

Universitaire Instelling Antwerpen
Faculteit Wetenschappen
Departement Biologie

**Respons van aquatische organismen op
metaalverontreiniging in natuurlijke waterlopen:
vergelijking diatomeeën en macro-invertebraten**

Maarten De Jonge

Eindverhandeling ingediend tot het bekomen van de graad van Licentiaat/Master in de
Biologie, zwaartepunt Milieu

Promotor: Prof Dr. Lieven Bervoets

Co-promotor: Dr. Bart Van de Vijver

Academiejaar 2006-2007

Inhoudsopgave

Samenvatting.....	IV
Abstract.....	V
Dankwoord.....	VI
1. Inleiding.....	1
1.1 Kaderrichtlijn Water.....	1
1.2 Bepaling van de waterkwaliteit.....	2
1.2.1 Fysisch-chemische bepaling.....	2
1.2.2 Biologische bepaling.....	2
1.2.3 Hydromorfologische elementen.....	3
1.3 Bio-indicatoren.....	3
1.4 Macro-invertebraten.....	4
1.4.1 Algemeen.....	4
1.4.2 Macro-invertebraten als bio-indicator.....	5
1.4.3 Macro-invertebraat indices.....	6
1.4.4 Macro-invertebraten en de ABC-methode.....	10
1.5 Diatomeeën.....	11
1.5.1 Algemeen.....	11
1.5.2 Diatomeeën als bio-indicator.....	12
1.5.3 Diatomeeënindices.....	14
1.6 Diversiteitindices.....	17
1.7 Zware metalen.....	18
1.7.1 Algemeen.....	18
1.7.2 Zware metalen in het aquatische milieu.....	19
1.7.3 Zware metalen in de Noorderkempen.....	20
2. Doelstellingen.....	21
3. Materiaal en Methoden.....	22
3.1 Situering Meetplaatsen: De Dommel.....	22
3.2 Fysisch-chemische analyse van water- en sedimentstalen.....	23
3.3 Macro-invertebraten stalen.....	24
3.3.1 Staalname: Kwalitatief en kwantitatief.....	24
3.3.2 Uitsorteren van de stalen.....	25
3.3.3 Determinatie en tellingen.....	26
3.3.4 Bepaling van de waterkwaliteit.....	26
3.3.5 Bepaling van de ABC-methode.....	27
3.4 Diatomeeënstalen.....	28
3.4.1 Sampling methode en keuze van het substraat.....	28
3.4.2 Maken van de preparaten.....	28
3.4.3 Determinatie en tellingen.....	29
3.4.4 Bepaling van de waterkwaliteit.....	30
3.5 Diversiteitindices.....	30
3.6 Gemeenschapsanalyse.....	30
3.7 Verdere statistische analyses.....	31
4. Resultaten.....	32
4.1 Fysisch-chemische analyse van de water- en sedimentstalen.....	32
4.2 Macro-invertebraten.....	34
4.2.1 Tellingen.....	34
4.2.2 Gemeenschapsanalyse.....	35
4.2.3 Macro-invertebraat indices.....	38

4.2.4 Macro-invertebraat indices per cluster.....	40
4.2.5 ABC-methode.....	41
4.3 Diatomeeën.....	42
4.3.1 Tellingen.....	42
4.3.2 Gemeenschapsanalyse.....	43
4.3.3 Diatomeeënindices.....	46
4.3.4 Diatomeeënindices per cluster.....	48
5. Discussie.....	49
6. Besluit.....	55
Referenties.....	57
Algemene werken.....	57
Specifieke determinatiewerken voor macro-invertebraten.....	63
Specifieke determinatiewerken voor diatomeeën.....	64
Bijlagen.....	66
1. Zware metalen.....	66
2. Situering studiegebied.....	67
3a. Situering meetplaatsen.....	68
3b. Foto's meetplaatsen.....	69
4a. Fysisch-chemische toestand van het water per staal.....	71
4b. Fysisch-chemische toestand van het sediment per staal.....	72
5a. Verloop van de fysisch-chemische variabelen van de waterstalen.....	73
5b. Verloop van de fysisch-chemische variabelen van de sedimentstalen.....	76
6a. Tellijst Macro-invertebraten.....	78
6b. Tellijst Macro-invertebraten per substraatzak (staal D).....	80
7. Verdeling van de voornaamste macro-invertebraten per cluster.....	82
8. Macro-invertebraat clusters.....	83
9. Codes macro-invertebratentaxa.....	84
10. Systematisch overzicht gevonden macro-invertebraten.....	85
11. Macro-invertebraat indices.....	89
11.1 BMWP score systeem.....	89
11.2 Kwaliteitsindex.....	90
11.3 Belgische Biotische Index.....	91
11.4 Overzicht van de berekende macro-invertebraat indices.....	92
11.5 Verloop van de macro-invertebraat indices per meetpunt.....	93
11.6 Macro-invertebraat indices per cluster.....	95
12. k-dominantiecurven.....	96
13. Tellijst Diatomeeën.....	97
14. Verdeling van de diatomeeënsoorten per cluster.....	101
15. Diatomeeën clusters.....	103
16. Codes diatomeeënsoorten.....	104
17. Systematisch overzicht gevonden diatomeeëntaxa.....	106
18. Diatomeeënindices.....	111
18.1 Index van de Commissie van de Europese Gemeenschap.....	111
18.2 Overzicht van de berekende diatomeeënindices.....	112
18.3 Verloop van de diatomeeënindices per meetpunt.....	113
18.4 Verloop diversiteit en aantal taxa voor de diatomeeën.....	115
18.5 Diatomeeënindices per cluster.....	116
19. R ² -waarden van de significante correlaties.....	117

Samenvatting

De Europese Kaderrichtlijn Water verplicht vanaf heden alle lidstaten om diepgaande waterkwaliteitsanalyses uit te voeren die gebaseerd zijn op biologische, fysisch-chemische en hydromorfologische elementen. Macro-invertebraten en diatomeeën hebben doorheen de jaren bewezen dat ze zeer geschikt zijn als bio-indicator met betrekking tot de algemene waterkwaliteit. In deze studie werd hun rol als indicator voor vervuiling door zware metalen geëvalueerd. Hiervoor werden beide biologische kwaliteitselementen bemonsterd langsheen een metaalgradiënt in de Limburgse rivier de Dommel. In totaal werd er twee keer bemonsterd voor macro-invertebraten en diatomeeën en werden er vier waterstalen genomen voor fysisch-chemisch analyse. De macro-invertebraten werden één keer met het schepnet en één maal met artificieel substraat bemonsterd. Fysisch-chemische variabelen van het sediment werden bekomen via de databank van de Vlaamse Milieu Maatschappij (VMM). Bijkomend werd de ABC methode voor de eerste keer toegepast op benthische zoetwater invertebraten.

Hoewel de metaalgehalten in het water, uitgezonderd cadmium, de Vlaamse norm nergens overschreden, toonden de concentraties in het sediment toch een historische vervuiling van zware metalen in de Dommel aan. Eveneens werden hoge conductiviteit en chloride gehalte in het water vastgesteld. De diatomeeëngemeenschap weerspiegelde het best een gradiënt van metalen, RDA analyse scheidde drie groepen van meetpunten af die onderling in fysisch-chemische samenstelling verschillen.

Wat de waterkwaliteitsindices betreft waren het de indices op basis van macro-invertebraten die het best de metaalvervuiling weergaven en het meest met de fysisch-chemische variabelen van het water en sediment waren gecorreleerd. De meeste indices en het aantal taxa gaven lagere waarden aan stroomafwaarts van de verontreinigingsbron.

Diversiteit en evenness van de macro-invertebraat gemeenschap daalde gevoelig vanaf het punt verder stroomafwaarts. Bij de diatomeeën werd er geen daling van diversiteit en evenness vastgesteld.

Toepassing van de ABC methode gaf geen uitsluitsel over het al dan niet geschikt zijn van de methode, hoewel de eerste resultaten vrij goed de metaalvervuiling weergaven.

Abstract

Nowadays all member states of the EU are obliged to achieve water quality assessment based on biological, physical-chemical and hydromorphological elements. Since ages macro invertebrates and diatoms have proved that they are useful bio-indicators for managing water quality in general. This study investigated their role as an indicator for heavy metal pollution. For this, both biological quality elements were assessed along a metal gradient in the Belgian river the Dommel. Altogether, two samples were taken of the macro invertebrates and the diatoms and four water samples, for physical-chemical analysis. Macro invertebrates were once sampled with a pondnet and once with artificial substrates. Physical-chemical variables of the sediment were obtained from the Flemish Environment Agency. In addition, the ABC method was tested for the first time on benthic freshwater invertebrates.

Although metal concentrations, except cadmium, in the water nowhere exceeded Flemish standards, concentrations in the sediment showed historical contamination of the Dommel river with heavy metals. High levels of conductivity and chloride in the water were also found.

The diatom community best reflected a metal gradient while RDA analysis separated three groups of sample points which differed each in physical-chemical composition.

Concerning water quality indices, those based on macroinvertebrates best reflected metal pollution and were most strongly correlated with physical-chemical variables of the water and the sediment. Most indices and the total number of taxa indicated lower values from the sample point just downstream of the pollution source.

Diversity and evenness of the macro invertebrate community declined from the site more downstream. Diatoms showed no decrease of diversity and evenness.

Application of the ABC method gave no definite answer concerning the applicability of this method, although first results gave a rather good reflection of the metal pollution.

Dankwoord

Graag zou ik een woordje van dank willen richten tot de mensen die mede deze thesis hebben mogelijk gemaakt. In de eerste plaats zijn dit promotor Lieven Bervoets en co-promotor Bart Van de Vijver, voor hun professionele begeleiding en goede raad. Zij waren immers altijd aanwezig bij het praktische werk en vormden een uitstekende hulp bij de verwerking van de gegevens. Het was een aangename samenwerking.

Verder bedank ik achtereenvolgens:

- Nander, Wouter, Josefina, Freja, Tomas, Koen en Steven, voor hun zeer gewaardeerde hulp bij het uitsorteren van de macro-invertebraten.
- Irina Komjarova, voor de analyse van de metalen in de waterstalen.
- Prayekti 'Ati' Ningtias, voor haar hulp bij de staalname.
- Wim Gabriels, voor het verschaffen van informatie rond de Multimetrische Macro-invertebraten Index Vlaanderen (MMIF).
- De onderzoeksgroep Ecofysiologie, Biochemie & Toxicologie aan de Universiteit Antwerpen, voor het gebruik van hun labo's en meettoestellen.
- De Nationale Plantentuin te Meise, waar ik terecht kon voor het determineren van de diatomeeën.
- De Vlaamse Milieu Maatschappij, voor het verlenen van gegevens rond metaalgehalten in het sediment.
- De onderzoeksgroep Ecosysteembeheer aan de Universiteit Antwerpen, voor het meten van nutriënten en macro polluenten in de waterstalen.
- Mijn ouders en vriendin Lien, voor hun morele steun tijdens het schrijven van de thesis.

1. Inleiding

1.1 Kaderrichtlijn Water

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) trad op 22 december 2000 in werking (Richtlijn 2000/60/EG). Het doel van deze richtlijn is het oprichten van een kader voor de bescherming van oppervlakte-, kust- en grondwater zodat de toestand van deze ecosystemen niet verslechtert. Men tracht hiermee het duurzaam gebruik van water te garanderen, het aquatische milieu zo goed mogelijk te beschermen en verschijnselen als droogte en overstromingen te bestrijden. De Europese Kaderrichtlijn Water werd naar de eigen Vlaamse wetgeving omgezet onder de vorm van het Decreet Integraal Waterbeleid, dat hiermee de grote lijnen voor het waterbeleid in Vlaanderen uitzet (De Roeck & Smet, 2004).

De KRW bepaalt dat uiterlijk tegen eind 2015 de toestand van alle Europese oppervlakte- en grondwateren op zijn minst goed moet zijn (VIWC, 2001). Meer specifiek moeten de lidstaten voor natuurlijke oppervlaktewateren zoals rivieren, meren en kustwateren een goede ecologische en chemische toestand bereiken. Voor kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen wordt dit een goede chemische toestand en een goed ecologisch potentieel (Gabriels *et al.*, 2004). Beide ecologische doelstellingen zijn afgeleid van referentieomstandigheden. Voor natuurlijke waterlopen is dit een referentietoestand gebaseerd op een vergelijkbaar natuurlijk systeem dat nog nauwelijks door menselijke activiteiten is beïnvloed, namelijk de zeer goede ecologische toestand. Voor kunstmatige wateren, waarbij het niet mogelijk is om een natuurlijke referentietoestand aan te wijzen, zal hiervoor een maximaal ecologisch potentieel worden afgeleid.

De referentieomstandigheden dienen vastgelegd te worden voor de volgende kwaliteitselementen (Hendrickx & Denys, 2005):

- de biologische elementen (macrofyten, fytoplankton, fyto-benthos, macro-invertebraten en vissen)
- de fysisch-chemische elementen die mede bepalend zijn voor de biologische elementen (zowel algemene elementen als specifieke verontreinigende stoffen bvb. zware metalen)
- de hydromorfologische elementen ter ondersteuning van de biologische elementen (hydrologische regime, riviercontinuïteit en morfologische kenmerken)

Het resultaat van deze KRW is dus dat alle Europese lidstaten vanaf heden verplicht zijn om diepgaande waterkwaliteitsanalyses uit te voeren die gebaseerd zijn op de drie grote kwaliteitselementen. De combinatie van zowel biologische, fysisch-chemische en

hydromorfologische elementen geeft namelijk een vollediger beeld van de waterkwaliteit op een bepaalde plaats. Op die manier zal men de hoofdredenen voor de achteruitgang van de waterkwaliteit achterhalen en de impact van accidentele pollutie kunnen bestuderen (László *et al.*, 2007). Voor elk kwaliteitselement dient een kwaliteitsindeling ontwikkeld te worden die een aantal relevante parameters integreert (Hendrickx & Denys, 2005). De KRW stelt dat voor de kwaliteitselementen fyto-benthos (diatomeeën) en macro-invertebraten zowel soortensamenstelling als abundantie in rekening moet gebracht worden.

1.2 Bepaling van de waterkwaliteit

De kwaliteit van een waterloop wordt bepaald door een complexe samenhang van verschillende factoren. Zo zullen naast de aanwezigheid en hoeveelheid van bepaalde verontreinigingen (bvb. pesticiden, zware metalen) ook de algemene fysisch-chemische kenmerken (bvb. pH, conductiviteit, hoeveelheid zuurstof en nutriënten) van het water zelf in belangrijke mate de waterkwaliteit beïnvloeden. Ook de hydromorfologie van de waterloop kan een zeer belangrijke rol spelen. Hierbij komt ook nog eens het feit dat een eventuele vervuiling zich zowel in de ruimte als in de tijd kan verspreiden. Al deze factoren maken de waterkwaliteitsbepaling tot een moeilijk te controleren taak (Descy & Micha, 1988).

1.2.1 Fysisch-chemische bepaling

Tegenwoordig bestaat er een hele waaier aan technieken en methoden voor de waterkwaliteitsbepaling op basis van fysisch-chemische factoren (Morin, 2006). Zo kan men ondermeer zuurtegraad (pH), elektrische geleiding (conductiviteit), troebelheid (turbiditeit) en temperatuur meten. Ook de hoeveelheid beschikbare zuurstof, nutriënten (N, P, Na, K,...), zware metalen en andere pollutanten worden bij dergelijke metingen in rekening gebracht.

De fysisch-chemische bepalingen zijn puntmetingen en geven daardoor slechts een momentopname van het water weer. Aangezien deze variabelen erg variëren in functie van ruimte en tijd vereisen ze een groot aantal metingen om tot een accurate beoordeling van de waterkwaliteit te komen (De Pauw & Vanhooren, 1983; Metcalfe, 1989).

1.2.2 Biologische bepaling

De biologische bepaling van de kwaliteit van oppervlaktewateren is gebaseerd op de beoordeling van de faunistische en floristische samenstelling op bepaalde punten in de waterloop (Van de Vijver & Beyens, 1998). Aan de hand van de samenstelling van

levensgemeenschappen kan men nagaan of bepaalde vervuilingen al dan niet een invloed uitoefenen op het biologisch leven en dus daadwerkelijk nadelig zijn. Levende organismen integreren namelijk omgevingsfactoren over een lange periode in de tijd waardoor langdurige en reële effecten van een bepaalde pollutant achterhaald kunnen worden (Descy, 1980). Men maakt hierbij gebruik van organismen als bio-indicator (zie 1.3). Het gebruik van dergelijke bio-indicatoren laat het opstellen van verschillende kwaliteitsindices toe, die ons een geïntegreerd beeld van de waterkwaliteit kunnen geven.

1.2.3 Hydromorfologische elementen

Naast het meten van fysisch-chemische en biologische variabelen gaan waterkwaliteitsbepalingen dikwijls ook gepaard met het opmeten van hydromorfologische elementen. Zo zijn de breedte van de rivier, de stroomsnelheid, het hydrologische regime en de riviercontinuïteit allen variabelen die in belangrijke mate kunnen bijdragen tot de samenstelling van de aquatische levensgemeenschappen.

1.3 Bio-indicatoren

Algemeen omschrijft men een bio-indicator als een soort, populatie of levensgemeenschap die in staat is de toestand van een (aquatisch)ecosysteem te beschrijven en om biotische of abiotische wijzigingen in de omgeving op te sporen (Blandin, 1986; Morin, 2006). Bio-indicatoren geven niet enkel veranderingen in de omgeving weer, maar zeggen dikwijls ook iets over de intensiteit van de blootstelling aan een bepaalde stof. Dit gebeurt voornamelijk via een meetbare reactie op zowel fysiologisch, biochemisch als gedragsbiologisch vlak.

Een goede bio-indicator moet aan de volgende eigenschappen voldoen (Hellawell, 1989; Reid *et al.*, 1995; Giménez Casalduero, 2001; Morin, 2006):

- De geselecteerde organismen moeten voldoende aanwezig zijn en beschikbaar in een zo ruim mogelijk gebied en dat op ieder moment van het jaar.
- Bio-indicatoren moeten gevoelig zijn voor kleine variaties in zowel het biotisch als het abiotisch milieu.
- Hun respons moet voorspelbaar zijn zodat onderzoekers hieruit betrouwbare verbanden kunnen trekken.
- Ze moeten bij voorkeur zo dicht mogelijk aan het begin van de voedselketen staan: primaire producenten zijn namelijk zeer gevoelig aan lichte veranderingen in de omgeving.

- Een korte en simpele levenscyclus wordt geprefereerd.
- De organismen moeten makkelijk te determineren zijn tot op soortniveau.
- Er moeten ook vereenvoudigde protocollen van de monsterneming ter plaatse kunnen worden opgesteld.

Verskillende groepen van organismen kunnen gebruikt worden als bio-indicator. De KRW schrijft voor dat de biologische beoordeling van waterlopen moet gebeuren aan de hand van fytoplankton, macrofyten, macro-invertebraten en vissen (Hendrickx & Denys, 2005). Deze indicatorgroepen hebben namelijk verschillende referentietoestanden en vertonen een andere respons op wijzigingen in trofie- of vervuilingsgraad.

Macro-invertebraten zijn tot op heden het best gekend als aquatische indicator en worden dan ook al geruime tijd overal ter wereld gebruikt voor de bepaling van de waterkwaliteit (o.a. Descy & Micha, 1988; Metcalfe, 1989; Stark, 1998; Hirst *et al.*, 2002). Maar ook de biologische waterkwaliteitsbepaling door het gebruik van bentische algen, en dan vooral diatomeeën, wordt zeer veel toegepast (o.a. Descy, 1980; Prygiel & Coste, 1993; Medley & Clements, 1998; Van de Vijver & Beyens, 1998).

In onze studie zullen we het gebruik van zowel macro-invertebraten als diatomeeën als biologische indicator voor vervuiling door zware metalen evalueren. Een gecombineerde beoordeling die gebruik maakt van deze twee indicatorgroepen werd eerder al uitgevoerd door Soininen & Könönen (2004) voor de algemene waterkwaliteit en door Hirst *et al.* (2002) voor de respons op zware metalen.

1.4 Macro-invertebraten

1.4.1 Algemeen

Met de term macro-invertebraten duiden we aquatische ongewervelden aan die nog met het blote oog waarneembaar zijn (groter dan 0.5 mm). Ze komen algemeen voor in stromend of stilstaand zoet, brak en zout water en spelen een belangrijke rol in de aquatische voedselketen (De Pauw & Vannevel, 1991; Sekiranda *et al.*, 2004). Als voedselbron gebruiken zij vooral fytoplankton, bacteriën (die voorkomen als biofilms op het water), organische materiaal. Zelf worden zij hoofdzakelijk gegeten door andere macro-invertebraten en vissen. De meest voorkomende habitats van macro-invertebraten zijn de bentische sedimenten, de aquatische vegetatie en hout en stenen in het water. Slakken (Gastropoda), bloedzuigers (Hirudinea), kreeftachtigen (Crustaceae), kevers (Coleoptera) en kokerjuffers (Trichoptera) zijn enkele voorbeelden van groepen macro-invertebraten met vertegenwoordigers uit zoet water.

Stroomsnelheid, voedsel, habitat en waterkwaliteit zijn de voornaamste parameters die de abundanties en diversiteit van macro-invertebraat gemeenschappen bepalen (Sekiranda *et al.*, 2004). De levenswijze en de ecologische voorkeur kan echter sterk verschillen tussen de verscheidene groepen (Smits, 2005).

Een overzicht van de meest voorkomende zoetwater macro-invertebraten in Vlaanderen is terug te vinden in De Pauw & Vannevel (1991).

1.4.2 Macro-invertebraten als bio-indicator

De macro-invertebraten levensgemeenschap omvat een brede waaier aan soorten met verschillende graad van tolerantie voor waterverontreiniging en vormt hierdoor een ideaal instrument voor het bepalen van de waterkwaliteit. Zo zal de samenstelling van macro-invertebraten in vervuild water sterk verschillen van die in onvervuild water (De Pauw & Van Hooren, 1983). De taxa die algemeen als gevoelig beschouwd worden voor verstoring zijn de eendagsvliegen (Ephemeroptera), de kokerjuffers (Trichoptera) en de steenvliegen (Plecoptera). De minder gevoelige taxa zijn de aquatische borstelwormen (Oligochaeta), de bloedzuigers (Hirudinea) en de larven van vliegen en muggen (Diptera) (De Pauw & Vannevel, 1991; Beasley & Kneale, 2003). Van bepaalde soorten, zoals sommige vertegenwoordigers van de familie van de dansmuggen (Chironomidae) en oligochaeten, is geweten dat zij een verhoogde resistentie vertonen tegenover zware metalen (Bervoets *et al.*, 1997; Groenendijk *et al.*, 1999a,b; Gerhardt *et al.*, 2004). Beoordelingsmethoden gebaseerd op het voorkomen van macro-invertebraten geven voornamelijk een weerspiegeling van het effect van de zuurstofhouding, die op haar beurt het resultaat is van verschillende chemische en fysische processen. Nochtans kunnen ook moeilijk afbreekbare en giftige stoffen zoals pesticiden of zware metalen voor langdurige of blijvende schade zorgen (De Pauw & Vannevel, 1991; Hirst *et al.*, 2002).

Voor het gebruik van macro-invertebraten als bio-indicator kunnen zowel enkele voor- als nadelen vermeld worden. De voordelen zijn:

- Macro-invertebraten zijn gevoelig voor verschillende types van pollutanten en zullen hier snel op reageren (Metcalf, 1989).
- Ze komen bijna overal voor, zijn makkelijk te verzamelen en te determineren (Metcalf, 1989; Triest *et al.*, 2001a).
- Benthische macro-invertebraten zijn sedentair, waardoor ze representatief zijn voor de toestand van de lokale omgeving (Metcalf, 1989).

- Hun levensduur is lang genoeg om de kwaliteit van de omgeving over een relatief lange periode te kunnen integreren (De Pauw & Vanhooren, 1983; Metcalfe, 1989; Triest *et al.*, 2001a).
- Macro-invertebraat gemeenschappen vormen een zeer heterogene taxonomische groep, ze herbergen vertegenwoordigers van verschillende phyla. Hierdoor zal er een breed spectrum van responsen bestaan voor elke vorm van verstoring (Metcalfe, 1989; Triest *et al.*, 2001a).

Er zijn aan hun gebruik echter ook enkele nadelen verbonden:

- Macro-invertebraten kunnen zeer mobiel zijn waardoor ze moeilijk te verzamelen zijn en niet de kwaliteit van één bepaalde locatie weergeven (Van de Vijver & Beyens, 1998).
- Ze vertonen ook dikwijls seizoensactiviteit en complexe reproductiecycli (Van de Vijver & Beyens, 1998).
- Stroomsnelheid, substraattypen en andere factoren hebben weinig invloed op de waterkwaliteit, maar wel op de macro-invertebratengemeenschap. Verschillende zones in de waterloop met eenzelfde waterkwaliteit kunnen dus toch resulteren in een verschillende indexwaarde (De Pauw & Hawkes 1993; Triest *et al.*, 2001a).
- De meeste soorten hebben een beperkt geografisch verspreidingsgebied, zodat de ontwikkeling van één index, bruikbaar in heel Europa, uitgesloten is (De Pauw & Hawkes 1993).

1.4.3 Macro-invertebraat indices

Metcalfe (1989) onderscheidt drie verschillende benaderingen om de respons van macro-invertebratengemeenschappen op vervuiling te beoordelen. Dit zijn de saprobische benadering, de diversiteitsbenadering en de biotische benadering.

De saprobische benadering is gebaseerd op de mate waarin organismen afhangen van organisch materiaal of in staat zijn het af te breken. De term saprobie betekent namelijk de graad van contaminatie van water door organische vervuiling (Descy & Micha, 1988; Metcalfe, 1989). De diversiteitsbenadering gebruikt drie componenten van de levensgemeenschap: nl. soortenrijkdom (totaal aantal aanwezige soorten), evenness (uniformiteit van de verdeling van de individuen over de soorten) en abundantie (totaal aantal aanwezige organismen). Hiermee wordt de respons van een gemeenschap op de kwaliteit van de omgeving uitgedrukt (Descy & Micha, 1988; Metcalfe, 1989; Triest *et al.*, 2001a).

De biotische benadering is een combinatie van de twee vorige. Hierbij wordt een kwantitatieve maat voor de soortendiversiteit samen met kwalitatieve informatie omtrent de ecologische gevoeligheid van individuele taxa samen tot één getalwaarde herleid. Er vallen hierbij twee types te onderscheiden, namelijk de biotische scores en de biotische indices. Bij de biotische indices wordt de index afgeleid uit een tabel waarin rekening gehouden wordt met het aantal gevonden taxa en met de gevoeligheidsgraad van het meest gevoelige taxon dat is aangetroffen. De biotische scores maken de som van alle individuele taxon scores. Hierbij worden eventueel ook abundanties mee in rekening gebracht. Bijna alle indices en score systemen die vandaag de dag worden gebruikt zijn gebaseerd op deze biotische benadering. In Europa stammen de meeste biotische indices af van de Engelse Trent Biotische Index (TBI) (Woodiwiss, 1964; Metcalfe, 1989; Triest *et al.*, 2001a; Gabriels *et al.*, 2003). Hieronder volgt een opsomming van enkele belangrijke, in deze studie gebruikte biotische indices en score systemen.

- **Biological Monitoring Working Party score system (BMWP)**

De “Biological Monitoring Working Party” (BMWP) kwam in 1976 voor het eerst samen om een biologisch systeem te ontwikkelen voor de bepaling van de waterkwaliteit in Engeland, Schotland en Wales. Het resultaat was een score systeem gebaseerd op bentische macro-invertebraten en afgeleid van het “Chandler Score System”. Dit laatste is zelf afgeleid van de TBI (Metcalfe, 1989; Walley & Hawkes, 1997). De BMWP maakt gebruik van macro-invertebraten die geïdentificeerd worden tot op familie niveau, dit om taxonomische uniformiteit te verkrijgen. De verschillende families bezitten een score naargelang hun tolerantie voor vervuiling gaande van 1 (zeer tolerant) tot 10 (zeer gevoelig) (Metcalfe, 1989). Het BMWP score systeem houdt geen rekening met abundanties (Metcalfe, 1989; Hawkes, 1997). In de Jaren '90 werd het BMWP score systeem nog verder aangepast (Walley & Hawkes, 1996 en 1997) en werden er ook indices ontwikkeld voor andere landen (Gabriels *et al.*, 2003). Zo werden de tolerantiescores per taxon ook aangepast voor de toepassing van de BMWP op Belgische wateren (Gabriels *et al.*, 2003).

- **Average Score Per Taxon (ASPT)**

De “Average Score Per Taxon” (ASPT) kan men bekomen door de BMWP score te delen door het aantal aanwezige taxa (Metcalfe, 1989). De ASPT zou minder gevoelig zijn voor seizoenale variatie en staalnamegrootte omdat deze niet afhankelijk is van het aantal taxa (Hawkes, 1997).

- **Kwaliteitsindex (KI)**

De Kwaliteitsindex (KI), die voornamelijk in Nederland wordt gebruikt, steunt op een groot aantal indicatorsoorten en soortengroepen. Zo zijn er in totaal vijf verschillende groepen die allen een verschillende tolerantie voor vervuiling hebben (saprobiewaarde) gaande van 1 voor ongevoelige tot 5 voor zeer gevoelige soorten. De bekomen KI zal dan een score geven tussen 100 en 500, waarbij 100-180 een zeer slechte en 421-500 een zeer goede waterkwaliteit aangeeft. De KI houdt in tegenstelling tot de BMWP en ASPT wel rekening met abundanties. Omdat onder normale omstandigheden zeer sterk vervuilde en zeer zuivere waterlopen eerder uitzonderlijk zijn, kan het onderscheidend vermogen voor de matige vervuilde wateren vergroot worden door de indicatorsoorten met gevoeligheidsfactor 2 en 4 respectievelijk mee een factor 1 en 5 te geven. Beide indices kregen dan ook een verschillende naam: nl. K-12345 en K-135 (De Pauw & Vannevel, 1991).

- **Belgische Biotische Index (BBI)**

De Belgische Biotische Index (BBI), die in Vlaanderen algemeen wordt gebruikt, combineert de Franse Biotische Index met de bemonsteringmethode van de Engelse Trent Biotische Index (De Pauw & Vanhooren, 1983; Metcalfe, 1989). De BBI is opgericht voor stromende zoete waters en baseert zich voornamelijk op bentische en perifytische macro-invertebraten. Deze worden in de eerste plaats verzameld met behulp van een handnet, hoewel in moeilijke omstandigheden (bvb. hoog water) het gebruik van artificieel substraat wordt aangeraden (De Pauw *et al.*, 1986). De bepaling van de Biotische index berust op een kwalitatieve staalnameprocedure. Dit wil zeggen dat men bij de staalname zal trachten om zoveel mogelijk verschillende taxa uit het milieu te verzamelen. Het aantal individuen van de verschillende soorten (kwantitatieve gegevens) wordt niet gebruikt bij de berekening van de indexwaarde. Omdat de staalname gestandaardiseerd is betreft het hier eigenlijk een semi-kwantitatieve methode (De Pauw & Vannevel 1991). Ook de BBI maakt gebruik van macro-invertebraten als bio-indicatoren door ze in te delen in verschillende tolerantieklassen. Deze klassen variëren van 1 voor de meest gevoelige tot 7 voor de meest tolerante organismen (De Pauw & Vannevel, 1991). Enkel taxa met meer dan één individu in het staal worden in rekening gebracht. Dit verkleint namelijk de kans om driftorganismen mee in de index te berekenen. De indexwaarden fluctueren hierdoor ook minder (De Pauw & Vanhooren, 1983). De BBI zal zowel de taxarijkdom als gevoeligheid van de aanwezige taxa mee in rekening brengen (De Pauw & Vanhooren, 1983; Gabriëls *et al.*, 2006). De uiteindelijke indexscore wordt afgeleid

uit de BBI tabel en resulteert in een waarde variërend van nul tot tien. Hierbij staat tien voor een zeer goede en nul voor een zeer slechte waterkwaliteit (De Pauw & Vanhooren, 1983; De Pauw & Vannevel, 1991; Triest *et al.*, 2001a).

Ondanks het feit dat de BBI reeds jaren voor de waterkwaliteitsbepaling in Vlaanderen wordt toegepast, zijn er echter een reeks nadelen aan het gebruik van de index verbonden. Veel soorten die bijdragen tot een hoge indexwaarde (bvb. Plecoptera) komen namelijk van nature zelden voor in traag stromende laaglandbeken. Bijgevolg is het zowat uitgesloten om in deze riviersystemen een maximale indexwaarde te bekomen, zelfs als het water zeer zuiver is (De Pauw & Vannevel, 1991). Een ander nadeel aan de BBI methode is dat ze geen rekening houdt met de natuurlijke variatie in aquatische ecosystemen, die het gevolg is van de structuurkenmerken en de fysisch-chemische karakteristieken van het water. Zo bereiken sommige types waterlopen in onverstoorde toestand maar een maximale BBI van 8 of 9 (Kuijken *et al.* in Gabriels *et al.*, 2003). Daarnaast wordt ook aangegeven dat de natuurlijke variabiliteit van de BBI onvoldoende gekend is en dat de indicatorwaarden van de index subjectief zijn gekozen (Gabriels *et al.*, 2003). Ook het feit dat de BBI geen abundanties mee in rekening neemt wordt door Gabriels *et al.* (2006) als een nadeel gezien. Bervoets *et al.* (1989) stelden daarom enkele wijzigingen van de BBI methode voor waaronder het in beschouwing nemen van alle taxa, ook diegene waarvan slechts één organisme in het staal aanwezig is. Dit om het effect van biotoop specifieke verschillen in de faunistische densiteit op de indexscore te reduceren.

- **Multimetrische indices**

Multimetrische indices beschrijven de staat van een ecosysteem aan de hand van verschillende individuele variabelen of metrics. Deze variabelen vertegenwoordigen elk een andere component van de kwaliteit van het ecosysteem en worden gecombineerd in één indexwaarde (Hering *et al.*, 2006; Gabriels *et al.*, 2006). Voorbeelden van zulke variabelen zijn ondermeer abundantie-, diversiteits-, tolerantie- en functionele metrics (Butcher *et al.*, 2003; Gabriels *et al.*, 2003; Hering *et al.*, 2006). Multimetrische indices werden oorspronkelijk ontwikkeld voor visgemeenschappen (Karr, 1981; Belpaire *et al.*, 2000). Later werden er ook indices ontwikkeld voor andere indicatorgroepen zoals macro-invertebraten (Thorne & Williams, 1997), macrofyten en zelfs voor diatomeeën (Gabriels *et al.*, 2003). Een belangrijk voordeel van een dergelijke multimetrische benadering is dat deze flexibel is en er makkelijk variabelen bijgevoegd of weggelaten kunnen worden om de index te verfijnen (Gabriels *et al.*, 2006). Hierdoor zijn deze indices aanpasbaar voor elk afzonderlijk riviertype,

waardoor ze ook hydromorfologische kenmerken in hun scores integreren. Doordat er verschillende soorten variabelen gecombineerd worden, geven multimetrische indices algemeen een meer betrouwbaar beeld van de waterkwaliteit (Hering *et al.*, 2006).

Specifiek voor de toepassing van de KRW werd in Vlaanderen de Multimetrische Macro-invertebraten Index Vlaanderen (MMIF) ontwikkeld. Deze index maakt gebruik van het totaal aantal taxa, het aantal taxa Ephemeroptera, Plecoptera en Trichoptera (EPT taxa), het aantal gevoelige taxa die niet tot de EPT taxa behoren, de Shannon-Wiener diversiteit en de gemiddelde tolerantie score (Gabriels *et al.*, 2006). Uiteindelijk wordt een indexscore tussen 0 en 1 bekomen (Gabriels *et al.*, 2004).

1.4.4 Macro-invertebraten en de ABC-methode

Een andere methode die de reactie van macro-invertebraat gemeenschappen op vervuiling beschrijft is de zogenaamde “abundance/biomass comparison method” (ABC-methode) (Warwick, 1986; Warwick *et al.*, 1987). Deze methode vergelijkt de verdeling van abundantie en biomassa in de stalen onderling (Pagola-Carte, 2004). Deze verdeling hangt namelijk af van de mate van verstoring. De ABC-methode is gebaseerd op de theoretische assumptie dat onder stabiele condities interspecifieke competitie leidt tot een relatief laag evenwicht. Onder deze omstandigheden leven de k-geselecteerde soorten met grote afmetingen en een lange levensduur en blijft de populatie nagenoeg constant. Onder verstoorde condities wordt er geen evenwicht bereikt, de diversiteit stijgt en de dominante soorten zijn r-geselecteerde organismen. Deze worden gekenmerkt door een kleine lichaamsgrootte, een korte levensduur en hun voorkomen in grote aantallen (bvb. Oligochaeten) (Warwick, 1986; Bervoets *et al.*, 2005). De verschillende responsen in vervuilde en niet-vervuilde sites kan worden aangetoond via de k-dominantie curven voor abundantie en biomassa. Deze curven rangschikken de soorten in orde van belangrijkheid op de logaritmische x-as en percentage dominantie op de cumulatieve y-as. In onverstoorde gemeenschappen ligt de biomassa-curve, door de aanwezigheid van grote organismen, ver boven de abundantie-curve. In erg verontreinigde wateren, gedomineerd door grote aantallen kleine organismen, ligt de abundantie-curve echter boven die van de biomassa. In matig vervuilde gebieden benaderen beide curven elkaar en kruisen ze soms met elkaar (Warwick *et al.*, 1987; Warwick & Clarke, 1994). De uiteindelijke ABC-waarde resulteert in een score gaande van +1, voor complete biomassa dominantie en gelijke verdeling van de abundanties, tot -1 voor de omgekeerde situatie (Warwick & Clarke, 1994).

Hoewel de ABC-methode oorspronkelijk werd ontwikkeld voor mariene macrobenthos gemeenschappen (Warwick *et al.*, 1987; Warwick & Clarke, 1994) werd de methode ook al toegepast op vogels (Meire & Dereu, 1990) en mariene- en zoetwatervissen (Coeck *et al.*, 1993). Bervoets *et al.* (2005) gebruikten de ABC-methode om de respons van zoetwatervis gemeenschappen op zware metalen te beschrijven, maar deze laatste bleek hiervoor niet geschikt. Een studie omtrent het gebruik van deze methode voor zoetwater macrobenthos blijkt nog nooit te zijn uitgevoerd.

1.5 Diatomeeën

1.5.1 Algemeen

Diatomeeën of kiezelwieren zijn microscopische, unicellulaire algen met geelbruine pigmenten en een grootte variërend van 5 µm tot 500 µm. Ze vormen de klasse van de Bacillariophyceae, een afdeling uit het rijk der protisten. Deze klasse heeft als voornaamste kenmerk dat de eukariotische cellen omgeven worden door een uit silicium (SiO₂) bestaande celwand, de frustule, welke zeer resistent is en meestal nog lang na de dood van het organisme in de omgeving achterblijft (Barber & Haworth, 1981; Descy & Micha, 1988; Cordonier *et al.*, 2003). De frustule bestaat uit twee eenheden nl. de bovenste épivalve en de onderste hypovalve. Deze kan verschillende vormen aannemen en vertoont dikwijls kenmerkende structuren (raphe, striae, poriën,...). De taxonomie van diatomeeën is dan ook voornamelijk gebaseerd op de unieke structuur van de valven en hun versieringen (Barber & Haworth, 1981; Morin, 2006).

Diatomeeën zijn fotosynthetisch actief, waardoor ze als primaire producenten een belangrijk deel van de voedselketen uitmaken en op die manier ook waterlopen van zuurstof voorzien. Hun reproductie gebeurt voornamelijk via binaire deling, hoewel ook seksuele voortplanting kan voorkomen (Barber & Haworth, 1981). Door hun brede ecologische range komen diatomeeën over de hele wereld voor, hoofdzakelijk op vochtige plaatsen. Zo kunnen we ze in grote hoeveelheden aantreffen in meren, rivieren en zeeën, zowel in zoete, brakke als mariene omstandigheden (Morin, 2006). Ook in vochtige bodems en grotten, tot zelfs in aerosolen in de lucht komen diatomeeën voor (Cordonier *et al.*, 2003). Men onderscheidt zowel fytoplanktonische als bentische diatomeeën. Eerstgenoemde ontwikkelen zich in de waterkolom, terwijl laatstgenoemde op verschillende types van substraat leven. De cellen kunnen solitair zijn of in kolonies voorkomen (Cordonier *et al.*, 2003; Morin, 2006). De ontwikkeling van diatomeeën wordt door talrijke factoren bepaald. Zo zullen de zuurtegraad,

het zoutgehalte en de hoeveelheid opgelost zuurstof in het water de diatomeeëngroei bepalen. Ook de aanwezigheid van de elementen Ca, P, N en Si speelt hierbij een belangrijke rol (Cholnoky, 1968; Cordonier *et al.*, 2003). Alhoewel sommige soorten zich autonoom kunnen voortbewegen (Werner, 1977), zijn de meeste diatomeeën zelden mobiel (Morin, 2006).

1.5.2 Diatomeeën als bio-indicator

Diatomeeën worden al sinds het begin van de jaren '70 in Europa gebruikt als bio-indicatoren voor de waterkwaliteit (Descy & Micha, 1988; Prygiel & Coste, 1996). Aangezien diatomeeën wijd verspreid zijn in alle types van zoetwater, vormen zij potentieel zeer interessante bio-indicatoren (Descy, 1980; Descy & Micha, 1988; Reid *et al.*, 1995; Triest *et al.*, 2001a; Morin, 2006).

Voordelen van het gebruik van diatomeeën als bio-indicator zijn:

- De diatomeeën levensgemeenschap omvat een brede waaier aan soorten met verschillende graad van tolerantie voor verschillende types van waterverontreiniging en zijn uitermate gevoelig voor eutrofiëring, organische en anorganische vervuiling (Descy & Micha, 1988; Reid *et al.*, 1995; Van de Vijver & Beyens, 1998; Triest *et al.*, 2001a). Wegens hun snelle respons kunnen ze ook gebruikt worden voor de beoordeling van licht tot matig vervuilde waterlopen (Descy & Micha, 1988).
- Door hun microscopische afmetingen laten ze een snelle en gemakkelijke kwantitatieve staalname toe (Descy, 1980; Morin, 2006).
- Wegens hun korte generatietijd kunnen diatomeeën vaak snel reageren op veranderingen in de waterkwaliteit, waardoor ze ook discontinue vervuiling kunnen aantonen en bruikbaar zijn in dynamische systemen (Descy, 1980; Descy & Micha, 1988; Reid *et al.*, 1995; Triest *et al.*, 2001a; Morin, 2006).
- De meeste diatomeeën zijn relatief ongevoelig voor hydromorfologische verstoring zoals kanalisatie, verstoring van de rivierbodem, enz.... Hun verspreiding zal eerder gerelateerd zijn aan de fysisch-chemische karakteristieken van het water. Dit maakt het gebruik van diatomeeën als bio-indicator vergelijkbaar tussen verschillende typen van rivieren (Descy & Micha, 1988).
- Indices die gebruik maken van diatomeeën implementeren ook kwantitatieve data in hun beoordeling. Hierdoor zijn deze methoden gevoeliger dan deze die enkel kwalitatieve data gebruiken (Descy & Micha, 1988).
- In verhouding tot andere groepen microscopische aquatische organismen zijn diatomeeën goed gedocumenteerd (Reid *et al.*, 1995; Triest *et al.*, 2001a).

- Het feit dat er voor microscopisch onderzoek van diatomeeën preparaten worden aangemaakt, geeft de mogelijkheid tot het voor lange tijd bewaren en gebruiken van referentiemateriaal. Deze kunnen eventueel later worden herbekeken en voor de verbetering van kwaliteitscontroles dienen (Reid *et al.*, 1995; Triest *et al.*, 2001a).
- Een laatste voordeel verbonden aan het gebruik van diatomeeën is dat ze het hele jaar door gebruikt kunnen worden en dat ze niet mobiel zijn, zodat ze de waterkwaliteit van een specifieke plaats in de waterloop weergeven (Van de Vijver & Beyens, 1998).

