i>Gomphonema parvulum f. saprophilum</i>		8		
<i>Gomphonema pratense</i>	12			
<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	2			
<i>Melosira varians</i>	2		39	
<i>Navicula atomus var. permitis</i>		2		
<i>Navicula cryptocephala</i>		5		
<i>Navicula cryptotenella</i>	1		1	
<i>Navicula gregaria</i>		2		
<i>Navicula minima</i>		18		
<i>Navicula seminulum</i>				12
<i>Nitzschia acidoclinata</i>		2		
<i>Nitzschia dissipata var. media</i>			1	
<i>Nitzschia palea</i>		2		
<i>Nitzschia paleacea</i>		2		
<i>Tabellaria fenestrata</i>	1			
<i>Tabellaria flocculosa</i>		1		
<i>Totaal individuen</i>	200	200	200	200
<i>Aantal soorten</i>	25	27	25	3

BIJLAGE 7D

FYTOBENTHOS AANTALLEN DUSSEN

In deze bijlage zijn alle fyto benthos soorten en aantallen weergegeven voor de locatie Dussen. De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het monster zijn gevonden voor het RWZI effluent lozingspunt zijn aangegeven met groen (■). De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het benedenstroomse monster zijn gevonden, worden aangegeven met oranje (■).

Soort	mei 2008		september 2008	
	Bovenstrooms	Benedenstrooms	Bovenstrooms	Benedenstrooms
	RWZI	RWZI	RWZI	RWZI
<i>Achnanthes hungarica</i>				2
<i>Achnanthes lanceolata</i>	1			
<i>Achnanthes minutissima</i>	27	6	11	7
<i>Amphora copulata</i>				2
<i>Amphora veneta</i>				3
<i>Cocconeis pediculus</i>	7	1	14	
<i>Cocconeis placentula c.s.</i>	129	112	147	133
<i>Cyclotella meneghiniana</i>		1		
<i>Cymbella silesiaca</i>		1		
<i>Eunotia minor</i>			1	
<i>Fragilaria biceps</i>		4		
<i>Fragilaria capucina var. gracilis</i>			1	
<i>Fragilaria fasciculata</i>	1	2	9	
<i>Fragilaria pulchella</i>		4		
<i>Fragilaria ulna</i>		9	1	
<i>Gomphonema acuminatum</i>		1		
<i>Gomphonema angustatum</i>				3
<i>Gomphonema clavatum</i>	2	1		4
<i>Gomphonema clavatum</i>				2
<i>Gomphonema laticollum</i>	2	2		
<i>Gomphonema minusculum</i>			2	2
<i>Gomphonema minutum</i>			1	
<i>Gomphonema olivaceum</i>	12		1	
<i>Gomphonema parvulum</i>	4	24	5	10
<i>Gomphonema parvulum f. saprophilum</i>		4		
<i>Gomphonema pseudoaugur</i>			1	
<i>Gomphonema pumilum</i>				4
<i>Gomphonema pumilum var. Rigidum</i>	3			2
<i>Melosira varians</i>		16		
<i>Navicula cryptocephala</i>		1		
<i>Navicula molestiformis</i>		1		1
<i>Navicula seminulum</i>				3
<i>Navicula tripunctata</i>		1		
<i>Nitzschia amphibia</i>		2		7
<i>Nitzschia archibaldii</i>		2		

<i>Nitzschia gracilis</i>				1
<i>Nitzschia paleacea</i>	2		1	
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	10	5	5	14
<i>Totaal individuen</i>	200	200	200	200
<i>Aantal soorten</i>	12	21	14	17

BIJLAGE 8A

FYTOPLANKTON AANTALLEN STADSKANAAL

In deze bijlage zijn alle fytoplankton soorten en aantallen weergegeven voor de locatie Stadskanaal. De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het benedenstroomse monster bevinden, worden aangegeven met groen (■). Soorten waarvan zich duidelijk meer individuen in het benedenstroomse monster bevinden, worden aangegeven met oranje (■). Individuen van soorten die zijn waargenomen buiten de telling om, worden aangegeven met een nul (0).