Naast de voordelen werden er, net zoals bij de macro-invertebraten, ook een aantal tekortkomingen vastgesteld voor het gebruik van diatomeeën als bio-indicatoren. De voornaamste zijn:

- De identificatie van diatomeeën tot op soortniveau vereist een grondige taxonomische kennis, waardoor het opstellen van de indices vaak enkel door specialisten kan gebeuren (Descy & Micha, 1988; Triest *et al.*, 2001a). Descy & Micha (1988) stelden dat dit probleem deels kon omzeild worden door de beperking van de lijst indicatorsoorten tot enkel de meest nuttige en karakteristieke taxa. Volgens Prygiel *et al.* (2002) vormen identificatieproblemen nog steeds de grootste bron van variabiliteit voor het bepalen van de diatomeeënindices. Ook het feit dat er zeer veel diatomeeëntaxa zijn, maakt de determinatie er niet makkelijker op (Kelly *et al.*, 1995).
- Door de snelle respons van de diatomeeëngemeenschap op de veranderende waterkwaliteit kan er een verschil optreden tussen het herstel van diatomeeën en andere gemeenschappen (bvb. macro-invertebraten, vissen of macrofyten), die zich veel trager herstellen. Hierdoor zullen de diatomeeën geen goed beeld van de totale waterkwaliteit weergeven. Een beoordeling die verschillende indicatoren gebruikt dringt zich dus op (Descy & Micha, 1988).
- Omdat de schaaltes van diatomeeën zeer lang bewaard blijven is het niet altijd te onderscheiden wat de verdeling is tussen levende en dode cellen in het staal (Schoeman & Haworth, 1984).
- Er is nog steeds nood aan een standaardindex die wereldwijd te gebruiken is of anderzijds aan een methode om de verschillende indices in elkaar te kunnen omzetten, zodat vergelijking tussen verschillende regio's mogelijk wordt (Descy & Micha, 1988; Descy & Ector, 1999).

In vele Europese landen wordt het gebruik van diatomeeën als een onderdeel van het waterkwaliteit monitoringprogramma ontwikkeld maar zelden courant toegepast. Het gebruik heeft zich tot op heden voornamelijk toegespitst op de algemene waterkwaliteit, eutrofiëring

en verzuring (Kelly *et al.*, 1995; Triest *et al.*, 2001a). Tegenwoordig begint de aandacht ook meer en meer naar bepaalde aspecten van de waterkwaliteit te gaan, bvb. zoutgehalte, zuurstofregime, verzuring en zware metalen, elk weergegeven door een afzonderlijk indicatiesysteem (Triest *et al.*, 2001a).

1.5.3 Diatomeeënindices

Net zoals bij de macro-invertebraten bestaan er ook een hele reeks indices die gebruik maken van de gevoeligheden van verschillende diatomeeëntaxa. Doorheen de jaren werden er meerdere diatomeeënindices door verschillende auteurs ontwikkeld, dit op basis van de onderscheidbare gemeenschappen die voorkomen in een bepaalde biogeografische regio.

De eerste echte index die gebruik maakte van diatomeeën werd voorgesteld door Descy (1979). Deze index is gebaseerd op de formule van Zelinka en Marvan, die hieronder is weergegeven (Zelinka & Marvan, 1961; Prygiel & Coste, 1995):

$$Index = \frac{\sum_{j=1}^n A_j I_j V_j}{\sum_{j=1}^n A_j V_j}$$

Hierbij staat j voor een willekeurig taxon uit de n aanwezige taxa. Een groot deel van de bestaande diatomeeënindices is op deze formule gebaseerd (Prygiel & Coste, 1995; Smits, 2005). De gebruikte parameters A_j , I_j en V_j worden vaak anders gedefinieerd en zullen bij de besproken indices verklaard worden.

- **Diatomeeënindex van Descy (IDD)**

Descy (1979) was van mening dat een goede index de gevoeligheid van een soort voor een bepaalde pollutant moest gebruiken en ook de respons van de hele gemeenschap mee in rekening diende te brengen. Daarom voerde hij het gebruik in van een gevoeligheidsindex, die varieerde van 1 voor de zeer resistente soorten tot 5 voor de meest gevoelige soorten. Ook maakte hij gebruik van een indicatorwaarde, die een maat is voor de ecologische amplitude van het taxon gaande van 1 voor zeer breed tot 3 voor zeer smal (Descy, 1979; Descy, 1980). Toegepast voor de IDD staat in de bovenstaande formule A_j voor de relatieve abundantie van de soort j , V_j is de indicatorwaarde en I_j is de gevoeligheid van soort j voor vervuiling. Er worden voor IDD 106 soorten in rekening gebracht. De uiteindelijke indexscore levert een waarde op tussen 1 voor veel vervuiling en 5 voor onvervuilde wateren (Descy, 1979; Prygiel & Coste, 1995; Descy & Ector, 1999).

- **Index voor specifieke Polluosensibiliteit (IPS of SPI)**

De IDD werd door Coste (1982) aangepast en omgevormd tot de Index voor specifieke Polluosensibiliteit of IPS (Prygiel & Coste, 1995; Prygiel & Coste, 1996). Bij deze index werden de indicatorwaarden (*V*) en de gevoeligheden (*I*) verfijnd en verbeterd. De bekomen indicatorwaarden variëren ook hier tussen 1 (zeer slechte kwaliteit) en 5 (zeer goede kwaliteit). De IPS maakt gebruik van bijna alle gekende diatomeeënsoorten. Door de saprobiewaarden bijna jaarlijks te herzien, wordt steeds de meest actuele informatie in rekening gebracht (Prygiel & Coste, 1995).

- **Generische diatomeeënindex (IDG of GDI)**

De Generische diatomeeënindex of IDG is sterk gelijkende op de IPS maar verschilt van deze laatste doordat hij gebaseerd is op genera in plaats van op soorten (Prygiel & Coste, 1995). De IDG levert hierdoor een snellere, maar minder nauwkeurige waterkwaliteitsbepaling op (Descy & Coste, 1990). Tot op heden maakt de IDG gebruik van 308 verschillende genera (Prygiel & Coste, 1995).

- **Index van Slàdeček (ISL)**

De index van Slàdeček (ISL) gebruikt zowel indicatorwaarden als saprobiewaarden (Sladeček 1973, 1986). De berekening gebeurt net als bij de andere indices aan de hand van de formule van Zelinka en Marvan. De bekomen waterkwaliteit zal variëren tussen 0 en 4, waarbij 0 de beste waterkwaliteit aanduidt (Prygiel & Coste, 1995).

- **Index van Leclercq en Maquet (ILM)**

Leclercq en Maquet (1987) gebruikten de ISL als basis voor hun eigen index, de ILM, die in eerste instantie ontwikkeld werd voor Ardense waters. De waarden voor *V* en *I* werden aangepast en 200 taxa werden in rekening gebracht. De ILM zou een meer precieze schatting geven van de waterkwaliteit en is onafhankelijk van natuurlijke seizoenale variatie (Leclercq & Maquet, 1987; Descy & Ector, 1999). Ook bij deze index wordt een score bekomen tussen 1 en 5 (Leclercq & Maquet, 1987), welke echter kan omgezet worden in een waarde van 1 tot 20 (Descy & Coste, 1990).

- **Index van de commissie van de Europese Gemeenschap (CEC of CEE)**

Deze methode, voorgesteld door Coste & Leynaud, is gebaseerd op een rooster met dubbele ingang en houdt rekening met meer dan 200 soorten (Prygiel & Coste, 1995; Descy & Ector, 1999). Het rooster is opgebouwd uit vier rijen (subgroepen) en acht kolommen (groepen). De taxa met een lage indicatorwaarde zijn verdeeld in groepen, gaande van groep 1 (G1) voor soorten met een zeer hoge gevoeligheid, tot groep 8 (G8) voor erg tolerante soorten. De taxa met een hoge indicatorwaarde zijn dan verdeeld in de subgroepen, gaande van subgroep 1 (SG1) tot subgroep 4 (SG4) (Prygiel & Coste, 1995). De uiteindelijk bekomen indexwaarde varieert van 0 voor zeer vervuilde waterlopen tot 10 voor onvervuild en wordt bepaald door de formule $CEE = 12 - (G + SG)$. Enkel de groepen en subgroepen, die de hoogste gemiddelde relatieve frequentie hebben van de soorten uit het staal, worden mee in rekening gebracht. In de tabel kan de CEC-indexwaarde van een staal ook afgelezen worden door de kruising te nemen van de corresponderende groep en de subgroep met het staal (Descy & Coste 1990, 1991). De CEC index blijkt significant gecorreleerd te zijn met organische vervuiling en eutrofiëring en werd al met succes toegepast in een groot aantal Europese waterlopen (Descy & Ector, 1999). Een voorbeeld van een CEC rooster is weergegeven in bijlage 18.1.

- **Trofische diatomeeënindex (TDI)**

De Trofische Diatomeeën Index (TDI) wordt gebruikt als een maat voor het effect van eutrofiëring op diatomeeëngemeenschappen (Kelly & Whitton, 1995; Kelly, 1998). Voor de interpretatie van deze index is het nodig om nog een andere grootheid in te voeren, namelijk het percentage tolerante taxa. Dit is het percentage in het staal aanwezige taxa die tolerant zijn voor organische pollutie. De uiteindelijke indexwaarde heeft een schaal van 1 tot 100, waarbij 100 een zeer slechte waterkwaliteit aangeeft (Kelly & Whitton, 1995).

- **Index van Steinberg en Schiefele (SHE)**

In de periode voor de Index van Sladeček werden diatomeeën als weinig betrouwbare bio-indicatoren beschouwd. Dit kwam door het feit dat de ecologische verspreiding van de meest abundante taxa nergens gelimiteerd is door een afnemende saprobiteit, maar enkel door een toenemende mate van vervuiling (Lange-Bertalot, 1978). Daarom stelde Lange-Bertalot (1979) een methode voor om de waterkwaliteit te bepalen aan de hand van de tolerantie van diatomeeën voor vervuiling. Hierbij werden ongeveer 100 soorten verdeeld over drie groepen, nl. één met resistente soorten, één met gevoelige soorten en één met indifferente soorten voor

vervuiling. De proportie van deze drie groepen bepaalt vervolgens de waterkwaliteit. De methode van Steinberg & Schiefele (1988) bouwt hierop voort. Hierbij zijn 386 taxa verdeeld in 7 groepen, gaande van zeer resistent tot oligosaproob, rekening houdend met de tolerantie van de taxa voor vervuiling als ook met hun trofische voorkeur (Schiefele & Schreiner, 1991).

- **Biologische diatomeeënindex (IBD)**

De Biologische diatomeeënindex (IBD) werd ontwikkeld door Lenoir & Coste (1996). Deze index heeft als voornaamste kenmerk dat hij geen uitgebreide kennis van de diatomeeëntaxonomie vereist en maakt gebruik van 209 niet-zeldzame taxa, waarbij moeilijk te onderscheiden soorten tot dezelfde groep worden teruggebracht (Prygiel & Coste, 1996).

Voor elk taxon is de waarschijnlijkheid van voorkomen in zeven specifieke waterkwaliteitsklassen bepaald voor drie frequentieklassen. De abundantie van de taxa in het staal leidt dan tot de frequentieklassen waarmee er respectievelijk rekening gehouden wordt. Het gemiddelde van alle aanwezige taxa leidt tot de uiteindelijke indexwaarde (Smits, 2005).

De IBD is een index waarvan de variabiliteit vooral verklaard wordt door fysico-chemische variabelen zoals pH, conductiviteit, zuurstofgehalte, totaal stikstofgehalte (Kjeldahl), chloridegehalte, etc.... De bekomen indexwaarde, die varieert van 1 voor zware vervuiling tot 20 bij zeer zuiver water, kan verder in vijf kwaliteitsklassen worden onderverdeeld (Lenoir & Coste, 1996). De IBD wordt al sinds enkele jaren als standaardindex toegepast voor waterkwaliteitsbepaling in Frankrijk (Prygiel *et al.*, 2002).

1.6 Diversiteitindices

Zoals eerder al vermeld (zie 1.4.3) gebruiken diversiteitindices de drie componenten soortenrijkdom, evenness en abundantie. De onderliggende assumptie van deze diversiteitbenadering is dat onverstoorde sites gekenmerkt worden door een hoge diversiteit of soortenrijkdom en dat er een evenredige distributie heerst tussen de individuen van de aanwezige soorten. In vervuilde sites daarentegen daalt de diversiteit, aangezien de gevoelige organismen hier niet overleven, en nemen de meer tolerante organismen in abundantie toe doordat deze nu meer voedselbronnen tot hun beschikking hebben. Dit laatste resulteert in een onevenwichtige verdeling tussen de individuen van de verschillende soorten (Metcalf, 1989). Bij vervuiling door niet-afbreekbare pollutanten zoals zware metalen neemt naast de soortenrijkdom ook de abundantie af (Metcalf, 1989; Hirst, 2002). De meest gebruikte diversiteitindices zijn die van Shannon-Wiener en Simpson. Algemeen geldt bij deze indices

dat hoe hoger de score, hoe groter de diversiteit is en hoe minder verstoord de omgeving (Metcalf, 1989).

Hoewel diversiteitindices regelmatig worden toegepast (Hirst *et al.*, 2002; Gerhardt *et al.*, 2004) hebben ze teveel gebreken om als waterkwaliteitsindices te kunnen dienen. Zo houden ze namelijk geen rekening met de soortensamenstelling en hun gevoeligheden (Metcalf, 1989). Ook is het zo dat een lage diversiteit niet altijd een slechte waterkwaliteit impliceert, maar de resultante is van een groot aantal factoren (Hawkes, 1979). Voor diatomeeën blijken diversiteitindices niet bruikbaar aangezien er een parabolische relatie bestaat tussen de diversiteit en de waterkwaliteit (Van de Vijver & Beyens, 1998). Deze relatie wordt algemeen omschreven als de “Intermediate Disturbance Hypothesis” die stelt dat de hoogste diversiteit meestal bereikt wordt bij een gemiddelde hoeveelheid vervuiling of stress. Ook voor macro-invertebraten werd al dergelijk verband gevonden (Gerhardt *et al.*, 2004), alhoewel deze organismen algemeen meer een lineaire verdeling volgen (Hirst *et al.*, 2002).

1.7 Zware metalen

1.7.1 Algemeen

Zware metalen zijn natuurlijk voorkomende elementen die gekenmerkt worden door hun hoge dichtheid. Het bijvoegsel “zwaar” wordt voor deze metalen gebruikt omdat hun dichtheid hoger is dan 5 g cm^{-3} . Het zijn persistente stoffen, wat betekent dat ze niet afgebroken kunnen worden en dus in het milieu zullen bioaccumuleren. Op die manier kunnen ze lange tijd in de omgeving aanwezig blijven. Sommige zware metalen vervullen een belangrijke rol in een aantal biochemische processen waardoor ze cruciaal zijn voor het goed functioneren van levende organismen. Dergelijke metalen worden essentiële metalen genoemd. Zo garanderen ze bij een bepaalde concentratie een optimale werking van het organisme. Bij lage concentraties kunnen zij echter deficiëntieverschijnselen veroorzaken en bij te hoge concentraties worden zij toxisch. Voorbeelden van essentiële metalen zijn Zn, Cu en Fe. Er bestaan echter ook zware metalen waarvoor geen biologische functie gekend is en die al in zeer lage concentraties toxisch kunnen zijn voor levende organismen. Zulke metalen worden niet-essentiële metalen genoemd. Voorbeelden hiervan zijn Cd, Pb, Hg en As. De potentiële toxiciteit van dergelijke metalen ligt in het feit dat deze sterk gelijkende structurele eigenschappen met essentiële elementen vertonen. Hierdoor kunnen zij andere elementen in biochemische processen vervangen zonder een echte fysiologische rol uit te voeren. Verder binden metalen ook op de functionele groepen van enzymen, waardoor de substraat-enzyme

interactie wordt verstoord en het biochemische proces vertraagd wordt (MIRA Achtergronddocument 2006, Verspreiding van zware metalen).

1.7.2 Zware metalen in het aquatische milieu

Zware metalen komen overal ter wereld voor en vormen op die manier een natuurlijk bestanddeel van het milieu en al zijn componenten. Hun verspreiding in de omgeving is het resultaat van zowel natuurlijke processen als van antropogene bronnen. Achtergrondconcentraties van metalen variëren dan ook erg afhankelijk van het gebied (Chapman & Wang, 2000). Natuurlijke processen waarbij metalen vrijkomen zijn vooral vulkanische activiteit, erosie van metaal dragende ertsen of bodems en bacteriële omzetting (Prego & Cobelo-García, 2003; Florea & Büsselberg, 2006). De mens heeft deze natuurlijke geo- en biochemische cyclus van metalen doorheen de eeuwen flink gewijzigd, dit voornamelijk door het ontginnen van metaalhoudende ertsen in mijnen, de verwerking ervan in smelterijen en het verbranden van fossiele brandstoffen. Ook het gebruik van meststoffen en het eroderen of corroderen van materialen leidt tot verhoogde metaalconcentraties in het milieu. Verder vormen ook huishoudelijk afval en het verkeer een niet te verwaarlozen particuliere bron van metaalvervuiling (MIRA Achtergronddocument 2006, Verspreiding van zware metalen). Al deze antropogene processen hebben tot resultaat dat er plaatselijk zeer hoge concentraties aan zware metalen kunnen voorkomen. Deze metalen komen voornamelijk in de bodem terecht door atmosferische depositie en storten. Daar kunnen ze worden opgenomen door de aanwezige planten waardoor ze verder via de voedselketen verspreid worden. Ook kunnen de metalen via uitloging het grondwater bereiken en door afspoeling het oppervlaktewater verontreinigen. Tenslotte kunnen metalen ook via rechtstreekse lozing in het oppervlaktewater terecht komen. In het aquatische milieu interageren zware metalen met de fysico-chemische componenten van het water en de sedimenten. Zo spelen o.a. de pH van het water, de hoeveelheid kationen en de aanwezigheid van organisch materiaal en andere metaal complexerende verbindingen een cruciale rol bij de beschikbaarheid van de zware metalen (Bervoets & Blust, 2003). Hierdoor is dus niet de totale hoeveelheid van de aanwezige metalen beschikbaar voor opname, maar enkel een bepaalde fractie. De interactie van metalen met de fysico-chemische componenten van het water en de specifieke interacties van de metalen met de bio-membraan van organismen werd recent gemodelleerd in het zogenaamde Biotische Ligand Model (Chapman *et al.*, 2003).

Metaalvervuiling kan in de aquatische omgeving een negatieve impact hebben op de zoetwater macro-invertebraten gemeenschappen wat kan resulteren in het verlies van

metaalgevoelige ordes zoals de eendagsvliegen (Ephemeroptera), de kokerjuffers (Trichoptera) en de steenvliegen (Plecoptera) (Hirst *et al.*, 2002; Beasley & Kneale, 2003). Bij vissen kunnen zware metalen een verminderde levensvatbaarheid veroorzaken (Hirst *et al.*, 2002; Beasley & Kneale, 2003; Bervoets *et al.*, 2005). Ook bij diatomeeën wordt de samenstelling van de levensgemeenschappen ernstig beïnvloed door de impact van zware metalen (Medley & Clements, 1998; Hirst *et al.*, 2002) en kunnen diatomeeën afwijkingen vertonen in hun schaaltes (Morin, 2006).

1.7.3 Zware metalen in de Noorderkempen

Uit gegevens van het meetnet van de Vlaamse Milieu Maatschappij (VMM) blijkt dat er de voorbije tien jaar in Vlaanderen een daling optreedt in het percentage van de meetplaatsen dat de basiskwaliteitsnorm voor zware metalen in het oppervlaktewater overschrijdt (Bijlage 1). Dit positieve beeld dat voor heel Vlaanderen geschetst wordt geeft echter onvoldoende de problematiek weer van metaalvervuiling op regionale schaal. In Vlaanderen zijn er nochtans tal van gebieden die ernstig vervuild zijn met zware metalen. Zo heeft men in de Noorderkempen, een gebied dat zich uitspreidt over het oosten van de provincie Antwerpen en het noorden van Limburg, al sinds het einde van de 19^{de} eeuw te maken met een historische verontreiniging van zware metalen (Nawrot *et al.*, 2006). Deze contaminatie werd veroorzaakt door nonferrometaal-bedrijven die vanaf het begin van de 20^{ste} eeuw metalen produceerden via zeer vervuilende pyrometallurgische procédés. Vooral de UMICORE zinkfabrieken in Balen, Overpelt en Lommel hebben op deze manier jarenlang zware metalen (vooral Cd en Zn) in het milieu gebracht, wat een enorme vervuiling van het gebied tot gevolg had (MIRA Achtergronddocument 2006, Verspreiding van zware metalen). In de jaren '70 werd er overgeschakeld naar elektrolytische technieken om zware metalen te winnen. Hierdoor kon men de metaalvervuiling voor een groot deel terugdringen en de atmosferische emissies beperken. De bodem bleef door de jarenlange uitstoot echter wel zwaar vervuild achter. Door rechtstreekse lozing en door uitloging van de metalen naar het oppervlaktewater werden ook verschillende rivieren in het gebied zwaar vervuild. Een voorbeeld van zo'n rivier is de Dommel, die tevens het studiegebied van ons onderzoek vormt.

Verschiedende studies die in het gebied van de Noorderkempen werden uitgevoerd, waaronder de CadmiBel en PheeCad studie, stelden vast dat een hoge inname van cadmium bij de mens een dysfunctie van de nieren kan veroorzaken. De recente studie van Nawrot *et al.* (2006) toont het verband aan tussen Cd inhalatie en longkanker in de zwaarst vervuilde gebieden.

2. Doelstellingen

De centrale doelstelling in deze studie is om na te gaan welke levensgemeenschap en welke index het meest geschikt is om verontreiniging door zware metalen te evalueren. Dit aan de hand van de samenstelling van de diatomeeënlevensgemeenschappen en de samenstelling van de macro-invertebraat levensgemeenschappen gedurende twee verschillende seizoenen op de Limburgse rivier de Dommel. Voor de macro-invertebraten vergelijken we hierbij twee verschillende staalnameprocedures, nl. deze met het schepnet en deze door gebruik te maken van artificieel substraat. We nemen ook een sedimentstaal met benthische macro-invertebraten en testen hierop de ABC methode. Verder worden er vier waterstalen en één sedimentstaal genomen voor fysisch-chemische analyse.

Op die manier kijken we hoe verschillende bestaande waterkwaliteitsindices voor beide levensgemeenschappen een gradiënt van metaalvervuiling weergeven en kunnen we deze onderling gaan vergelijken. Ook gaan we door middel van clusteranalyse en ordinatie specifiek na hoe de verschillende levensgemeenschappen onder invloed van zware metalen veranderen van soortensamenstelling en vergelijken we deze met de berekende indices. Tenslotte kijken we naar de relatie tussen de levensgemeenschappen, de waterkwaliteit berekend met de verschillende indices en de fysisch-chemische toestand van het water.

Zo kunnen we dus nagaan welke groep van organismen het meest geschikt is als bio-indicator voor het opsporen van vervuiling door zware metalen. Verder wordt het mogelijk om door middel van een gecombineerd beoordeling, die gebaseerd is op zowel diatomeeën, die een snelle respons op vervuiling vertonen, en macro-invertebraten, die de vervuiling over een langere periode integreren, een zeer volledig beeld van de waterkwaliteit van de rivier de Dommel te verkrijgen.

3. Materiaal en Methoden

3.1 Situering Meetplaatsen: De Dommel

Als studiegebied werd gekozen voor de rivier de Dommel omwille van zijn hoge metaalconcentraties, voornamelijk cadmium en zink, zowel in het water als in het sediment (www.vmm.be, 2006). Dergelijke verhoogde metaalconcentraties zijn het gevolg van een historische verontreiniging van het gebied door een naburige zinksmelterij. Deze fabriek loosde gedurende jaren in de Eindergatloop, die ter hoogte van Neerpelt in de Dommel uitmondt en daardoor de Dommel belast met hoge gehalten cadmium en zink (Janssens de Bisthoven *et al.*, 1998; Stuijzand *et al.*, 1999). Vroegere metingen van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) hebben aangetoond dat er zich vanaf de gemeente Neerpelt een concentratiegradiënt van zware metalen in de Dommel voordoet en dit vanaf het punt waar de Eindergatloop in de rivier vloeit. Een tweede argument voor de keuze van de Dommel als meetplaats is dat deze rivier weinig verontreinigd is met andere stoffen dan metalen (www.vmm.be, 2006). Dit geeft ons dus de mogelijkheid om specifiek naar de effecten van zware metalen op macro-invertebraten en diatomeeën te kijken, zonder dat er hierbij ook sprake is van mogelijk andere effecten.

De Dommel is een 146 km lange rivier van de tweede tot de derde orde die vloeit vanaf Peer tot 's-Hertogenbosch (Ned.). De rivier behoort tot het bekken van de Maas en wordt hoofdzakelijk gevoed door regenwater. De Dommel wordt gekenmerkt door zijn zandige bodem, een neutrale pH en een van nature hoge ijzer concentratie. De rivier wordt verder gekarakteriseerd door een breedte van 5-7 m, een diepte van 0.4-1.5 m en een gemiddelde stroomsnelheid die varieert van 0.3 tot 0.8 m s⁻¹ (Groenendijk *et al.*, 1999a).

Acht verschillende meetplaatsen werden op de rivier gekozen, te beginnen vanaf Kleine-Brogel tot Valkenswaarde in Nederland. De punten werden bepaald aan de hand van hun ligging en bereikbaarheid. Er werd ook getracht om meetplaatsen te nemen die overeenkomen met het meetnet van de VMM. Bij de punten D1, D2 en D6 is dit het geval. Twee van de acht punten liggen stroomopwaarts van Neerpelt (D1 en D2), deze worden geacht niet vervuild te zijn met zware metalen en worden dus gebruikt ter controle. De zes andere liggen stroomafwaarts van Neerpelt (D3 t.e.m. D8). Deze punten situeren zich vanaf daar waar de Eindergatloop in de Dommel vloeit en worden dus verondersteld hoge concentraties van zware metalen te herbergen. De situering van de Dommel en de acht meetplaatsen wordt weergegeven in bijlage 2. Een beschrijving en afbeelding van elke meetplaats kan men terugvinden in bijlage 3a en 3b.

3.2 Fysisch-chemische analyse van water- en sedimentstalen

Waterstalen werden op vier verschillende tijdstippen genomen. Een eerste maal in de zomer op 9/8/06 (A). Een tweede en derde keer in de herfst op respectievelijk 26/9/06 (B) en 9/11/06 (C). En nog een laatste maal tegen het begin van de winter op 12/12/06 (D). Wegens mislukte metaalanalyses op 9/11/06 werd een bijkomend waterstaal genomen op 24/1/07. Gelijktijdig met onze studie werden er door de VMM ook sedimentstalen genomen op 13/11/06 en 20/11/06 op alle meetpunten van de Dommel. Hierin werden microcontaminanten gemeten en deze gegevens worden dan ook mee gebruikt in de verwerking van de resultaten.

Er werd bij de keuze van deze 4 staalnamen getracht om een zo groot mogelijke variatie in metaalconcentraties in de tijd te kunnen weergeven. In de Dommel werd er namelijk al eerder vastgesteld dat zware metalen zoals cadmium en zink vaak grote schommelingen vertonen doorheen de tijd (Groenendijk *et al.*, 1999b; www.vmm.be, 2006). De waterstalen werden telkens met een propere emmer genomen, bij voorkeur in het midden van de rivier. Van het staal werd er ter plekke conductiviteit ($\mu\text{S/s}$), zuurtegraad (pH), temperatuur ($^{\circ}\text{C}$) en zuurstofgehalte (zowel in mg/l als %) bepaald. Deze metingen werden uitgevoerd met behulp van een WTW Multiline P4-meettoestel. Een kleine hoeveelheid water (150 ml) werd in een luchtdicht pvc-potje meegenomen voor analyse in het labo. De gehalten aan nutriënten en macro polluenten werden gemeten in het laboratorium Eosysteembeheer van de Universiteit Antwerpen. Nitriet en nitraat gehalten ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$), ammoniakale stikstofgehalte ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$), fosfaat ($\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$), sulfaat (SO_4^{2-}) en chloride (Cl^-) gehalten werden gemeten met behulp van een SAN++ Flow Analyser (Skalar Analytical B.V., Breda, Nederland). Concentraties (in $\mu\text{g/l}$) van chroom (Cr), nikkel (Ni), koper (Cu), zink (Zn), arseen (As), cadmium (Cd) en lood (Pb) werden gemeten met behulp ICP-MS-meettoestel (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry). Bij de eerste twee staalnamedata werden al deze metalen gemeten, hierna werd er enkel nog op Zn en Cd geanalyseerd omdat dit de enige metalen bleken te zijn die varieerden tussen de punten en waarvoor normoverschrijdingen werden gemeten (www.vmm.be, 2006).

Om het volledige effect van de gemeten zware metalen op de biota beter te kunnen weergeven en het aandeel van enkele minder voorkomende metalen te reduceren, werden de metaalconcentraties van ieder meetpunt omgezet naar toxische eenheden (TE) (Bervoets *et al.*, 2005). Een TE is gedefinieerd als de concentratie van het metaal gedeeld door de absolute norm of achtergrondconcentratie hiervan. De TE's van de verschillende metalen worden dan opgeteld per sample waardoor men een totale score per meetpunt bekomt (Doi, 1994).

3.3 Macro-invertebraten stalen

Voor de macro-invertebraten werden er twee kwalitatieve stalen en één kwantitatief staal genomen. Met kwalitatief bedoelt men dat er enkel gekeken wordt naar welke taxa er in een bepaald staal voorkomen. Kwantitatief wil zeggen dat er ook abundanties en massa's in rekening worden gebracht. Kwalitatief werd er in de zomer met het schepnet gewerkt (op 9/8/06: A). Wegens de toegenomen diepte werd er in de herfst artificieel substraat uitgehangen van 9/11/06 (C) tot 12/12/06 (D). Voor de kwantitatieve staalname werden er op 26/9/06 (B) sedimentstalen genomen.

3.3.1 Staalname: Kwalitatief en kwantitatief

De staalname met het schepnet werd uitgevoerd zoals beschreven volgens De Pauw & Vanhooren (1983) en De Pauw & Vannevel (1991). De stalen werden genomen met een handnet (maaswijdte 500µm, opening 200 x 300mm, diepte 500mm) verbonden met een twee meter lange steel. Dergelijke procedure van staalname werd gestandaardiseerd zodat semi-kwantitatief vergelijkend onderzoek mogelijk is op basis van de abundanties van de organismen in de stalen tussen de verschillende sites (De Pauw & Vanhooren, 1983).

Elk staal werd gedurende 3 tot 5 minuten genomen over een afstand van 20 m, zodanig dat zoveel mogelijk verschillende biotopen bemonsterd werden (Bervoets *et al.*, 1996). De opening van het handnet werd hierbij tegen de stroom gehouden terwijl met de voeten het substraat werd omgewoeld en in het net opgevangen. Terzelfdertijd werd het net lichtjes verticaal bewogen. Zowel de bovenste waterlaag als de waterplanten en het sediment werden bemonsterd. Ook werden een drietal stenen van op de bodem verzameld en onderzocht op de eventuele aanwezigheid van macro-invertebraten. Na de staalname werd de inhoud van het net gewassen zodat er niet al te veel slijk achterbleef en werd overtollig materiaal zoals takken, stenen en afval verwijderd nadat deze evenwel geen macro-invertebraten meer bevatten. De hele inhoud werd verzameld in een goed afsluitbare emmer. De stalen werden koel bewaard om de organismen zo lang mogelijk in leven te houden. Het uitsorteren gaat namelijk makkelijker als de beestjes nog bewegen (Bervoets *et al.*, 1989).

Wegens de toegenomen diepte van de Dommel tegen het einde van de herfst werd er voor de tweede kwalitatieve staalname gebruik gemaakt van artificiële substraten. Het gebruik van dergelijke substraatzakken vormt namelijk een alternatief voor de bemonstering van macro-invertebraten bij te hoge waterstanden (Cairns, 1982 in De Pauw *et al.*, 1986). De bemonsteringsmethode met gebruik van artificiële substraten is volgens De Pauw *et al.* (1986)

toegestaan voor het berekenen van waterkwaliteitsindices en de bekomen resultaten zijn vergelijkbaar met de metingen verzameld door het schepnet. Zowel herfst als lente vormen ideale seizoenen voor deze bemonsteringsmethode. Op elk meetpunt werden drie plasticen aardappelnetjes met een volume van $\pm 5000 \text{ cm}^3$ als substraatzak uitgehangen. Deze zakken werden telkens gevuld met acht bakstenen van ongeveer $4 \times 4 \text{ cm}$. De substraatzakken werden langs de oever gehangen, vastgemaakt met een touw. Telkens werd er 3 m afstand tussen gelaten. Vijf weken nadat het artificieel substraat was uitgehangen werden de zakken terug verzameld. Op meetpunten D5 en D6 werden er maar twee substraatzakken teruggevonden, op D4 slechts één. De substraatzakken werden eerst altijd ontdaan van waterplanten en slib, waarna ze werden verzameld in doorschijnende diepvrieszakken van 10 L. De zakken werden steeds goed dichtgeknoopt zodat er niets kon uitlopen. Voor de kwantitatieve staalname hebben we ons beperkt tot het bemonsteren van benthische macro-invertebraten, die leven in de sedimenten. Op elk meetpunt werden er random drie deelstalen genomen met een grijper (235 cm^2 , Petit-Ponar, WILDCO) zigzaggend over de waterbodem (De Pauw & Heylen, 2001). Hierbij werd getracht om enkel het sediment te grijpen en waterplanten zoveel mogelijk in het staal te beperken. De drie stalen werden samengebracht in een goed afsluitbare emmer.

3.3.2 Uitsorteren van de stalen

Het uitspoelen van de stalen gebeurt met enkele op elkaar gestapelde zeven (van 30 tot 50 cm diameter) met een maaswijdte tussen 20 mm en 0,5 mm (De Pauw & Vannevel, 1991). Elke zeeffractie wordt in een witte uitsorteerbak afgespoeld. De organismen worden met een pincet opgepikt en volgens groep in kleine potjes met gedenatureerde alcohol (70 %) gebracht. Bij een kwalitatieve staalname worden niet alle organismen bewaard en worden bij te grote stalen de abundanties van organismen die in grote getallen voorkomen geschat. Hierbij wordt een deel (bvb. 1/5) van het staal onderzocht en geteld en dat aantal wordt dan omgerekend naar het hele staal (De Pauw & Vannevel, 1991).

Het uitsorteren van de artificiële substraatzakken gebeurt ongeveer op dezelfde manier als bij de schepstalen. Alle stenen uit de substraatzakken worden goed afgespoeld en gezeefd. Ook de substraatzak zelf wordt gespoeld en nagekeken op mogelijk achtergebleven organismen. Voor de kwantitatieve methode is het van groot belang dat alle organismen geteld en bewaard worden. Wanneer een staal te groot blijkt kan er worden overgegaan tot het nemen van een deelstaal, dat achteraf kan omgerekend worden naar de totale grootte van het staal. Van alle gevonden taxa uit het B-staal (26/09/07) wordt het drooggewicht bepaald voor de berekening van de ABC methode (zie 3.3.5).

3.3.3 Determinatie en tellingen

De determinatie van de macro-invertebraten gebeurt met behulp van de Zeiss M4A binoculair microscoop met vergrotingsfactor 6,4; 16 en 40. De organismen worden hierbij eerst gedetermineerd tot op het niveau dat nodig is voor de berekening van de verschillende waterkwaliteitsindices (aanwezigheid, genus, familie) (Bijlage 11.3). Voor deze determinaties wordt er gebruik gemaakt van De Pauw & Vannevel (1991). Hierna wordt er indien mogelijk verder tot op soortniveau geïdentificeerd. Een determinatie tot op genus- of soortniveau verhoogt namelijk de precisie van de classificatie van de staalnameplaatsen en laat toe om subtiele veranderingen in de waterkwaliteit waar te nemen (Lenat & Resh, 2001 in Gabriels *et al.*, 2003). Voor deze bijkomende determinaties tot op soortniveau wordt er gebruik gemaakt van verschillende determinatiewerken die in de referentielijst staan vermeld onder “specifieke determinatiewerken voor macro-invertebraten”. De auteursnamen van de vermelde soorten werden niet weergegeven in de resultaten en de discussie, maar kan men echter wel terugvinden in bijlage 10.

3.3.4 Bepaling van de waterkwaliteit

- **BMWP score systeem en ASPT**

De BMWP score per staal wordt berekend door de som te nemen van de indicatorscores van alle families die in het staal aanwezig zijn. Voor de ASPT score deelt men deze score dan door het totaal aantal aanwezige taxa (Metcalf, 1989; Hawkes, 1997). Voor de tolerantiescores per taxon voor Belgische wateren maken we gebruik van de tabel in Gabriels *et al.* (2003). Deze tabel wordt ook weergegeven in bijlage 11.1.

- **Kwaliteitsindex**

De K-12345 index berekenen we door eerst van elke groep het percentage te bepalen dat zij uitmaakt tegenover het totaal. Dit percentage wordt dan vermenigvuldigd met de verontreinigingsfactor kenmerkend voor die groep en de bekomen sommen worden opgeteld (De Pauw & Vannevel, 1991).

Voor de K-135 index wordt hetzelfde protocol gevolgd. Alleen zullen hier de twee minste en meest gevoelige groepen worden samengenomen en vermenigvuldigd worden met respectievelijk een factor 1 en 5 (De Pauw & Vannevel, 1991). Een voorbeeld van de berekening van de K-12345 is weergegeven in bijlage 11.2.

- **Belgische Biotische Index**

Voor de bepaling van de BBI kijken we naar alle taxa waarvan er meer dan één individu werd teruggevonden. Voor alle groepen waarvan minstens twee individuen teruggevonden werden, wordt de tolerantieklasse genoteerd. Van al deze tolerantieklassen wordt de laagste genomen (wat overeenkomt met de hoogste gevoeligheid) en de frequentie waarmee deze tolerantieklasse voorkomt wordt bepaald. Met deze informatie berekenen we dan aan de hand van de BBI tabel (Bijlage 11.3) de indexwaarde. In deze tabel vinden we horizontaal de tolerantiescores van de geobserveerde indicator groepen gaande van 1 (meest gevoelige) tot 7 (meest tolerante). We kiezen hier de rij die overeenkomt met de meest gevoelige indicatorgroep in ons staal. De laatste vier kolommen rechts komen overeen met de diversiteitklassen, dus het aantal gevonden taxa met minstens twee individuen. De kruising van een rij met een kolom zal dan de juiste indexwaarde geven (De Pauw & Vanhooren, 1983; De Pauw & Vannevel, 1991).

We berekenen eveneens de BBI waarbij we rekening houden met alle taxa (ook die met maar één individu). Dit doen we om na te gaan of er een verschil is in gevoeligheid tussen beide indices met betrekking tot metaalvervuiling. Deze aangepaste BBI wordt als BBI* weergegeven.

- **Multimetrische index**

De multimetrische index MMIF wordt automatisch berekend met behulp van een hiervoor opgesteld Excel werkblad. De vijf voor de MMIF vooropgestelde metrics worden hierbij in rekening gebracht. Als beektype nemen we een kleine Kempische beek.

3.3.5 Bepaling van de ABC-methode

Voor de bepaling van de ABC-score wordt eerst de droge biomassa van de verschillende taxa bepaald (Mettler AT 261 Delta Range[®]). De score van de ABC-methode (W) wordt dan verkregen door toepassing van de onderstaande formule (Warwick & Clarke, 1994):

$$W = \frac{\sum_{i=1}^S (B_i - A_i)}{50(S - 1)}.$$

Hierbij is B de totale biomassa van taxa i , A de totale abundantie en S het totaal aantal soorten in het staal aanwezig.

3.4 Diatomeeënstalen

3.4.1 Sampling methode en keuze van het substraat

Stalen van diatomeeën werden genomen in de zomer op 9/8/06 en tegen het einde van de herfst op 9/11/06.

Het nemen van de diatomeeënstalen gebeurde volgens de sampling methode aangeraden door Kelly *et al.* (1998) en vastgelegd door EN 13946 (2003). Telkens werd er op gelet dat de stalen geïncubateerd werden van sites met vergelijkbaar lichtregime. Beschaduwde plaatsen werden dus zo goed mogelijk vermeden. De stalen werden genomen van substraat zoals stenen, houten balken/stokken en takken, telkens op ongeveer 10 cm onder het wateroppervlak. Ook houten paaltjes of betonnen pijlers onder water werden in sommige meetpunten als substraat gebruikt. Het gebruik van verschillende substraten is geoorloofd aangezien dit geen belangrijke verschillen veroorzaakt in de diatomeeënsamenstelling (Prygiel & Coste, 1993; Van de Vijver & Beyens, 1998). Substraten, die duidelijk lange tijd onder water hadden gelegen, werden voorzichtig met een mes afgeschraapt. De stalen werden bewaard in afsluitbare PVC-potjes van 50 ml en aangelengd met water van de rivier, het substraat werd terug in de rivier gelegd. De potjes werden gelabeld en na toevoeging van 1 ml 70 % ethanol op een koude, donkere plaats bewaard.

3.4.2 Maken van de preparaten

Alvorens men de diatomeeën onder de microscoop kan bekijken worden de verschillende stalen eerst omgevormd tot preparaten. Dit komt er op neer dat al het organische materiaal uit de stalen wordt weggewerkt zodat enkel nog de SiO₂ schaaltes (thecae) van de diatomeeën achterblijven. De gevolgde methode voor het maken van dergelijke preparaten is deze beschreven door Van der Werff (1955) en eveneens vastgelegd in EN 13946 (2003).

Ongeveer 25ml van het verzamelde staal wordt in een beker gegoten. We voegen hierbij ± 25ml 30% Waterstofperoxide (H₂O₂). We laten het geheel een uur koken op een vuurplaat, waarbij we erop letten dat het mengsel niet uitkookt. Eventueel wordt er gedestilleerd water toegevoegd. Nadat we de beker van het vuur hebben gehaald worden er enkele druppels van een verzadigde, waterige KMnO₄-oplossing (6,4 g/100 ml bij 20 °C) toegevoegd. Hierbij treedt er een exotherme reactie op. Hierna is alle organisch materiaal en overtollige H₂O₂ weggeoxideerd. Bij overmaat van KMnO₄ zal er zich een bruine neerslag vormen, deze wordt opgelost door toevoeging van enkele druppels HCl (1 M) en 30 % H₂O₂. De eventuele aanwezigheid van ijzer (Fe) wordt weggewerkt door het toevoegen van geconcentreerde HCl.

Als alles langzaam afgekoeld is, wordt het mengsel overgegoten in enkele centrifugeerbuisen en 10 minuten gecentrifugeerd bij 3500 rpm (Labofuge[®] 200, Heraeus, GB). Het supernatans wordt gedecanteerd in een bekertje en de neerslag wordt aangelengd met gedestilleerd water. Het hele proces van centrifugeren wordt op deze manier drie keer herhaald. Het uiteindelijk overgebleven materiaal wordt uitgespoeld met gedestilleerd water en bewaard in afsluitbare potjes.

Het preparaat wordt gemaakt door enkele druppels van het bekomen materiaal op een ontvet dekglasje (24*40 mm) te pipetteren. Men kan het preparaat hierbij nog verdunnen door een laagje gedestilleerd water aan te brengen, maar aangezien het merendeel van onze stalen al weinig materiaal bevatte bleek dit echter onnodig. Het aangebrachte materiaal laat men uitdampen door het te verwarmen op een verwarmingsplaat. Hierna brengt men op een draagglasje het insluitmiddel Naphrax[®] aan. Deze stof heeft een brekingsindex van 1.7 en zorgt dus voor voldoende contrast bij het bekijken van het preparaat onder de microscoop.

Het dekglasje wordt op het draagglasje geplaatst en enkele seconden opgewarmd. Wanneer men waarneemt dat het geheel begint te pruttelen legt men het preparaat op een koele ondergrond. Hierdoor zal het insluitmiddel zich over het gehele preparaat verspreiden en verharden.

Deze werkwijze zal de diatomeeënschaaltjes grondig reinigen zonder de oppervlaktestructuren aan te tasten (Smits, 2005). De methode levert degelijke preparaten en vraagt relatief weinig tijd.

3.4.3 Determinatie en tellingen

De determinatie van de diatomeeënpreparaten gebeurde met behulp van een Olympus BX51 microscoop, gebruik makend van olie-immersie op 100x vergroting. Deze microscoop was voorzien van een Colorview Soft Imaging System camera die in verbinding stond met het computerprogramma AnalySIS. Hierdoor werd het mogelijk om bepaalde soorten te fotograferen. Voor de identificatie werd er hoofdzakelijk gebruik gemaakt van de boeken van Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a en 1991b) en Prygiel & Coste (2000). Voor sommige genera werd er echter meer specifieke literatuur geraadpleegd. Deze staat in de referentielijst vermeld onder de naam “specifieke determinatiewerken voor diatomeeën”. Er werd minstens tot op soortniveau gedetermineerd. Voor elk preparaat werden er telkens 400 valven geteld. Volgens Prygiel & Coste (1993) en Prygiel (1994) volstaat dit voor de bepaling van de waterkwaliteit. Wanneer men meer dan 400 valven telt zal het aantal soorten ook niet veel meer verhogen (Bate & Newall, 2002 in Morin, 2006).

De diatomeeënnomenclatuur is eveneens gebaseerd op het werk van Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a en 1991b). De auteursnamen van de soorten werden niet weergegeven in de resultaten en discussie, maar kan men echter wel terugvinden in bijlage 17.

3.4.4 Bepaling van de waterkwaliteit

Voor de bepaling van de waterkwaliteit werden de verschillende indices berekend die werden besproken onder §1.5.3. De berekening gebeurde met behulp van het computerprogramma OMNIDIA 4.2 (Lecoite *et al.*, 1993). Hiervoor werd per staal ieder taxon met respectievelijke abundantie ingelezen in het programma. De namen van de taxa werden vereenvoudigd tot een standaard vierlettercode (Bijlage 16). Vervolgens werden de verschillende indices berekend.

3.5 Diversiteitindices

Voor de berekening van de Shannon-Wiener index wordt gebruik gemaakt van de formule (Metcalf, 1989): $H = - \sum (N_i/N) \log (N_i/N)$.

De Simpson dominantie index wordt berekend door: $c = \sum (N_i/N)^2$, hieruit volgt dan de Simpson diversiteit door $1-c$. In deze formules staat N telkens voor het totaal aantal individuen van de verzamelde soorten en N_i voor het aantal individuen van de soort i .

De evenness werd berekend door middel van de evenwichtigheidsindex van Pielou (Pielou, 1975): $e = H/\log S$, waarbij H de Shannon-Wiener diversiteit is en S het totaal aantal soorten.

3.6 Gemeenschapsanalyse

Om de respons van de gevonden gemeenschappen aan macro-invertebraten en diatomeeën te bekijken maakten we in deze studie gebruik van twee analysetechnieken, namelijk clusteranalyse en ordinatie (Jongman *et al.*, 1987). We kozen voor een hiërarchische, agglomeratieve clustermethode die gebaseerd is op een minimum variantie strategie met als dissimilariteitsindex de “Squared Euclidian Distance”. Om de invloed van de dominante taxa op te clustermethode te verkleinen en het belang van de zeldzame taxa te vergroten, werd onze dataset met relatieve abundanties eerst $\log (x + 1)$ getransformeerd. De berekening werd uitgevoerd met het computerprogramma Multivariate Statistical Package (MVSP – Kovach Computing Services, 1993).

Als eerste ordinatiemethode kozen we voor een Principale Componenten Analyse (PCA), uitgevoerd met $\log (x + 1)$ getransformeerde abundantie data. PCA is een indirecte

ordinatiemethode, wat wil zeggen dat ze de gevonden soorten en plots niet rechtstreeks uitzet tegenover de omgevingsvariabelen. De methode ordent de gevonden taxa langsheen assen die een combinatie van verschillende omgevingsvariabelen voorstellen. Om te testen of een lineair (PCA) of unimodaal (CA) model het meest geschikt is voor de analyse van de gemeenschappen, werd er eerst een Correspondence Analysis (CA) uitgevoerd. Aangezien de totale gradiënt lengte kleiner was dan 3 SD (standaard deviatie), wat een lineair verband aangeeft tussen de parameters en de abundantie data van de verschillende soorten, werd PCA gebruikt voor verdere analyse (ter Braak & Prentice, 1988; Van de Vijver *et al.*, 2004). Omdat plot D8A te veel afwijkt van de andere stalen en op die manier de analyse verstoort, werd gekozen om deze plot uit de analyse te laten.

Om de variatie in soortensamenstelling te combineren met de omgevingsvariabelen werd er eveneens een directe ordinatietechniek uitgevoerd. Omdat we ook hier werken met een lineair responsmodel kozen we voor een Redundancy Analysis (RDA) (ter Braak & Prentice, 1988). De RDA werd uitgevoerd met $\log(x + 1)$ getransformeerde gegevens. Omdat niet alle omgevingsvariabelen de distributie van de soorten onafhankelijk beïnvloeden werd forward selection en unrestricted Monte Carlo permutation toegepast (999 permutaties, $p < 0,05$). Op deze manier worden namelijk enkel de significante omgevingsvariabelen weerhouden in de analyse. Naast plot D8A werd ook de variabele watertemperatuur uit het model gelaten. Het is in ons studiegebied immers onlogisch dat deze parameter significant bijdraagt tot de variatie in soortensamenstelling van macro-invertebraten en diatomeeëngemeenschappen. Zowel PCA als RDA werden uitgevoerd met het computerprogramma CANOCO versie 4.0 (ter Braak & Smilauer, 1998).

3.7 Verdere statistische analyses

Er werd een correlatiematrix opgesteld tussen alle indices en fysisch-chemische variabelen om na te gaan welke indices en fysisch-chemische variabelen onderling gecorreleerd zijn en welke indices met welke fysisch-chemische variabelen gecorreleerd zijn. Omdat de parameters niet normaal verdeeld zijn, werd gekozen voor een Spearman rank correlatie. Als laagste significantie niveau werd $0,1 > p > 0,05$ gekozen. Voor de vergelijking van gemiddeldes werd bij normaal verdeelde data geopteerd voor een t-test, bij niet normale data kozen we de Wilcoxon rank sum test. Hier kozen we $p = 0,05$ als laagste significantieniveau. Alle verdere statistische analyses werden uitgevoerd in een Statistisch Analyse Systeem (SAS Software for Windows version 9.1.2; SAS Institute Inc, Cary, NC).

4. Resultaten

4.1 Fysisch-chemische analyse van de water- en sedimentstalen

De meetresultaten van de fysisch-chemische variabelen van de waterstalen zijn weergegeven in bijlage 4a. De meeste waarden blijven hierbij onder de absolute norm (Vlaamse regering, 2000). Normoverschrijdingen werden echter waargenomen voor conductiviteit, chloride en opgeloste zuurstof. De metaalgehalten in het water liggen met uitzondering van cadmium op alle plaatsen onder de norm.

Opvallend bij deze resultaten is dat er een significant verschil optreedt tussen de stalen stroomopwaarts (D1-D2) en stroomafwaarts van de Eindergatloop (D3-D8) met betrekking tot de pH ($p = 0.0058$), conductiviteit ($p < 0.0001$), orthofosfaat ($p = 0.0121$), sulfaat ($p = 0.0011$), chloride ($p = 0.0005$), koper ($p = 0.0198$), zink ($p = 0.0120$), arseen ($p = 0.0011$) en cadmium concentratie ($p < 0.0001$). Uit het verloop van de fysisch-chemische variabelen per meetpunt (Bijlage 5a) blijkt dat er vanaf meetpunt 3 een duidelijke stijging optreedt van de pH, conductiviteit, sulfaat, orthofosfaat, chloride, koper, arseen en cadmium concentratie en ook van het aantal toxische eenheden. De conductiviteit ligt opvallend lager tijdens de winter (12/12/06: D) en de ammoniumconcentratie is iets hoger tijdens de C staalname (09/11/06).

Tabel 4.1: Correlatie tussen fysisch-chemische variabelen van het water onderling.

	T.	pH	Cond.	O ₂	O ₂ %	Stik.	Am.	Fosf.	Sulf.	Chlor.	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
T.	1																
pH		1															
Cond.	+		1														
O ₂	-			1													
O ₂ %	---			+++++	1												
Stik.	----			---	----	1											
Ammo.				--	--	++	1										
Fosf.			++				++	1									
Sulf.			+++++	-				++	1								
Chlor.	+++		+++++					++	+++	1							
Cr											1						
Ni				++	+							1					
Cu	++						+	+++				++	1				
Zn			+	--	--	++	+	+	++++				+++	1			
As	+++			--									++		1		
Cd		+	+++	-				+	++++	+++			++	++	++++	1	
Pb							+++	++					++	+++			1
TE			++++				+	++	++++	+++			++++	++	+++	++++	+

+: positieve correlatie; -: negatieve correlatie. +/- : $0,1 > p > 0,05$; ++/-- : $0,05 > p > 0,01$; +++/-- : $0,01 > p > 0,001$; ++++/- : $0,001 > p > 0,0001$; ++++/- : $p < 0,0001$. TE: Toxische eenheden. Enkel de variabelen die een significante correlatie vertonen worden weergegeven. R²-waarden worden respectievelijk weergegeven in bijlage 19.

De significante correlaties tussen de verschillende fysisch-chemische variabelen worden weergegeven in tabel 4.1. De R^2 -waarden worden respectievelijk weergegeven in bijlage 19. Opvallend hierbij is de positieve correlatie tussen de temperatuur van het water en chloride, koper en arseen. De temperatuur en de zinkconcentratie zijn negatief gecorreleerd met de hoeveelheid opgeloste zuurstof. Ook fosfaat en sulfaat vertonen een positieve correlatie met enkele metalen waaronder koper, zink, cadmium en lood. Fosfaat, sulfaat, chloride, cadmium en de toxische eenheden zijn allen significant positief gecorreleerd met de conductiviteit, dat als maat voor saliniteit kan gebruikt worden. Sulfaat en chloride zijn positief met elkaar gecorreleerd. Verder vermelden we nog de positieve correlaties tussen enkele zware metalen onderling waarbij vooral deze tussen koper en zink, cadmium en arseen en lood en zink zeer sterk zijn. De toxische eenheden zijn het sterkst positief gecorreleerd met de zware metalen koper, zink, arseen en cadmium.



Figuur 4.2: Clusterdiagram fysisch-chemische variabelen van de waterstalen.

Clustering op basis van minimum variantie strategie en met Squared Euclidian Distance als dissimilariteitsmatrix. Alle data zijn $\log(x + 1)$ getransformeerd. A: 09/08/2006, C: 01/11/2006.

Figuur 4.2 geeft het clusterdiagram weer op basis van de fysisch-chemische variabelen van de waterstalen. De stalen van voor de vervuiling (D1-D2) worden voor beide seizoenen duidelijk afgescheiden van de meer vervuilde meetpunten (D3-D8).

De meetresultaten van de fysisch-chemische variabelen voor de sedimentstalen zijn weergegeven in bijlage 4b. De metaalgehalten liggen hier duidelijk veel hoger dan deze in het water. Meetpunt 5 bevat voor zowel de metalen als de stikstof en fosfor concentraties zeer hoge waarden die telkens vele malen hoger liggen in vergelijking met de andere staalnameplaatsen.

Het verloop van de fysico-chemie van de sedimenten is weergegeven in bijlage 5b. Een eventuele stijging in metaalconcentratie na meetpunt 3 is hier minder duidelijk waar te nemen door de zeer hoge concentraties in meetpunt 5, waardoor er een vertekend beeld kan ontstaan. De toxische elementen laten echter wel een uitgesproken gradiënt zien die vanaf meetpunt 3 tot 5 toeneemt en daarna sterk daalt. Het metaal nikkel komt naast meetpunt 5 ook in hoge concentraties in de controles (D1-D2) voor.

4.2 Macro-invertebraten

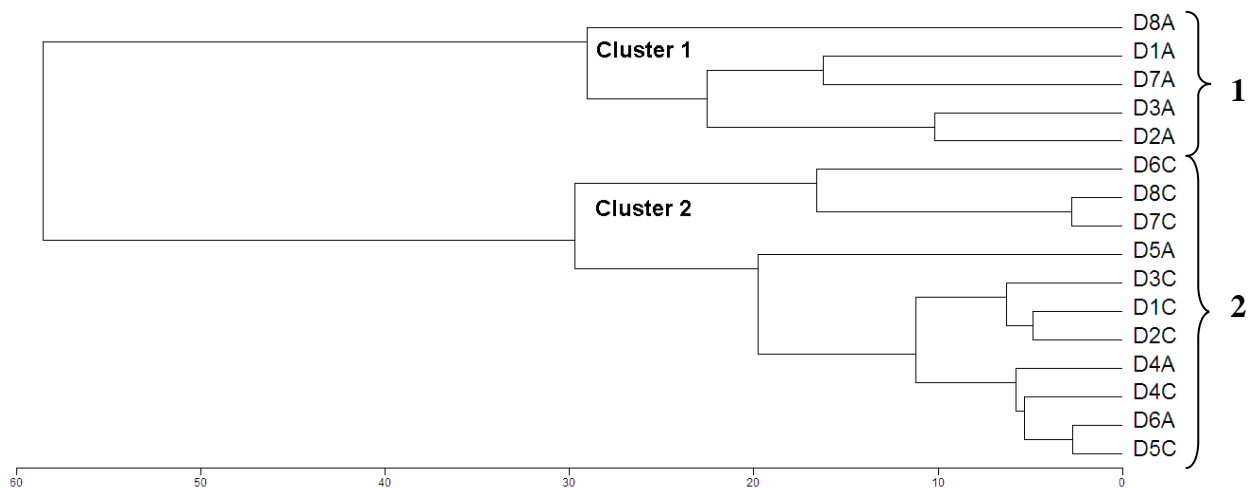
4.2.1 Tellingen

De gevonden macro-invertebratentaxa en hun abundanties zijn weergegeven in bijlage 6a. Stalen A en D omvatten de totale macro-invertebraat gemeenschap en werden gebruikt voor het berekenen van de waterkwaliteitsindices. Bijlage 6b geeft de verdeling van de macro-invertebraten per substraatpak (staal D). Staal B omvat een sedimentstaal met enkel bentische macro-invertebraten en werd gebruikt voor toepassing van de ABC-methode. Een systematisch overzicht van alle aanwezige taxa is terug te vinden in bijlage 10. In totaal werden er 47 verschillende taxa geïdentificeerd, gemiddeld 12 per staal. De twintig meest abundante macro-invertebratentaxa zijn weergegeven in tabel 4.3. Zij vertegenwoordigen 97,25 % van alle gevonden taxa. De familie van de Tubificidae zijn het meest abundant in de stalen aanwezig (53,17 %). Zij komen als enige taxa in alle stalen voor en zijn zelfs totaal dominant in het sedimentstaal D6B. *Asellus aquaticus* (20,55 %) en *Gammarus pulex* (6,14 %) komen ook zeer frequent voor. Opvallend hierbij is dat *Gammarus pulex* meestal in grote getallen voorkomt in de controlestalen (D1-D2), en in mindere mate aanwezig of zelfs afwezig is in de vervuilde stalen (D3-D8). Belangrijk om te vermelden is dat de *Chironomus* groep non thummi-plumosus (1,20 %) de optelsom is van de tr. Chironomini (0,53 %) en de tr. Tanytarsini (0,67 %).

Tabel 4.3: Overzicht van de meest abundante macro-invertebratentaxa.

Taxon	%	Taxon	%
F. Tubificidae	53,17	sF. Diamesinae	0,84
<i>Asellus aquaticus</i>	20,55	<i>Calopteryx splendens</i>	0,72
<i>Gammarus pulex</i>	6,14	Dugesia lugubris	0,58
F. Simuliidae	2,77	F. Limoniidae	0,56
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	2,21	<i>Physa fontinalis</i>	0,51
<i>Helobdella stagnalis</i>	2,14	<i>Baetis rhodani</i>	0,46
<i>Erpobdella octoculata</i>	1,63	<i>Erpobdella testacea</i>	0,43
O. Hydracarina	1,33	<i>Sigara semistriata</i>	0,40
<i>Chironomus</i> groep non thummi-plumosus	1,20	<i>Physa acuta</i>	0,40
<i>Sphaerium</i> sp.	0,89	<i>Peltodytes caesus</i>	0,32

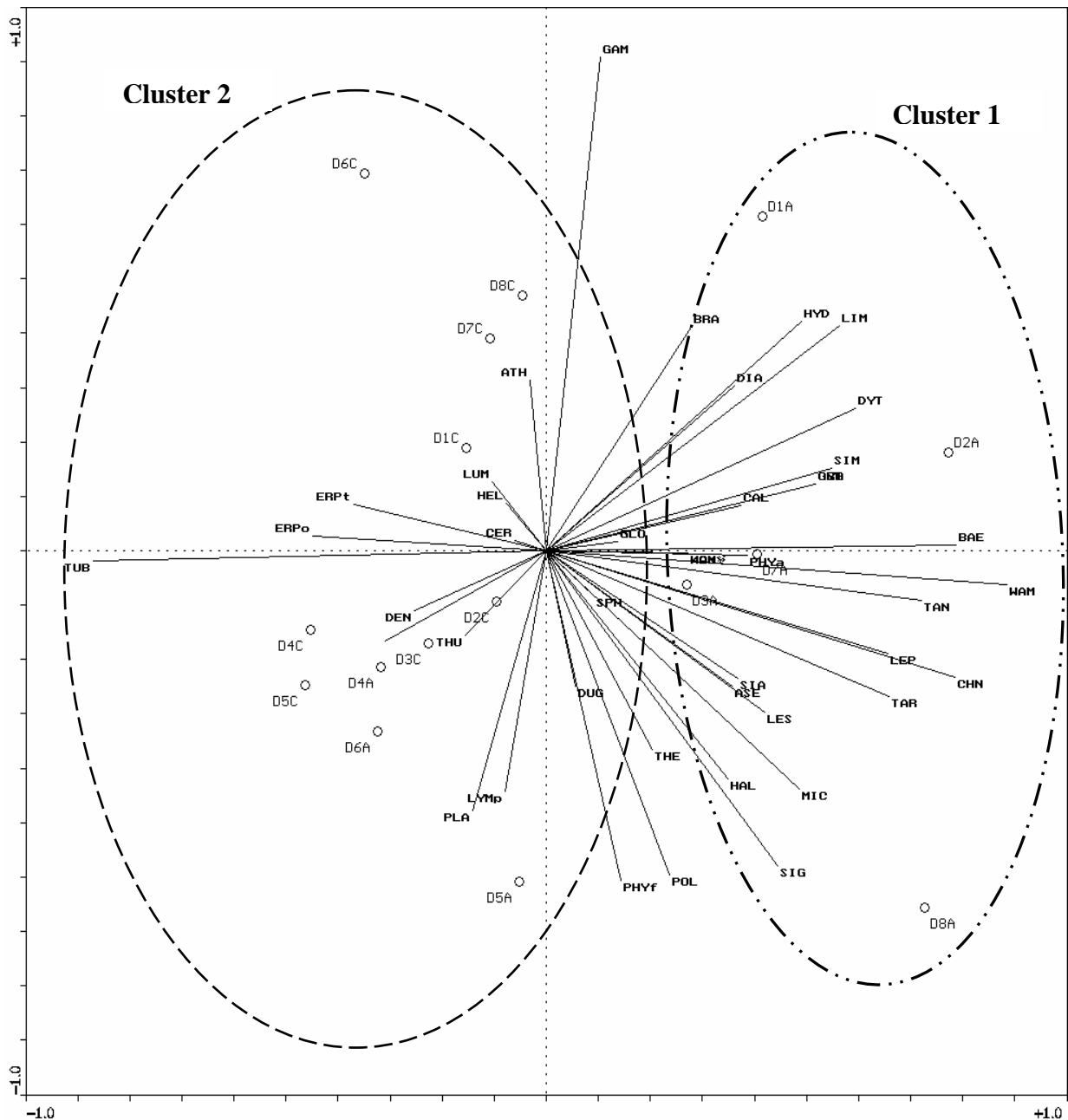
4.2.2 Gemeenschapsanalyse



Figuur 4.4: Clusterdiagram macro-invertebratentaxa.

Clustering op basis van minimum variantie strategie en met Squared Euclidian Distance als dissimilariteitsmatrix. Alle data zijn $\log(x + 1)$ getransformeerd. A: 09/08/2006, C: 01/11/2006.

Het clusterdiagram op basis van de macro-invertebratentaxa (Figuur 4.4) onderscheidt twee clusters. Cluster 1 omvat met de stalen D1A, D2A, D3A, D7A en D8A enkel meetpunten uit de zomer, terwijl cluster 2 daarentegen alle winterstalen, aangevuld met D4A, D5A en D6A bevat. De eerste cluster wordt gedomineerd door *Asellus aquaticus*, *Gammarus pulex* en Simuliidae. Tubificidae en Hydracarina spelen een belangrijke, maar ondergeschikte rol. Cluster 2 wordt in zeer grote mate gedomineerd door Tubificidae. Ook *Asellus aquaticus* komt hier nog zeer veel voor, de overige taxa komen echter in veel mindere mate voor. Een overzicht van de 10 meest dominante macro-invertebratentaxa per cluster is weergegeven in bijlage 8. Bijlage 7 geeft de verdeling van de verschillende taxa over de beide clusters weer. Deze verdeling is voornamelijk gebaseerd op het verschil in abundantie van Tubificidae, die veel frequenter voorkomen in cluster 2. Daarentegen bevat cluster 1 duidelijk veel meer Hydracarina, Simuliidae, Limoniidae en *Chironomus non thummi-plumosus*. *Micronecta* sp., *Stictotarsus duodecimpustulatus* en de Ephemeroptera *Baetis rhodani* en *Cloen dipterum* komen enkel voor in cluster 1. *Chironomus thummi-plumosus* is enkel aanwezig in cluster 2. *Asellus aquaticus* en *Helobdella stagnalis* lijken even frequent aanwezig in beide clusters. Ook fysisch-chemisch vertonen beide clusters enkele verschillen (Bijlage 8). Zo zijn de gemiddelde hoeveelheid opgeloste zuurstof ($p = 0,0004$), het totale stikstofgehalte ($p = 0,0037$) en de zinkconcentratie ($p = 0,0087$) significant verschillend voor beide clusters. De overige variabelen vertonen echter geen significant verschil tussen de twee clusters.



Figuur 4.5: PCA macro-invertebratenstalen.

Indirecte ordinatie van de plots op basis van de macro-invertebratenstalen met aanduiding van de beide clusters. Speciesdata log (x + 1) getransformeerd. De gebruikte codes voor de macro-invertebraten zijn terug te vinden in bijlage 9. Eigenwaarden (% cumulatieve variantie): as 1: 0,254 (28,4 %); as 2: 0,163 (44,7 %); as 3: 0,142 (58,9 %); as 4: 0,114 (70,3 %).

De in de clusteranalyse onderscheiden clusters zijn ook terug te vinden in het PCA diagram (Figuur 4.5). Hier zien we duidelijk de associatie van Tubificidae, *Erpobdella* sp., *Chironomus* groep thummi-plumosus en *Helobdella stagnalis* met cluster 2. Hydracarina, *Leptocerus interruptus*, *Baetis rhodani*, *Cloen dipterum*, *Sigara semistriata* en *Chironomus* groep non thummi-plumosus zijn erg verbonden met cluster 1. *Gammarus pulex* is volgens de PCA analyse ver van de twee clusters verwijderd en is daarmee moeilijk aan één van beide toe te wijzen.

de clusteranalyse aangaf. Zowel voor de pH als de fosfaatconcentratie kan er geen onderscheid gemaakt worden tussen de twee clusters.

Tubificidae, *Erpobdella* sp., *Helobdella stagnalis*, *Dendrocoelum lacteum* en *Chironomus thummi-plumosus* vertonen volgens het RDA diagram een hoge associatie met zink. Hydracarina, *Baetis rhodani*, *Cloen dipterum*, *Leptocerus interruptus* en *Chironomus non thummi-plumosus* zijn enkele taxa die voornamelijk bij lage zink concentraties terug te vinden zijn. Taxa geassocieerd met een lage pH en hoge fosfaat concentratie zijn *Chironomus thummi-plumosus*, Ceratopogonidae, Simuliidae, Diamesinae en *Physa acuta*. Bij een hoge pH en lage fosfaatconcentratie treffen we vooral *Calopteryx splendens*, *Leptocerus interruptus*, *Hydropsyche angustipennis*, *Erpobdella testacea* en *Gammarus pulex* aan.

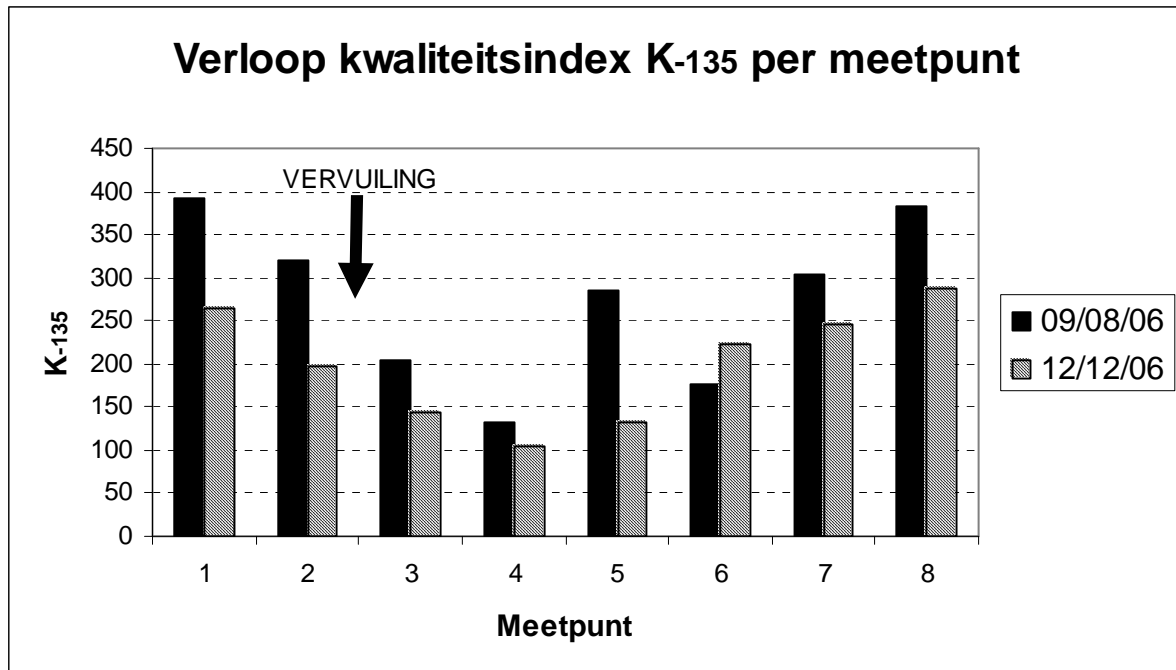
4.2.3 Macro-invertebraat indices

Een overzicht van de berekende macro-invertebraat indices is weergegeven in bijlage 11.4. Er treedt een significant verschil op in indexwaarde tussen de controles (D1-D2) en de vervuilde stalen (D3-D8) volgens de BBI ($p = 0,0225$), de BBI* ($p = 0,0209$) en het aantal verschillende macro-invertebraattaxa ($p = 0,0500$). De overige indices geven geen significant verschil in waterkwaliteit aan. De BBI* geeft significant hogere scores dan de BBI ($p = 0,0039$) en ook de waarden van de K-12345 tegenover de K-135 zijn significant hoger ($p = 0,0008$).

De BBI geeft geen significant verschil aan in waterkwaliteit tussen de staalname met het schepnet en deze door gebruik te maken van artificieel substraat. Voor de BBI* treedt hierbij echter wel een significant verschil op ($p = 0,0427$). Ook de BMWP ($p = 0,0028$), de MMIF ($p = 0,0154$) en het aantal aanwezige taxa ($p = 0,0030$) geven een significant verschil aan tussen het gebruik van het schepnet en het artificieel substraat.

In figuur 4.7 wordt ter illustratie het verloop van de K-135 per meetpunt uitgezet voor zowel de staalname op 09/08/2006 (A) als die van 12/12/2006 (D). Voor de andere macro-invertebraat indices is dit verloop terug te vinden in bijlage 11.5. De K-135 haalt telkens op meetpunt 4 zijn laagste waarde, de beste waterkwaliteit wordt op de meetpunten D1 en D8 bereikt. Er is voor beide staalnamedata een duidelijke daling in indexwaarde merkbaar vanaf meetpunt 3, vanaf meetpunt 4 worden de indexwaarden terug hoger. De meeste macro-invertebraten indices bevestigen het beeld dat de slechtste waterkwaliteit op meetpunt 4 is terug te vinden. Op staalname D wordt echter meetpunt 5 door de BMWP, de ASPT en de MMIF als minste aangegeven. Bij de BBI, BBI*, K-12345 en MMIF daalt de indexwaarde vanaf meetpunt 1 tot 4, om vervolgens vanaf dan weer toe te nemen. De indexwaarde van de BMWP wijkt voor de A staalname af van dit patroon, de ASPT verloopt erg onregelmatig.

Ook de diversiteitindices geven meetpunt 4 telkens de laagste score. De indexwaarden nemen hier eveneens vanaf staal 4 toe. In tegenstelling tot de waterkwaliteit blijft de diversiteit en evenness in meetpunt 3 nog relatief hoog.



Figuur 4.7: Verloop van de K-135 per meetpunt op de Dommel.
De zwarte pijl geeft aan waar de vervuiling door zware metalen in de Dommel stroomt.

Tabel 4.8 geeft de correlatie weer tussen de verschillende biotische- en diversiteit indices voor de macro-invertebraten en de fysisch-chemische variabelen. De meeste indices zijn negatief gecorreleerd met de sulfaat en zink concentraties uit het water. De opgeloste hoeveelheid zuurstof in water en sediment vertoont met veel indices een positieve correlatie. In tegenstelling tot bijna alle andere indices vertoont de BBI geen significante negatieve correlatie met stikstof-, ammonium- en fosfaatconcentraties uit het water. De Belgisch Biotisch Index is echter wel negatief gecorreleerd met de cadmiumconcentraties in water en sediment. De BBI*, K-135 en K-12345 vertonen als enige indices een negatieve correlatie met de conductiviteit. In het sediment zijn het vooral de zware metalen chroom, koper, zink en lood die negatief gecorreleerd zijn met de meeste macro-invertebraat indices.

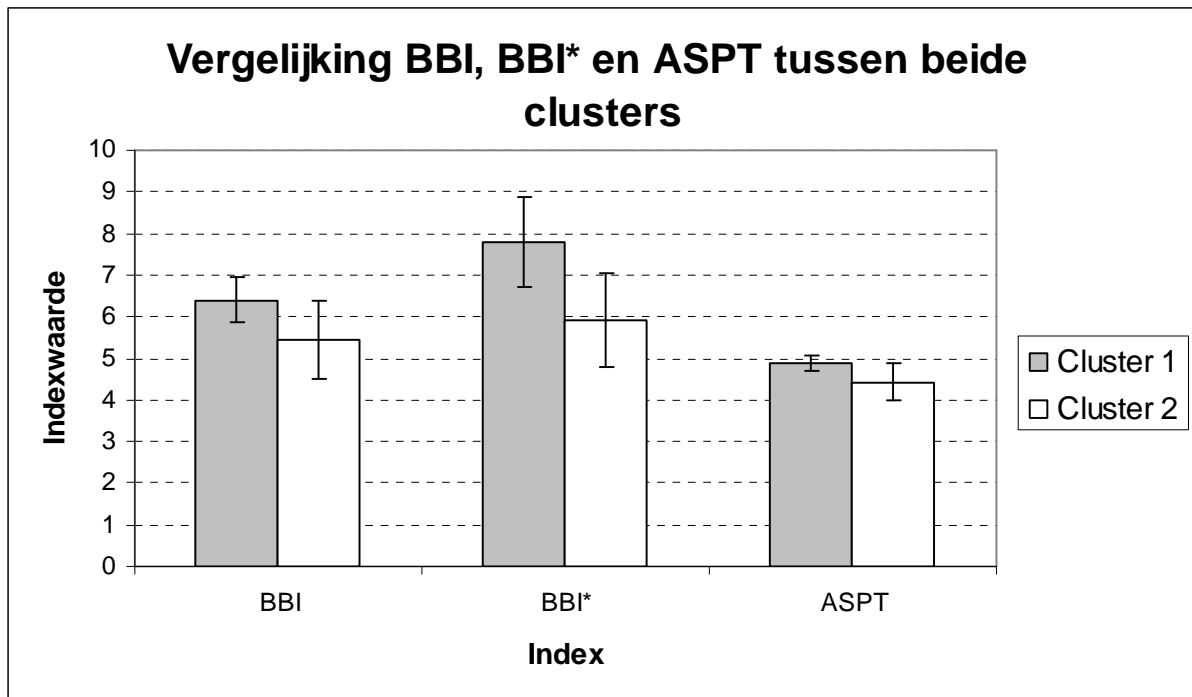
De diversiteitindices zijn in het algemeen weinig met zware metalen gecorreleerd. Het aantal taxa macro-invertebraten is negatief gecorreleerd met de sulfaat en zink concentratie uit het water en positief gecorreleerd met de hoeveelheid opgeloste zuurstof.

Tabel 4.8: Correlaties tussen indices voor macro-invertebraten en fysisch-chemische variabelen.

	BBI	BBI*	K-135	K-12345	BMWP	ASPT	MMIF	SW	Sdiv.	Evenness	# taxa
*Temp.					+						+
*pH	-										--
*Cond.		-	--	--							
*O ₂	+	+++	+++	++	+++	+++	+++	++++	+++	++	+++
*O ₂ %	+	++	++		++++	++	+++	+++	++	+	+++
*Stik.		--	--	-	---	--	----	---	---	--	--
*Ammo.		-	---	--	--	---	--	--	--	--	-
*Fosf.		--	---	----	--	--	--	-	--	-	-
*Sulf.	---	----	--	--	---	-	--	-	-	-	---
*Zn	---	----	---	--	----	-	----	--	-	-	----
*Cd	--	--			--						--
*TU	--	--			-						
ΔCr	--	--	--	--	---		---	-	-		--
ΔCu			--	--	-		--				
ΔZn			-	-	--		--				
ΔCd	-										
ΔPb		--	-	-	---		---				--
ΔTU	-										

+ = positieve correlatie; - = negatieve correlatie. +/- : $0,1 > p > 0,05$; ++/-- : $0,05 > p > 0,01$; +++/-- : $0,01 > p > 0,001$; ++++/- : $0,001 > p > 0,0001$; ++++/- : $p < 0,0001$. BBI* = BBI met alle taxa in rekening gebracht; SW = Shannon-Wiener diversiteit; Sdiv = Simpson diversiteit. *: Variabelen van de waterstalen, Δ: Variabelen van de sedimentstalen. R²-waarden worden respectievelijk weergegeven in bijlage 19.

4.2.4 Macro-invertebraat indices per cluster



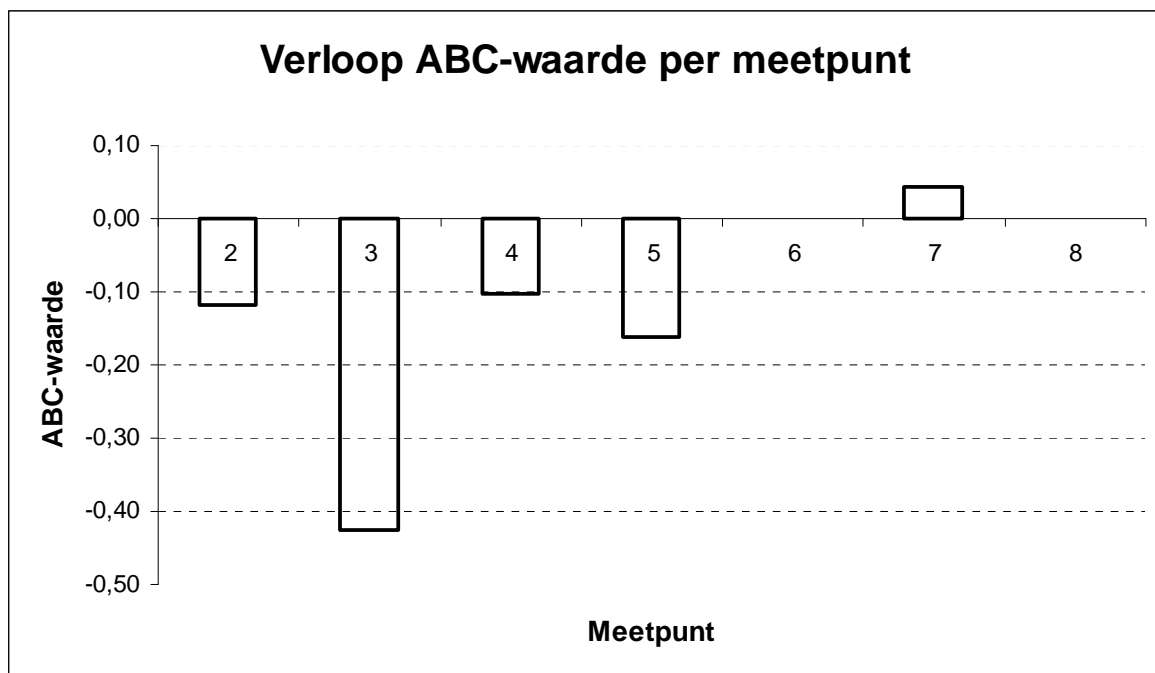
Figuur 4.9: Vergelijking van de BBI, BBI* en ASPT tussen beide clusters.

Figuur 4.9 geeft de vergelijking van de BBI, BBI* en ASPT per cluster weer. Voor de overige macro-invertebraat indices worden de figuren in bijlage 11.6 weergegeven. Een

significant verschil in waterkwaliteit wordt aangegeven door de BBI* ($p = 0.0069$), K-135 ($p = 0.0087$), K-12345 ($p = 0.0291$), BMWP ($p = 0.0050$), ASPT ($p = 0.0254$), MMIF ($p = 0.0057$), Shannon-Wiener diversiteit ($p = 0.0018$), Simpson diversiteit ($p = 0.0032$) en het aantal taxa ($p = 0.0279$).

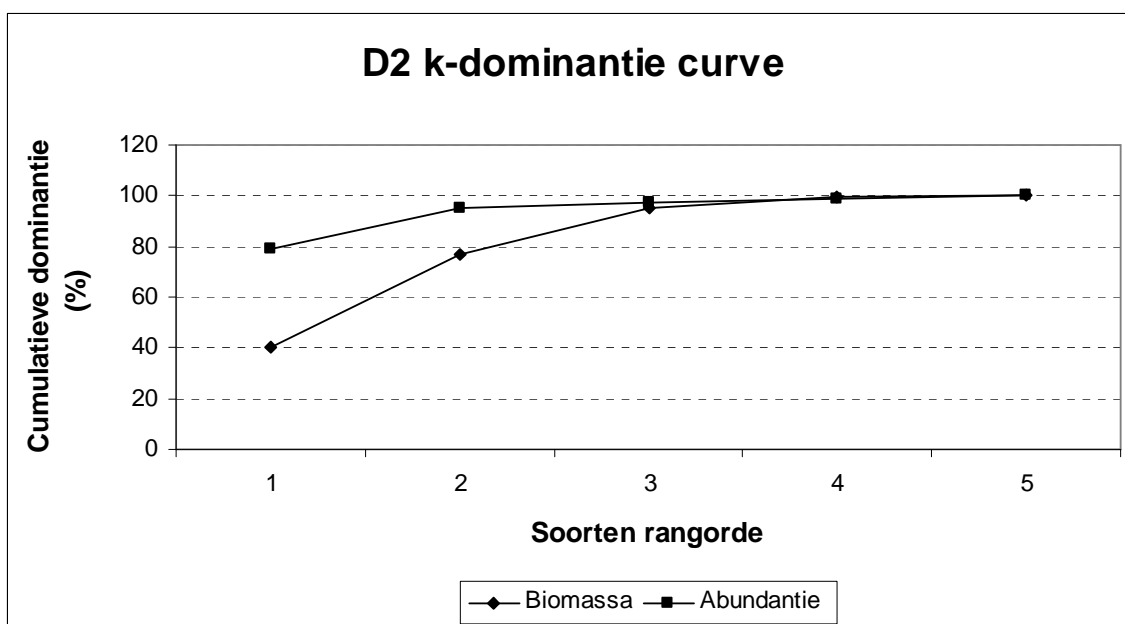
4.2.5 ABC-methode

Het verloop van de ABC-score per meetpunt wordt gegeven in figuur 4.10. Voor staal D1 waren er echter te weinig gegevens beschikbaar om de index te berekenen. De index vertoont zijn meest negatieve waarde (-0,43) op D3 en is enkel positief op D7 (0,04). Op de punten D6 en D8 is de score 0. Figuur 4.11 geeft ter illustratie de k-dominatie curve voor staal D2. Dergelijke curven voor de andere meetpunten worden weergegeven in bijlage 12. Voor de meeste punten ligt de abundantie curve ver boven die van de biomassa. Enkel bij staal D7 ligt de biomassa curve boven die van de abundantie en liggen beide curven dicht tegen elkaar. Er werden geen significante correlaties gevonden tussen de indexwaarde en de fysisch-chemische variabelen van het water.



Figuur 4.10: Verloop van de ABC-waarde per meetpunt.

Voor staal D1 kon de index niet berekend worden wegens te weinig gegevens.



Figuur 4.11: k-dominantie curve voor staal D2.

4.3 Diatomeeën

4.3.1 Tellingen

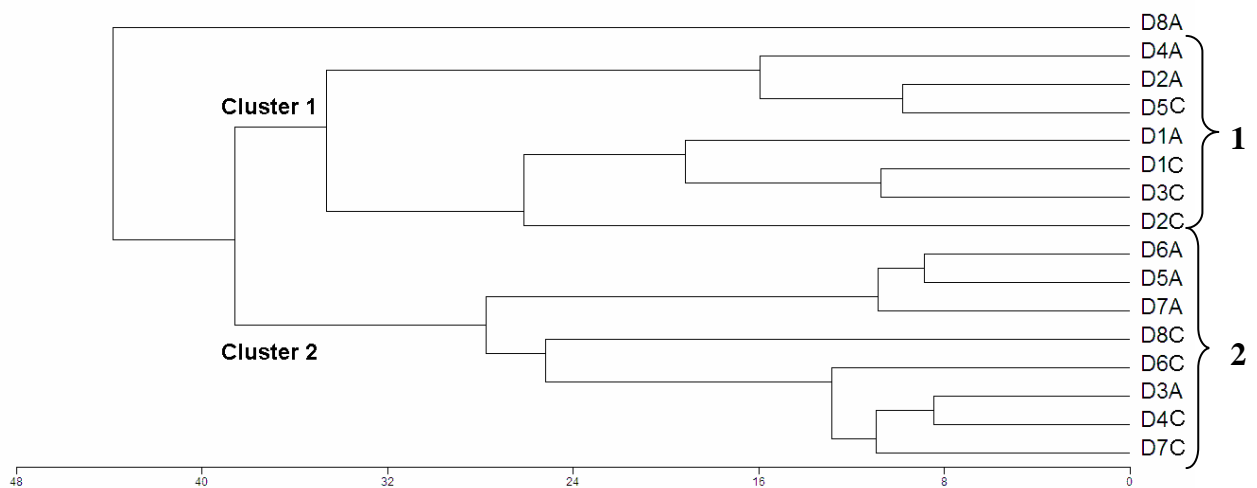
De gevonden diatomeeënsoorten en hun abundanties zijn weergegeven in bijlage 13. Een systematisch overzicht van deze taxa is terug te vinden in bijlage 17. In totaal werden er 118 verschillende soorten gedetermineerd, gemiddeld 28 per staal. De twintig meest abundante diatomeeënsoorten zijn weergegeven in tabel 4.12. Zij vertegenwoordigen samen 87,17 % van alle gevonden soorten. De meest abundante soort is *Navicula minima* (13,36 %), die onder andere meer dan de helft van de getelde schaaltes uitmaakt in staal D5B, gevolgd door *Gomphonema parvulum* (10,89 %), *Navicula atomus* var. *permitis* (8,91 %) en *Achnanthes lanceolata* ssp. *frequentissima* (8,63 %). Deze vier soorten komen nagenoeg in elk staal voor. Ook *Nitzschia palea* is bijna overal aanwezig, echter wel altijd in lagere abundanties.

Tabel 4.12: Overzicht van de meest abundante diatomeeënsoorten.