Soort	mei 2008		september 2008	
	Bovenstrooms	Benedenstrooms	Bovenstrooms	Benedenstrooms
	RWZI	RWZI	RWZI	RWZI
Blauwwieren				
<i>Aphanizomenon flos_aquae var. klebahnii</i>		0		
<i>Aphanocapsa</i>				18
<i>Merismopedia minutissima</i>	16			
<i>Oscillatoriales</i>		36		
<i>Pseudanabaena limnetica</i>		18		
Groenwieren				
<i>Ankyra juday</i>		0		
<i>Chlamydomonadaceae</i>	377	18	36	18
<i>Chlorophyta</i>	4773	142	338	53
<i>Coelastrum astroideum</i>			0	
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	0			
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>			214	
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	471			
<i>Didymocystis lineata</i>	31		0	
<i>Kirchneriella</i>			71	
<i>Koliella longiseta</i>				18
<i>Lagerheimia subsalsa</i>	126			
<i>Monoraphidium</i>	63			
<i>Monoraphidium arcuatum</i>		18		
<i>Monoraphidium circinale</i>	1382	71	89	18
<i>Monoraphidium contortum</i>	1099	178	107	
<i>Monoraphidium tortile</i>		36	0	18
<i>Mougeotia</i>			0	
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	534	0	0	
<i>Nephroselmis olivacea</i>	31			
<i>Oocystis</i>	31			
<i>Pseudodictyosphaerium minusculum</i>		36	0	
<i>Pseudodidymocystis inconspicua</i>	691		71	
<i>Scenedesmus armatus</i>	31	18		
<i>Scenedesmus armatus var. bicaudatus</i>			18	
<i>Scenedesmus brasiliensis</i>	0			
<i>Scenedesmus maximus</i>	31			
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		18		
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	0		18	
<i>Scenedesmus verrucosus</i>			0	
<i>Spermatozopsis exultans</i>			36	

	<i>Tetraedron minimum</i>	31			
	<i>Tetrastrum komarekii</i>			0	
Sieralgen	<i>Closterium aciculare</i>			18	
Kiezelwieren	<i>Achnanthes hungarica</i>		18		53
	<i>Achnanthes minutissima</i>	94	0	89	18
	<i>Amphora pediculus</i>	31		18	
	<i>Aulacoseira granulata</i>			36	
	<i>Aulacoseira granulata var. angustissima</i>			89	
	<i>Aulacoseira italica</i>		36	178	
	Centrales	691	53	53	18
	<i>Cocconeis placentula c.s.</i>				18
	<i>Cyclostephanos dubius</i>		0		
	<i>Cyclotella meneghiniana</i>		36		
	<i>Cymbella lanceolata</i>	0			
	<i>Diatoma</i>		0		
	<i>Diatoma tenue</i>	94		0	
	<i>Eunotia</i>	31		18	
	<i>Fragilaria</i>	94	0		
	<i>Fragilaria ulna var. acus</i>	0			
	<i>Gomphonema</i>		0	18	18
	<i>Melosira varians</i>	691			36
	<i>Navicula</i>		36	18	
	<i>Nitzschia</i>	0	53		18
	Pennales	31	36		125
	<i>Rhizosolenia longiseta</i>	63	18		
	<i>Stephanodiscus</i>				18
Overige algen	<i>Bicosoeca planctonica</i>		18		
	<i>Chrysochromulina parva</i>	31			
	<i>Chrysococcus diaphanus</i>	0			
	<i>Chrysococcus rufescens</i>	188	53		
	<i>Cryptomonas</i>	502	605	320	18
	<i>Cryptomonas rostrata</i>		18	36	
	Cryptophyceae			160	
	<i>Euglena</i>		18		
	<i>Goniochloris mutica</i>	94			
	<i>Gonyostomum semen</i>			0	
	<i>Kephyrion moniliferum</i>		18		
	<i>Lepocinclis ovum</i>			18	
	<i>Mallomonas</i>		0		
	<i>Mallomonas akrokomos</i>	31			
	<i>Nephrوديella nana</i>			18	
	<i>Ophiocytium capitatum</i>	0			
	<i>Phacus hispidula</i>			18	
	<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	597	587	160	53
	<i>Pseudopedinella</i>		18	18	
	<i>Synura</i>			53	
	<i>Trachelomonas abrupta var. minor</i>			18	
	<i>Trachelomonas hispida</i>		0		
	<i>Trachelomonas volvocina</i>	0		18	
	<i>Trachydiscus</i>	534		18	
Pantserwieren	<i>Peridinium</i>			36	
	Eind totaal	13518	2206	2420	534
	Aantal soorten	32	27	33	17