Soort	%	Soort	%
<i>Navicula minima</i>	13,36	<i>Navicula cryptocephala</i>	2,84
<i>Gomphonema parvulum</i>	10,89	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	2,19
<i>Navicula atomus</i> var. <i>permitis</i>	8,91	<i>Nitzschia amphibia</i>	1,64
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>	8,63	<i>Stauroneis kriegeri</i>	1,55
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i>	7,73	<i>Navicula lanceolata</i>	1,36
<i>Navicula seminulum</i>	6,89	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1,27
<i>Melosira varians</i>	4,42	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>	1,27
<i>Navicula goeppertiana</i>	4,34	<i>Stephanodiscus parvus</i>	0,98
<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>lanceolata</i>	3,58	<i>Navicula capitata</i>	0,95
<i>Nitzschia palea</i>	3,44	<i>Aulacoseira granulata</i>	0,94

In een aantal stalen zijn er misvormde valven waargenomen. Het gaat om de soorten *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* (D7C), *Gomphonema parvulum* (D5C), *Achnanthes lanceolata* ssp. *frequentissima* (D5C), *Navicula seminulum* (D5C, D4C), *Eunotia minor* (D7A) en *Achnanthes lanceolata* var. *lanceolata* (D5A). Het betreft telkens maar een zeer beperkt aantal valven, die minder dan één percent van het totaal aantal getelde schaalpjes uitmaken.

4.3.2 Gemeenschapsanalyse

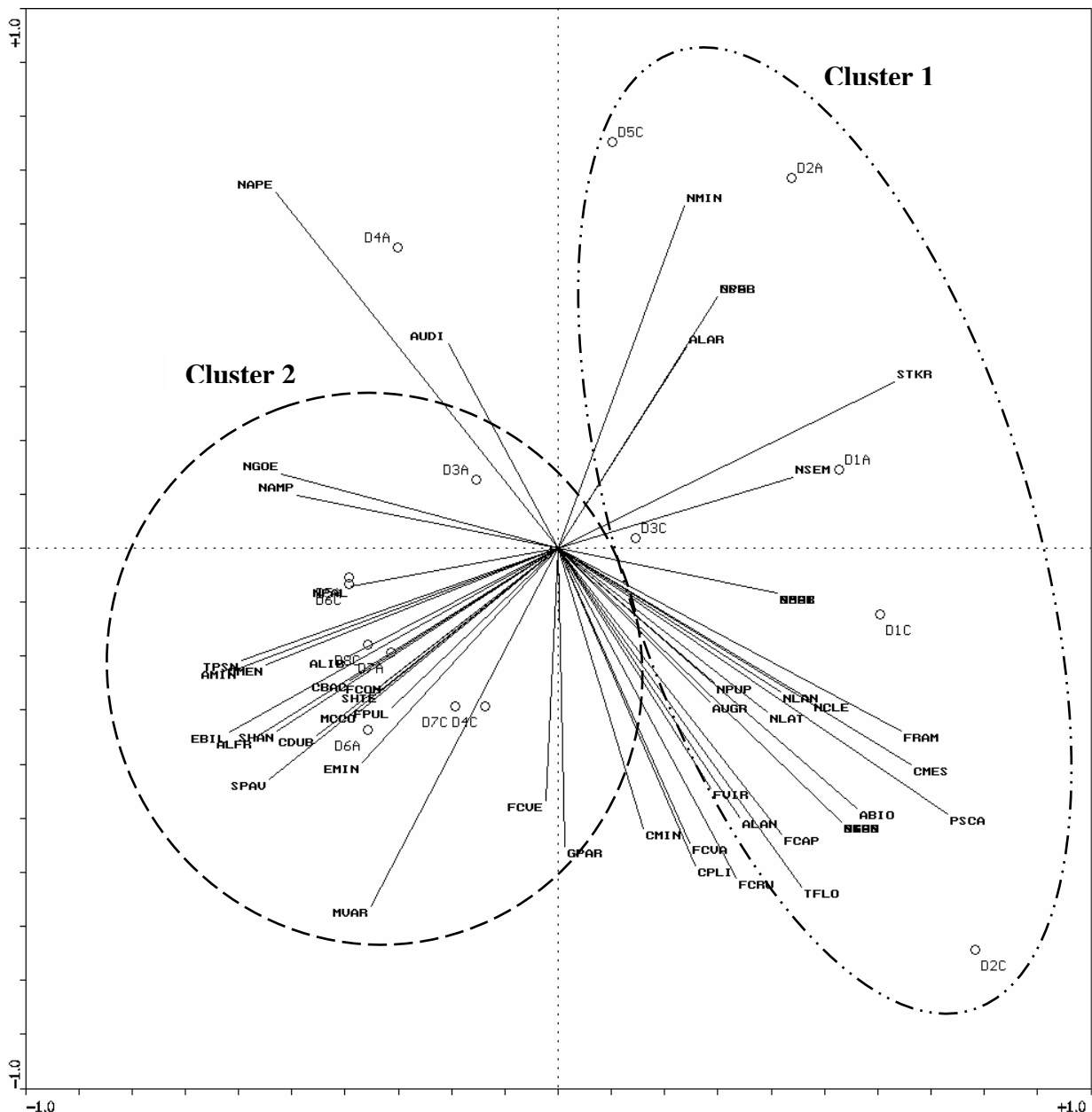


Figuur 4.13: Clusterdiagram diatomeeënsoorten.

Clustering op basis van minimum variantie strategie en met Squared Euclidian Distance als dissimilariteitsmatrix. Alle data zijn $\log(x + 1)$ getransformeerd. A: 09/08/2006, C: 01/11/2006.

Het clusterdiagram op basis van de diatomeeënsoorten (Figuur 4.13) onderscheidt net zoals bij de macro-invertebraten twee clusters. Cluster 1 omvat de stalen D1A, D2A, D4A, D1C, D2C, D3C en D5C. Cluster 2 bevat de stalen D3A, D5A, D6A, D7A, D4C, D6C, D7C en D8C. Cluster 1 wordt gedomineerd door *Navicula minima*. Ook *Gomphonema parvulum*, *Navicula seminulum* en *Navicula atomus* var. *permitis* komen frequent voor. In cluster 2 zijn het de soorten *Achnanthes lanceolata* ssp. *frequentissima*, *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Gomphonema parvulum* en *Navicula atomus* var. *permitis* die het meeste voorkomen. Zowel *Gomphonema parvulum* als *Navicula atomus* var. *permitis* komen in beide clusters in even grote abundanties voor. Staal D8A, dat gedomineerd wordt door *Navicula goeppertiana*, kan volgens de clusteranalyse aan geen van beide clusters worden toegewezen. Een overzicht van de 10 meest dominante diatomeeënsoorten per cluster is weergegeven in bijlage 15. Bijlage 14 geeft de verdeling van de verschillende soorten over de beide clusters. Deze verdeling is hoofdzakelijk gebaseerd op de hogere abundanties van *Achnanthes lanceolata* ssp. *frequentissima* en *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* in cluster 2 en

Navicula minima in cluster 1. Ook *Nitzschia palea*, *Nitzschia amphibia*, *Melosira varians* en *Cyclostephanos dubius* komen meer frequent in cluster 2 voor. *Stauroneis kriegeri* is enkel in cluster 1 terug te vinden. Bijlage 15 geeft de vergelijking van de fysisch-chemische variabelen van de waterstalen tussen beide clusters. Enkel chloride vertoont een significant verschil tussen beide clusters ($p = 0,0499$). Voor de overige variabelen werden er geen significante verschillen gevonden.

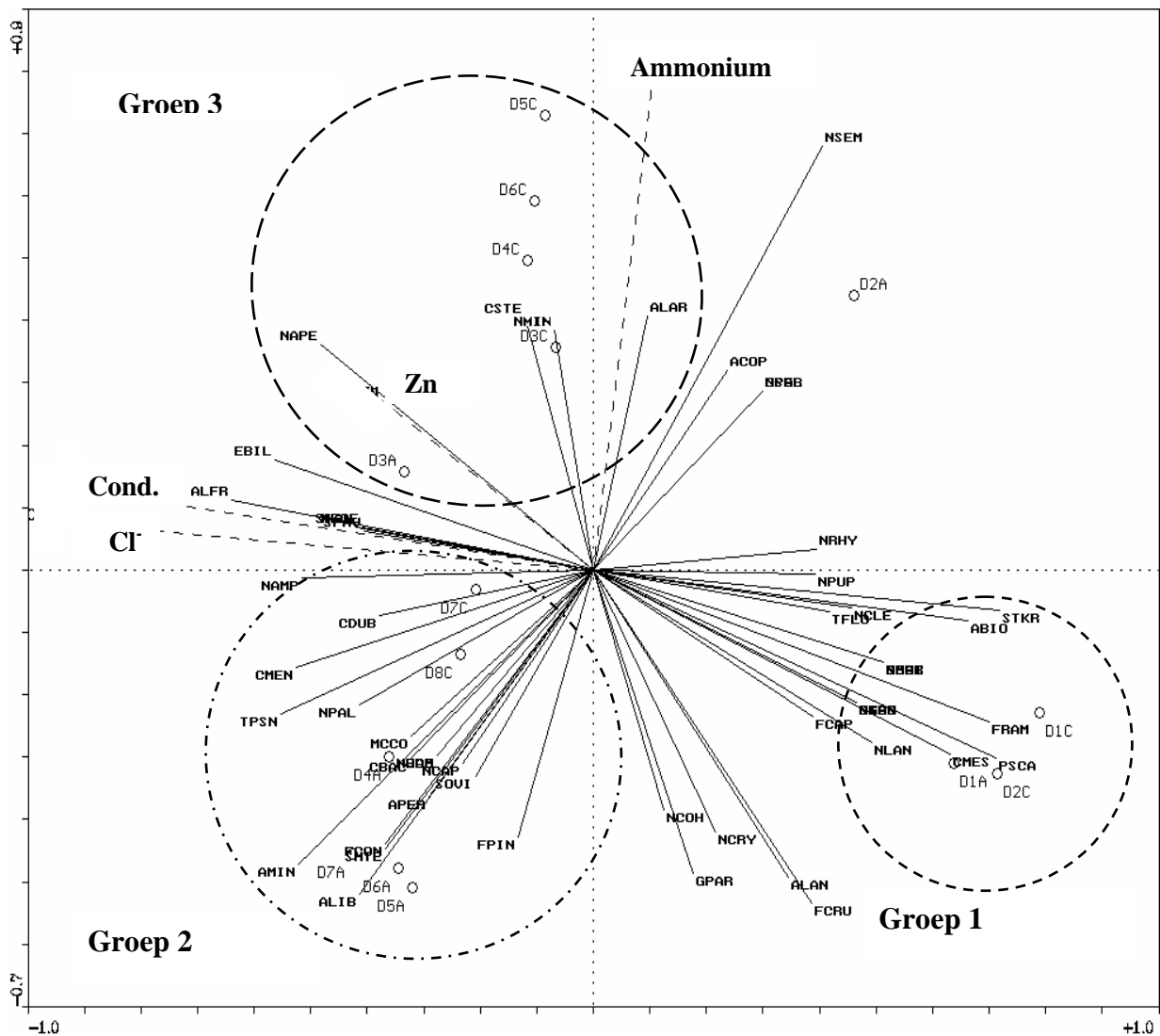


Figuur 4.14: PCA diatomeeënstalen.

Indirecte ordinatie van de plots op basis van de diatomeeënsamenstelling met aanduiding van de beide clusters. Speciesdata log ($x + 1$) getransformeerd. De gebruikte codes voor de diatomeeën zijn terug te vinden in bijlage 16. Eigenwaarden (% cumulatieve variantie): as 1: 0,178 (17,8 %); as 2: 0,166 (34,4 %); as 3: 0,120 (46,4 %); as 4: 0,114 (57,8 %).

Het PCA diagram (Figuur 4.14) bevestigt de opdeling in twee clusters. De stalen in cluster 1 blijken vooral geassocieerd met *Navicula minima*, *Stauroneis kriegeri* en *Navicula*

seminulum. *Achnanthes lanceolata* ssp. *frequentissima* en *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* zijn eerder aan cluster 2 verbonden. Zowel *Gomphonema parvulum* als *Navicula atomus* var. *permitis* zijn abundant in beide clusters aanwezig. Staal D4A neigt, dankzij de aanwezigheid van soorten als *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Nitzschia amphibia* en *Nitzschia palea* eerder naar cluster 2 toe dan naar cluster 1. Dit in tegenstelling tot wat de clusteranalyse eerder aangaf.



Figuur 4.15: RDA diatomeeënstalen.

Directe ordinatie van de plots op basis van de diatomeeënsamenstelling en de omgevingsvariabelen. Speciesdata $\log(x + 1)$ getransformeerd. De gebruikte codes voor de diatomeeën zijn terug te vinden in bijlage 16. Eigenwaarden (% cumulatieve variantie): as 1: 0,165 (16,5 %); as 2: 0,114 (27,9 %); as 3: 0,106 (38,5 %); as 4: 0,059 (44,4 %).

Volgens het RDA diagram dragen de variabelen conductiviteit, chloride, zink en ammonium significant bij tot de variatie van de diatomeeëngemeenschap (Figuur 4.15). De verdeling in clusters is hier niet meer terug te vinden. Op basis van de conductiviteit, chloride, ammonium en zinkconcentratie in de stalen kunnen we echter drie groepen onderscheiden (Tabel 4.16). Deze zijn achtereenvolgens groep 1, die de controlestalen D1A, D1C en D2C bevat, groep 2

met de meetpunten D4A, D5A, D6A, D7A, D7C en D8C en groep 3 met D3A, D3C, D4C, D5C en D6C. Groep 1 wordt gekenmerkt door relatief lage zink ($76.40 \pm 37.09 \mu\text{g/l}$), conductiviteit ($350.33 \pm 51.50 \text{ mS/cm}$), chloride ($38.33 \pm 9.07 \text{ mg/l}$) en ammoniumconcentratie ($0.45 \pm 0.48 \text{ mg/l}$) en bevat als voornaamste soorten *Tabellaria flocculosa*, *Pinnularia subcapitata*, *Stauroneis kriegeri*, *Achnanthes bioretii*, *Navicula lanceolata*, *Fragilaria capucina* var. *capucina*, *Fragilaria capucina* var. *rumpens* en *Achnanthes lanceolata* var. *lanceolata*. Wegens een verhoogde associatie met soorten die bij hogere zinken en ammoniumconcentraties voorkomen kan staal D2A niet tot de eerste groep gerekend worden. Groep 2 bevat stalen met iets hogere zinkconcentraties ($95.92 \pm 33.27 \mu\text{g/L}$), hoge conductiviteit ($1295.33 \pm 90.87 \text{ mS/cm}$) en chloride ($196.50 \pm 23.67 \text{ mg/L}$) en lagere ammoniumconcentraties ($0.21 \pm 0.10 \text{ mg/L}$). In deze groep zijn vooral de soorten *Gomphonema parvulum*, *Achnanthes lanceolata* var. *lanceolata*, *Achnanthes lanceolata* var. *frequentissima*, *Nitzschia amphibia*, *Nitzschia palea*, *Cyclostephanos dubius*, *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Melosira varians* en *Navicula capitata* frequent aanwezig. Groep 3 bevat ten slotte naast hoge zink ($135.18 \pm 10.92 \mu\text{g/L}$), conductiviteit ($1308.80 \pm 90.87 \text{ mS/cm}$) en chloride concentraties ($187.60 \pm 32.99 \text{ mg/L}$) ook hoge ammonium waarden ($0.97 \pm 0.25 \text{ mg/L}$). Deze groep bevat vooral de soorten *Navicula minima*, *Fragilaria capucina* var. *vaucheriae*, *Navicula atomus* var. *permitis*, *Navicula seminulum* en *Achnanthes lanceolata* var. *frequentissima*.

Tabel 4.16: Gemiddelde conductiviteit, chloride, ammonium en zinkconcentratie per RDA groep.

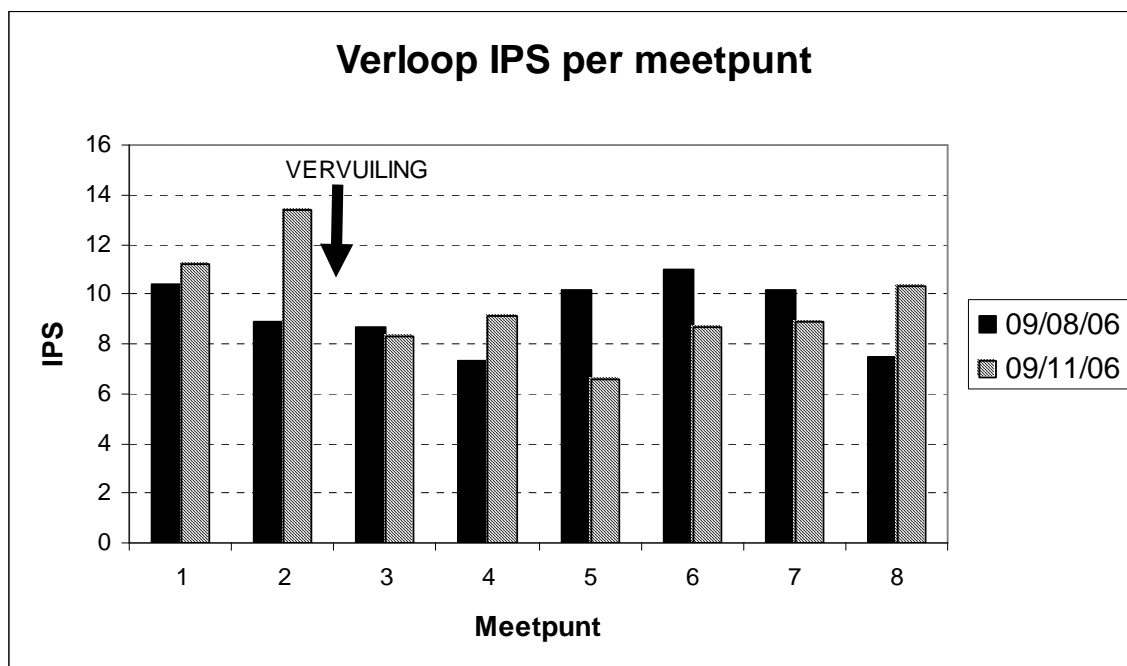
RDA Groep	Conductiviteit (mS/cm)	Chloride (mg/l)	Ammonium (mg/l)	Zn ($\mu\text{g/l}$)
1	$350,33 \pm 51,50$	$38,33 \pm 9,07$	$0,45 \pm 0,48$	$76,40 \pm 37,09$
2	$1295,33 \pm 90,87$	$196,50 \pm 23,67$	$0,21 \pm 0,10$	$95,92 \pm 33,27$
3	$1308,80 \pm 153,19$	$187,60 \pm 32,99$	$0,97 \pm 0,25$	$135,18 \pm 10,91$

4.3.3 Diatomeeënindices

Een overzicht van de berekende diatomeeënindices is weergegeven in bijlage 18.2. Enkel de IPS geeft een significant verschil ($p = 0,0324$) aan in waterkwaliteit tussen de controles (D1-D2) en de vervuilde stalen (D3-D8). Ter illustratie wordt het verloop van de IPS per meetpunt weergegeven in figuur 4.17. Bijlage 18.3 geeft het verloop van de overige waterkwaliteitsindices voor de diatomeeën weer. Het C staal van de IPS geeft een daling van de waterkwaliteit aan vanaf meetpunt 3, voor de A staalname is deze daling niet waarneembaar. Staal D5C wordt hier als slechtste waterkwaliteit aangewezen, D2C als beste. De daling in indexwaarde vanaf meetpunt 3 wordt ook door de indices IBD, IDD, SHE en CEC weergegeven, vooral tijdens de C staalname. De overige diatomeeënindices geven een

minder duidelijk verloop aan. TDI en SHE duiden meetpunt 5C aan als slechtste waterkwaliteit. Voor IDD, ILM, IBD en ISL is dit meetpunt 8A, de CEC index wijst zelfs op D4A als laagste indexwaarde. Volgens de meeste indices is de waterkwaliteit het best in staal D2C. De ISL geeft echter D3C aan. In het algemeen geven de meeste diatomeeënindices een slechte waterkwaliteit in bijna alle meetpunten aan.

De diversiteit en evenness geven weinig verschil aan over het verloop van de Dommel (Bijlage 18.4). De diversiteit ligt echter op meetpunt 5 voor 09/11/06 (C) wel lager in vergelijking met de rest van de stalen. Het aantal diatomeeënsoorten en –genera volgt hetzelfde patroon.



Figuur 4.17: Verloop van de IPS per meetpunt op de Dommel.

De zwarte pijl geeft aan waar de vervuiling door zware metalen in de Dommel stroomt.

Tabel 4.18 geeft de correlaties tussen de diatomeeënindices en fysisch-chemische variabelen. De meeste indices vertonen in het algemeen weinig correlaties met de variabelen van de waterstalen. IPS is negatief gecorreleerd met fosfaat, sulfaat, cadmium en toxische eenheden en ISL, IDD, ILM en IDG zijn positief gecorreleerd met het stikstofgehalte.

Voor het sediment zijn er meer correlaties terug te vinden. Zo zijn IPS, ISL, IDD, SHE en IBD allen positief gecorreleerd met het percentage opgeloste zuurstof. CEC en IBD vertonen beide positieve correlaties met het gehalte TOC, stikstof, fosfor en nikkel. ISL, IDD, ILM en IDG zijn negatief gecorreleerd met de cadmium concentratie en de toxische eenheden, IPS, IDD en SHE vertonen negatieve correlaties met lood en chroom. IPS is als enige index negatief met zink gecorreleerd. Evenals de TDI vertonen ook de diversiteit en evenness geen enkele correlatie met variabelen van water of sediment.

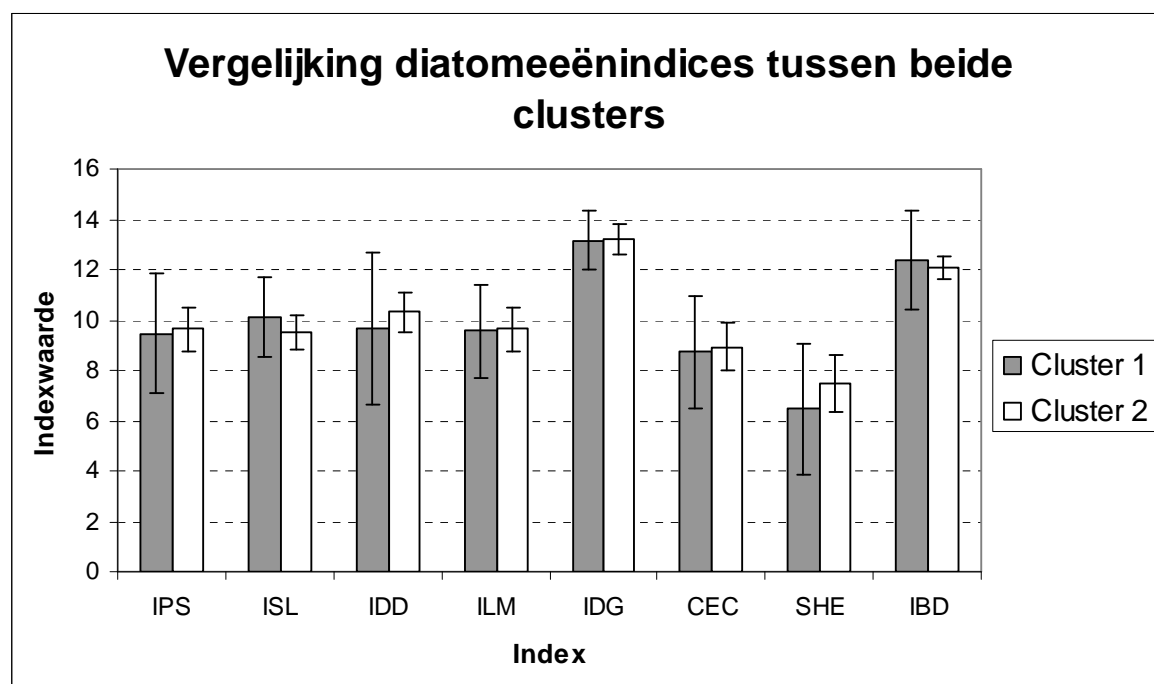
Tabel 4.18: Correlaties tussen indices voor diatomeeën en fysisch-chemische variabelen.

	IPS	ISL	IDD	ILM	IDG	CEC	SHE	TDI	IBD	Div.	Evenness	# soorten	# genera
*Temp.			--										
* O ₂ %							-						
*Stik.		++	+	+	+								
*Fosf.	--												
*Sulf.	--												
*Cd	-												
*TE	-												
ΔTOC						++			+				
ΔStik.						+++			++			-	
ΔFosfor						++			+			--	-
ΔCr	--		--				--						
ΔNi						++			++			--	-
ΔZn	-												
ΔCd		-	-	---	---								
ΔPb	---		--				--						
ΔTE		--	-	--	---								

+ = positieve correlatie; - = negatieve correlatie. +/- : $0,1 > p > 0,05$; ++/-- : $0,05 > p > 0,01$; +++/--- : $0,01 > p > 0,001$; ++++/---- : $0,001 > p > 0,0001$; +++++/----- : $p < 0,0001$. *: Variabelen van de waterstalen, Δ: Variabelen van de sedimentstalen. R²-waarden worden respectievelijk weergegeven in bijlage 19.

4.3.4 Diatomeeënindices per cluster

In tegenstelling tot bij de macro-invertebraten geven de meeste diatomeeënindices geen verschil in waterkwaliteit aan tussen de twee verschillende clusters (Figuur 4.19). Enkel de TDI, die is weergegeven in bijlage 18.5, geeft een hogere eutrofiëringgraad aan in cluster 1. Diversiteit en evenness zijn wel hoger in cluster 2 en ook het aantal diatomeeënsoorten en genera liggen iets hoger in deze tweede cluster (Bijlage 18.5).



Figuur 4.19: Vergelijking diatomeeënindices tussen beide clusters.

5. Discussie

De fysisch-chemische variabelen van de waterstalen geven aan dat er ter hoogte van meetpunt 3 verhoogde metaalconcentraties in de Dommel terug te vinden zijn. Hiervan zijn vooral zink en cadmium het meest opvallend, hoewel de zinkconcentraties nog niet wijzen op ernstige vervuiling (Vlaamse regering, 2000). De cadmiumgehalten zijn sterk verlaagd in vergelijking met vroegere metingen (www.vmm.be, 2006) en overschrijden momenteel slechts lichtjes de basiskwaliteitsnorm. In 2005 werden door de VMM op meetpunt 3 nog Cd gehalten gemeten van 38 µg/L en begin 2006 nog 8 µg/L. De chloride en sulfaat concentraties, die een maat zijn voor de saliniteit, vertonen ook hogere waarden vanaf het derde meetpunt. Voor chloride en conductiviteit werd stroomafwaarts van meetpunt 3 de norm dikwijls overschreden (Vlaamse regering, 2000). De hoeveelheid opgeloste zuurstof ligt op enkele punten stroomafwaarts eveneens onder de norm. De clusteranalyse bevestigt het beeld dat de controlestalen D1 en D2 verschillen van de overige meetpunten qua fysisch-chemische samenstelling. De sedimentstalen geven aan dat er in de bodem hoge metaalconcentraties van koper, zink, arseen, cadmium en lood aanwezig zijn die de achtergrondconcentraties ruim overschrijden (De Cooman *et al.*, 1998). Hier zijn vooral de concentraties van meetpunt 5 opmerkelijk hoger dan de andere stalen.

Hoewel de meeste metaalconcentraties gedaald zijn in vergelijking met de voorbije jaren (www.vmm.be, 2006) liggen de cadmium gehalten op alle punten stroomafwaarts nog hoog tot zeer hoog in vergelijking met concentraties gevonden door Bervoets *et al.* (2005) en Smits (2005) in andere Vlaamse rivieren. Hetzelfde geldt voor de metalen zink en lood.

In tegenstelling tot verwacht werd er noch voor de cadmium en zink gehalten in het water noch in het sediment een duidelijke concentratiegradiënt waargenomen. Dit is mogelijk te wijten aan het feit dat er maar vier metingen voor het water en slechts één meting voor het sediment werden uitgevoerd. In de Dommel werd er namelijk al eerder vastgesteld dat zware metalen zoals cadmium en zink vaak grote schommelingen vertonen doorheen de tijd (Groenendijk *et al.*, 1999b; www.vmm.be, 2006). Daarentegen werd er in dezelfde periode als onze studie door Joosen (2007) wel een metaalgradiënt in visweefsel vastgesteld in de Dommel, met de hoogste geaccumuleerde gehalten op meetpunt 3.

Op basis van de clusteranalyse van de macro-invertebraten konden twee clusters worden onderscheiden die duidelijk verschillend waren in waterkwaliteit. Cluster 1, die significant hogere zuurstofgehalten en lagere stikstof en zinkconcentraties vertoont, bevat met de aanwezigheid van *Gammarus pulex*, *Hydracarina*, *Leptocerus interruptus*, *Baetis rhodani*,

Cloeon dipterum en *Physa acuta* taxa die naast indicatoren voor een matig tot goede waterkwaliteit (De Pauw & Vanhooren, 1983; De Pauw & Vannevel, 1991) ook gevoelig tot zeer gevoelig zijn voor vervuiling door zware metalen (Clements *et al.*, 2000; Beasley & Kneale, 2003; Gerhardt *et al.*, 2004; Solà *et al.*, 2004). De taxa Simuliidae, *Asellus aquaticus*, *Hydropsyche angustipennis*, *Micronecta* sp., Chironomidae en Tubificidae wijzen echter te veel op matig tot zware metaalvervuiling (Gerhardt *et al.*, 2004; Solà *et al.*, 2004) of hoge organische vervuiling (Dahl *et al.*, 2004) om zomaar van een goede waterkwaliteit te mogen uitgaan. De tweede cluster, met lagere zuurstofgehalten en hogere stikstof en zinkconcentraties, bevat met Tubificidae, *Asellus aquaticus*, *Erpobdella* sp., *Lymnaea peregra*, *Chironomus thummi-plumosus* en *Sphaerium* sp. taxa die wijzen op mogelijke vervuiling door hoge conductiviteit, zink en cadmiumconcentratie (Beasley & Kneale, 2003; Gerhardt *et al.*, 2004; Solà *et al.*, 2004).

Het RDA ordinatiediagram bracht pH, fosfaat en zink naar voor als significante omgevingsvariabelen. De invloed van pH en fosfaatconcentratie bleek ook in Ruse (1996) en Soinenen & Könönen (2004) een belangrijke parameter voor de variatie in de macro-invertebraatgemeenschap. De zinkconcentratie blijkt hier de belangrijkste variabele voor de scheiding van de twee clusters. Taxa als Tubificidae, *Erpobdella octoculata*, *Erpobdella testacea*, en *Helobdella stagnalis*, die een sterke associatie met zink vertoonden, worden algemeen beschouwd als tolerant voor zware metalen (Gerhardt *et al.*, 2004; Solà *et al.*, 2004). *Erpobdella octoculata* en *Erpobdella testacea* zijn specifiek tolerant voor het metaal zink (Beasley & Kneale, 2003). Hydracarina, *Baetis rhodani*, *Cloen dipterum* en *Leptocerus interruptus*, die met lage zinkconcentraties geassocieerd waren, behoren volgens Solà *et al.* (2004) tot zeer metaalgevoelige taxa. De diptera *Chironomus thummi-plumosus*, Simuliidae, Diamesinae en Ceratopogonidae, volgens het RDA diagram voorkomend bij lage pH en hoge fosfaatconcentratie, zijn algemeen aanwezig bij een verhoogde organische vervuiling (Dahl *et al.*, 2004).

Ook bij de diatomeeën vinden we een opsplitsing van de diatomeeëngemeenschap in twee verschillende clusters. De clustering is hier opvallend minder seizoensgebonden dan bij de macro-invertebraten het geval was. Hoewel cluster 1 alle controlestalen bevat is er toch geen verschil in waterkwaliteit terug te vinden tussen de beide clusters. Enkel het chloride gehalte blijkt significant verschillend te zijn. De dominante soorten *Navicula minima* en *Navicula seminulum* voor cluster 1, *Achnanthes lanceolata* ssp. *frequentissima* en *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* voor cluster 2 en *Gomphonema parvulum* en *Navicula atomus* var. *permitis* voor beide zijn allen indicatoren voor hoge organische belasting, eutrofiëring en

lage zuurstofgehalten (Van Dam *et al.*, 1994; Van de Vijver & Beyens, 1998) evenals voor zware metalen (Medley & Clements, 1998; Gold *et al.*, 2002; Szabó *et al.*, 2005; Morin *et al.*, 2007). Enkel *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* heeft een lage saprobiewaarde, maar wel een zeer hoge trofiewaarde (Van Dam *et al.*, 1994). Ivorra *et al.* (2000) vonden in hun studie de dominante soorten *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* en *Gomphonema parvulum* ook terug in de met cadmium en zink vervuilde rivier Eindergatloop.

De RDA analyse geeft aan dat ammonium, conductiviteit, chloride en zink significant bijdragen tot de variatie in de diatomeeëngemeenschap. Conductiviteit en ammonium werden ook door King *et al.* (2000) en Soininen & Könönen (2004) als verklarende variabele voor de diatomeeëngemeenschap gevonden. Chloride en conductiviteit waren de belangrijkste omgevingsvariabelen bij Potapova & Charles (2003). Geen enkele variabele van het sediment bleek significant bij te dragen tot de variatie in diatomeeëngemeenschap. Het RDA diagram splitste drie groepen van plots af en behield de indeling in clusters niet. De eerste groep, die gekenmerkt wordt door lage zink, conductiviteit, chloride en ammonium concentraties, bevat voornamelijk de controlestalen. De soorten *Tabellaria flocculosa* en *Fragilaria capucina* var. *rumpens*, die met deze groep geassocieerd zijn, behoren volgens Hirst *et al.* (2002) tot metaalgevoelig, hebben zeer lage optima met betrekking tot chloride en conductiviteit (Potapova & Charles, 2003) en lage saprobiewaarden (Van Dam *et al.*, 1994). *Navicula lanceolata* wordt echter door Szabó *et al.* (2005) als metaaltolerant beschouwd en is ook meer geassocieerd met hogere conductiviteit en chloride concentraties (Potapova & Charles, 2003). Groep 2 bevat vooral stalen met hogere zinkconcentraties, lage ammonium en hoge conductiviteit en chloride concentraties. Met deze groep zijn zowel metaalgevoelige soorten zoals *Cyclostephanos dubius* (Gold *et al.*, 2002) als metaaltolerante soorten zoals o.a. *Gomphonema parvulum* en *Nitzschia palea* (Medley & Clements, 1998; Gold *et al.*, 2002) geassocieerd. De aanwezigheid van *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* werd eerder al geassocieerd met matige cadmium en zink concentraties (Ivorra *et al.*, 2000). Ook qua tolerantie voor organische vervuiling zijn er in deze groep zowel diatomeeën met lage saprobiewaarde (*Achnanthes minutissima* var. *minutissima*) (Van Dam *et al.*, 1994) als hoge saprobiewaarde (*Nitzschia palea*) (Van Dam *et al.*, 1994) terug te vinden. De soorten hebben echter wel allemaal hoge optima voor conductiviteit en chloride (Potapova & Charles, 2003). De derde groep tenslotte is geassocieerd met hoge conductiviteit, chloride, zink en ammonium concentraties. Soorten als *Navicula minima*, *Fragilaria capucina* var. *vaucheriae*, *Navicula atomus* var. *permitis* en *Navicula seminulum* zijn allen tolerant voor zware metalen (Medley & Clements, 1998; Gold *et al.*, 2002; Szabó *et al.*, 2005) en organische vervuiling (Van Dam

et al., 1994). *Navicula minima* en *Navicula atomus* var. *permitis* zijn specifiek tolerant aan cadmium en zink vervuiling (Morin *et al.*, 2007). De meeste soorten van deze groep hebben ook een hoog optimum voor conductiviteit en chloride (Potapova & Charles, 2003). Waar de clusteranalyse weinig verschil aangaf in tolerante soorten voor organische vervuiling en zware metalen, scheidt het RDA diagram dus wel drie groepen af die onderling in soortsamenstelling verschillen.

Van enkele diatomeeënsoorten werden er misvormde valven waargenomen. Zulke afwijkingen zijn volgens Morin *et al.* (2007) indicatief voor verhoogde metaalconcentraties.

Wat betreft de macro-invertebraten geven de meeste indices een daling van de waterkwaliteit aan vanaf meetpunt 3, waar de vervuiling via de Eindergatloop in de Dommel stroomt, om dan vervolgens weer toe te nemen tot meetpunt 8. Deze daling wordt het best weergegeven door de K-135, BBI* en BMWP. In tegenstelling tot wat Gerhardt *et al.* (2004) vonden reageert de BBI in deze studie wel op verhoogde metaalconcentraties, zij het in mindere mate dan de BBI*, en vertoont de ASPT weinig verschil in waterkwaliteit.

De indices zijn in het algemeen goed gecorreleerd met fosfaat- en zinkconcentraties uit het water, welke de omgevingsvariabelen zijn die de meeste variatie in de macro-invertebraatgemeenschap verklaren. Enkel de BBI is niet met de fosfaatconcentratie gecorreleerd, maar deze vertoont als enige index wel een negatieve correlatie met de pH. Triest *et al.* (2001b) en Dahl *et al.* (2004) vonden wel een negatieve correlatie tussen de BBI en het fosfaatgehalte in het water. Triest *et al.* (2001b) vonden ook dat de BBI reageerde op verhoogde chloride concentraties in het water. De MMIF is algemeen sterker gecorreleerd met de fysisch-chemische variabelen van water en sediment dan de BBI.

BBI*, BMWP en MMIF geven een significant verschil aan in waterkwaliteit tussen het gebruik van het schepnet en het artificieel substraat. Ook het aantal macro-invertebraten taxa verschilt significant tussen de twee staalnamen. Bij de BBI is dit niet het geval, zoals De Pauw *et al.* (1986) in hun studie ook aangaven. Aangezien we de schepmethode en het artificieel substraat telkens in een verschillend seizoen gebruikten, kunnen we met deze resultaten geen uitspraak doen over een mogelijk verschil tussen beide bemonsteringsmethoden of een seizoenaal verschil in soortsamenstelling bij de macro-invertebraten.

Zowel de diversiteit als de evenness bij de macro-invertebraten daalden vanaf meetpunt 4, het aantal taxa nam af vanaf het derde meetpunt. Ook Hirst *et al.* (2002) vonden een daling van de macro-invertebraten diversiteit bij verhoogde metaalconcentraties, maar echter een

verhoogde evenness. Diversiteit, evenness en het aantal taxa zijn allen gecorreleerd met fosfaat, evenness vertoont in tegenstelling tot de diversiteit en het aantal taxa geen negatieve correlatie met de zinkconcentratie uit het water. Het aantal macro-invertebraat taxa is negatief met de pH gecorreleerd.

De waterkwaliteitsindices op basis van de diatomeeën geven de daling in waterkwaliteit vanaf meetpunt 3 minder duidelijk weer dan bij de macro-invertebraten het geval was. Ook vertonen deze indices weinig correlaties met de fysisch-chemische variabelen van het water. Geen enkele index vertoont enige correlatie met de conductiviteit, chloride of ammonium concentratie, welke voor de diatomeeën de meeste variatie verklaarden. Prygiel (1994) en Sabater (2000) vonden ook in hun studie weinig tot geen correlaties tussen diatomeeënindices en de conductiviteit. Nochtans vonden Prygiel & Coste (1993) en Van de Vijver & Beyens (1998) wel significante correlaties tussen waterkwaliteitsindices en conductiviteit, chloride en ammonium. De variabelen van het sediment zijn algemeen beter met de indices gecorreleerd. De IPS geeft het best de daling in waterkwaliteit weer en vertoont de meeste correlaties met de fysisch-chemische variabelen. Deze index is ook als enige met de zinkconcentratie van het sediment gecorreleerd. De IPS kwam al in verschillende studies naar voren als de index die het best reageert op eutrofiëring, organische vervuiling en verhoogde zoutgehalten door het feit dat deze index bijna alle diatomeeënsoorten mee in rekening brengt (Prygiel & Coste, 1993; Kwadrans *et al.*, 1998; Van de Vijver & Beyens, 1998). Sabater (2000) vond een daling in de IPS, IDD en CEC indexwaarde te wijten aan zware metalen, maar eveneens weinig correlaties tussen de indices en metaalgehalten in het water en sediment. IBD en CEC vertonen geen enkele correlatie met zware metalen uit het water of het sediment. Volgens Morin (2006) is de geringe respons van diatomeeënindices als de IBD op zware metalen te wijten aan het feit dat sommige diatomeeën die een goede waterkwaliteit aangeven tolerant kunnen zijn aan metaalvervuiling of omgekeerd. De TDI reageerde niet op de verhoogde metaalconcentraties en was ook met geen enkel metaal gecorreleerd. Deze index reageert dan ook specifiek op eutrofiëring (Kelly & Whitton, 1995).

Diversiteit en evenness varieerden bij de diatomeeën, meetpunt 5 uitgezonderd, weinig met de verhoogde metaalconcentraties en vertoonden geen enkele correlatie met fysisch-chemische variabelen uit water en sediment. Gelijkwaardige resultaten werden ook door Hirst *et al.* (2002) gevonden, wat overeen stemt met de “Intermediate Disturbance Hypothesis”, die er van uitgaat dat er een parabolische relatie bestaat tussen diversiteit en waterkwaliteit en stelt dat de hoogste diversiteit bij diatomeeën bereikt wordt bij een gemiddelde hoeveelheid vervuiling of stress (Van de Vijver & Beyens, 1998). Verder vertonen de diatomeeënindices weinig tot

geen variatie tussen de twee staalname data, iets wat ook al door Kelly *et al.* (1995) werd aangetoond.

De ABC methode werd voor het eerst uitgetoend op zoetwater macro-invertebraten. De resultaten toonden aan dat meetpunt 3 het meest vervuild is en meetpunt 7 het minst. De k-dominatiecurven bevestigden dit beeld. Er werden echter geen significante correlaties gevonden tussen de indexscore en de fysisch-chemische variabelen van het water zodat de lage score in meetpunt 3 niet met metaalvervuiling geassocieerd kan worden. Bervoets *et al.* (2005) vonden in hun studie evenmin een correlatie tussen de ABC score en het aantal toxische eenheden. De methode bleek in het verleden geschikt voor de evaluatie van verontreiniging op mariene macro-invertebraten (Warwick *et al.*, 1987; Warwick & Clarke, 1994), vogels (Meire & Dereu, 1990) en mariene- en zoetwatervissen (Coeck *et al.*, 1993). Wegens de geringe staalname kunnen we geen definitief oordeel vellen over het al dan niet geschikt zijn van de ABC methode op bentische zoetwater macro-invertebraten bij vervuiling door zware metalen. Afgaande op onze beperkte resultaten verwachten we echter wel dat de ABC methode hiervoor mogelijk geschikt kan zijn.

6. Besluit

In tegenstelling tot de relatief lage concentraties in het water, wijzen de hoge metaalgehalten in het sediment toch op een historische vervuiling van de Dommel. De hoge zoutconcentraties in het water maken het ons moeilijk om enkel het effect van de metalen te beschouwen. Daarentegen wijst de aanwezigheid van metaaltolerante taxa bij zowel macro-invertebraten als diatomeeën op metaalverontreiniging, specifiek door cadmium en zink. De zinkconcentratie vormt ook voor beide gemeenschappen een belangrijke omgevingsvariabele. Enkel clustering op basis van de fysisch-chemische variabelen van het water scheidt de controlestalen (D1-D2) volledig van de vervuilde punten (D3-D8) af. Waar bij de diatomeeën de controlestalen nog wel samen worden gezet, geeft de clustering op basis van de macro-invertebraten enkel een seizoenaal verschil in waterkwaliteit aan.

De directe ordinatie van de diatomeeënstalen geeft een veel beter beeld van de vervuilinggradiënt op de Dommel. Hier kunnen namelijk drie groepen afgescheiden worden waaronder een groep met de controlestalen, een groep met de meetpunten die het verst van de vervuilingbron gelegen zijn en een groep die de meetpunten dicht bij de met zware metalen vervuilde Eindergatloop bevat.

De waterkwaliteitsindices op basis van de macro-invertebraten volgen in het algemeen goed het verloop van de metaalconcentraties in het water en het sediment. De meeste indices zijn ook sterk met de omgevingsvariabelen gecorreleerd. Positief hierbij is dat de MMIF, die in Vlaanderen zal worden toegepast voor de implementatie van de KRW, zowel qua aanduiding van de waterkwaliteit als correlatie met de fysico-chemie beter scoort dan de BBI, de huidige macro-invertebraten index in ons land. Het lijkt er dus op dat de MMIF veel beter vervuiling door zware metalen aangeeft dan de BBI.