BIJLAGE 8B

FYTOPLANKTON AANTALLEN DUSSEN

In deze bijlage zijn alle fytoplankton soorten en aantallen weergegeven voor de locatie Dussen. De soorten waarvan er duidelijk meer individuen in het benedenstroomse monster bevinden, worden aangegeven met groen (■). Soorten waarvan zich duidelijk meer individuen in het benedenstroomse monster bevinden, worden aangegeven met oranje (■).

	Soort	mei 2008		september 2008	
		Bovenstrooms RWZI	Benedenstrooms RWZI	Bovenstrooms RWZI	Benedenstrooms RWZI
Blauwwieren	<i>Oscillatoriales</i>				36
	<i>Pseudanabaena mucicola</i>	18			
Groenwieren	<i>Chlamydomonadaceae</i>	71	18	53	427
	<i>Chlorophyta</i>		36		142
	<i>Scenedesmus costato_granulatus</i>		18		
	<i>Scenedesmus intermedius</i>				18
Kiezelwieren	<i>Achnanthes hungarica</i>				18
	<i>Achnanthes lanceolata</i>				18
	<i>Achnanthes minutissima</i>	125	18	71	36
	<i>Amphora pediculus</i>	18			
	<i>Centrales</i>		18	18	
	<i>Cocconeis placentula c.s.</i>	231		89	214
	<i>Eunotia</i>		18		
	<i>Fragilaria</i>				125
	<i>Fragilaria ulna</i>	18			18
	<i>Gomphonema</i>	53		36	18
	<i>Gomphonema parvulum</i>				53
	<i>Nitzschia</i>	18	71	142	623
	<i>Pennales</i>				18
	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>				18
	<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	18			
Overige algen	<i>Chrysococcus rufescens</i>	36			
	<i>Cryptomonas</i>	53	53	18	
	<i>Cryptophyceae</i>		36		
	<i>Flag.v.onz.syst.plaats</i>			18	125
	<i>Kephyrion moniliferum</i>	36	18		
	<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	552	18		
	<i>Synura</i>		71		
Pantserwieren	<i>Dinophyceae</i>				18
	Totaal individuen	1246	391	445	1922
	Aantal soorten	13	12	8	17

BIJLAGE 9

GESCREENDE LITERATUUR NIET GESCHIKT VOOR DEZE STUDIE

Admiraal, W., E.D. de Ruyter van Steveninck & H.A.M. de Kruijf (1989). Environmental stress in five aquatic ecosystems in the floodplain of the River Rhine. *The Science of the Total environment* 78:59-75. **Ecologische achtergrond over de invloed van stress op de selectie van kleine opportunistische soorten in simpele voedselketens.**

Arthur J. W., C. W. West, K. N. Allen & S.F. Hedtke (1987) Seasonal toxicity of ammonia to five fish and nine invertebrates species. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38: 324-331. **Gaat over ammonium toxiciteit bij vissen en macrofauna met behulp van laboratoriumtesten.**

Baily, J.H., M. Scott, D. Courtemanch & J. Dennis (1979). Response of Haley Pond, Maine, to changes in effluent load. *Journal WPCF* 51 (4): 728-734. **Mooi klassiek artikel over de effecten van een derde trap in RWZI op de waterkwaliteit van een meer.**