Het verschil in indexwaarde voor sommige indices tussen beide staalnameperioden kan of het gevolg zijn van een verschil in bemonsteringmethode of eerder een seizoenaal verschil zijn. Op basis van onze beperkte resultaten lijkt het er op dat de ABC methode voor bentische zoetwater macro-invertebraten reageert op vervuiling door zware metalen. Verder onderzoek omtrent de toepassing van deze methode is noodzakelijk, maar het is duidelijk dat de ABC index in de toekomst mogelijk nuttig kan zijn voor evaluatie van de respons van organismen in zwaar vervuilde waterbodems.

De diatomeeënindices volgen in tegenstelling tot de macro-invertebraten veel minder het verloop van de metaalconcentraties en vertonen weinig correlaties met de fysisch-chemische variabelen van het water. Enkele indices vertonen correlaties met de metaalconcentraties in

het sediment. De IPS is de enige index die een verandering in waterkwaliteit aangeeft en nog enigszins correlaties vertoont met de zware metalen in water en sediment. Opmerkelijk is het feit dat de IBD, de index die momenteel voor waterkwaliteitsbepaling in Frankrijk wordt gebruikt, geen enkele correlatie vertoont met de concentraties zware metalen. Eveneens frappant is het ontbreken van een correlatie tussen de diatomeeënindices en de conductiviteit, chloride en ammonium concentratie, die de meeste variatie van de diatomeeënsamenstelling verklaren.

Algemeen kunnen we dus besluiten dat de waterkwaliteit op de Dommel, vanaf de vervuilingsbron door zware metalen, sterk achteruitgaat en dat dit het best wordt gereflecteerd door de soortensamenstelling van de diatomeeën. Wat betreft de waterkwaliteitsindices zijn het echter deze op basis van de macro-invertebraten die beter reageren op de metaalvervuiling. Een aanpassing van de diatomeeënindices op dit vlak dringt zich dus op. Eveneens komt uit deze studie weer naar boven dat een gecombineerde beoordeling door middel van macro-invertebraten en diatomeeën een vollediger beeld geeft van de waterkwaliteit dan elk van de kwaliteitselementen afzonderlijk en dat zowel de macro-invertebraten als de diatomeeën goede bio-indicatoren vormen voor de aanwezigheid van zware metalen.

Referenties

- Barber H.G. & Haworth E.Y. 1981. A guide to the morphology of the diatom frustule. Freshwater Biological Association. 111 p.
- Beasley G. & Kneale P.E. 2003. Investigating the influence of heavy metals on macroinvertebrate assemblages using Partial Canonical Correspondence Analysis (pCCA). *Hydrology and Earth System Sciences* 7: 221-233.
- Belpaire C., Smolders R., Van den Auweele I., Ercken D., Breine J., Van Thuyne G. & Ollevier F. 2000. An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia* 434: 17-33.
- Bervoets L., Bruylants B., Marquet P., Vandelannoote A. & Verheyen R. 1989. A proposal for modification of the Belgian biotic index method. *Hydrobiologia* 179: 223-228.
- Bervoets L., Baillieux M., Blust R. & Verheyen R. 1996. Evaluation of effluent toxicity and ambient toxicity in a polluted lowland river. *Environmental Pollution* 91: 333-341.
- Bervoets L., Blust R., de Wit M. & Verheyen R. 1997. Relationships between river sediment characteristics and trace metal concentrations in Tubificid worms and Chironomid larvae. *Environmental Pollution* 95: 345-356.
- Bervoets L. & Blust R. 2003. Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. *Environmental Pollution* 126: 9-19.
- Bervoets L., Knaepkens G., Eens M. & Blust R. 2005. Fish community responses to metal pollution. *Environmental pollution* 138: 338-349.
- Blandin P. 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie* 17: 215-307.
- Butcher J.T., Stewart P.M. & Simon T.P. 2003. A Benthic Community Index for streams in the Northern Lakes and Forests Ecoregion. *Ecological Indicators* 3: 181-193.
- Chapman P.M. & Wang F. 2000. Issues in ecological risk assessment of inorganic metals and metalloids. *Human and Ecological Risk Assessment* 6: 965-88.
- Chapman P.M., Wang F., Colin R. Janssen, Goulet R.R. & Kamunde C.N. 2003. Conducting Ecological Risk Assessments of Inorganic Metals and Metalloids: Current Status. *Human and Ecological Risk Assessment* 9: 641-697.
- Cholnoky B.J. 1968. Die Ökologie der Diatomeen in Binnengewässern. Cramer ed. 699 p.
- Clements W.H., Carlisle D.M., Lazorchak J.M. & Johnson P.C. 2000. Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological Applications* 10: 626-638.
- Coeck J., Vandelannoote A., Yseboodt R. & Verheyen R.F. 1993. Use of the abundance biomass method for comparison of fish communities in regulated and unregulated lowland rivers in Belgium. *Regulated Rivers-Research & Management* 8: 73-82.
- Cordonier A., Straub F., Bernard R. & Bernard M. 2003. Bilan de la qualité de l'eau des rivières valaisannes à l'aide des diatomées. *Bulletin Murithienne* 121: 73-82.
- Coste M. 1982. Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux.. Rapport Q.E. Lyon. – A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, CEMAGREF, Bordeaux. 218p.
- Dahl J., Johnson R.K. & Sandin L. 2004. Detection of organic pollution of streams in southern Sweden using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516: 161-172.
- De Cooman W., Maeckelberghe H., Vos G., D'Hondt P., Van Erdeghe M., Van Wauwe P., Martens K., Belpaire C., Breine J., Van Thuyne G. & Degans H. 2003. Quality surface waters. In: Van Steertegem V. (Ed.), Report on the environment and nature in Flanders: themes. Lannoo, Leuven, pp. 323-334 MIRA-T 2003.

- De Pauw N. & Hawkes H.A. 1993. Biological Monitoring Of River Water Quality. In: Walley W.J. & Judd S. River Water Quality Monitoring and Control. Aston University, U.K. 294 p.
- De Pauw N. & Vanhooren G. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia* 100: 153-168.
- De Pauw N., Roels D. & Fontoura A.P. 1986. Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by the Belgian Biotic Index. *Hydrobiologia* 133: 237-258.
- De Pauw N. & Vannevel R. 1991. Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Stichting Leefmilieu, Antwerpen. 287p.
- De Pauw N. & Heylen S. 2001. Biotic index for sediment quality assessment of watercourses in Flanders, Belgium. *Aquatic Ecology* 35: 121-133.
- De Roeck L. & Smet K. 2004. Het decreet Integraal Waterbeleid. Mijlpaal voor het Vlaamse waterbeleid. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst. 38 p.
- Descy J.P. 1979. A New Approach to Water Quality Estimation Using Diatoms. *Nova Hedwigia* 64: 305-323.
- Descy J.P. 1980. Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In: Pesson P. La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques. Gauthier-Villars, Paris: 169-174.
- Descy J.P. & Coste M. 1990. Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courants. Rapport final contrat CEE B-71-23, UNCED Namur, CEMAGREF, Bordeaux. 64 p.
- Descy J.P. & Coste M. 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 24: 2112-2116.
- Descy J.P. & Ector L. 1999. Use of diatoms for monitoring rivers in Belgium and Luxemburg. In: Prygiel J., Whitton B.A. & Bukowska J. Use of Algae for Monitoring Rivers III. Institut für botanik, Austria: 128-137.
- Descy J.P. & Micha J.-C. 1988. Use of biological indices of water quality. *Statistical Journal of the United Nations ECE* 5: 249-261.
- Doi J., 1994. Complex mixtures. In: Calow P. (Ed.), *Handbook of ecotoxicology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 289-310.
- EN 13946. 2003. Water quality – Guidance standard for the routine sampling and pre-treatment of benthic diatoms from rivers.
- EN 14407. 2004. Water quality – Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters.
- European Commission 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*. L327: 1-72.
- Florea A.-M. & Büsselberg D. 2006. Occurrence, use and potential toxic effects of metals and metal compounds. *BioMetals* 19: 419-427.
- Gabriels W., Goethals P., Adriaenssens V., Heylen S. & De Pauw N. 2003. Ontwikkelen van een score of index voor macro-invertebraten voor de Vlaamse rivieren en meren volgens de Europese Kaderrichtlijn Water en uittesten REFCOND. Eindverslag. Laboratorium voor Milieutoxicologie en Aquatische Ecologie, Universiteit Gent, België. 72 p. + bijlagen.

- Gabriels W., Goethals P., Adriaenssens V. & De Pauw N. 2004. Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water, partim benthische ongewervelden. Eindrapport. Laboratorium voor Milieutoxicologie en Aquatische Ecologie, Universiteit Gent, België. 59 p. + bijlagen.
- Gabriels W., Goethals P. & De Pauw N. 2006. Development of a multimetric assessment system based on macroinvertebrates for rivers in Flanders (Belgium) according to the European Water Framework Directive. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 29: 2279-2282.
- Gerhardt A., Janssens de Bisthoven L. & Soares A.M.V.M. 2004. Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioural toxicity bioassay. *Environmental Pollution* 130: 263-274.
- Giménez Casalduero F. 2001. Bio-indicators. Tools for the impact assessment of aquaculture activities on the marine communities. In: Uriarte A. & Basurco B. Environmental impact assessment of Mediterranean aquaculture farms. CIHEAM-IAMZ. Zaragoza: 147-157.
- Gold C., Feurtet-Mazal A., Coste M. & Boudou A. 2002. Field transfer of periphytic diatom communities to assess short-term structural effects of metals (Cd, Zn) in rivers. *Water Research* 36: 3654-3664.
- Groenendijk D., Kraak M.H.S. & Admiraal W. 1999a. Efficient shedding of accumulated metals during metamorphosis in metal-adapted populations of the midge *Chironomus riparius*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 1225-1231.
- Groenendijk D., van Opzeeland B., Dionisio Pires L.M. & Postma J.F. 1999b. Fluctuating Life-History Parameters Indicating Temporal Variability in Metal Adaptation in Riverine Chironomids. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 37: 175-181.
- Hawkes H.A. 1979. Chapter 2: Invertebrates as Indicators of River Water Quality. In: James A. & Evison L. *Biological Indicators of Water Quality*. John Wiley & Sons, Great Britain: 1-45.
- Hawkes H.A. 1997. Technical Note: Origin and development of the Biological Monitoring Working Party score system. *Water Research* 32: 964-968.
- Hendrickx A. & Denys L. 2005. Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water – partim “Fytobenthos”. Rapport IN.R.2005.06, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Hellawell J.M. 1989. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier applied science, London and New York. 446 p.
- Hering D., Feld C.K., Moog O. & Ofenböck T. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566: 311-324.
- Hirst H., Jüttner I. & Ormerod S.J. 2002. Comparing the responses of diatoms and macro-invertebrates to metals in upland streams of Wales and Cornwall. *Freshwater Biology* 47: 1752-1765.
- Ivorra N., Bremer S., Guasch H., Kraak M.H.S. & Admiraal W. 2000. Differences in the sensitivity of benthic microalgae to zinc and cadmium regarding biofilm development and exposure history. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 1332-1339.
- Janssens de Bisthoven L., Nuyts P., Goddeeris B. & Ollevier F. 1998. Sublethal parameters in morphologically deformed *Chironomus* larvae: clues to understanding their bioindicator value. *Freshwater Biology* 39: 179-191.
- Jongman R.H.G., Ter Braak C.J.F. & Van Tongeren O.F.R. 1987. *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudoc Wageningen. 274 p.
- Joosen S. 2007. *Accumulatie en effecten van zware metalen in vier vissoorten gevangen langs een pollutiegradiënt in de Dommel*. Thesis Bachelor in de Chemie, Karel de Grote-Hogeschool, Hoboken, 57 blz. + bijlagen.

- Karr J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21–27.
- Kelly M.G. & Whitton B.A. 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*. 7: 433-444.
- Kelly M.G., Penny C.J. & Whitton B.A. 1995. Comparative performance of benthic diatom indices used to assess river water quality. *Hydrobiologia* 302: 179-188.
- Kelly, M.G. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research*. 31: 236-242.
- Kelly M.G., Cazaubon A., Coring E., Dell'Uomo A., Ector L., Goldsmith B., Guasch H., Hürlimann J., Jarlman A., Kawecka B., Kwandrans J., Laugaste R., Lindstrøm E.-A., Leitao M., Marvan P., Padisák J., Pipp E., Prygiel J., Rott E., Sabater S., van Dam H. & Vizinet J. 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology* 10: 215-224.
- King L., Barker P. & Jones R.I. 2000. Epilithic algal communities and their relationship to environmental variables in lakes of the English Lake District. *Freshwater Biology* 45: 425-442.
- Kwandrans J., Eloranta P., Kawecka B. & Wojtan K. 1998. Use of benthic diatom communities to evaluate water quality in rivers of southern Poland. *Journal of Applied Phycology* 10: 193-201.
- Lange-Bertalot H. 1978. Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. *Archiv für Hydrobiologie Supplementum* 51: 393-427.
- Lange-Bertalot H. 1979. Pollution Tolerance of Diatoms as a Criterion for Water Quality Estimation. *Nova Hedwigia* 64: 268-304.
- László B., Szilágyi F., Szilágyi E., Heltai G. & Licskó I. 2007. Implementation of the EU Water Framework Directive in monitoring of small water bodies in Hungary, I. Establishment of surveillance monitoring system for physical and chemical characteristics for small mountain watercourses. *Microchemical Journal* 85: 65-71.
- Leclercq L. & Maquet B. 1987. Deux nouveaux indices diatomique et de qualité chimique des eaux courantes. Comparaison avec différents indices existants. *Cahiers de Biologie Marine* 28: 303-310.
- Lecoite C., Coste M. & Prygiel J. 1993. "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269/270: 509-513.
- Lenoir A & Coste M. 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French national water board network. In: Whitton B.A. & Rott E. Use of algae for monitoring rivers II. Institut for botanik, Austria: 29-43.
- Medley C.N. & Clements W.H. 1998. Responses of diatom communities to heavy metals in streams: The influence of longitudinal variation. *Ecological Applications* 8: 631-644.
- Meire P.M. & Dereu J. 1990. Use of the Abundance Biomass Comparison method for detecting environmental stress – some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. *Journal of Applied Ecology* 27: 210-223.
- Metcalf J.L. 1989. Biological Water Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities: History and Present Status in Europe. *Environmental Pollution* 60: 101-139.
- MIRA (2006) Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2006, Verspreiding van zware metalen. Maes J., Bierkens J., Provoost J., Den Hond E., Geuzens P., Van Volsem S., Desmedt M., Roekens E., Theuns I., De Cooman W., Clayes N, Demoulin, J, Eppinger R., Van Damme M., De Temmerman L., Goemans G., Belpaire C., Vandecasteele B., De Vos B., Van den Bulck S., Ceenaeme J., Dedecker D., De Naeyer F., Dries V., Gommeren E., Van Dijck W., Van Dyck E., D'Havé H., De Coen W. & Peeters B., Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieurapport.be.

- Morin S. 2006. Bioindication des effets des pollutions métalliques sur les communautés de diatomées benthiques. PhD thesis Université Bordeaux I. 301 p.
- Morin S., Vivas-Nogues M., Duong T., Boudou A. & Coste M. 2007. Dynamics of benthic diatom colonization in a cadmium/zinc-polluted river (Riou-Mort, France). *Archiv für Hydrobiologie* 168: 179-187.
- Nawrot T., Plusquin M., Hogervorst J., Roels H.A., Celis H., Thijs L., Vangronsveld J., Van Hecke E. & Staessen J.A. 2006. Environmental exposure to cadmium and risk of cancer: a prospective population-based study. *Lancet Oncology* 7: 119-126.
- Pagola-Carte S. 2004. ABC method and Biomass Size Spectra: what about macrozoobenthic biomass on hard substrata? *Hydrobiologia* 527: 163-76.
- Pielou E. C. 1975. *Ecological Diversity*. J. Wiley & Sons, New York.
- Potapova M. & Charles D.F. 2003. Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology* 48: 1311-1328.
- Prego R. & Cobelo-García A. 2003. Twentieth century overview of heavy metals in the Galician Rias (NW Iberian Peninsula). *Environmental Pollution* 121: 425-452.
- Prygiel J. & Coste M. 1993. The assessment of water quality in the Artois-Picardie water basin (France) by the use of diatom indices. *Hydrobiologia* 269/270: 343-349.
- Prygiel J. 1994. Comparaison de six indices diatomiques et deux indices invertébrés pour l'estimation de la qualité de l'eau de la rivière Sensée (France). *Ecologia Mediterranea* XX (1/2): 121-133.
- Prygiel J. & Coste M. 1995. Les diatomées et le diagnostic de la qualité des eaux courantes continentales : les principales méthodes indiciaires. *Vie Milieu* 45: 179-186.
- Prygiel J. & Coste M. 1996. Les diatomées et les indices diatomiques dans la réseaux de mesure de la qualité des cours d'eau français: historique et avenir. *Bulletin français de la Pêche et de la Pisciculture* 341/342: 65-79.
- Prygiel J., Carpentier P., Almeida S., Coste M., Druart C., Ector L., Guillard D., Honoré M., Iserentant R., Ledeganck P., Lalanne-Cassou C., Lesniak C., Mercier I., Moncaut P., Nazart M., Nouchet N., Peres F., Peeters V., Rimet F., Rumeau A., Sabater S., Straub F., Torrisi M., Tudesque L., Van de Vijver B., Vidal H., Vizinet J. & Zydek N. 2002. Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90-354): results of an intercomparison exercise. *Journal of Applied Phycology* 14: 27-39.
- Reid M.A., Tibby J.C., Penny D. & Gell P.A. 1995. The use of diatoms to assess past and present water quality. *Australian Journal of Ecology* 20: 57-64.
- Ruse L.P. 1996. Multivariate techniques relating macroinvertebrate and environmental data from a river catchment. *Water Research* 30: 3017-3024.
- Sabater S. 2000. Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, S-W. Spain, following a major mine tailings spill. *Journal of Applied Phycology* 12: 113-124.
- Schiefele S. & Schreiner C. 1991. Use of diatoms for monitoring nutrient enrichment, acidification and impact of salt in rivers in Germany and Austria. In: Whitton B.A., Rott E. & Friedrich G. *Use of Algae for Monitoring Rivers*. Institut für Botanik, Austria: 103-110.
- Schoeman F.R. & Haworth E.Y. 1984. Diatoms as Indicators of Pollution. Report on a workshop. In: Ricard M. *Proceedings Of the 8th International Diatom Symposium Paris*. Otto Koeltz Publications, Koenigstein.: 757-759.
- Sekiranda S. B. K., Okot-Okumu J., Bugenyi F. W. B., Ndawula L. M. & Gandhi P. 2004. Variation in composition of macro-benthic invertebrates as an indication of water quality status in three bays in Lake Victoria. *Uganda Journal of Agricultural Sciences* 9: 396-411.

- Sladeček V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archive für Hydrobiologie* 7: 1-218.
- Sladeček V. 1986. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 14: 555-566.
- Smits M. 2005. Vergelijking van bio-indicatoren voor de bepaling van de waterkwaliteit in een natuurlijk wateropensysteem Licentiaatverhandeling UIA. 98 p.
- Soininen J. & Könönen K. 2004. Comparative study of monitoring South-Finnish rivers and streams using macroinvertebrate and benthic diatom community structure. *Aquatic Ecology* 38: 63-75.
- Solà C., Burgos M., Plazuelo A., Toja J., Plans M. & Prat N. 2004. Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadamar River, SW Spain). *Science of the Total Environment* 333: 109-126.
- Stark J. D. 1998. SQMCI: a biotic index for freshwater macroinvertebrate coded-abundance data. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 32: 55-66.
- Steinberg C. & Schiefele S. 1988. Biological indication of trophy and pollution of running waters. *Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung* 21: 227-234.
- Stuijzand S.C., Jonker M.J., van Ammelrooy E. & Admiraal W. 1999. Species-specific responses to metals in organically enriched river water, with emphasis on effects of humic acids. *Environmental Pollution* 106: 115-121.
- Szabó K., Kissi K.T., Taba G. & Ács É. 2005. Epiphytic diatoms of the Tisza River, Kisköre Reservoir and some oxbows of the Tisza River after the cyanide and heavy metal pollution in 2000. *Acta Botanica Croatica* 64: 1-46.
- ter Braak C.J.F. & Prentice I.C. 1988. A theory of gradient analysis. *Advanced Ecological Research* 18: 271-317.
- ter Braak C.J.F. & Smilauer P. 1998. CANOCO reference manual and users' guide to CANOCO for Windows. Centre for Biometry, Wageningen.
- Thorne R.S.J. & Williams W.P. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology* 37: 671-686.
- Triest L., Adriaenssens V., Belpaire C., Breine J., D'heere E., Gabriels W., Goethals P., Simoens I. & De Pauw N. 2001a. Vergelijking van bio-indicatoren voor de ecologische evaluatie van waardevolle bovenstroomse beektrajecten. VLINA 00/08 rapport. Min. Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, D/2001/3241/335: 149pp., 39pp. annexen en 4 kaarten.
- Triest L., Kaur P., Heylen S. & De Pauw N. 2001b. Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe River (Brussels, Belgium). *Aquatic ecology* 35: 183-194.
- Van Dam H., Mertens A. & Sinkeldam J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28: 114-133.
- Van de Vijver B. & Beyens L. 1998. Diatoms and Water Quality in the Kleine Nete, a Belgian Lowland Stream. *Limnologia* 28: 145-152.
- Van de Vijver B., Beyens L., Vincke S. & Gremmen N. 2004. Moss-inhabiting diatom communities from Heard Island, sub-Antarctic. *Polar biology* 27: 532-543.
- Van der Werff A. 1955. A new method of concentrating and cleaning diatoms and other organisms. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 12: 276-277.
- VIWC (2001) De Europese kaderrichtlijn water: een leidraad. Vlaams Integraal Wateroverleg Comité, Brussel.
- Vlaamse Regering. 2000. Besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende vaststelling van het Vlaamse Reglement betreffende de milieuvergunning (Vlarem), zoals gewijzigd bij besluit van 17 juli 2000. Belgisch Staatsblad, 5 augustus 2000.

Walley W.J. & Hawkes H.A. 1996. A computer-based reappraisal of the Biological Monitoring Working Party scores using data from the 1990 River Quality Survey of England and Wales. *Water Research* 30: 2086-2094.

Walley W.J. & Hawkes H.A. 1997. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. *Water Research* 31: 201-210.

Warwick R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* 92: 557-562.

Warwick R.M. 1987. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. *Marine Biology* 95: 193-200.

Warwick R.M. & Clarke K.R. 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology* 118: 739-744.

Werner D. ed. 1977. *The Biology of Diatoms*, Botanical Monographs, University of California Press, v. 13, 498 p.

Woodiwiss F. S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry* 14: 443-447.

www.vmm.be. 2006. Gegevensdatabank Vlaamse Milieu Maatschappij.

Zelinka M. & Marvan P. 1961. Zur Praxisierung der biologischen Klassifikation des Rheinheit fliessender Gewässern. *Archive für Hydrobiologie* 19: 389-407.

Specifieke determinatiewerken voor macro-invertebraten

Bass J. 1998. Last-instar larvae and pupae of the Simuliidae of Britain and Ireland. *Freshwater Biological Association* 55. 101 p.

Brinkhurst R.O. 1963. A Guide for the Identification of British Aquatic Oligochaeta. *Freshwater Biological Association* 22. 52 p.

Carchini G. 1983. A Key to the Italian Odonate Larvae. *Societas Internationalis Odonatologica Rapid Communications (Supplements)* 1. 101 p.

Cranston P.S. 1982. A key to the British Orthoclaadiinae (Chironomidae). *Freshwater Biological Association* 45. 152 p.

De Pauw N. & Vannevel R. 1991. Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Stichting Leefmilieu, Antwerpen. 278 p.

Den Hertog C. 1962. De Nederlandse Platwormen (Tricladida). *Wetenschappelijke mededelingen van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging* 42. 40p.

Dresscher T.G.N. & Engel H. 1960. De Nederlandse Bloedzuigers (Hirudinea). *Wetenschappelijke mededelingen van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging* 39. 60p.

Drost M.B.P., Cuppen H.P.J.J., Van Nieukerken E.J. & Schreijer M. 1992. *De Waterkevers van Nederland*. Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging. 280 p.

Drost M.B.P. & Schreijer M. 1978. *Waterkevertabel*. Jeugdbondsuitgeverij. 222 p.

Edington J.M. & Hildrew A.G. 1995. Caseless Caddis Larvae of the British Isles. *Freshwater Biological Association* 53. 134 p.

Elliot J.M., Humpesch U.H. & Macan T.T. 1988. Larvae of the British Ephemeroptera. *Freshwater Biological Association* 49. 145 p.

- Elliot T.T. & Mann K.H. 1998. A key to the British Freshwater Leeches. Freshwater Biological Association 44. 72 p.
- Geijskens D.C. & Van Tol J. 1983. De libellen van Nederland (Odonata). Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging. 368 p.
- Gledhill T., Sutcliffe D.W. & Williams W.D. 1993. British Freshwater Crustacea Malacostraca. Freshwater Biological Association 52. 173 p.
- Heidemann H. & Seidenbusch R. 1993. Die Libellenlarven Deutschlands und Frankreichs. Handbuch für Exkurriensammler. 391 p.
- Langton P.H. 1991. A key to pupal exuviae of West Palearctic Chironomidae. Privately published, Huntingdon, 386 p.
- Macan T.T. 1994. A key to the British Fresh- and Brackish-Water Gastropods. Freshwater Biological Association 13. 44 p.
- Moller Pillot H.K.M. 1984. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). (Inleiding, Tanypodinae & Chironomini). Nederlandse Faunistische Mededelingen 1A: 1-277.
- Moller Pillot, H.K.M. 1984. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). (Orthocladiinae sensu lato). Nederlandse Faunistische Mededelingen 1B: 1-175.
- Moller Pillot H.K.M. & Buskens R.F.M. 1990. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Autecologie en verspreiding. Nederlandse Faunistische Mededelingen 1C: 1-87.
- Nieser N. 1982. De Nederlandse water- en oppervlakte wantsen. Wetenschappelijke mededelingen van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging 155. 78p.
- Norling U. & Sahlén G. 1997. Odonata, Dragonflies and Damselflies. Aquatic Insects of North Europe – A taxonomic Handbook 2. 65 p.
- Tachet H., Bournaud M. & Richoux P. 1980. Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces. Centre Régional de Documentation Pédagogique de l'Académie de Lyon. 156 p.
- Ulmer G. 1961. Trichoptera. Die Süßwasserfauna Deutschlands 5/6. 326 p.
- Wallace I.D., Wallace B. & Philipson G.N. 2003. Keys to the Case-Bearing Caddis Larvae of Britain and Ireland. Freshwater Biological Association 61. 259 p.

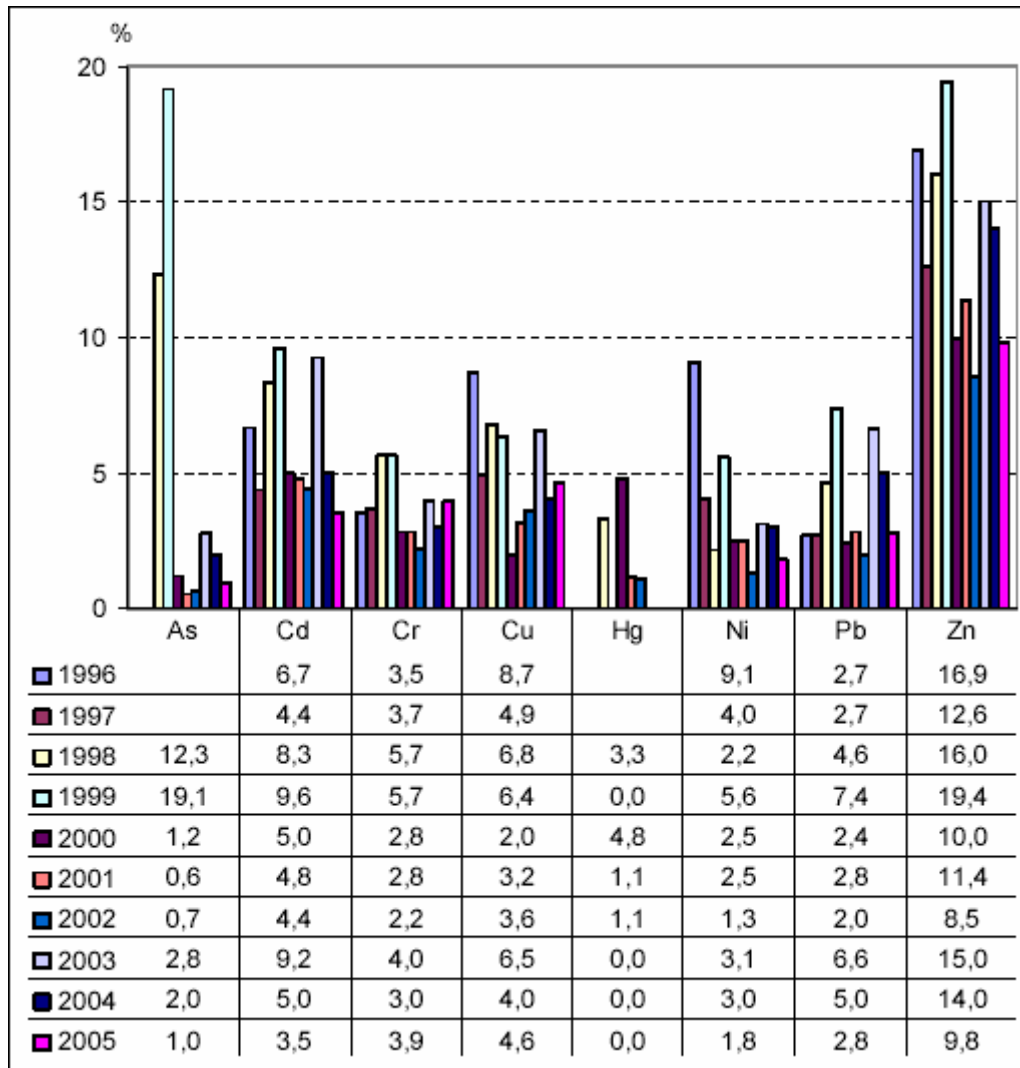
Specifieke determinatiewerken voor diatomeeën

- Håkansson H. 1993. Morphological and taxonomic problems in four *Cyclotella* species (Bacillariophyceae). Diatom Research 8: 309-316.
- Håkansson H. & Bailey-Watts A.E. 1993. A contribution to the taxonomy of *Stephanodiscus hantzschii* Grunow, a common freshwater planktonic diatom. Diatom Research 8: 317-332.
- Krammer K. 1992. Pinnularia. Eine Monographie der europäischen Taxa. In: Bibliotheca Diatomologica 26. J. Cramer, Berlin – Stuttgart. 353 p.
- Krammer K. 1997. Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 1. In: Bibliotheca Diatomologica 36. J. Cramer, Berlin – Stuttgart. 382 p.
- Krammer K. 1997. Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 2. In: Bibliotheca Diatomologica 37. J. Cramer, Berlin – Stuttgart. 469 p.
- Krammer K. 2000. The genus Pinnularia. In: Lange-Bertalot H. Diatoms of Europe 1. Koeltz Scientific Books, Königstein, Germany. 703 p.

- Krammer K. 2002. *Cymbella*. In: Lange-Bertalot H. *Diatoms of Europe 3*. Koeltz Scientific Books, Königstein, Germany. 584 p.
- Krammer K. 2003. *Cymbopleura, Delicata, Navicymbula, Gomphocymbellopsis, Afrocybella*. In: Lange-Bertalot H. *Diatoms of Europe 4*. Koeltz Scientific Books, Königstein, Germany. 530 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1986. *Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae*. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D. (eds) *Süßwasserflora von Mitteleuropa 2*. G. Fisher Verlag, Stuttgart. 876 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1988. *Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae*. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D. (eds) *Süßwasserflora von Mitteleuropa 2*. G. Fisher Verlag, Stuttgart. 596 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1991. *Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae*. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D. (eds) *Süßwasserflora von Mitteleuropa 2*. G. Fisher Verlag, Stuttgart. 576 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1991. *Bacillariophyceae 4. Teil: Achnantheaceae – Kritische ergänzungen zu Navicula (Lineolata) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1-4*. In: Ettl H., Gärtner G., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D. *Süßwasserflora von Mitteleuropa 2*. G. Fisher Verlag, Stuttgart. 437 p.
- Lange-Bertalot H. 1993. 85 Neue Taxa und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süßwasserflora von Mitteleuropa 2 (1-4). In: *Bibliotheca Diatomologica 27*. J. Cramer, Berlin – Stuttgart. 454 p.
- Lange-Bertalot H. 1997. *Frankophila, Mayamaea und Fistulifera: drei neue Gattungen der Klasse Bacillariophyceae*. *Archiv für Protisten Kunde* 148: 65-76.
- Lange-Bertalot H. 2001. *Navicula sensu stricto. 10 Genera Separated from Navicula sensu lato. Frustulia*. In: Lange-Bertalot H. *Diatoms of Europe 2*. Koeltz Scientific Books, Königstein, Germany. 526 p.
- Lange-Bertalot H. & Krammer K. 1987. *Bacillariaceae – Epithemiaceae - Surirellaceae*. In: *Bibliotheca Diatomologica 15*. J. Cramer, Berlin – Stuttgart. 289 p.
- Lange-Bertalot H. & Krammer K. 1989. *Achnanthes. Eine Monographie der Gattung*. In: *Bibliotheca Diatomologica 18*. J. Cramer, Berlin – Stuttgart. 393 p.
- Lange-Bertalot H. & Moser G. 1994. *Brachysira. Monographie der Gattung*. In: *Bibliotheca Diatomologica 29*. J. Cramer, Berlin – Stuttgart. 212 p.
- Meyer B. & Håkansson H. *Morphological variation of Cyclotella polymorpha sp. nov. (Bacillariophyceae)*. *Phycologia* 35: 64-69.
- Moser G., Lange-Bertalot H. & Metzeltin D. 1998. *Insel der Endemiten. Geobotanisches Phänomen Neukaledonien*. In: *Bibliotheca Diatomologica 38*. J. Cramer, Berlin – Stuttgart. 464 p.
- Nagumo T. 2003. *Taxonomic studies of the subgenus Amphora Cleve of the genus Amphora (Bacillariophyceae) in Japan*. In: *Bibliotheca Diatomologica 49*. J. Cramer, Berlin – Stuttgart. 265 p.
- Prygiel J. & Coste M. 2000. *Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomées NF T 90-354. Agences de l'Eau-Cemagref, 134 pages + clés d'identification + cédérom bilingue français-anglais TAX'IBD*.
- Van de Vijver B., Beyens L. & Lange-Bertalot H. 2004. *The Genus Stauroneis in the Arctic and (Sub-) Antarctic Regions*. In: *Bibliotheca Diatomologica 51*. J. Cramer, Berlin – Stuttgart. 317 p.
- Van de Vijver B., Frenot Y. & Beyens L. 2002. *Freshwater diatoms from Ile de la Possession (Crozet Archipelago, Subantarctica)*. In: *Bibliotheca Diatomologica 46*. J. Cramer, Berlin – Stuttgart. 412 p.

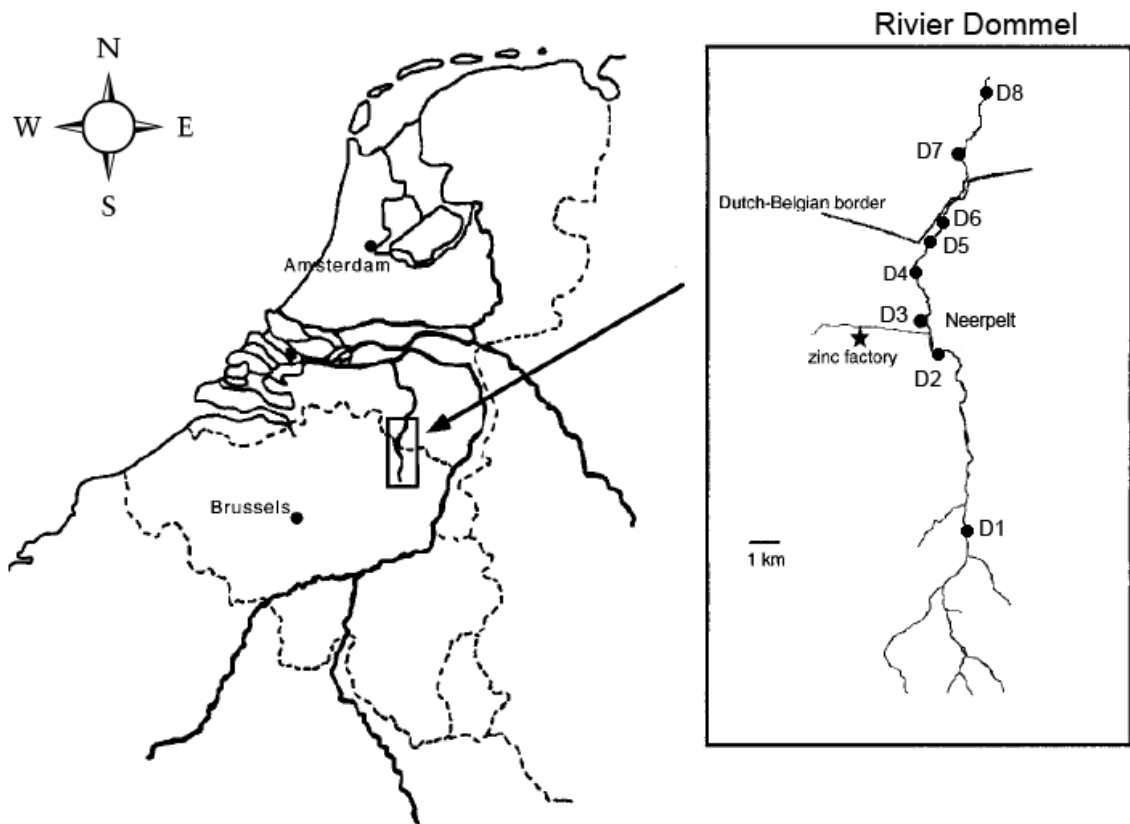
Bijlagen

Bijlage 1: Zware metalen



Figuur 1.1: Percentage van de meetplaatsen dat de basiskwaliteitsnorm voor zware metalen voor oppervlaktewater overschrijdt in Vlaanderen van 1996-2005 (MIRA Achtergronddocument 2006, Verspreiding van zware metalen).

Bijlage 2: Situering studiegebied



Figuur 2.1: Situering van de rivier de Dommel in Vlaanderen.

Uitvergroot de ligging van de 8 verschillende meetplaatsen op de rivier (naar Groenendijk *et al.*, 1999a).

Bijlage 3a: Situering meetplaatsen

Meetpunt	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8
Gemeente	Kleine Brogel	Neerpelt	Neerpelt	Neerpelt	Neerpelt	Neerpelt	Borkel (Ned)	Valkenswaard (Ned)
Lambert-Coördinaten	x = 224672 y = 207495	x = 223907 y = 213568	x = 223523 y = 214512	x = 223148 y = 216099	x = 223533 y = 217395	x = 223950 y = 218100	x = 225272 y = 221621	x = 225869 y = 225014
Omschrijving	Tussen weg en woning (galerie Daelhoxent) opw weg	Haagdoorn, afw brug, opw rioolmondung	500m afw kanaal Bocholt Herentals, afw brug	Natuur Educatie Centrum (NEC) De Wulp, opw brug	Inkom natuurreserveaat Hageven, afw brug	Grote Heide, thv natuurreserveaat Hageven, afw brug	100m opw brug, waar bodem nog niet verhard is	Denderbergse Molen, einde kanoplaats, opw weg
Voornaamste waterplanten	<i>Potamogeton natans</i> , <i>Callitriche</i> sp., <i>Sparganium</i> sp.	<i>Potamogeton natans</i> , <i>Callitriche</i> sp., <i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Callitriche</i> sp., <i>Sparganium</i> sp.	<i>Potamogeton natans</i> , <i>Potamogeton trichoides</i>	<i>Potamogeton natans</i> , <i>Callitriche</i> sp., <i>Elodea nutalii</i> , <i>Lemna minor</i> , <i>Myriophyllum aquaticum</i>	<i>Potamogeton natans</i> , <i>Callitriche</i> sp., <i>Myriophyllum aquaticum</i>	<i>Potamogeton natans</i> , <i>Elodea nutalii</i> ,	<i>Elodea nutalii</i>
Diatomeeënsubstraat	Steen	Steen	Hout	Beton	Steen	Steen	Beton	Hout
Positie t.o.v. vervuiling	Opwaarts	Opwaarts	Afwaarts	Afwaarts	Afwaarts	Afwaarts	Afwaarts	Afwaarts
Meetplaatsnr. VMM	93000	92100	91700	E001523	E001065	91000	E003575	E003576
BBI VMM 2005	8	6	-	-	-	6	-	-
Gem. Cd 2005 (µg/l) [A<1]	0,73	0,73	-	-	-	9,15	-	-
Gem. Zn 2005 (µg/l) [A<200]	91,58	91,58	-	-	-	384,77	-	-
Gem. Cu 2005 (µg/l) [A<50]	3,34	4,22	-	-	-	12,07	-	-
Gem. Pb 2005 (µg/l) [A<30]	6,00	6,42	-	-	-	11,72	-	-

Tabel 3.1: Situering meetplaatsen.

Situering en omschrijving van de 8 verschillende meetplaatsen op onze studierivier de Dommel.

Gem. ZM 2005: Gemiddelde concentratie van bepaald zwaar metaal in 2005 op één van de drie meetpunten die ook in het meetnet van de VMM zijn opgenomen (www.VMM.be, 2006).

[A]: absolute norm (Vlaamse regering, 2000). De andere punten van deze studie worden ook door de VMM gebruikt in het kader van een project rond de sanering van de Dommel.

Bijlage 3b: Foto's meetplaatsen



Meetplaats 1 (D1): Kleine Brogel – Galerie Daelhoxent



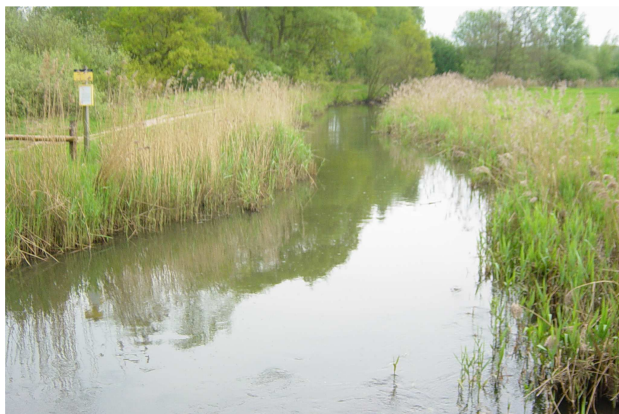
Meetplaats 2 (D2): Neerpelt – Tegen RWZI



Meetplaats 3 (D3): Neerpelt – Ongeveer 1km stroomafwaarts kanaal



Meetplaats 4 (D4): Neerpelt – NEC De Wulp



Meetplaats 5 (D5): Neerpelt – Natuurgebied Hageven 1



Meetplaats 6 (D6): Neerpelt – Natuurgebied Hageven 2



Meetplaats 7 (D7): Borkel – Stroomopwaarts brug



Meetplaats 8 (D8): Valkenswaarde –
Denderbergse Molen; eindpunt kanoplaats

Bijlage 4a: Fysisch-chemische toestand van het water per staal

Staal	Temperatuur (°C) [A<25]	pH [6,5<A<8,5]	Conductiviteit (mS/cm) [A<1000]	Opgeloste zuurstof (mg/l) [A>5]	Opgeloste zuurstof (%)	Totale Stikstof (mg/l) [A<10]	Ammonium (mg/l) [A<5]	Orthofosfaat (mg/l) [A<0,3]	Sulfaat (mg/l) [A<250]	Chloride (mg/l) [A<200]	Chroom (µg/l) [A<50]	Nikkel (µg/l) [A<50]	Koper (µg/l) [A<50]	Zink (µg/l) [A<200]	Arseen (µg/l) [A<30]	Cadmium (µg/l) [A<1]	Lood (µg/l) [A<30]	TE _w (µg/l)
D1A	13,2	6,68	299	8,34	84,6	4,10	0,13	0,08	42	30	0,24	10,22	1,15	36,02	1,06	0,08	0,39	0,54
D2A	15,9	6,88	337	8,11	84,7	3,60	0,45	0,08	41	32	0,40	10,54	1,54	20,86	1,32	0,02	0,12	0,43
D3A	17,5	7,09	1575	6,12	68,5	3,90	0,74	0,26	216	246	0,65	10,97	2,27	118,85	5,89	1,02	0,91	2,12
D4A	17,2	7,01	1465	5,12	56,4	4,10	0,30	0,15	204	232	0,49	9,70	2,43	103,79	5,76	0,88	0,61	1,86
D5A	17,9	6,93	1296	5,31	57,8	3,90	0,21	0,11	187	205	0,47	8,30	1,85	82,59	6,95	0,77	0,63	1,65
D6A	17,2	7,05	1313	5,70	61,8	4,05	0,20	0,10	186	207	0,40	7,62	1,98	78,86	5,90	0,56	0,64	1,37
D7A	17,5	7,28	1249	7,83	84,7	3,70	0,16	0,10	179	194	0,29	8,01	1,26	46,70	4,93	0,28	0,37	0,88
D8A	17,5	7,28	1224	7,61	83,7	3,40	0,12	0,09	175	190	0,37	8,94	1,69	51,10	5,46	0,55	0,30	1,22
D1B	14,7	6,86	320	7,56	86,2	4,80	0,20	0,03	33	40	0,18	13,40	1,45	33,66	0,59	0,08	0,01	0,57
D2B	15,9	7,08	361	7,95	90,6	4,90	0,10	0,03	43	43	0,17	8,96	0,81	14,29	0,70	0,01	ND	0,30
D3B	17,3	7,24	1033	7,80	88,6	5,70	0,60	0,23	167	188	0,31	10,13	4,01	95,17	3,27	1,60	0,00	2,48
D4B	17,1	7,19	1038	7,98	89,8	4,45	0,40	0,14	140	159	0,35	9,46	2,62	60,32	4,46	1,01	1,51	1,76
D5B	17,1	7,08	1031	7,22	81,0	4,40	0,30	0,10	175	220	0,26	10,32	2,54	70,29	6,56	1,16	0,01	2,00
D6B	17,2	7,08	1344	7,75	87,7	5,50	0,26	0,08	210	256	ND	5,03	1,18	32,11	2,86	0,38	ND	0,76
D7B	17,3	7,20	1299	7,69	87,0	5,10	0,18	0,08	195	232	0,12	8,93	1,50	42,60	3,91	0,36	ND	0,92
D8B	17,5	7,29	1256	7,72	87,4	6,10	0,09	0,07	206	257	0,40	11,10	1,99	61,41	5,88	0,64	0,03	1,41
D1C	11,0	6,75	402	3,61	32,4	4,80	1,00	0,06	50	48				108,93		0,15		0,70
D2C	9,8	6,94	350	5,52	53,4	4,50	0,23	0,10	47	37				84,26		0,11		0,53
D3C	12,1	7,11	1183	5,56	54,1	4,90	0,91	0,22	183	167				135,03		0,79		1,47
D4C	11,9	7,09	1250	4,75	45,8	4,70	0,91	0,19	191	174				136,08		0,42		1,10
D5C	12,0	7,12	1282	4,26	39,0	4,40	1,40	0,15	196	180				136,37		0,60		1,29
D6C	11,8	7,08	1254	5,25	50,6	4,50	0,91	0,12	197	171				149,59		0,82		1,57
D7C	11,6	7,21	1223	4,70	43,0	4,25	0,18	0,08	188	170				133,95		0,34		1,01
D8C	11,4	7,37	1226	5,78	52,3	4,10	ND	0,06	188	171				129,61		1,06		1,71
D1D	7,8	6,71	288	9,02	77,0									79,01		0,34		0,73
D2D	8,2	6,78	265	6,04	50,3									93,10		0,42		0,88
D3D	8,8	6,87	600	8,27	75,6									108,36		0,50		1,04
D4D	8,8	6,77	590	4,95	42,8									118,69		1,52		2,12
D5D	8,9	6,78	568	5,08	45,0									141,30		1,66		2,36
D6D	8,8	6,79	563	4,48	38,3									128,13		1,98		2,62
D7D	8,5	6,75	532	6,66	56,9									140,33		1,91		2,61
D8D	8,9	6,74	488	4,04	34,4									116,14		1,87		2,45

Tabel 4.1: Fysisch-chemische toestand van het water per staal.

A: 09/08/06, B: 26/09/06, C: 09/11/06, D: 12/12/06, ND: Niet Detecteerbaar, [A]: absolute norm (Vlaamse regering, 2000), TE_w: Toxische eenheden gebaseerd op absolute norm.

Concentraties Zn en Cd van extra staalname 24/01/07 worden onder C weergegeven.

Bijlage 4b: Fysisch-chemische toestand van het sediment per staal

Staal	Korrelgrootte (%)			pH	Opgeloste zuurstof (mg/l)	Opgeloste zuurstof (%)	TOC (mgC/kg)	Stikstof (mg/kg)	Fosfor (mg/kg)	Chroom (mg/kg) [BC:13]	Nikkel (mg/kg) [BC:9]	Koper (mg/kg) [BC:9]	Zink (mg/kg) [BC:115]	Arseen (mg/kg) [BC:21]	Cadmium (mg/kg) [BC:0,40]	Lood (mg/kg) [BC:21]	TE _a (mg/kg)
	Kor<2	Kor>2<63	Kor>63														
D1	0,45	1,30	98	7,48	8,52	74,9	5,9	450	1120	0,46	12	4,7	119	25	1,1	7,4	7,22
D2	0,46	1,70	98	7,33	7,49	66,7	7,8	534	962	2,4	13	11,0	173	19	0,92	16,0	8,32
D3	0,09	1,40	98	7,48	6,41	59,5	5,2	381	816	6,2	6,8	15,0	311	17	7,5	31,0	26,64
D4	0,56	1,80	98	7,16	6,07	56,1	4,5	299	782	6,4	4,8	12,0	292	23	18	27,0	52,28
D5	3,10	5,90	91	7,12	6,55	57,7	19,0	1580	2440	12	15	68,0	1040	162	41	202,0	139,02
D6	0,42	1,60	98	6,97	6,16	53,9	2,8	231	376	3,2	4,5	7,7	208	16	11	27,0	32,36
D7	0,42	0,52	99	7,46	6,68	58,8	1,9	187	373	2,5	4	6,1	145	19	12	16,0	34,24
D8	0,40	1,60	98	7,47	7,64	66,4	6,1	446	477	2,7	6,5	9,4	266	20	22	23,0	61,34

Tabel 4.2: Fysisch-chemische toestand van het sediment per staal.

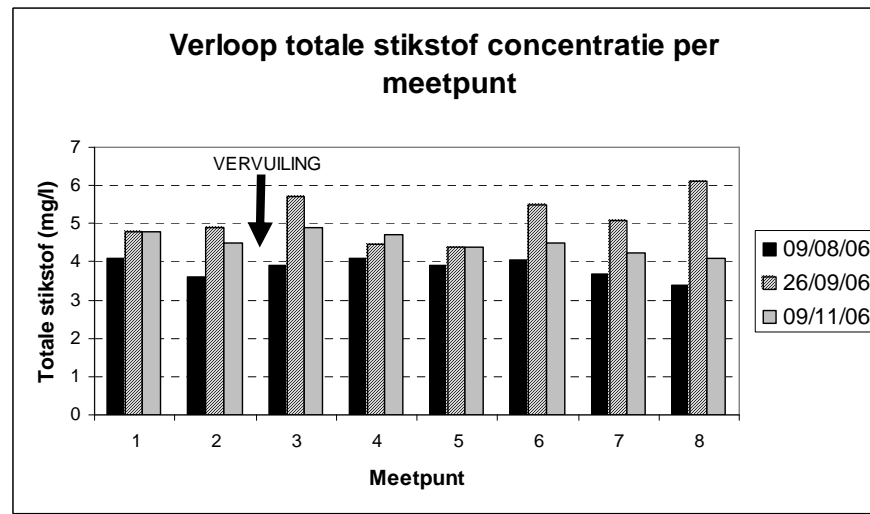
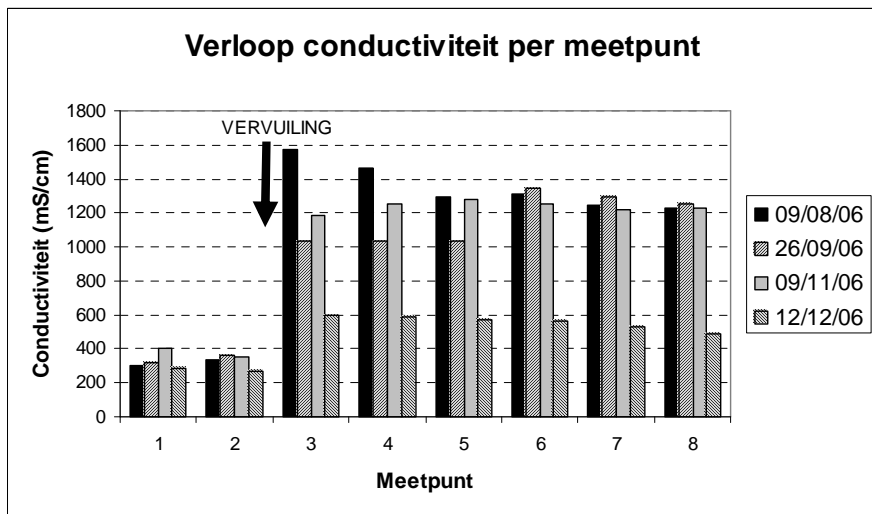
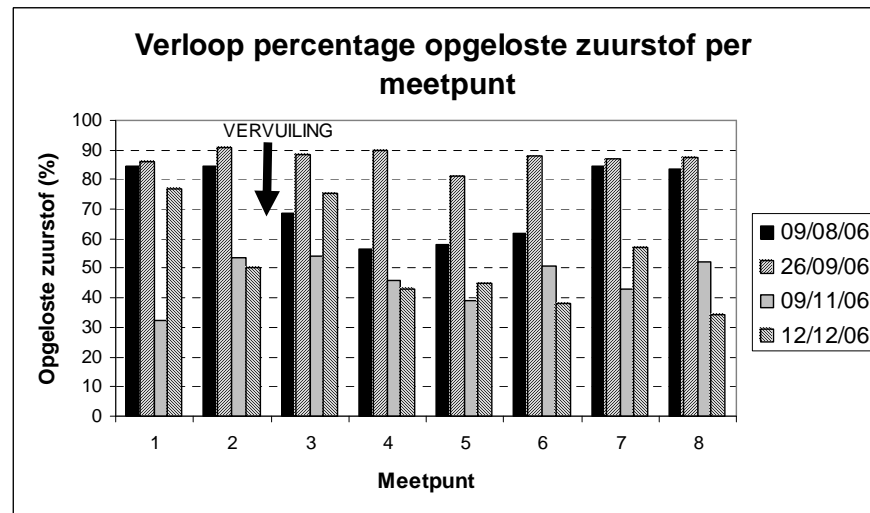
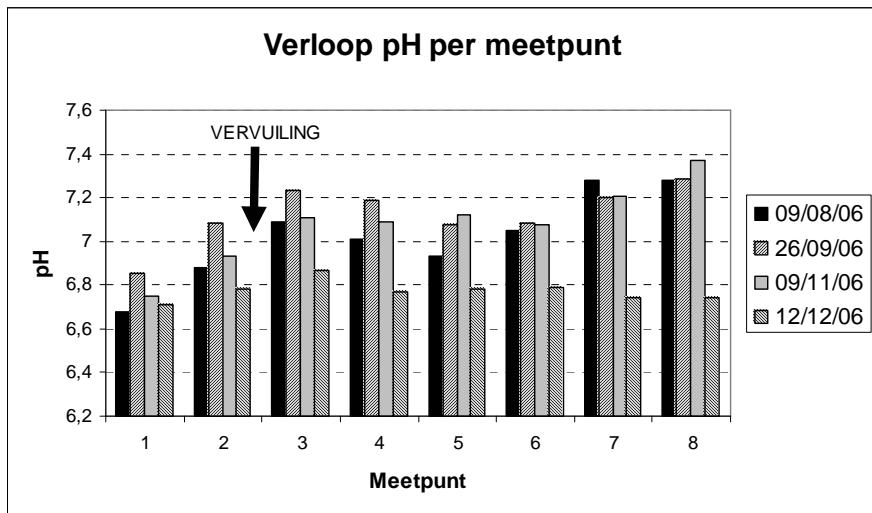
Alle stalen werden genomen op respectievelijk 13/11/2006 en 20/11/2006.

TOC: Totaal Organische Koolstof.

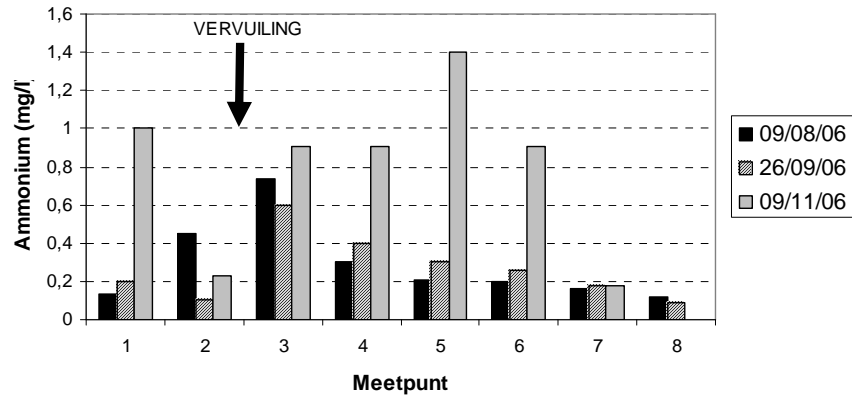
[BC]: Achtergrondconcentratie (De Cooman *et al.*, 1998).

TE_a: Toxische eenheden gebaseerd op achtergrondconcentratie.

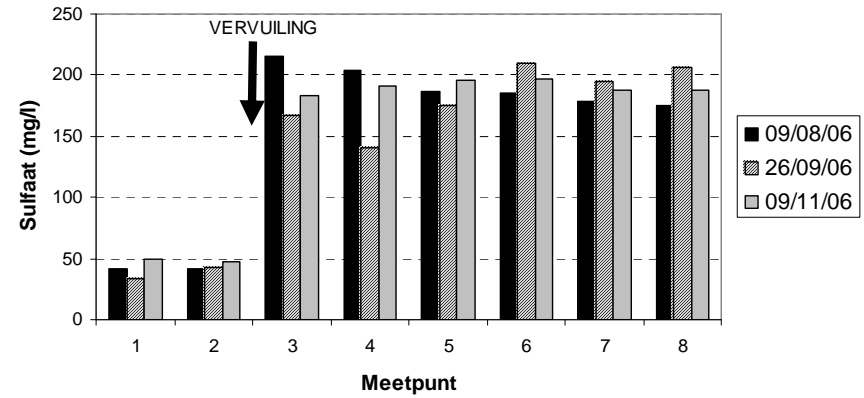
Bijlage 5a: Verloop van de fysisch-chemische variabelen van de waterstalen



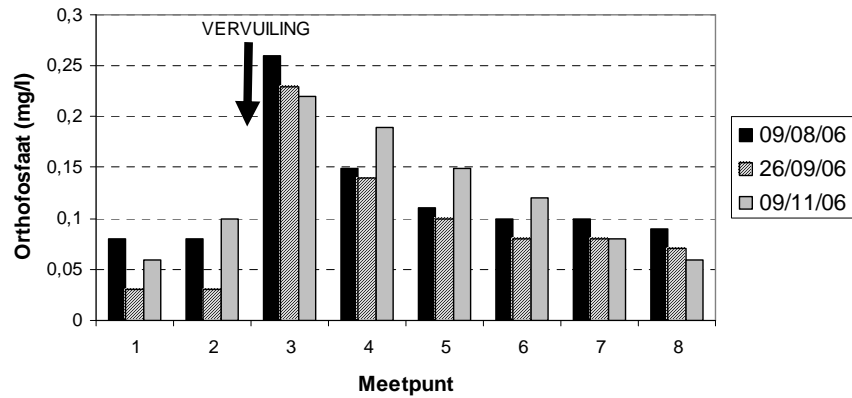
Verloop ammonium concentratie per meetpunt



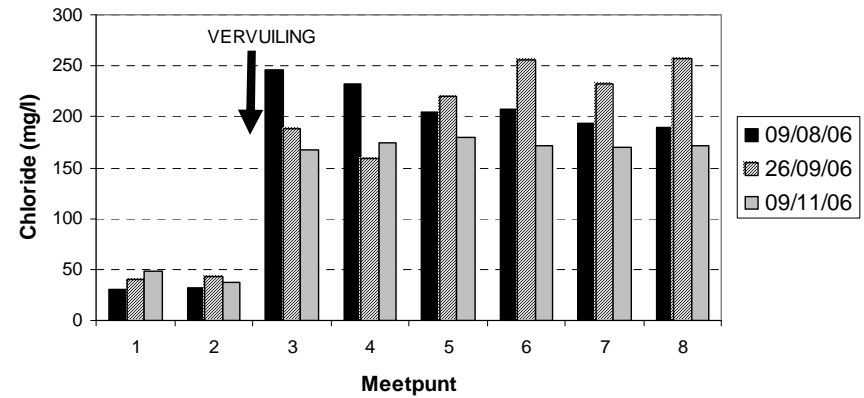
Verloop sulfaat concentratie per meetpunt

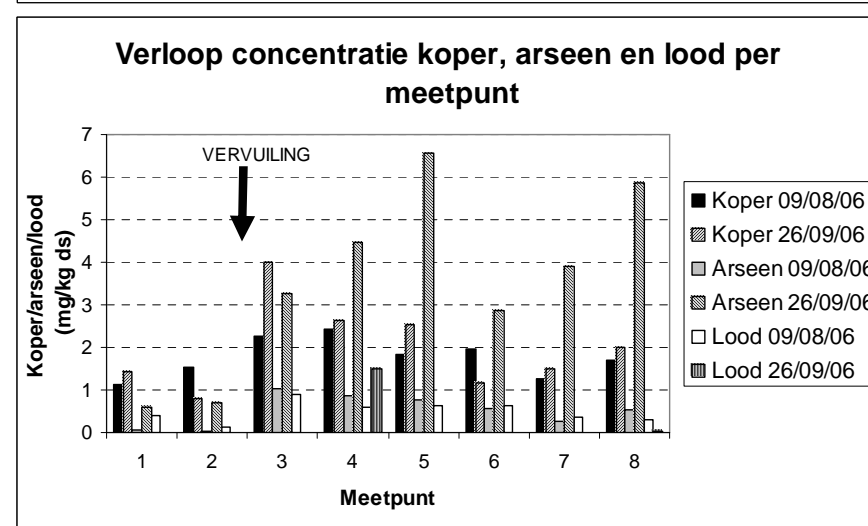
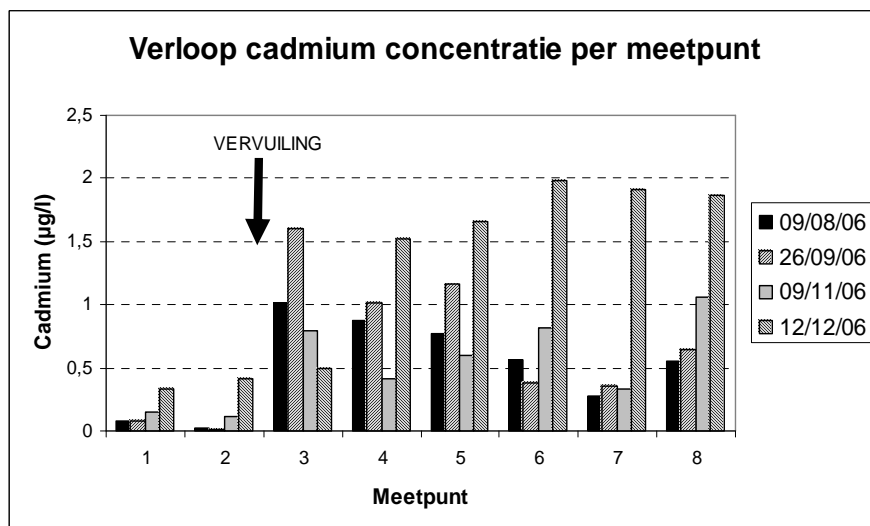
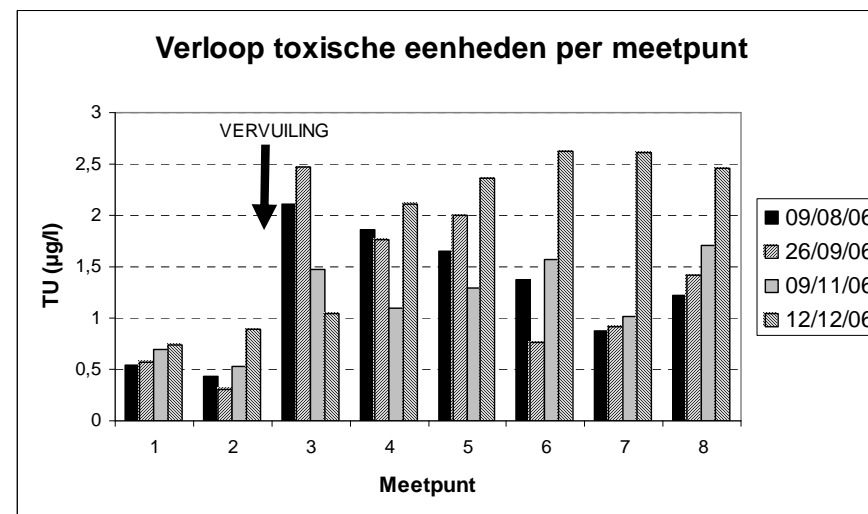
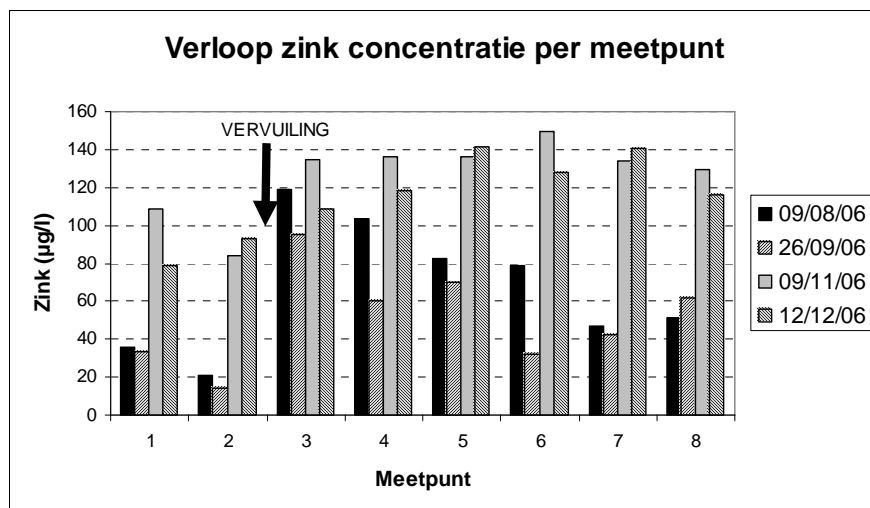


Verloop orthofosfaat concentratie per meetpunt



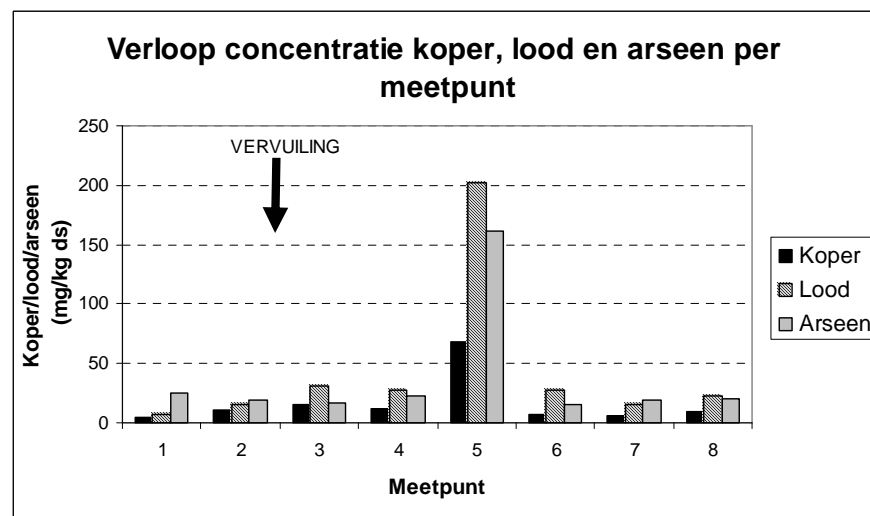
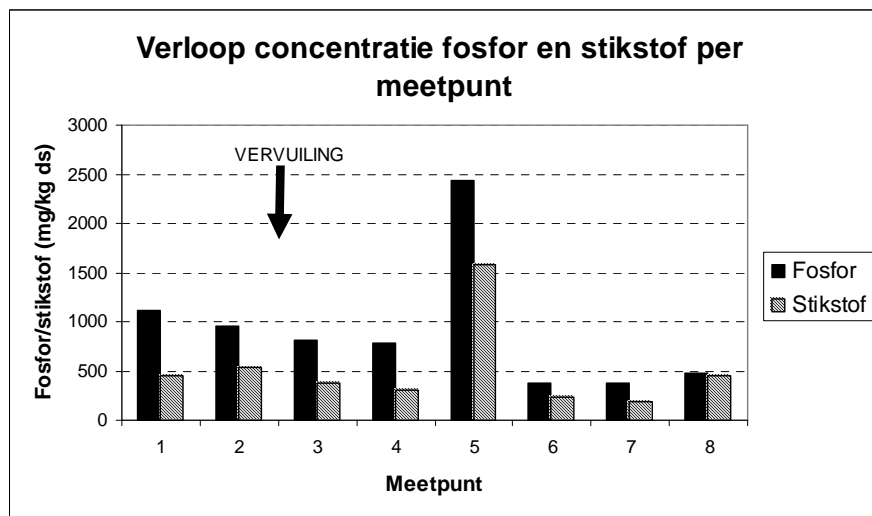
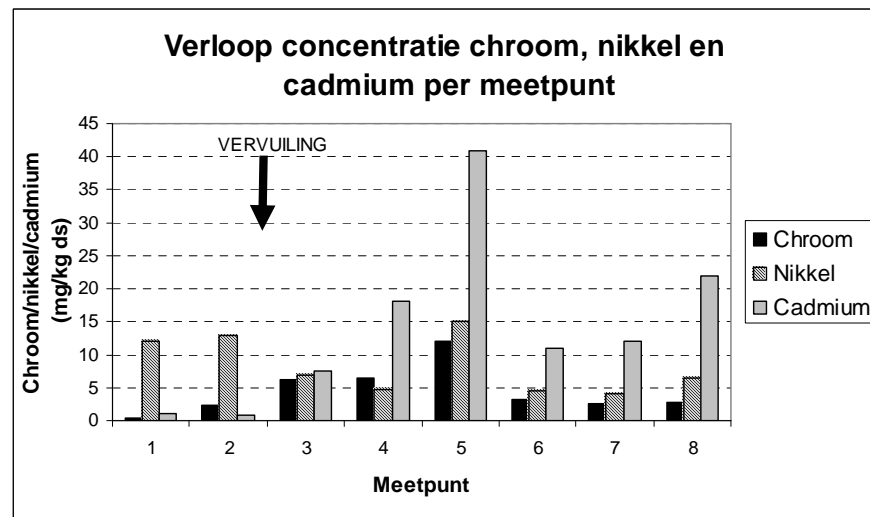
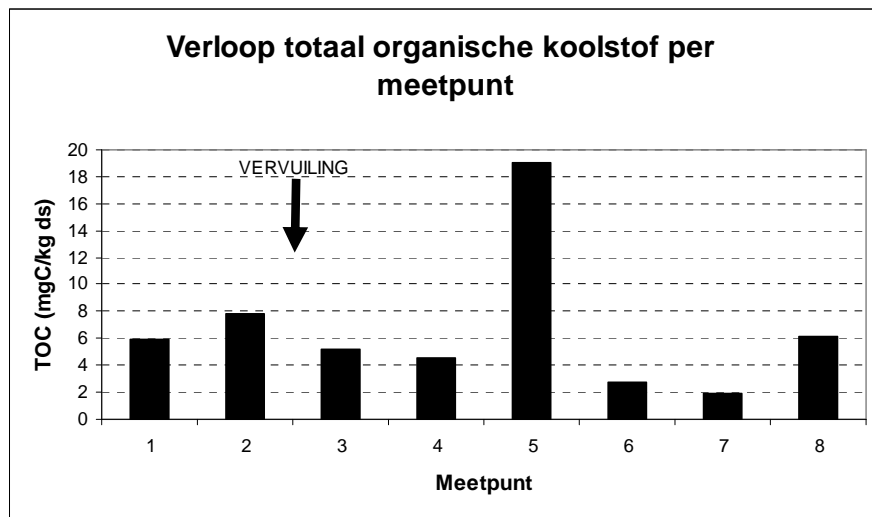
Verloop chloride concentratie per meetpunt

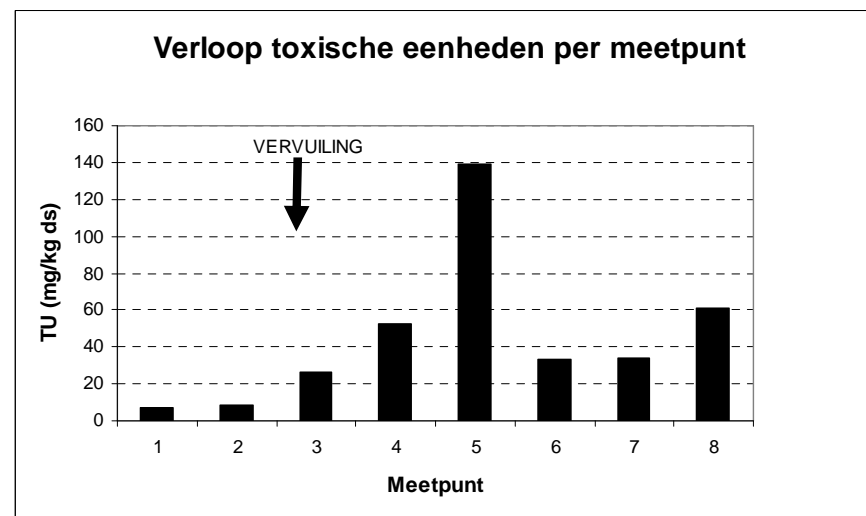
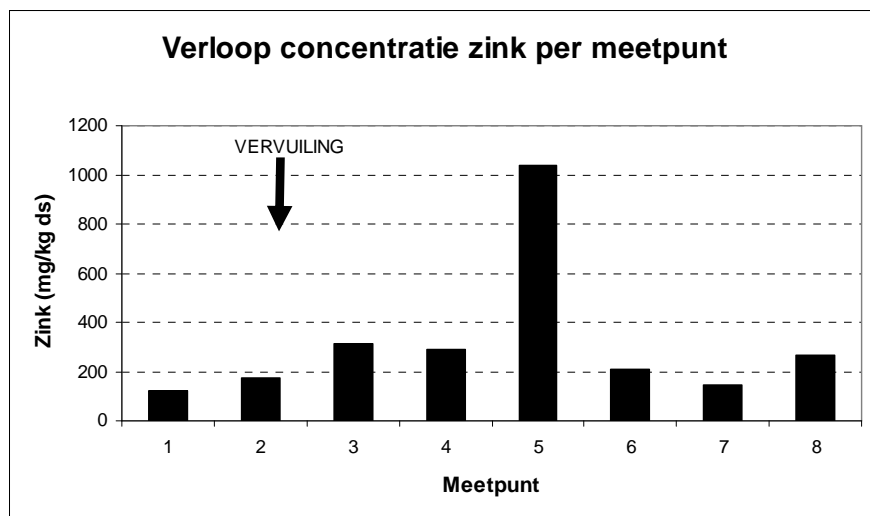




Figuur 5.1: Verloop van de verschillende fysisch-chemische variabelen van de waterstalen per meetpunt en per staalname op de Dommel.
De zwarte pijl geeft aan waar de vervuiling door zware metalen via de Eindergatloop in de Dommel stroomt.

Bijlage 5b: Verloop van de fysisch-chemische variabelen van de sedimentstalen





Figuur 5.2: Verloop van de verschillende fysisch-chemische variabelen van de sedimentstalen per meetpunt op de Dommel.
 De zwarte pijl geeft aan waar de vervuiling door zware metalen via de Eindergatloop in de Dommel stroomt.

Bijlage 6a: Telling Macro-invertebraten

Staal	D1A	D2A	D3A	D4A	D5A	D6A	D7A	D8A	D1B	D2B	D3B	D4B	D5B	D6B	D7B	D8B	D1D	D2D	D3D	D4D	D5D	D6D	D7D	D8D
Macro-invertebraten (relatief)																								
AMPHIPODA																								
<i>Gammarus pulex</i>	42,0	2,3					2,4		20,0						10,0		8,1	0,6				52,0	6,8	11,1
ISOPODA																								
<i>Asellus aquaticus</i>	26,3	13,6	8,4	4,1	59,8	31,8	38,5	12,9		16,3		1,7	15,5				31,5	34,7	18,0	0,6	6,8		18,8	14,6
DECAPODA																								
<i>Orconectes limosus</i>																					0,3			
TRICHOPTERA																								
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	1,5	9,1	4,7			0,1	18,2	2,2	20,0	1,2			0,7				0,8	2,0	3,6	0,4		0,9	24,8	14,6
<i>Leptocerus interruptus</i>	0,7	0,3					0,3	4,3									0,2	0,3						0,7
<i>Allogamus auricollis</i>	0,1																							
Onbekende familie kokerjuffers							0,3																	
DIPTERA																								
<i>Chironomus</i> (gr. thummi-plumosus)					0,1															2,8				
tr. Chironomini	0,1	2,9	1,5	0,8			5,5	6,5				0,1	0,7			33,3	0,3		0,2	0,1				0,7
tr. Tanytarsini	0,2	6,2	4,9	0,3	0,3	0,2		3,2									0,1	1,2	0,8	0,4				
sF. Diamesinae	4,2	2,6	0,6														1,4	0,6	3,4					
sF. Tanypodinae	1,8	6,8	4,7	1,0	0,4			8,6									2,2	1,6	0,2			0,9		
sF. Orthocladiinae		0,3																						
F. Limoniidae	5,0	3,6															0,1							
F. Simuliidae	5,7	10,7	36,7	2,3	0,1		1,8						1,4				0,2	1,3						
F. Ceratopogonidae	0,1																		0,4					
F. Athericidae																								0,7
EPHEMEROPTERA																								
<i>Baetis rhodani</i>	0,3	9,4	2,4				0,9	1,1																
<i>Cloeon dipterum</i>		0,3																						
ODONATA																								
<i>Calopteryx splendens</i>		1,3	0,4				0,6	10,8									0,1	3,1		0,1			5,1	18,8
<i>Lestes viridis</i>		0,3	0,4	0,5	0,1	0,1		1,1				0,4										0,4		
HEMIPTERA																								
<i>Sigara semistriata</i>					2,6	0,1		23,7																
<i>Micronecta</i> sp.								2,2																
Onbekende F. wantsen							0,9																	

Staal	D1A	D2A	D3A	D4A	D5A	D6A	D7A	D8A	D1B	D2B	D3B	D4B	D5B	D6B	D7B	D8B	D1D	D2D	D3D	D4D	D5D	D6D	D7D	D8D
COLEOPTERA																								
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>	0,1	0,3																						
<i>Peltodytes caesus</i>					1,5	0,6	4,2	1,1																
MEGALOPTERA																								
<i>Sialis lutaria</i>	0,1							1,1									0,7							
ACARI																								
<i>O. Hydracarina</i>	3,6	7,5				0,2	9,7	15,1									0,1	0,1						
HIRUDINEA																								
<i>Helobdella stagnalis</i>	0,1	1,9	9,0	7,7	5,7	1,7	0,9			2,3		1,5	3,5		10,0		0,1	3,6			0,2	5,8	0,9	5,6
<i>Glossiphonia complanata</i>	0,5				0,3	0,2	0,3										0,1		0,2		0,2			
<i>Theromyzon tessulatum</i>					0,1		0,6	1,1											2,5					
<i>Erpobdella octoculata</i>	0,4	1,0	1,5	2,3	2,6	1,6	2,4			1,2		0,7	1,4				0,4	1,6	0,8	0,4	7,9	4,9	0,9	1,4
<i>Erpobdella testacea</i>		0,6		0,3	1,3	0,5	0,6											0,9	0,2	1,0	0,8	0,9	0,9	1,4
OLIGOCHAETA																								
F. Tubificidae	2,1	6,2	18,9	77,3	5,9	60,6	7,0	3,2	60,0	79,1	97,6	94,9	69,7	100	80,0	66,7	53,4	48,1	66,5	96,4	83,1	34,1	40,2	30,6
F. Lumbricidae																	0,1							
PLATHELMINTHES																								
<i>Dugesia lugubris</i>	1,0			2,8	2,5	0,3	3,0					0,2	1,4					0,4		0,1				
<i>Polycelis hepta</i>					2,2		1,1																	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>					0,9	0,4							0,7							0,1	0,3		1,7	
MOLLUSCA																								
<i>Lymnaea peregra</i>				0,3	3,2	0,1						0,1												
<i>Lymnaea truncatula</i>													1,4											
<i>Planorbis contortus</i>					0,3	0,2																		
<i>Gyraulus laevis</i>		0,3										2,4	0,1											
<i>Physa acuta</i>		2,3	5,8	0,3									0,2						0,6					
<i>Physa fontinalis</i>					4,7	0,6	1,8	1,1													0,8			
<i>Segmentina complanata</i>																								
<i>Sphaerium</i> sp.	3,9				5,1	0,9						0,1	3,5				0,3							
Totaal # macro-invertebraten	912	308	466	388	682	1287	330	93	5	86	41	1338	142	107	10	3	1069	689	528	668	646	223	117	144

Tabel 6.1: Telling macro-invertebraten.

Abundanties (in percentage) van de verschillende gevonden taxa macro-invertebraten per staal. A: 09/08/06, B: 26/09/06, D: 12/12/06. Stalen A en D omvatten de totale macro-invertebraat gemeenschap en werden gebruikt voor het berekenen van de waterkwaliteitsindices. Staal B omvat sedimentstaal met enkel bentische macro-invertebraten en werd gebruikt voor toepassing van de ABC-methode.

Bijlage 6b: Tellijst macro-invertebraten per substraatzak (staal D)

Staal	D1Da	D1Db	D1Dc	D2Da	D2Db	D2Dc	D3Da	D3Db	D3Dc	D4Da	D5Da	D5Db	D6Da	D6Db	D7Da	D7Db	D7Dc	D8Da	D8Db	D8Dc
Macro-invertebraten (relatief)																				
AMPHIPODA																				
<i>Gammarus pulex</i>	19,5	14,5	4,6	2,3		0,2							61,5	37,5		0,3	12,5	10,0	2,5	17,2
ISOPODA																				
<i>Asellus aquaticus</i>	50,6	66,7	21,9	51,9	81,5	18,6	5,2	24,6	26,0	0,6	12,2	6,0			13,6	25,6	16,1	25,0	10,0	10,9
DECAPODA																				
<i>Orconectes limosus</i>											2,2									
TRICHOPTERA																				
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	0,6	3,4	0,5	7,0		1,1		8,9	1,4	0,4				2,3	9,1	30,8	26,8	5,0	22,5	15,6
<i>Leptocerus interruptus</i>		0,9	0,1			0,4														1,6
<i>Allogamus auricollis</i>																				
Onbekende familie kokerjuffers																				
DIPTERA																				
<i>Chironomus</i> (gr. thummi-plumosus)							0,5	1,0	8,2											
tr. Chironomini	0,6		0,3						0,7	0,1								2,5		
tr. Tanytarsini		0,9		6,2				1,0	1,4	0,4										
sF. Diamesinae	1,7		1,5			0,9	3,7	3,1	3,4											
sF. Tanypodinae	0,6	5,1	2,1	3,9		1,3		0,5						2,3						
sF. Orthoclaadiinae																				
F. Limoniidae		0,9																		
F. Simuliidae			0,3			2,0														
F. Ceratopogonidae								1,4												
F. Athericidae																				1,6
EPHEMEROPTERA																				
<i>Baetis rhodani</i>																				
<i>Cloeon dipterum</i>																				
ODONATA																				
<i>Calopteryx splendens</i>			0,1	3,9		3,5				0,1						2,6	8,9		37,5	18,8
<i>Lestes viridis</i>													0,7							
HEMIPTERA																				
<i>Sigara semistriata</i>																				
<i>Micronecta</i> sp.																				
Onbekende F. wantsen																				

Staal	D1Da	D1Db	D1Dc	D2Da	D2Db	D2Dc	D3Da	D3Db	D3Dc	D4Da	D5Da	D5Db	D6Da	D6Db	D7Da	D7Db	D7Dc	D8Da	D8Db	D8Dc
COLEOPTERA																				
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>																				
<i>Peltodytes caesus</i>																				
MEGALOPTERA																				
<i>Sialis lutaria</i>			1,0																	
ACARI																				
O. Hydracarina			0,1			0,2														
HIRUDINEA																				
<i>Helobdella stagnalis</i>		0,9				5,5					1,1		5,2	6,8		2,6		20,0		
<i>Glossiphonia complanata</i>	0,6						0,5					0,2								
<i>Theromyzon tessulatum</i>							3,7	1,6	2,1											
<i>Erpobdella octoculata</i>	1,1	0,9	0,1		3,7	1,6	2,1			0,4	36,7	3,2	3,7	6,8		2,6			5,0	
<i>Erpobdella testacea</i>					0,9	1,1		0,5		1,0	3,3	0,4	3,7	6,8		2,6			5,0	
OLIGOCHAETA																				
F. Tubificidae	24,1	6,0	67,1	24,8	13,9	63,0	83,8	57,6	55,5	96,4	45,6	89,2	27,4	44,3	77,3	30,8	32,1	37,5	17,5	34,4
F. Lumbricidae	0,6																			
PLATHELMINTHES																				
<i>Dugesia lugubris</i>			0,7							0,1										
<i>Polycelis hepta</i>																				
<i>Dendrocoelum lacteum</i>										0,1		0,4					3,6			
MOLLUSCA																				
<i>Lymnaea peregra</i>																				
<i>Lymnaea truncatula</i>																				
<i>Planorbis contortus</i>																				
<i>Gyraulus laevis</i>																				
<i>Physa acuta</i>							0,5	1,0												
<i>Physa fontinalis</i>											1,1	0,7								
<i>Segmentina complanata</i>																				
<i>Sphaerium</i> sp.			0,4																	
Totaal # macro-invertebraten	174	117	778	129	108	452	191	191	146	668	92	554	135	88	22	39	56	40	40	64

Tabel 6.2: Telling macro-invertebraten per substraatzak (staal D: 12/12/2006)

Abundanties (in percentage) van de verschillende gevonden taxa macro-invertebraten per substraatzak van staal D. Elk staal bevat 3 substraatzakken. In staal 4 werd hier slecht één zak van teruggevonden, bij stalen 5 en 6 werden twee zakken teruggevonden.

Bijlage 7: Verdeling van de voornaamste macro-invertebraten per cluster

Macro-invertebratentaxa	Cluster 1					Cluster 2										
	D8A	D1A	D7A	D3A	D2A	D6C	D8C	D7C	D5A	D3C	D1C	D2C	D4A	D4C	D6A	D5C
<i>Gammarus pulex</i>		X	+		+	XX	X	O			O	o				
<i>Asellus aquaticus</i>	X	X	X	O	X		X	X	XX	X	X	X	+	o	X	O
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	+	o	X	+	O	o	X	X		+	o	+		o	o	
<i>Leptocerus interruptus</i>	+	o	o		o		o				o	o				
<i>Allogamus auricollis</i>		o														
<i>Chironomus</i> (gr. thummi-plumosus)									o	+						
<i>Chironomus</i> (gr.non thummi-plumosus)	O	o	O	O	O		o		o	o	o	o	o	o	o	
sF. Diamesinae		+		o	+					+	o	o				
sF. Tanypodinae	O	o		+	O	o			o	o	+	o	o			
sF. Orthoclaadiinae					o											
F. Limoniidae		O			+						o					
F. Simuliidae		O	o	X	X				o		o	o	o			
F. Ceratopogonidae		o								o						
<i>Baetis rhodani</i>	o	o	o	+	O											
<i>Cloeon dipterum</i>					o											
<i>Calopteryx splendens</i>			o	o	o		X	O			o	+		o		
<i>Lestes viridis</i>	X			o	o	o			o				o		o	
<i>Sigara semistriata</i>	X								+				+		o	
<i>Micronecta</i> sp.	+															
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>		o			o											
<i>Peltodytes caesus</i>	o		+						o						o	
<i>Sialis lutaria</i>	o	o									o					
O. Hydracarina	X	+	X		X						o	o			o	
<i>Helobdella stagnalis</i>		o	o	O	o	O	O	o	O		o	+	O		o	o
<i>Glossiphonia complanata</i>		o	o						o	o	o				o	o
<i>Theromyzon tessulatum</i>			o						o	+						
<i>Erpobdella octoculata</i>	o	o	+	o	o	+	o	o	+	o	o	o	+	o	o	O
<i>Erpobdella testacea</i>			o		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
F. Tubificidae	+	+	O	X	O	X	X	X	O	XX	XX	X	XX	XXX	XX	XX
<i>Dugesia lugubris</i>		o	+						+		o	+	o	o		
<i>Polycelis hepta</i>									+							
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	o							o	o					o	o	o
<i>Lymnaea peregra</i>									+				o		o	
<i>Physa acuta</i>				O	+					o			o			
<i>Physa fontinalis</i>			o						+						o	o
<i>Sphaerium</i> sp.	o	+							O		o				o	

Tabel 7.1: Verdeling van de voornaamste macro-invertebratentaxa en hun abundantieklasse in de twee verschillende clusters.

o: < 2%; +: 2-5%; O: 5-10%; X: 10-50%; XX: 50-95%; XXX: >95%.