Berbee, R, G. Rijs, P. Ungeheuer & S. Kroon (2013). Kationische elektrolyten in rwzi's giftig, maar niet problematisch voor oppervlaktewater. *H2O* (13): 15-17. **Toxicologisch onderzoek aan poly elektrolyten.**

Bervoets L., M. Baillieul, R. Blust, G. De Boeck & R. Verheyen (1993) Impact assessment of industrial effluents on freshwater ecosystems. *Sci. Total Environ. Suppl.* 1123-1128. **Effluent industrie.**

Bervoets L., M. Baillieul, R. Blust & R. Verheyen R. (1996). Evaluation of effluent toxicity and ambient toxicity in a polluted lowland river. *Environ. Pollut.* 91: 333-341. **Effluent industrie.**

Boomen, R.M. van den (2012). Waterkwaliteitsspoor voor 4 RWZI's in Zuidoost Friesland. Witteveen en Bos i.o.v. Wetterskip Fryslân. [fractieberekeningen en verspreiding effluent. **Technisch rapport uitwerking waterkwaliteitsspoor.**

Dokkum, H. van, E. Foekema & J. Graansma (2015). De ecologische impact van het effluent van een rwzi. *H₂O* 23: 45-47. **Teveel andere factoren, In 1 mesocosms, brak water en naast invloed effluent ook van geen wind en geen scheepvaart.**

Foekema, E., M. Oosterhuis, R. Peters & J. Nonnekens (2015). TIE als opsporingsinstrument bij het zuiveren van afvalwater. *H₂O* 11: 41-43. **Algenremming in van puur effluent.**

Foekema, E., A. Sneekes & J. Graansma, 2016. Hoog fosfaatgehalte in rwzi-effluent voorspelt remming van algengroei. *H₂O* 12: 35-37. **Toxiciteit van puur effluent.**

Forsberg, C. S.-O. Ryding & A. Claesson (1975). Recovery of polluted lakes. A Swedish research program on the effects of advanced waste water treatment and sewage diversion. *Water Research* 9: 51-59. **Bespreking 'nieuwe methodes', herstel programma meren en geen bovenstroomse controle.**

Garnier, J., G. Billen & A. Cébron (2017). Modelling nitrogen transformations in the lower Seine river and estuary (France): impact of wastewater release on oxygenation and N₂O emission. *Hydrobiologia* 588:291-302. **Industrieel afvalwater.**

Guchte, K. van de (1993). Dansmuggelarven en aalscholvers als indicatoren van vervuild bodemslib in sedimentatiegebieden van de Rijn. *DLN 94* (2): 73-77. **Achergrond informatie over kaakafwijkingen bij muggelarven.**

Hruska, K., A. Dell'Uomo, L. Staffolani & M. Torrisi (2018). Influence of urbanization on riparian and algal species composition in two rivers of central Italy. *Ecoscience* 15 (1): 121-128. **Geen chemie en geen RWZI.**

Janssens de Bisthoven, L. & F. Ollevier (1989). Some experimental aspects of sediment stress on *Chironomus Gr Thummi* larvae (Diptera: Chironomidae). *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 3: 147-155. **Achergrond informatie over kaakafwijkingen bij muggelarven.**

Liang, Y., R.Y.H. Cheung & M.H. Wong (1999). Reclamation of wastewater for polyculture of freshwater fish: bioaccumulation of trace metals in fish. *Wat. Res.* 33 (11): 269-276. **Bioaccumulatie metalen bij vissen.**

Maas, J.L. & A. Espeldoorn, 2015. Effecten in oppervlaktewater en effluent in Leeuwarden en Drachten. *RWS-RIZA werkdocument* 2015.169x. **Toxiciteitstoetsen met algen, bacteriën en Daphnia's.**