Bijlage 8: Macro-invertebraat clusters

Cluster 1		Cluster 2	
Taxon	%	Taxon	%
<i>Asellus aquaticus</i>	21,81	F. Tubificidae	57,72
<i>Gammarus pulex</i>	18,87	<i>Asellus aquaticus</i>	24,75
F. Simuliidae	12,42	<i>Gammarus pulex</i>	3,59
F. Tubificidae	7,21	<i>Helobdella stagnalis</i>	2,17
O. Hydracarina	6,31	<i>Erpobdella octoculata</i>	2,08
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	5,97	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	1,52
<i>Chironomus</i> (gr. Non thummi-plumosus)	4,17	<i>Calopteryx splendens</i>	0,87
F. Limoniidae	2,70	<i>Sphaerium</i> sp.	0,78
<i>Helobdella stagnalis</i>	2,47	<i>Physa fontinalis</i>	0,70
sF. Diamesinae	2,32	<i>Erpobdella testacea</i>	0,62

Tabel 8.1: Overzicht van de 10 meest dominante macro-invertebratentaxa per cluster.

Parameter	Cluster 1	Cluster 2
pH	7,04 ± 0,26	7,05 ± 0,16
Conductiviteit (mS/cm)	936,80 ± 581,76	1113,09 ± 371,76
Opgeloste zuurstof (mg/l)	7,60 ± 0,87	5,05 ± 0,67
Opgeloste zuurstof (%)	81,24 ± 7,13	49,69 ± 8,78
Totale Stikstof (mg/l)	3,74 ± 0,27	4,38 ± 0,33
Ammonium (mg/l)	0,32 ± 0,27	0,62 ± 0,46
Orthofosfaat (mg/l)	0,12 ± 0,08	0,12 ± 0,05
Sulfaat (mg/l)	130,60 ± 82,89	165,18 ± 58,00
Chloride (mg/l)	138,40 ± 100,50	160,18 ± 61,71
Zn (µg/l)	54,70 ± 37,70	108,20 ± 23,05
Cd (µg/l)	0,38 ± 0,41	1,12 ± 0,66
TE(µg/l)	1,03 ± 0,68	1,79 ± 0,70

Tabel 8.2: Vergelijking van fysisch-chemische variabelen van de waterstalen tussen beide clusters.

Clusters op basis van de macro-invertebraatstalen. Telkens wordt de gemiddelde waarde en standaardafwijking per parameter en per cluster weergegeven.

Bijlage 9: Codes macro-invertebratentaxa

Code	Taxon	Code	Taxon
GAM	<i>Gammarus pulex</i>	WAN?	Onbekende F. wantsen
ASE	<i>Asellus aquaticus</i>	HAL	<i>Peltodytes caesus</i>
HYD	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	SIA	<i>Sialis lutaria</i>
LEP	<i>Leptocerus interruptus</i>	WAM	O. Hydracarina
BRA	<i>Allogamus auricollis</i>	HEL	<i>Helobdella stagnalis</i>
KOK?	Onbekende F. kokerjuffers	GLO	<i>Glossiphonia complanata</i>
DYT	<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>	THE	<i>Theromyzon tessulatum</i>
THU	<i>Chironomus</i> gr. Thumni plumosus	ERPo	<i>Erpobdella octoculata</i>
CHN	tr. Chironomini	ERPt	<i>Erpobdella testacea</i>
TAR	tr. Tanytarsini	TUB	F. Tubificidae
DIA	sF. Diamesinae	LUM	F. Lumbricidae
TAN	sF. Tanypodinae	DUG	<i>Dugesia lugubris</i>
ORT	sF. Orthocladiinae	POL	<i>Polycelis hepta</i>
LIM	F. Limoniidae	DEN	<i>Dendrocoelum lacteum</i>
SIM	F. Simuliidae	LYMp	<i>Lymnaea peregra</i>
CER	F. Ceratopogonidae	LYMt	<i>Lymnaea truncatula</i>
ATH	F. Athericidae	PLA	<i>Planorbis contortus</i>
BAE	<i>Baetis rhodani</i>	GYR	<i>Gyraulus laevis</i>
CLO	<i>Cloeon dipterum</i>	PHYa	<i>Physa acuta</i>
CAL	<i>Calopteryx splendens</i>	PHYf	<i>Physa fontinalis</i>
LES	<i>Lestes viridis</i>	SEG	<i>Segmentina complanata</i>
SIG	<i>Sigara semistriata</i>	SPH	<i>Sphaerium</i> sp.
MIC	<i>Micronecta</i> sp.		

Tabel 9.1: Codes macro-invertebratentaxa.

Afkortingen voor de macro-invertebratentaxa zoals ze zijn weergegeven in de ordinatiediagrammen.

Bijlage 10: Systematisch overzicht gevonden macro-invertebraten

Naar De Pauw & Vannevel (1991)

Ph. (phylum, stam)

sPh. (subphylum, onderstam)

SCl. (superclassis, opperklasse)

Cl. (classis, klasse)

sCl. (subclassis, onderklasse)

Coh. (cohort, cohorte)

iCl. (infraclassis, infraklasse)

SO. (superordo, opperorde)

O. (ordo, orde)

sO. (subordo, onderorde)

iO. (infraordo, infraorde)

SF. (superfamilia, opperfamilie)

FG. (familiegroep)

F. (familia, familie)

sF. (subfamilie)

tr. (tribus) / gr. (groep)

Genus (geslacht)

Species (soort)

RECHNUM ANIMALIA

Ph. PLATHELMINTHES (Platwormen)

Cl. TURBELLARIA (Vrijlevende platwormen)

O. SERIATA

sO. Tricladida (Tricladen)

F. Dendrocoelidae

Dendrocoelum lacteum Müller (Melkwitte platworm)

F. Dugesiidae

Dugesia lugubris Schmidt

F. Planariidae

Polycelis hepta Hansen-Melander, Melander & Reynoldson

Ph. ANNELIDA (Gelede wormen)

Cl. OLIGOCHAETA (Borstelwormen)

F. Tubificidae

F. Lumbricidae

Cl. HIRUDINAE (Bloedzuigers)

O. RHYNCHOBDELLAE

F. Glossiphoniidae

Glossiphonia complanata Linnaeus

Helobdella stagnalis Linnaeus (Tweeogige bloedzuiger)

Theromyzon tessulatum Müller (Eendenbloedzuiger)

O. PHARYNGOBDELLAE

F. Erpobdellidae

Erpobdella octoculata Linnaeus

Erpobdella testacea Savigny

Ph. MOLLUSCA (Weekdieren)

Cl. GASTROPODA (Slakken, buikpotigen)

sCl. PULMONATA (Longslakken)

O. BASOMMATOPHORA (Waterlongslakken)

F. Physidae (Blaashorenslakken)

Physa fontinalis Linnaeus

Physa acuta Draparnaud

F. Lymnaeidae (Poeslakken)

Lymnaea peregra Müller

Lymnaea truncatula Müller

F. Planorbidae (Schijfhorenslakken)

Planorbis contortus Linnaeus

Gyraulus laevis Alder

Segmentina complanata Linnaeus

Cl. BIVALVIA (Tweekleppigen)

sCl. HETERODONTA

O. VENEROIDA

F. Sphaeriidae (Hoornschaalen)

Sphaerium sp. (Hoornschaal)

Ph. ARTHROPODA (Geleedpotigen)

sPh. CHELICERATA

Cl. ARACHNIDA (Spinachtigen)

sCl. ACARI (Mijten)

Coh. ACARIFORMES

O. HYDRACARINA (Watermijten)

sPh. CRUSTACEA (Schaaldieren)

Cl. MALACOSTRACA (Hogere schaaldieren)

SO. PERACARIDA

O. AMPHIPODA (Vlokkreeften)

- F. Gammaridae
 - Gammarus pulex* Linnaeus
- O. ISOPODA (Pissebedden)
 - sO. Asellota
 - F. Asellidae (Zoetwaterpissebedden, waterzeltjes)
 - Asellus aquaticus* Linnaeus
- SO. EUCARIDEA
 - O. DECAPODA
 - iO. Astacidea (Kreeften)
 - F. Cambaridae
 - Orconectes limosus* Rafinesque (Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft)
- sPh. UNIRAMIA
 - Cl. INSECTA (Insekten)
 - sCl. PTERYGOTA (Gevleugelde insecten)
 - O. EPHEMEROPTERA (Haften, eendagsvliegen)
 - F. Baetidae
 - Baetis rhodani* Pictet
 - Cloeon dipterum* Linnaeus
 - O. ODONATA (Libellen)
 - sO. Zygoptera (Waterjuffers)
 - F. Calopterygidae
 - Calopteryx splendens* Harris (Weidebeekjuffer)
 - O. HEMIPTERA (Wantsen)
 - iO. Nepomorpha (Waterwantsen)
 - F. Corixidae (Echte waterwantsen, duikerwantsen)
 - Micronecta* sp.
 - Sigara semistriata* Fieber
 - O. MEGALOPTERA (Netvleugeligen)
 - F. Sialidae (Elzevliegen)
 - Sialis lutaria* Linnaeus (Slijkvlieg)
 - O. COLEOPTERA (Kevers, schildvleugeligen)
 - sO. Adephaga
 - SF. Caraboidea
 - FG. Hydradephaga
 - F. Haliplidae (Watertreders)
 - Peltodytes caesus* Duftschmid
 - F. Dytiscidae (Waterroofkevers)
 - Stictotarsus duodecimpustulatus* Fabricius
 - O. TRICHOPTERA (Schietmotten, kokerjuffers)
 - F. Hydropsychidae

Hydropsyche angustipennis Curtis

F. Leptoceridae

Leptocerus interruptus Fabricius

F. Brachycentridae

Allogamus auricollis Pictet

O. DIPTERA (Vliegen en muggen, tweevleugeligen)

sO. Nematocera (Muggen)

F. Chironomidae (Dansmuggen, vedermuggen)

sF. Chironominae

gr. Thumni plumosus

tr. Chironomini

tr. Tanytarsini

sF. Diamesinae

sF. Tanypodinae

sF. Orthoclaadiinae

F. Ceratopogonidae (Knuten, knijten, knaasjes)

F. Simuliidae (Kriebelmugjes)

F. Limoniidae (Stelmuggen)

sO. Brachycera (Vliegen)

Orthorrhapha

F. Athericidae (Ibisvliegen)

Bijlage 11: Macro-invertebraat indices

11.1 BMWP score systeem

Taxon	Score	Taxon	Score
Plathelminthes		Hemiptera	
<i>Dendrocoelum</i>	5	<i>Micronecta</i>	5
<i>Dugesia</i>	5	<i>Sigara</i>	5
<i>Polycelis</i>	5	Crustaceae	
Oligochaeta		Gammaridae	6
Tubificidae	1	Asellidae	4
Lumbricidae	1	Mollusca	
Diptera		<i>Armiger</i>	5
Limoniidae	3	<i>Sphaerium</i>	3
Simuliidae	4	<i>Segmentina</i>	5
Chironomidae <i>thummi-plumosus</i>	4	<i>Planorbis</i>	5
Chironomidae <i>non thummi-plumosus</i>	5	<i>Gyraulus</i>	5
Ceratopogonidae	3	<i>Lymnaea</i>	5
Athericidae	5	<i>Physa</i>	3
Megaloptera		Odonata	
<i>Sialis</i>	4	<i>Lestes</i>	7
Acari		<i>Calopteryx</i>	7
Hydrocarina	4	Ephemeroptera	
Hirudinea		<i>Baetis</i>	7
<i>Helobdella</i>	4	<i>Cloeon</i>	7
<i>Erpobdella</i>	4	Trichoptera	
<i>Glossiphonia</i>	4	Leptoceridae	9
<i>Theromyzon</i>	4	Hydropsychidae	6
Coleoptera		Brachycentridae	9
Dytiscidae	5		
Halplidae	5		

Tabel 11.1: Tolerantiescores per taxon zoals toegepast voor het berekenen van een Belgische BMWP en ASPT (Gabriels *et al.*, 2003).

11.2 Kwaliteitsindex

Monsterpunt		D1		D2		D3		D4		D5		D6		D7		D8	
Groep	Taxon	#	%	#	%	#	%	#	%	#	%	#	%	#	%	#	%
Chironomus	Tubificidae	19	2,5	19	7,7	88	32,6	300	82,4	40	7,3	780	62,3	23	7,9	1	1,3
	<i>Chironomus</i>	55	7,3	52	21,1	57	21,1	7	1,9	5	0,9	3	0,2	17	5,9	14	17,7
Hirudinea	<i>Erpobdella octoculata (adult)</i>	4	0,5	3	1,2	7	2,6	9	2,5	18	3,3	20	1,6	8	2,8		0,0
	<i>Asellus aquaticus</i>	240	31,7	42	17,1	39	14,4	16	4,4	408	74,0	409	32,6	127	43,8	12	15,2
	<i>Helobdella stagnalis</i>	1	0,1	6	2,4	42	15,6	30	8,2	39	7,1	22	1,8	3	1,0		0,0
	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	14	1,8	28	11,4	22	8,1		0,0		0,0	1	0,1	60	20,7	2	2,5
	<i>Glossiphonia complanata</i>	5	0,7		0,0		0,0		0,0	2	0,4	2	0,2	1	0,3		0,0
	<i>Sialis lutaria</i>	1	0,1		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0	1	1,3
	<i>Physa fontinalis</i>				0,0		0,0		0,0	32	5,8	8	0,6	6	2,1	1	1,3
Gammarus	<i>Cloeon dipterum</i>			1	0,4		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
	<i>Gammarus pulex</i>	383	50,5	7	2,8		0,0		0,0		0,0		0,0	8	2,8		0,0
	<i>Dendrocoelum lacteum</i>				0,0		0,0		0,0	6	1,1	5	0,4		0,0		0,0
	Corixidae (larven)				0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0	22	27,8
	<i>Baetis sp.</i>	3	0,4	29	11,8	11	4,1		0,0		0,0		0,0	3	1,0	1	1,3
	Odonata (excl. Calopteryx)			1	0,4	2	0,7	2	0,5	1	0,2	1	0,1		0,0	1	1,3
	Hydracarina (adult)	33	4,4	54	22,0		0,0		0,0		0,0	2	0,2	32	11,0	14	17,7
Calopteryx	<i>Polycelis felina</i>		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0
	<i>Calopteryx</i>		0,0	4	1,6	2	0,7		0,0		0,0		0,0	2	0,7	10	12,7
Totaal		758	100,0	246	100,0	270	100,0	364	100,0	551	100,0	1253	100,0	290	100,0	79	100,0
	%(Chironomus) x2		9,8		28,9		53,7		84,3		8,2		62,5		13,8		19,0
	%(Hirudineagroep) x3		35,0		32,1		40,7		15,1		90,6		36,9		70,7		20,3
	%(Gammarus) x4		55,3		37,4		4,8		0,5		1,3		0,6		14,8		48,1
	%(Calopteryx) x5		0,0		1,6		0,7		0,0		0,0		0,0		0,7		12,7
Kwaliteitsindex K-12345		345,5		311,8		252,6		216,2		293,1		238,1		302,4		354,4	

Tabel 11.2: Voorbeeld van berekening van K-12345 voor staalname op 09/08/06 (A) (naar De Pauw & Vannevel, 1991).

11.3 Belgische Biotische Index

Taxonomische groep	Determinatieniveau systematische eenheden
Tricladida	genus
Oligochaeta	genus
Hirudinae	genus
Mollusca	genus
Hydracarina	aanwezigheid
Crustacea	familie
Ephemeroptera	genus
Odonata	genus
Plecoptera	genus
Hemiptera	genus
Megaloptera	genus
Coleoptera	familie
Trichoptera	familie
Diptera	familie (Chironomidae tot groep 'thummi-plumosus' en groep 'non thummi-plumosus')

Tabel 11.3: Determinatielimieten voor berekening BBI (De Pauw & Vanhooren 1983).

Klasse indicatorgroepen	Klasse-frequentie	Aantal systematische eenheden				
		0-1	2-5	6-10	11-15	≥ 16
1. Plecoptera	≥ 2	-	7	8	9	10
Heptageniidae	1	5	6	7	8	9
2. Trichoptera (met koker)	≥ 2	-	6	7	8	9
	1	5	5	6	7	8
3. Ancyliidae	> 2	-	5	6	7	8
Ephemeroptera (excl. Heptageniidae)	1-2	3	4	5	6	7
4. <i>Aphelocheirus</i>	≥ 1	2	3	4	5	-
Odonata						
Gammaridae						
Mollusca (excl. Sphaeriidae)						
5. Asellidae	≥ 1	2	3	4	5	-
Hirudinae						
Sphaeriidae						
Hemiptera (excl. <i>Aphelocheirus</i>)						
6. Tubificidae	≥ 1	1	2	3	-	-
<i>Chironomus</i> groep thummi-plumosus						
7. Syrphidae-Eristalinae	≥ 1	0	1	1	-	-

Tabel 11.4: Standaardtabel voor berekening BBI (De Pauw & Vannevel 1991).

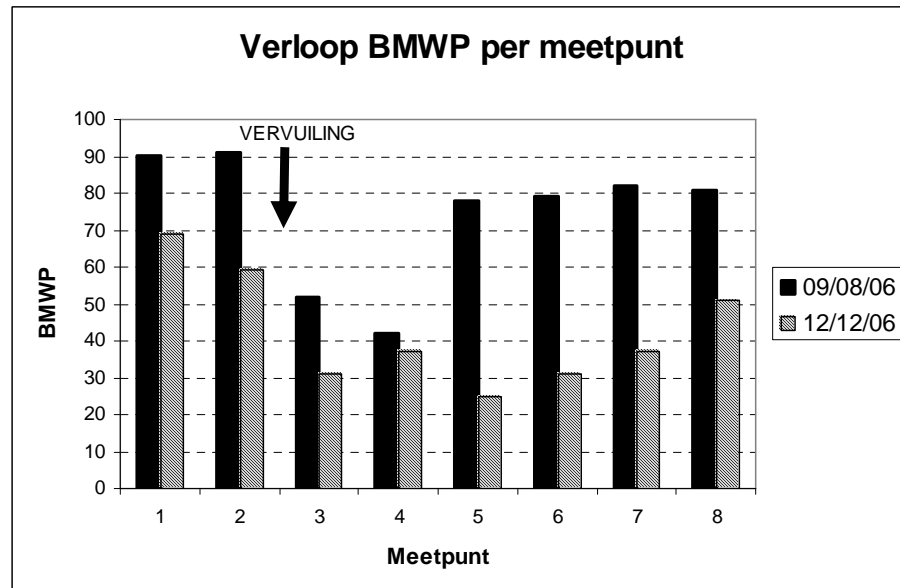
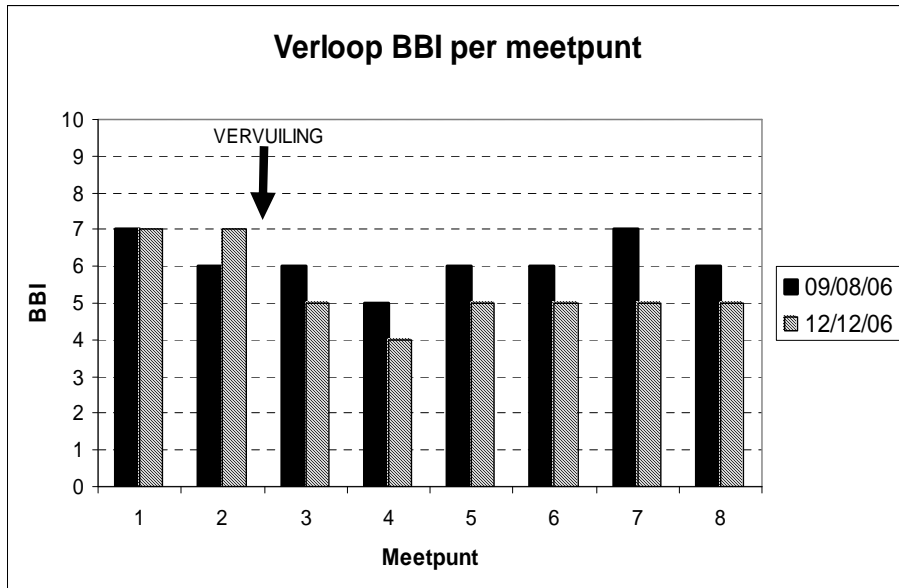
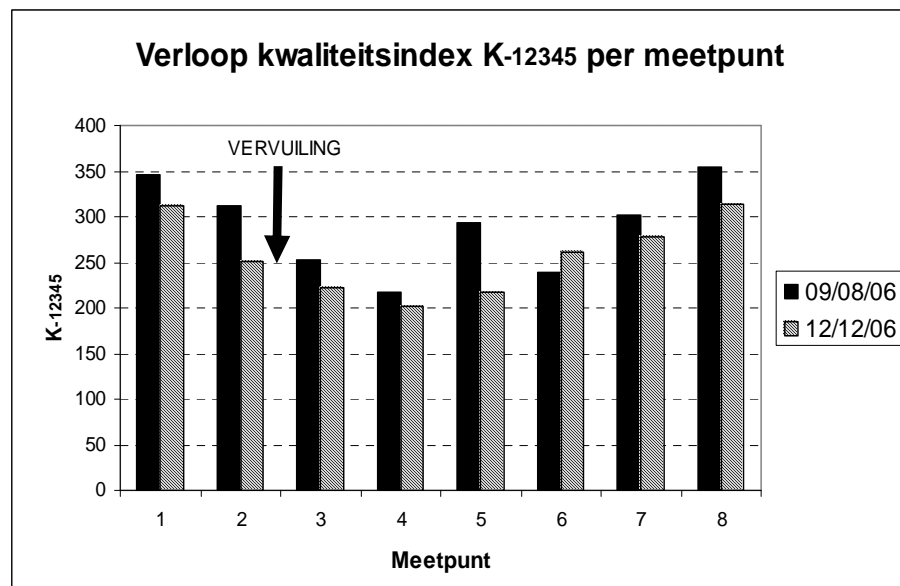
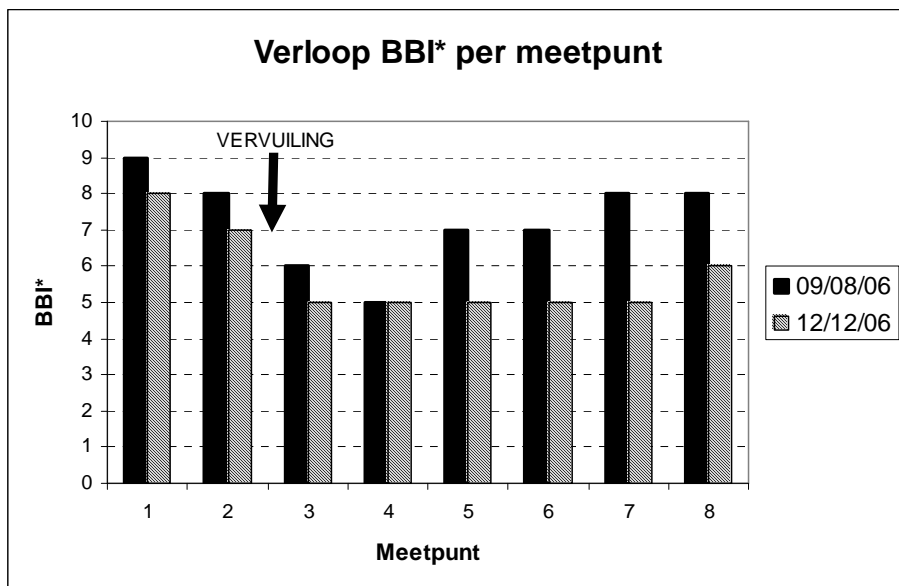
11.4 Overzicht van de berekende macro-invertebraat indices

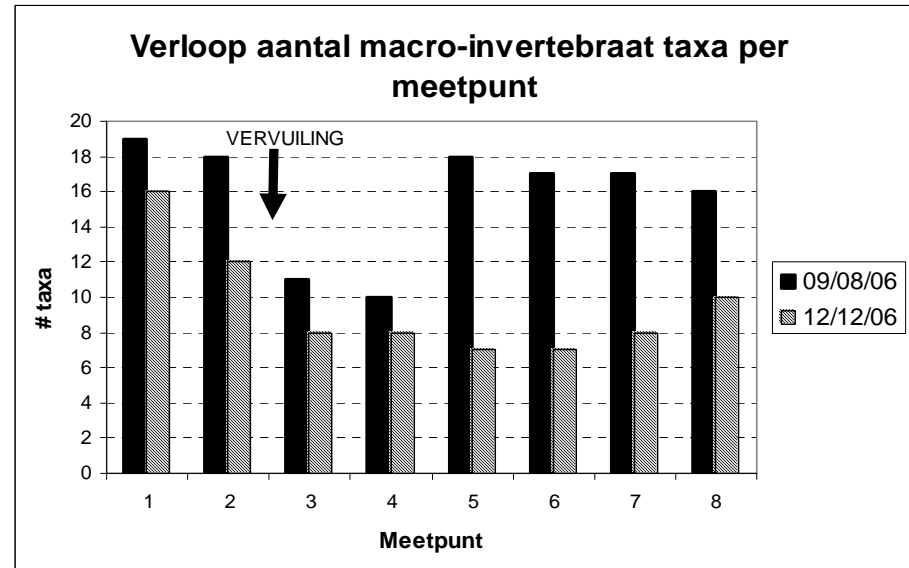
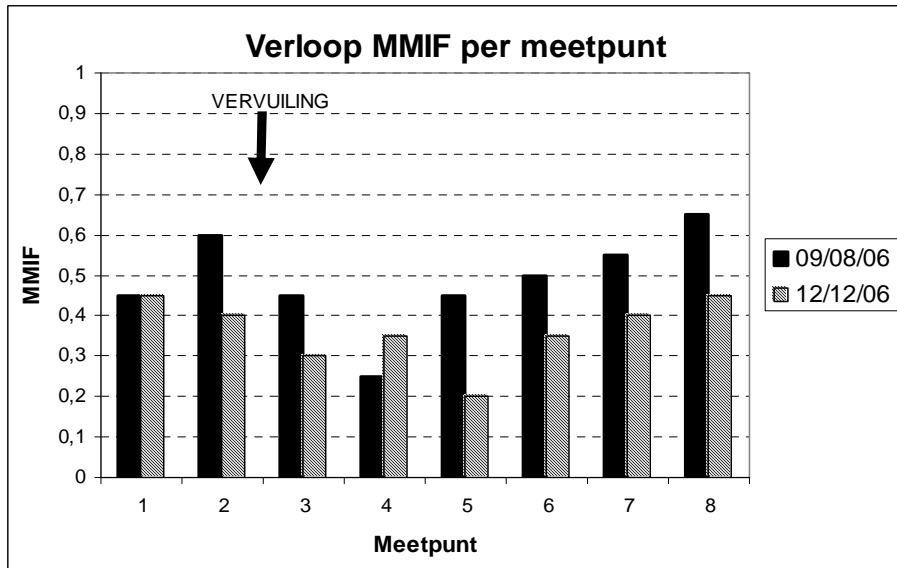
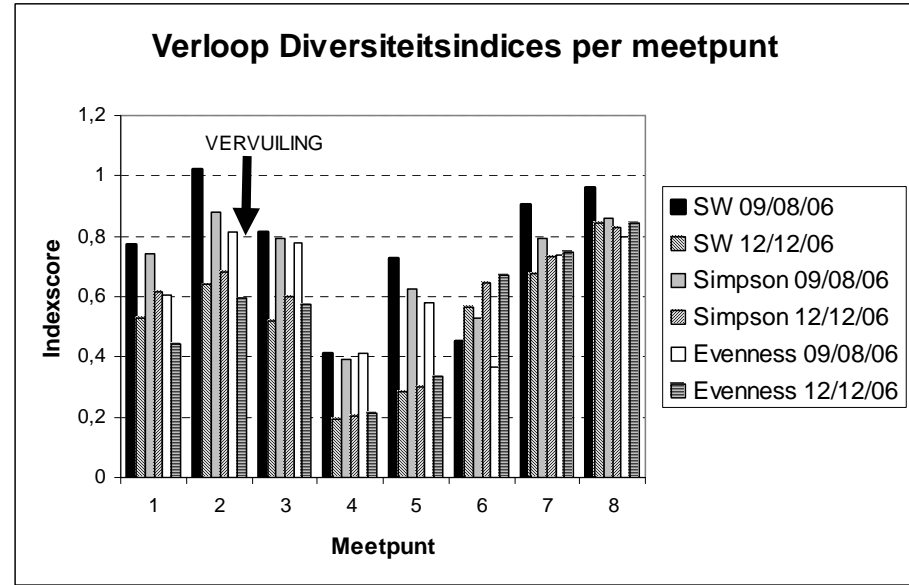
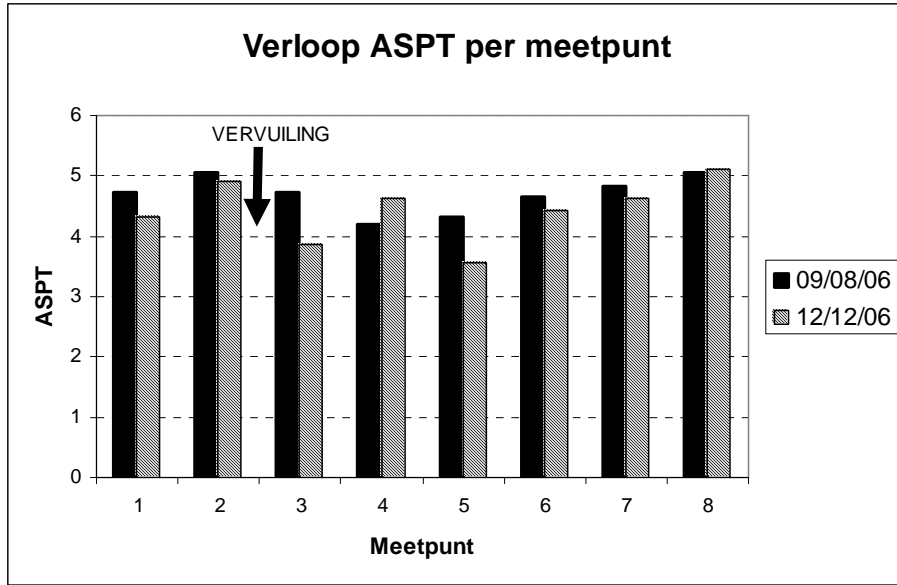
Index	D1A	D2A	D3A	D4A	D5A	D6A	D7A	D8A	D1D	D2D	D3D	D4D	D5D	D6D	D7D	D8D
Biotische Index/score																
BBI	7	6	6	5	6	6	7	6	7	7	5	4	5	5	5	5
BBI*	9	8	6	5	7	7	8	8	8	7	5	5	5	5	5	6
K-135	391,0	320,3	203,7	132,4	286,2	176,3	303,4	383,5	264,4	197,2	143,9	103,9	133,2	222,6	246,6	288,5
K-12345	345,5	311,8	252,6	216,2	293,1	238,1	302,4	354,4	311,7	251,5	221,9	202,1	216,6	261,3	278,4	314,4
BMWP	90	91	52	42	78	79	82	81	69	59	31	37	25	31	37	51
ASPT	4,7	5,1	4,7	4,2	4,3	4,6	4,8	5,1	4,3	4,9	3,9	4,6	3,6	4,4	4,6	5,1
MMIF	0,45	0,60	0,45	0,25	0,45	0,50	0,55	0,65	0,45	0,40	0,30	0,35	0,20	0,35	0,40	0,45
Diversiteitsindex																
Shannon-Wiener	0,77	1,02	0,81	0,41	0,73	0,45	0,91	0,96	0,53	0,64	0,52	0,19	0,28	0,57	0,67	0,85
Simpson Dominantie	0,26	0,12	0,21	0,61	0,37	0,47	0,20	0,14	0,39	0,32	0,40	0,80	0,70	0,35	0,27	0,17
Simpson Diversiteit	0,74	0,88	0,79	0,39	0,63	0,53	0,80	0,86	0,61	0,68	0,60	0,20	0,30	0,65	0,73	0,83
Evenness	0,60	0,81	0,78	0,41	0,58	0,37	0,74	0,80	0,44	0,59	0,58	0,22	0,33	0,67	0,75	0,85
# taxa	19	18	11	10	18	17	17	16	16	12	8	8	7	7	8	10

Tabel 11.5: Overzicht van de berekende biotische- en diversiteitindices voor de macro-invertebraten.

BBI: Belgisch Biotische Index; BBI*: BBI met alle taxa mee in rekening gebracht; K-135: Kwaliteitsindex met 3 soortengroepen; K-12345: Kwaliteitsindex met 5 soortengroepen; BMWP: Biological Monitoring Working Party score system aangepast voor Vlaanderen; ASPT: Average Score Per Taxon aangepast voor Vlaanderen; MMIF: Multimetrische Macro-invertebraten Index Vlaanderen. A: 09/08/2006, D: 12/12/2006.

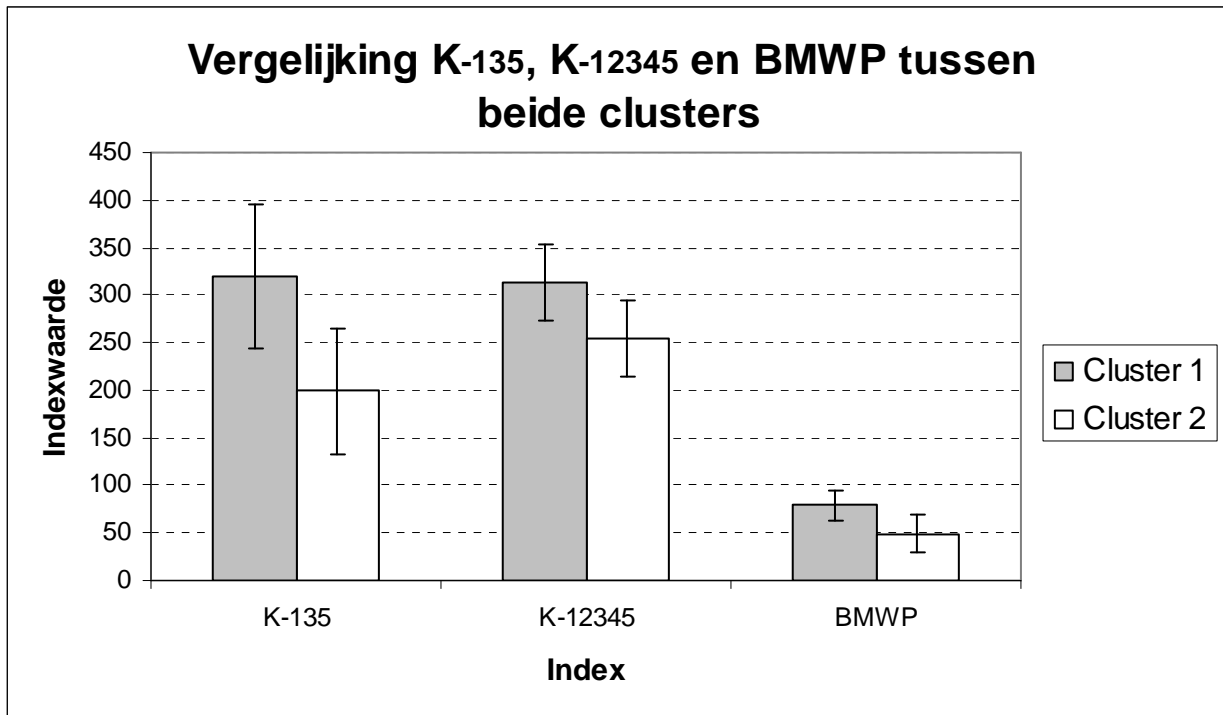
11.5 Verloop van de macro-invertebraat indices per meetpunt



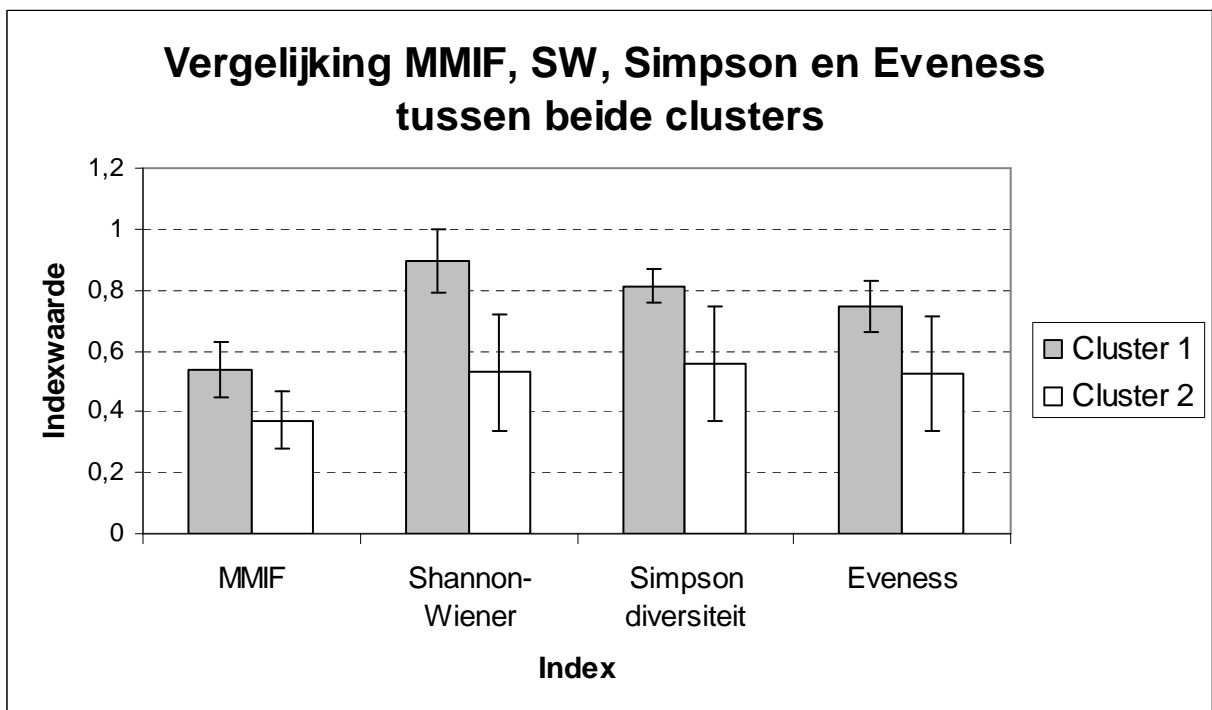


Figuur 11.6: Verloop van de macro-invertebraat indices per meetpunt.
De zwarte pijl geeft aan waar de vervuiling door zware metalen in de Dommel stroomt.

11.6 Macro-invertebraat indices per cluster

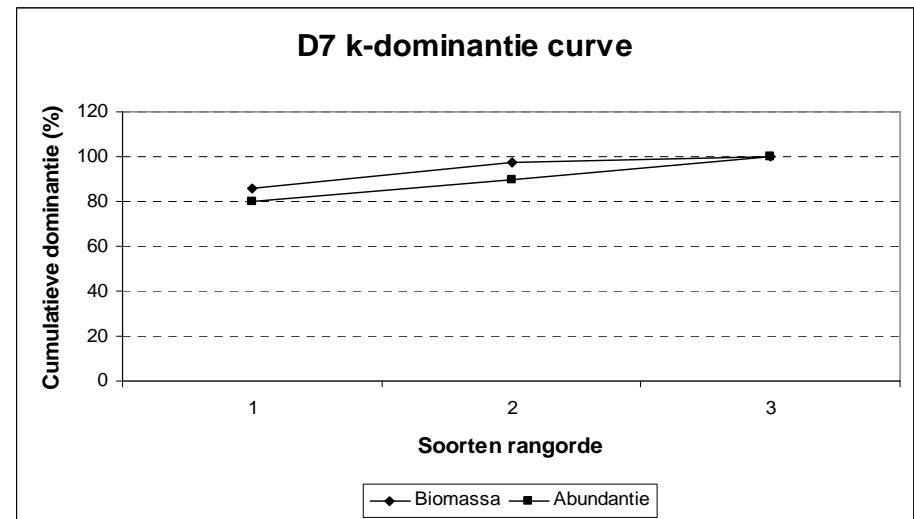
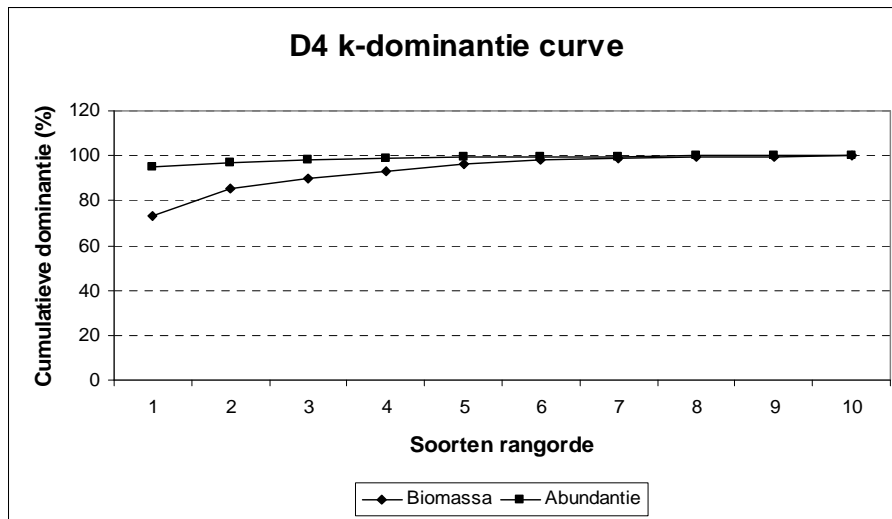
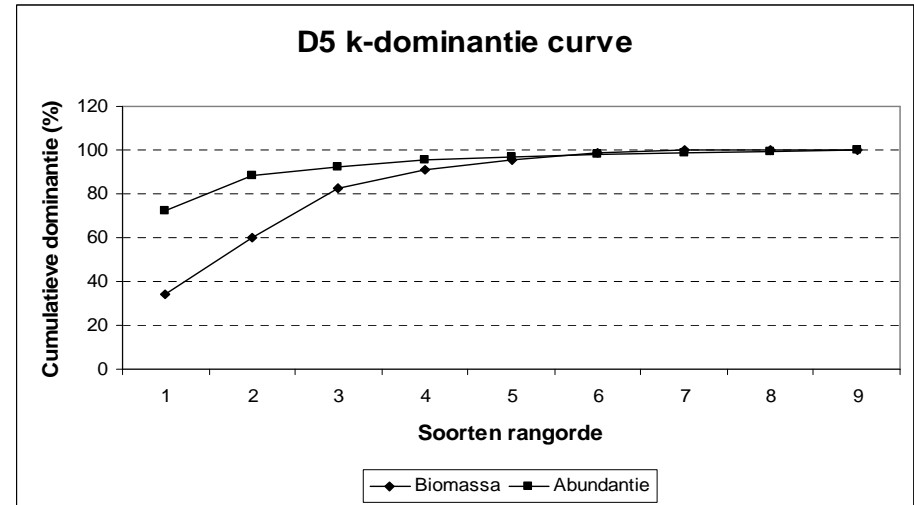
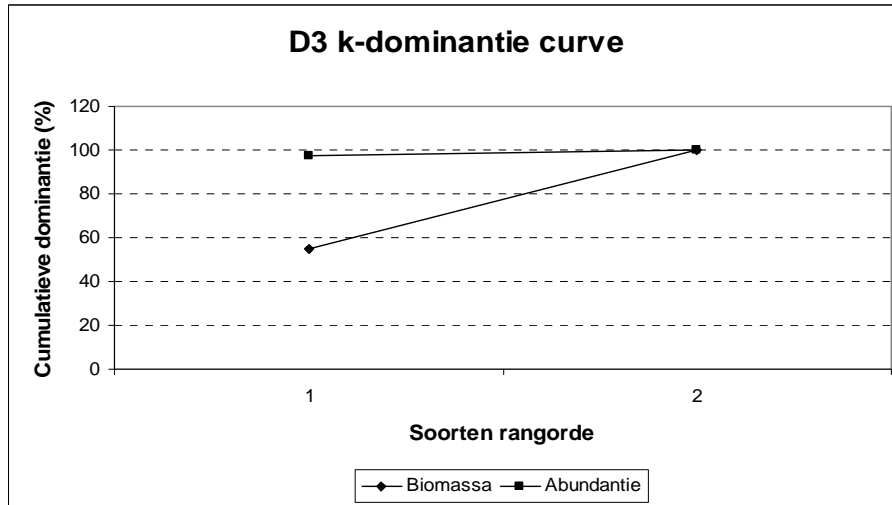


Figuur 11.7: Vergelijking K-135, K-12345 en BMWP tussen beide clusters.