Maasri, A., S. Fayolle, E. Gandouin, R. Garnier & E. Franquet (2018). Epilithic chironomid larvae and water enrichment: is larval distribution explained by epilithon quantity or quality? *J. N. Am. Benthol. Soc.* 27(1): 38-51. **nog eens bekijken**

Masseret, E., C. Amblard & G. Bourdier (1998). Changes in the structure and metabolic activities periphytic communities in a stream receiving treated sewage from a waste stabilization pond. *Wat. Res.* Vol. 32 (8) 2299-2314. **Analyse op celniveau.**

Monda, D. P., D.L. Galat & S.E. Finger (1995). Evaluating ammonia toxicity in sewage effluent to stream macroinvertebrates. I. A multi-level approach. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 28: 378-384.

Mudroch, A. & J.A. Capobianco (1979). Effect of treated effluent on a natural marsh. *Journal of the water pollution control federation* 51: 2243-2256. **Nazuivering in helofyten filters.**

Nedea, E.J., R.W. Merritt & M.G. Kaufman (2013). The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat quality. *Environmental Pollution* 123: 1-13. **Industrieel afvalwater.**

Northington, R.M. & A. E. Hershey (2016). Effects of stream restoration and wastewater treatment plant effluent on fish communities in urban streams *Freshwater biology* 2016, vol. 51, no1-1, pp. 1959-1973 [15 page(s) (article)] (1 p.3/4) **geen bovenstroomse controle locatie**

Ortiz J.D. (2005). Reponse of the benthic macroinvertebrate community to a point source in la Tordera stream (Catalonia, NE Spain). Dissertation University of Girona. ISBN: 84-689-3755-X. Interessante presentatie hypothese en achtergronden.

Roex, E., S. Rotteveel, M. Ferdinandy & V. Bakker (2< 1< 17). Totaal-effluentbeoordeling toegepast in de praktijk. H₂O .. (1< 1): 55-57. **Toxiciteit effluent.**

Roos, C., R.M. van den Boomen & R. Veeningen, 1994. Een nadere beschouwing van vervuilingbronnen in Leeuwarden. H₂O 27 (26): 773-777. **Methode bespreking aanpak herstelmaatregelen bij bepaalde verontreiniging.**

Simeonov, V., J. W. Einax, I. Stanimirova & J. Kraft (2< 1< 12). Environmetric modeling and interpretation of river water monitoring data. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 374, 898-9< 15. **Modelleren en interpretatie van monitoring data.**

Slijkerman, D., E. Foekema, R. van der Oost & R. Kampf, 2< 1< 16. Hormoonverstoring bij vis, punt van aandacht in het zuiveringsmoeras. H₂O 25/26: 34-36. **Over hormoonverstoring.**

Stortelder, P.B.M. & C. van der Guchte, 1995. Hazard assessment and monitoring of discharges to water: concepts and trends. E.W.P. C. 5 (4): 41-47. **Theorie over hoe te monitoren: ecotoxicologische effecten, waterkwaliteit of totaal effluent beoordeling.**

Urk, G. van & F.C.M. van Kerkum, 1986. Misvormingen bij muggelarven uit Nederlandse oppervlaktewateren. H₂O 19 (26): 624-627. **Onderzoek en achtergrond informatie over kaakafwijkingen bij muggelarven.**

Urk, G. van, F.C.M. van Kerkum & S.M. Wiersma, 1985. Bodemfauna in verontreinigde onderwaterbodems. H₂O 18 (24): 5< 19-513. **Onderzoek en achtergrond informatie over kaakafwijkingen bij muggelarven.**

Wright, I.A., B.C. Chessman, P.G. Fairweather & L.J. Benson (1995). Measuring the impact of sewage effluent on the macroinvertebrate community of an upland stream: the effect of different levels of taxonomic resolution and quantification. Australian Journal of Ecology 2< 1: 142-149.

Er wordt een significant verschil gevonden in de macrofauna samenstelling voor en na RWZI. Geen concrete data, vooral veel aandacht voor de verwerking en statistische analyse van de gegevens.