Figuur 11.8: Vergelijking MMIF, Shannon-Wiener, Simpson diversiteit en Eveness tussen beide clusters.

Bijlage 12: k-dominantiecurven



Figuur 12.1: k-dominantiecurven voor meetpunten D3, D4, D5 en D7.

Bijlage 13: Tellijst Diatomeeën

Diatomee	D1A	D2A	D3A	D4A	D5A	D6A	D7A	D8A	D1C	D2C	D3C	D4C	D5C	D6C	D7C	D8C
<i>Achnanthes amoena</i>															0,3	
<i>Achnanthes bioretii</i>	0,3		0,3						3,5	2,0		0,5		0,8	0,8	
<i>Achnanthes dau</i>						0,5										
<i>Achnanthes exigua</i>												0,5				
<i>Achnanthes helvetica</i>																
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>		2,3	8,8	1,8	20,3	13,8	13,3	1,5	2,0	4,0	23,8	10,8	5,3	10,5	16,8	3,5
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i>		0,5	0,3								0,5					
<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>lanceolata</i>	0,8	0,8	1,3	0,3	5,0	4,8	6,5	1,8	20,0	9,0	5,3	0,5		1,0		0,5
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i>	4,0	1,5	13,8	7,8	22,5	15,8	10,8		9,5		7,8	7,5		3,0	6,0	14,0
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>affinis</i>						1,8										
<i>Achnanthes peregalli</i>				0,3		1,0										
<i>Achnanthes subatomoides</i>				0,8	0,5						1,0					
<i>Achnanthes submarina</i>						0,3										
<i>Amphora copulata</i>		0,5								0,5		1,5				
<i>Amphora libyca</i>					0,5	0,3	1,0									
<i>Amphora montana</i>						0,3										
<i>Aulacoseira granulata</i>	1,3		0,8	1,3		0,8			2,8	0,8	2,0	3,5			2,0	
<i>Aulacoseira distans</i>				0,5												
<i>Aulacoseira subarctica</i>														3,8		
<i>Caloneis bacillum</i>						0,3	0,3									0,8
<i>Cocconeis pediculus</i>						0,3										
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>			0,5	0,3			0,8			5,3	0,3	1,5		0,5		0,5
<i>Cyclostephanos dubius</i>			0,3			2,3	0,3					0,8		0,5		0,3
<i>Cyclotella meduanae</i>	0,3															0,5
<i>Cyclotella meneghiniana</i>			3,0	1,5	4,0	2,0	0,5	1,0	0,5			4,8		0,5	2,5	
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>												0,8				
<i>Cyclotella stelligera</i>			0,3											1,5		
<i>Cyclotella walterecki</i>															2,3	
<i>Cymatopleura solea</i>															0,5	
<i>Cymbella mesiana</i>	0,5									1,0						
<i>Cymbella minuta</i>										1,3					0,5	1,3
<i>Cymbella naviculiformis</i>											0,3					
<i>Cymbella perpusilla</i>		1,8														
<i>Denticula tenuis</i>										0,3						

Diatomee	D1A	D2A	D3A	D4A	D5A	D6A	D7A	D8A	D1C	D2C	D3C	D4C	D5C	D6C	D7C	D8C
<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>bilunaris</i>			0,5			0,8	0,5					1,0	0,3	0,5	0,5	0,8
<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>mucophila</i>			0,3													
<i>Eunotia exigua</i>											0,5					
<i>Eunotia minor</i>			0,3			0,5	0,8			0,5	0,5	0,8		5,5	2,3	0,3
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>capucina</i>										5,0						1,0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>						0,3										
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>		1,3	1,3	0,3		0,3	0,3		1,8	11,8		9,8	0,3	2,8	4,3	1,3
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>	2,0	1,5			2,0	1,5	1,5	0,3	1,5	3,3	0,8	1,3			3,0	1,8
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i>	1,0		0,8	0,3		0,8		1,5		1,3		1,8		1,8	0,5	0,3
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>construens</i>						0,5	0,8									
<i>Fragilaria pinnata</i>						0,3	1,8			0,5						
<i>Fragilaria pulchella</i>						0,3									1,3	0,8
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i>								0,3			2,0					0,3
<i>Fragilaria virescens</i>			0,3							0,5						0,3
<i>Frustulia amphipleuroides</i>									1,0	0,5						
<i>Frustulia vulgaris</i>											0,5					
<i>Frustulia weinholdii</i>															0,5	
<i>Gomphonema parvulum</i>	55,0	1,8	6,5	3,0	14,0	14,3	10,5		6,8	14,5	2,8	7,5	2,8	16,5	10,0	8,5
<i>Gomphonema pumilum</i>											1,5					
<i>Gomphonema tergestinum</i>						0,3										
<i>Hantzschia amphioxys</i>								0,3								
<i>Hantzschia abundans</i>											0,3					
<i>Melosira varians</i>			4,0	0,3		2,5	5,8	32,5	0,8	3,5	1,5	3,0		2,8	3,8	10,5
<i>Meridion circulare</i> var. <i>circulare</i>																0,3
<i>Meridion circulare</i> var. <i>constricta</i>					0,3	0,5						0,3				
<i>Navicula accomoda</i>															0,3	
<i>Navicula arvensis</i> var. <i>maior</i>		5,8		0,8	1,3						1,3				3,0	
<i>Navicula atomus</i> var. <i>permitis</i>	1,8	17,3	13,0	16,5	10,5	2,3	3,8		0,8		0,8	2,3	27,5	18,3	3,3	24,8
<i>Navicula capitata</i>		0,3	0,3	0,5	0,3	0,8	6,5	1,5	1,8		1,5	0,8				1,3
<i>Navicula capitoradiata</i>																
<i>Navicula cari</i>									0,3							
<i>Navicula clementis</i>	0,8		0,3							0,5		0,5				
<i>Navicula cohnii</i>	0,5			1,5		0,3			0,8						0,5	
<i>Navicula contenta</i>														0,5		
<i>Navicula cryptocephala</i>	2,3	12,0	3,0	2,0	6,3	6,0	1,3	0,3	1,3	6,0	0,8		0,5		4,0	
<i>Navicula cuspidata</i>						0,5										
<i>Navicula elginensis</i>							0,8									

Diatomee	D1A	D2A	D3A	D4A	D5A	D6A	D7A	D8A	D1C	D2C	D3C	D4C	D5C	D6C	D7C	D8C
<i>Navicula gastrum</i>						0,3										
<i>Navicula goeppertiana</i>	0,3			6,3			2,3	51,0				1,5	0,5	4,0		3,8
<i>Navicula gracilis</i>																
<i>Navicula gregaria</i>								0,5						1,0		
<i>Navicula lanceolata</i>	2,3	0,8	0,8	1,3		0,3	0,5		2,8	4,0	0,8	0,5		0,5		7,5
<i>Navicula laterostrata</i>		1,0	0,5				2,5			3,8	0,5					
<i>Navicula minima</i>	5,5	27,8	18,0	36,0	1,3	7,5	15,3		13,0	4,8	10,5	11,8	55,8	4,3	2,5	
<i>Navicula mutica</i>									1,0							
<i>Navicula placentula</i>																
<i>Navicula pupula</i>	0,3							0,5	0,8			0,5			0,5	
<i>Navicula rhynchocephala</i>									2,3			1,0			0,3	
<i>Navicula salinarum</i>		0,8														
<i>Navicula seminulum</i>	3,0	12,8	12,3						18,3	2,5	28,5	7,0	6,0	7,0	10,3	2,8
<i>Navicula submolesta</i>																
<i>Navicula variostrata</i>							0,3									
<i>Navicula veneta</i>			3,0	2,0	6,3	6,0	1,3	0,5								
<i>Neidium bisulcatum</i>						0,5										0,5
<i>Nitzschia amphibia</i>			2,5	10,0	1,8		1,3	0,3	1,0		2,8	3,0		1,3	1,3	1,3
<i>Nitzschia brevissima</i>																7,5
<i>Nitzschia communis</i>							0,3	3,8								
<i>Nitzschia debilis</i>																0,8
<i>Nitzschia fasciculata</i>										1,3						
<i>Nitzschia gracilis</i>															0,3	
<i>Nitzschia intermedia</i>				0,5								0,3				0,3
<i>Nitzschia linearis var. tenuis</i>														0,5		1,5
<i>Nitzschia palea</i>	2,3	3,0	4,0	4,8	7,8	4,8	6,3	2,0	1,3	1,8	1,5	6,3	1,3	2,8	5,5	
<i>Nitzschia pusilla</i>						1,0										
<i>Nitzschia subacicularis</i>															0,3	
<i>Nitzschia sublinearis</i>										0,5						
<i>Pinnularia gibba</i>		1,0	0,5	1,5	1,0	0,3	1,0			1,0				1,0	1,8	
<i>Pinnularia microstauron</i>		1,0	0,5	1,5	1,0	0,3	1,0			1,0				1,0	1,8	
<i>Pinnularia subcapitata</i>	0,5								0,8	4,3						
<i>Raphoneis amphiceros</i>																0,3
<i>Stauroneis gracilis</i>										1,5						
<i>Stauroneis kriegeri</i>	15,5	6,0							3,3							
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>			0,5	0,3	0,3	2,5	0,3					1,0		2,5	3,8	

Diatomee	D1A	D2A	D3A	D4A	D5A	D6A	D7A	D8A	D1C	D2C	D3C	D4C	D5C	D6C	D7C	D8C
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> fo. <i>tenuis</i>						0,8	0,8									
<i>Stephanodiscus parvus</i>					0,5	4,8	0,5	0,3			0,3	2,0		3,8	3,5	0,3
<i>Surirella angusta</i>												0,5				
<i>Surirella brebissonii</i>									0,5							
<i>Surirella ovalis</i>					0,3											
<i>Surirella visurgis</i>															0,5	
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0,3		0,5			0,3			0,5	3,0		1,8			0,5	
<i>Thalassiosira bramaputrae</i>												0,5			0,3	
<i>Thalassiosira pseudonana</i>			1,3	0,3		1,8	1,8	0,5						1,0		1,3
<i>Thalassiosira weissflogii</i>												1,0				

Tabel 13.1: Telling diatomeeën. Abundanties (in percentage) van de verschillende gevonden soorten diatomeeën per staal. A: 09/08/06, C: 09/11/06.

Bijlage 14: Verdeling van de diatomeeënsoorten per cluster

Diatomeeënsoort	Cluster 1							Cluster 2							D8A	
	D4A	D2A	D5C	D1A	D1C	D3C	D2C	D6A	D5A	D7A	D8C	D6C	D3A	D4C		D7C
<i>Achnanthes bioretii</i>				o	+		o					o	o	o	o	
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>	o	+	+		o	X	+	X	X	X	+	X	O	X	X	o
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i>		o				o							o			
<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>lanceolata</i>	o	o		o	X	O	O	+	O	O	o	o	o	o		o
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i>	O	o		+	O	O		X	X	X	X	+	X	O	O	
<i>Achnanthes peregalli</i>	o							o								
<i>Achnanthes subatomoides</i>	o					o			o							
<i>Amphora copulata</i>		o					o							o		
<i>Amphora libyca</i>								o	o	o						
<i>Amphora montana</i>								o								
<i>Aulacoseira granulata</i>	o			o	+	o	o	o					o	+	o	
<i>Caloneis bacillum</i>								o		o	o					
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	o					o	O			o	o	o	o	o		
<i>Cyclostephanos dubius</i>								+		o	o	o	o	o		
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	o			o				o	+	o		o	+	+	+	o
<i>Cyclotella stelligera</i>												o	o			
<i>Cyclotella wolterecki</i>															+	
<i>Cymbella mesiana</i>				o			o									
<i>Cymbella minuta</i>							o				o				o	
<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>bilunaris</i>			o					o		o	o	o	o	o	o	
<i>Eunotia minor</i>						o	o	o	o	o	O	o	o	+		
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>capucina</i>							O				o					
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>							o									
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>		o	o		o		X	o		o	o	+	o	O	O	
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>		o		+	o	o	+	o	o	o	o			o	+	o
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i>	o			o			o	o			o	o	o	o	o	o
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>construens</i>							o	o		o						
<i>Fragilaria pinnata</i>							o	o		o						
<i>Fragilaria pulchella</i>							o				o				o	
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i>						o					o					o
<i>Fragilaria virescens</i>							o				o		o			
<i>Frustulia amphipleuroides</i>					o		o									
<i>Gomphonema parvulum</i>	+	o	+	XX	O	+	X	X	X	X	O	X	O	O	X	
<i>Melosira varians</i>	o				o	o	+	+		O	X	+	+	+	+	X
<i>Meridion circulare</i> var. <i>constricta</i>								o	o					o		
<i>Navicula arvensis</i> var. <i>maior</i>	o	O				o			o						+	
<i>Navicula atomus</i> var. <i>permitis</i>	X	X	XX	o	o	o		+	X	+	X	X	X	+	+	
<i>Navicula capitata</i>	o	o			o	o		o	o	O	o		o	o		o
<i>Navicula clementis</i>				o			o						o	o		
<i>Navicula cohnii</i>	o			o	o			o							o	
<i>Navicula cryptocephala</i>	o	X	o	+	o	o	O	O	O	o			+		+	o
<i>Navicula goeppertiana</i>	O		o	o						+	+	+		o		XX
<i>Navicula gregaria</i>												o				o
<i>Navicula lanceolata</i>	o	o		+	+	o	+	o		o	O	o	o	o		
<i>Navicula laterostrata</i>		o				o	+			+			o			
<i>Navicula minima</i>	X	X	XX	O	X	X	+	O	o	X		+	X	X	+	
<i>Navicula pupula</i>				o	o									o	o	o
<i>Navicula rhynchocephala</i>														o	o	
<i>Navicula seminulum</i>		X	O	+	X	X	+				+	O	X	O	X	
<i>Nitzschia amphibia</i>	O				o	+			o	o	o	o	+	+	o	o

Diatomeeënsoort	Cluster 1							Cluster 2							D8A	
	D4A	D2A	D5C	D1A	D1C	D3C	D2C	D6A	D5A	D7A	D8C	D6C	D3A	D4C		D7C
<i>Nitzschia brevissima</i>											O					
<i>Nitzschia communis</i>										o						+
<i>Nitzschia intermedia</i>	o										o		o			
<i>Nitzschia linearis</i> var. <i>tenuis</i>											o	o				
<i>Nitzschia palea</i>	+	+	o	+	o	o	o	+	O	O		+	+	O	O	o
<i>Pinnularia microstauron</i>	o	o					o	o	o	o		o	o		o	
<i>Pinnularia subcapitata</i>				o	o		+									
<i>Stauroneis kriegeri</i>		O		X	+											
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	o							+	o	o		+	o	o	+	
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> fo. <i>tenuis</i>								o		o						
<i>Stephanodiscus parvus</i>						o		+	o	o	o	+		o	+	o
<i>Surirella angusta</i>														o		
<i>Tabellaria flocculosa</i>				o	o		+	o					o	o	o	
<i>Thalassiosira bramauputrae</i>														o	o	
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	o							o		o	o	o	o			O

Tabel 14.1: Verdeling van de voornaamste diatomeeënsoorten en hun abundantieklasse in de twee verschillende clusters.

o: < 2%; +: 2-5%; O: 5-10%; X: 10-50%; XX: 50-95%.

Bijlage 15: Diatomeeën clusters

Cluster 1		Cluster 2	
Soort	%	Soort	%
<i>Navicula minima</i>	21,89	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>	12,19
<i>Gomphonema parvulum</i>	12,36	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i>	11,66
<i>Navicula seminulum</i>	10,14	<i>Gomphonema parvulum</i>	10,97
<i>Navicula atomus</i> var. <i>permitis</i>	9,21	<i>Navicula atomus</i> var. <i>permitis</i>	9,75
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>	5,57	<i>Navicula minima</i>	7,56
<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>lanceolata</i>	5,14	<i>Navicula seminulum</i>	4,91
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i>	4,36	<i>Nitzschia palea</i>	4,66
<i>Navicula cryptocephala</i>	3,54	<i>Melosira varians</i>	4,03
<i>Stauroneis kriegeri</i>	3,54	<i>Navicula cryptocephala</i>	2,56
<i>Nitzschia palea</i>	2,25	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	2,47

Tabel 15.1: Overzicht van de 10 meest dominante diatomeeënsoorten per cluster.

Parameter	Cluster 1	Cluster 2
pH	6,93 ± 0,17	7,14 ± 0,15
Conductiviteit (mS/cm)	759,71 ± 522,20	1298,25 ± 125,27
Opgeloste zuurstof (mg/l)	5,79 ± 1,81	5,68 ± 1,08
Opgeloste zuurstof (%)	57,80 ± 20,31	58,06 ± 14,62
Totale Stikstof (mg/l)	4,34 ± 0,45	4,14 ± 0,36
Ammonium (mg/l)	0,63 ± 0,48	0,47 ± 0,39
Orthofosfaat (mg/l)	0,12 ± 0,06	0,13 ± 0,07
Sulfaat (mg/l)	109,00 ± 80,11	191,50 ± 11,74
Chloride (mg/l)	103,71 ± 86,04	192,25 ± 28,15
Zn (µg/l)	83,21 ± 42,15	103,79 ± 31,30
Cd (µg/l)	0,56 ± 0,56	1,24 ± 0,67
TE (µg/l)	1,24 ± 0,67	1,98 ± 0,63

Tabel 15.2: Vergelijking van fysisch-chemische variabelen van de waterstalen tussen beide clusters.

Clusters op basis van de diatomeeënstalen. Telkens wordt de gemiddelde waarde en standaardafwijking per parameter en per cluster weergegeven.

Bijlage 16: Codes diatomeesoorten

Code	Diatomee	Code	Diatomee
AAMO	<i>Achnanthes amoena</i>	MCCO	<i>Meridion circulare</i> var. <i>constricta</i>
ABIO	<i>Achnanthes bioretii</i>	NACO	<i>Navicula accomoda</i>
ADAU	<i>Achnanthes dau</i>	NAMA	<i>Navicula arvensis</i> var. <i>maior</i>
AEXG	<i>Achnanthes exigua</i>	NAPE	<i>Navicula atomus</i> var. <i>permitis</i>
AHEL	<i>Achnanthes helvetica</i>	NCAP	<i>Navicula capitata</i>
ALFR	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>	NCPR	<i>Navicula capitoradiata</i>
ALAR	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i>	NCAR	<i>Navicula cari</i>
ALAN	<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>lanceolata</i>	NCLE	<i>Navicula clementis</i>
AMIN	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i>	NCOH	<i>Navicula cohnii</i>
AMAF	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>affinis</i>	NCON	<i>Navicula contenta</i>
APER	<i>Achnanthes peregalli</i>	NCRY	<i>Navicula cryptocephala</i>
ASAT	<i>Achnanthes subatomoides</i>	NCUS	<i>Navicula cuspidata</i>
ASBM	<i>Achnanthes submarina</i>	NELG	<i>Navicula elginensis</i>
ACOP	<i>Amphora copulata</i>	NGAS	<i>Navicula gastrum</i>
ALIB	<i>Amphora libyca</i>	NGOE	<i>Navicula goeppertiana</i>
AMMO	<i>Amphora montana</i>	NGRA	<i>Navicula gracilis</i>
AUGR	<i>Aulacoseira granulata</i>	NGRE	<i>Navicula gregaria</i>
AUDI	<i>Aulacoseira distans</i>	NLAN	<i>Navicula lanceolata</i>
AUSU	<i>Aulacoseira subarctica</i>	NLAT	<i>Navicula laterostrata</i>
CBAC	<i>Caloneis bacillum</i>	NMIN	<i>Navicula minima</i>
CPED	<i>Cocconeis pediculus</i>	NMUT	<i>Navicula mutica</i>
CPLI	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	NPLA	<i>Navicula placentula</i>
CDUB	<i>Cyclostephanos dubius</i>	NPUP	<i>Navicula pupula</i>
CMED	<i>Cyclotella meduanae</i>	NRHY	<i>Navicula rhynchocephala</i>
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	NSAL	<i>Navicula salinarum</i>
CPST	<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	NSEM	<i>Navicula seminulum</i>
CSTE	<i>Cyclotella stelligera</i>	NSMO	<i>Navicula submolesta</i>
CWOL	<i>Cyclotella wolterecki</i>	NVAR	<i>Navicula variostrata</i>
CSOL	<i>Cymatopleura solea</i>	NVEN	<i>Navicula veneta</i>
CMES	<i>Cymbella mesiana</i>	NBIS	<i>Neidium bisulcatum</i>
CMIN	<i>Cymbella minuta</i>	NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i>
CNAV	<i>Cymbella naviculiformis</i>	NBRE	<i>Nitzschia brevissima</i>
CPER	<i>Cymbella perpusilla</i>	NCOM	<i>Nitzschia communis</i>
DTEN	<i>Denticula tenuis</i>	NDEB	<i>Nitzschia debilis</i>
EBIL	<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>bilunaris</i>	NFAS	<i>Nitzschia fasciculata</i>
EBMU	<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>mucophila</i>	NIGR	<i>Nitzschia gracilis</i>
EEXI	<i>Eunotia exigua</i>	NINT	<i>Nitzschia intermedia</i>
EMIN	<i>Eunotia minor</i>	NZLT	<i>Nitzschia linearis</i> var. <i>tenuis</i>
FCAP	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>capucina</i>	NPAL	<i>Nitzschia palea</i>
FCGR	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>	NIPU	<i>Nitzschia pusilla</i>
FCVA	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	NSUA	<i>Nitzschia subacicularis</i>
FCRU	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>	NSBL	<i>Nitzschia sublinearis</i>
FCVE	<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i>	PGIB	<i>Pinnularia gibba</i>
FCON	<i>Fragilaria construens</i> f. <i>construens</i>	PMIC	<i>Pinnularia microstauron</i>
FPIN	<i>Fragilaria pinnata</i>	PSCA	<i>Pinnularia subcapitata</i>
FPUL	<i>Fragilaria pulchella</i>	RAMP	<i>Raphoneis amphiceros</i>
FULN	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i>	SGRC	<i>Stauroneis gracilis</i>
FVIR	<i>Fragilaria virescens</i>	STKR	<i>Stauroneis kriegei</i>
FRAM	<i>Frustulia amphipleuroides</i>	SHAN	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>

FVUL	<i>Frustulia vulgaris</i>	SHTE	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> fo. <i>tenuis</i>
FWEI	<i>Frustulia weinholdii</i>	SPAV	<i>Stephanodiscus parvus</i>
GPAR	<i>Gomphonema parvulum</i>	SANG	<i>Surirella angusta</i>
GPUM	<i>Gomphonema pumilum</i>	SBRE	<i>Surirella brebissonii</i>
GTER	<i>Gomphonema tergestinum</i>	SOVI	<i>Surirella ovalis</i>
HAMP	<i>Hantzschia amphioxys</i>	SUVI	<i>Surirella visurgis</i>
HABU	<i>Hantzschia abundans</i>	TFLO	<i>Tabellaria flocculosa</i>
LCOH	<i>Luticola cohnii</i>	TBRA	<i>Thalassiosira bramaputrae</i>
LGOE	<i>Luticola goeppertiana</i>	TPSN	<i>Thalassiosira pseudonana</i>
MVAR	<i>Melosira varians</i>	TWEI	<i>Thalassiosira weissflogii</i>
MCIR	<i>Meridion circulare</i> var. <i>circulare</i>		

Tabel 16.1: Codes diatomeeënsoorten.

Algemeen aanvaarde afkortingen voor de diatomeeënsoorten zoals ze werden ingelezen in OMNIDIA en weergegeven zijn in de ordinatiediagrammen (naar Prygiel & Coste, 2000).

Bijlage 17: Systematisch overzicht gevonden diatomeeëntaxa

Naar Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a en 1991b)

D. (divisio, afdeling)

Cl. (classis, klasse)

sCl. (subclassis, onderklasse)

O. (ordo, orde)

sO. (subordo, onderorde)

F. (familia, familie)

Genus (geslacht)

Species (soort)

RECHNUM PROTISTA

D. BACILLARIOPHYTA (Diatomeeën, kiezelwieren)

Cl. COSCINODISCOPHYCEAE (Centrische diatomeeën)

sCl. THALASSIOSIROPHYCIDAE

O. THALASSIOSIRALES

F. Thalassiosiraceae

Thalassiosira bramaputrae (Ehr.) Hakansson & Locker

Thalassiosira pseudonana Hasle et Heimdal

Thalassiosira weissflogii (Grunow) Fryxell & Hasle

F. Stephanodiscaceae

Cyclostephanos dubius (Fricke) Round

Cyclotella meduanae Germain

Cyclotella meneghiniana Kützing

Cyclotella pseudostelligera Hustedt

Cyclotella stelligera Cleve et Grun in Van Heurck

Cyclotella woltrecki Hustedt

Stephanodiscus hantzschii Grunow

Stephanodiscus hantzschii fo. tenuis (Hust.) Håk. & Stoermer

Stephanodiscus parvus Stoermer et Hakansson

sCL. COSCINODISCOPHYCIDAE

O. MELOSIRALES

F. Melosiraceae

Melosira varians Agardh

O. AULACOSEIRALES

F. Aulacoseiraceae

Aulacoseira distans (Ehr.) Simonsen
Aulacoseira granulata (Ehr.) Simonsen
Aulacoseira subarctica (O.Muller) Haworth

Cl. FRAGILARIOPHYCEAE (Pennate diatomeeën zonder raphe)

sCl. FRAGILARIOPHYCIDAE

O. FRAGILARIALES

F. Fragilariaceae

Fragilaria capucina Desmazieres var. *capucina*
Fragilaria capucina Desmazieres var. *gracilis* (Oestrup) Hustedt
Fragilaria capucina Desmazieres var. *vaucheriae* (Kützing) Lange-Bertalot
Fragilaria capucina Desmazieres var. *rumpens* (Kützing) Lange-Bertalot
Fragilaria construens (Ehr.) Grunow f. *construens*
Fragilaria construens (Ehr.) Grunow f. *venter* (Ehr.) Hustedt
Fragilaria pinnata Ehrenberg var. *pinnata*
Fragilaria pulchella (Ralfs ex Kütz.) Lange-Bertalot
Fragilaria ulna (Nitzsch.) Lange-Bertalot var. *Ulna*
Fragilaria virescens Ralfs
Meridion circulare (Greville) Agardh var. *constrictum* (Ralfs) Van Heurck
Meridion circulare (Greville) C.A. Agardh var. *circulare*
Raphoneis ampiceros Ehrenberg

F. Tabellariaceae

Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing

Cl. BACILLARIOPHYCEAE (Pennate diatomeeën met raphe)

sCl. EUNOTIPHYCIDAE

O. EUNOTIALES

F. Eunotiaceae

Eunotia bilunaris (Ehr.) Mills var. *bilunaris*
Eunotia bilunaris (Ehr.) Mills var. *mucophila* Lange-Bertalot Norpel & Al
Eunotia exigua (Brebisson ex Kützing) Rabenhorst
Eunotia minor (Kützing) Grunow

sCl. BACILLARIOPHYCIDAE

O. CYMBELLALES

F. Cymbellaceae

Cymbella mesiana Cholnoky (Encyonema)
Cymbella minuta Hilse ex Rabenhorst (Encyonema)
Cymbella naviculiformis Auerswald

Cymbella perpusilla A. Cleve

O. ACHNANTHALES

F. Achnanthaceae

Achnanthes amoena Hustedt

Achnanthes bioretii Germain

*Achnanthes dau*i Foged var. *dau*i

Achnanthes exigua Grunow

Achnanthes Helvetica (Hustedt) Lange-Bertalot

Achnanthes lanceolata (Breb.) Grunow ssp. *frequentissima* Lange-Bertalot

Achnanthes lanceolata (Breb.) Grunow var. *lanceolata* Grunow

Achnanthes lanceolata ssp. *rostrata* (Oestrup) Lange-Bertalot

Achnanthes minutissima Kutz. var. *affinis* (Grunow) Lange-Bertalot

Achnanthes minutissima Kütz. var. *minutissima* Kützing

Achnanthes peregalli Brun & Heribaud

Achnanthes subatomoides (Hustedt) Lange-Bertalot et Archibald

Achnanthes submarina Hustedt

F. Cocconeidaceae

Cocconeis pediculus Ehrenberg

Cocconeis placentula Ehrenberg var. *lineata* (Ehr.) Van Heurck

O. NAVICULALES

sO. Neidiineae

F. Amphipleuraceae

Frustulia amphipleuroides (Grunow) Cleve-Euler

Frustulia vulgaris (Thwaites) De Toni

Frustulia weinholdii Hustedt

sO. Sellaphorineae

F. Pinnulariaceae

Caloneis bacillum (Grunow) Cleve

Pinnularia gibba Ehrenberg

Pinnularia microstauron (Ehr.) Cleve var. *microstauron*

Pinnularia subcapitata Gregory var. *subcapitata*

sO. Naviculineae

F. Naviculaceae

Navicula accomoda Hustedt

Navicula arvensis Hustedt var. *maior* Lange-Bertalot

Navicula atomus (Kutz.) Grunow var. *permitis* (Hustedt) Lange-Bertalot
Navicula capitata Ehrenberg (=Hippodonta)
Navicula capitoradiata Germain
Navicula cari Ehrenberg
Navicula clementis Grunow
Navicula cohnii (Hilse) Lange-Bertalot
Navicula contenta Grunow in Van Heurck
Navicula cryptocephala Kützing
Navicula cuspidate Kützing
Navicula elginensis (Gregory) Ralfs
Navicula gastrum (Ehr.) Kützing
Navicula goeppertiana (Bleisch) H.L.Smith
Navicula gracilis Ehrenberg
Navicula gregaria Donkin
Navicula lanceolata (Agardh) Ehrenberg
Navicula laterostrata Hustedt
Navicula minima Grunow
Navicula mutica Kützing
Navicula placentula (Ehr.) Kützing
Navicula pupula Kützing
Navicula rhynchocephala Kützing
Navicula salinarum Grunow in Cleve et Grunow
Navicula seminulum Grunow
Navicula submolesta Hustedt
Navicula variostrata Krasske
Navicula veneta Kützing
Neidium bisulcatum (Lagerstedt) Cleve

F. Stauroneidaceae

Stauroneis gracilis Ehrenberg
Stauroneis kriegeri Patrick

O. CYMBELLALES

F. Gomphonemataceae

Gomphonema parvulum (Kützing) Kützing var. *parvulum* f. *parvulum*
Gomphonema pumilum (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot
Gomphonema tergestinum Fricke

O. THALASSIOPHYSALES

F. Catenulaceae

Amphora copulata (Kutz) Schoeman & Archibald

Amphora libyca Ehr.
Amphora montana Krasske

O. BACILLARIALES

F. Bacillariaceae

Denticula tenuis Kützing
Hantzschia amphioxys (Ehr.) Grunow
Hantzschia abundans Lange-Bertalot
Nitzschia amphibia Grunow f. *amphibia*
Nitzschia brevissima Grunow
Nitzschia communis Rabenhorst
Nitzschia debilis (Arnott) Grunow
Nitzschia fasciculata Grunow
Nitzschia gracilis Hantzsch
Nitzschia intermedia Hantzsch ex Cleve & Grunow
Nitzschia linearis (Agardh) W.M.Smith var. *linearis* (W.Smith) Grunow
Nitzschia palea (Kützing) W.Smith
Nitzschia pusilla (Kützing) Grunow
Nitzschia subacicularis Hustedt
Nitzschia sublinearis Hustedt

O. SURIRELLALES

F. Surirellaceae

Cymatopleura solea (Brebisson) W.Smith var. *apiculata* (W.Smith) Ralfs
Surirella angusta Kützing
Surirella brebissonii Krammer & Lange-Bertalot var. *Brebissonii*
Surirella ovalis Brebisson
Surirella visurgis Hustedt

Bijlage 18: Diatomeeënindices

18.1 Index van de Commissie van de Europese Gemeenschap (CEC of CEE)

								G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	
								AMIN	ALIB	ALAN	DITE	AMMO	GPAR	HAMP	AVEN	
								DTCR	APED	ALAR	FCVA	NACI	NMIN	NCOM	NACO	
								EPEC	CMIN	CCAE	MVAR	NJOU	GLIG	NGOE	NCPL	
								GANT	DEHR	CPRO	NLAN	NPUP	NATO	NMLF	NPAL	
								HARC	DVUL	RSIN	NFON	NIHU	NIAR	NSEM	NPAD	
								MCIR	FCAP	GMIN	NSOC	NPAE	NMMU	NSMO	NZSU	
								NSIN	NDIS	GOLI	RABB	SBRE	NSBM	NVEN	NUMB	
								1	2	3	4	5	6	7	8	
SG1	AHEL	ABIO	ACLE	ACOA	ASAT	AEXI	AFLE	1	10	9	8	7	6	5	4	3
	APEL	APUS	AVIT	CCES	CEHR	CGRA	CSLE									
	DANC	DHME	EARC	EBIL	EEXI	ERHO	ETUR									
	FRSA	FVIR	GCLA	GCLE	GOOL	NACD	NBRY									
	NEAF	NGPE	NHAN	NPSL	NRAD	NREI	NRHY									
NSPD	NSTL	NTRI	PNOB	RGIB	SLIN	STAN										
SG2	ANOR	CAFF	CBAC	CCIS	CCYM	CELL	CHEL	2	9	8	7	6	5	4	3	2
	CLAN	CMIC	CNAV	CPED	CPLA	CSIL	CSOL									
	CTGL	DOBL	FCON	FVUL	GAFF	GGRA	GNOD									
	GTRU	GYAC	GYAT	NACU	NCTE	NIAN	NINO									
	NMEN	NREC	NSBH	NSBL	NTPT	NVER	NZAG									
PGIB	PSCA	PVIR	SACU	SANG												
SG3	ACON	AEXG	AOBG	FBRE	FLEP	FPIN	GMIC	3	8	7	6	5	4	3	2	1
	GAUG	GTER	NCPR	NCOT	NCUS	NDEC	NDRA									
	NEXI	NGRE	NHEU	NIFT	NIGF	NIGR	NIRO									
	NZTE	NKOT	NLSU	NLAT	NLIN	NSIO	NTEN									
	NVIR	NVRO	STKR	SULN												
SG4	ADEL	ASPH	BPAR	CAMP	CMEN	GSCA	NAMC	4	7	6	5	4	3	2	1	0
	NAMC	NAMP	NCIN	NCLA	NDEB	NDUB	NHAL									
	NIFR	NINC	NINT	NIPU	NLEV	NLVI	NMVE									
	NMVE	NOBT	NPHY	NPRO	NPYG	NRCS	NSAL									
	NSHR	NSIG	NTRY	NTRY	PMIC	PMBR	SOVI									
	SOVI	FPUL	FFAS													

Tabel 18.1: CEC-rooster (naar Descy & Coste 1990).

Berekende CEC indexwaarden volgens de formule $CEE = 12 - (G + SG)$.

G = Groep; SG = Subgroep

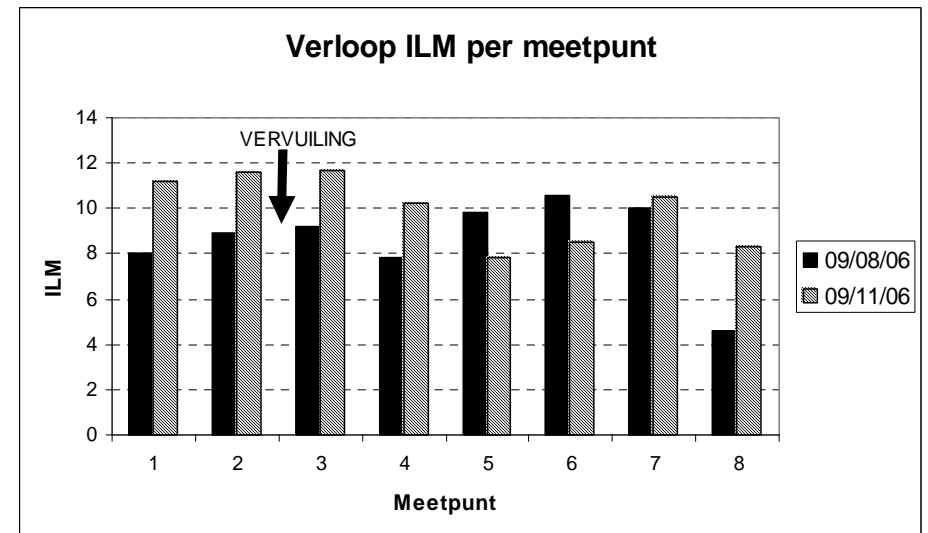
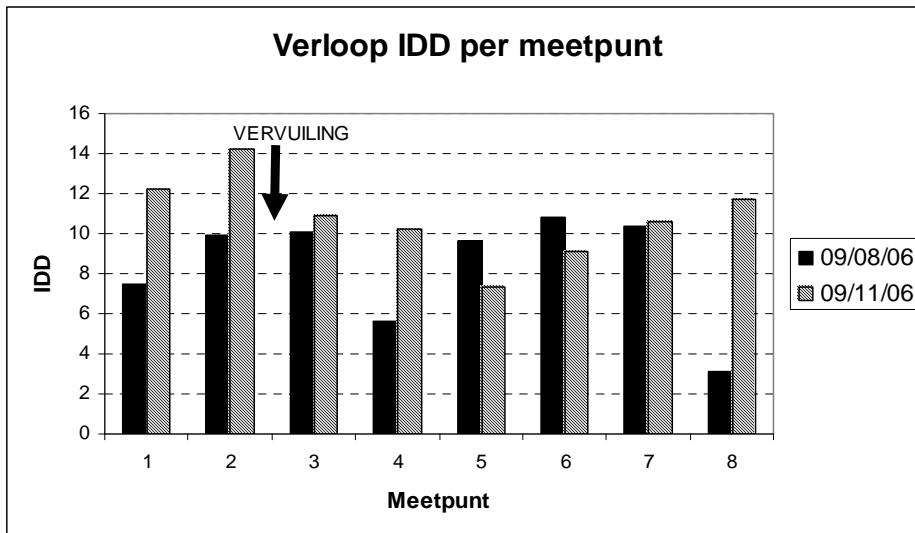
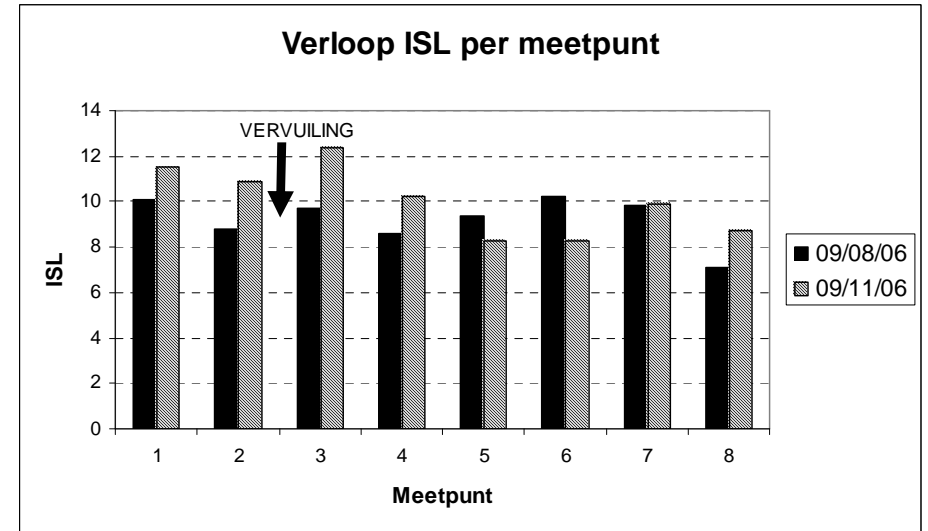
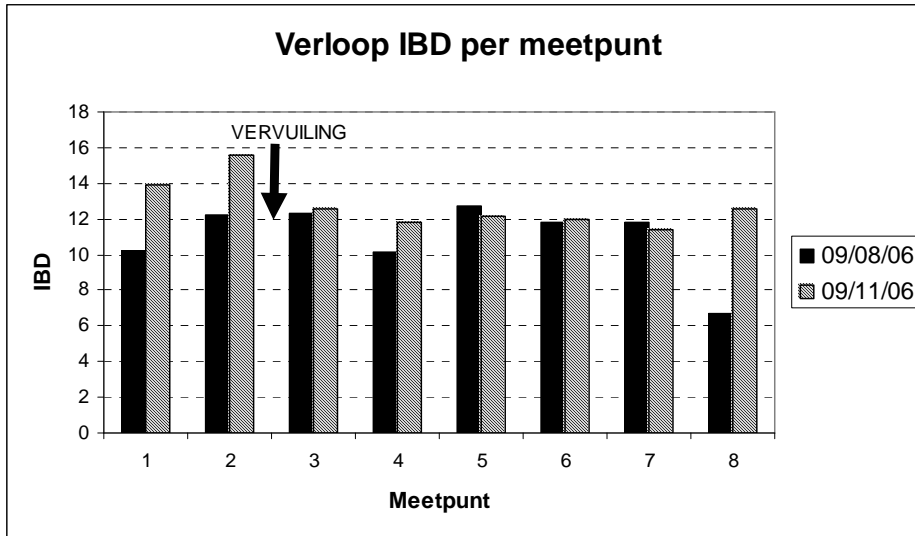
18.2 Overzicht van de berekende diatomeeënindices

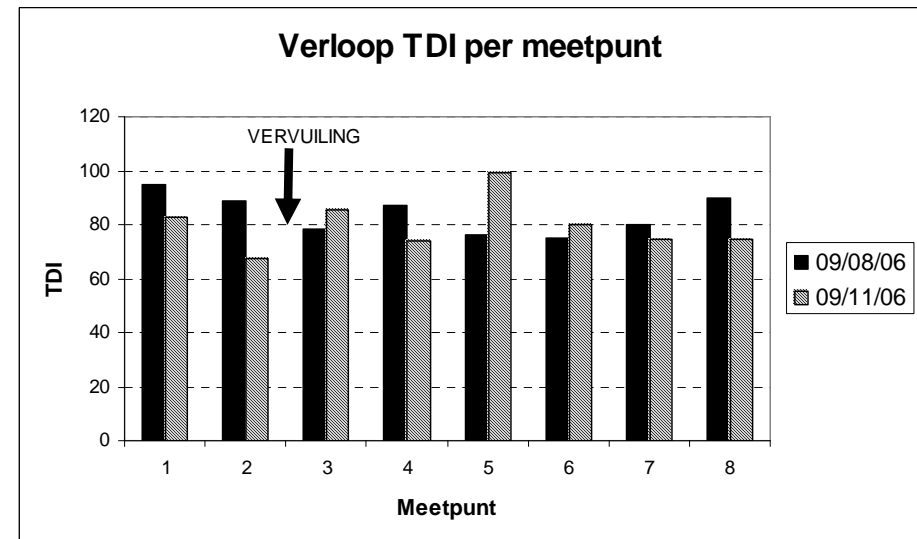
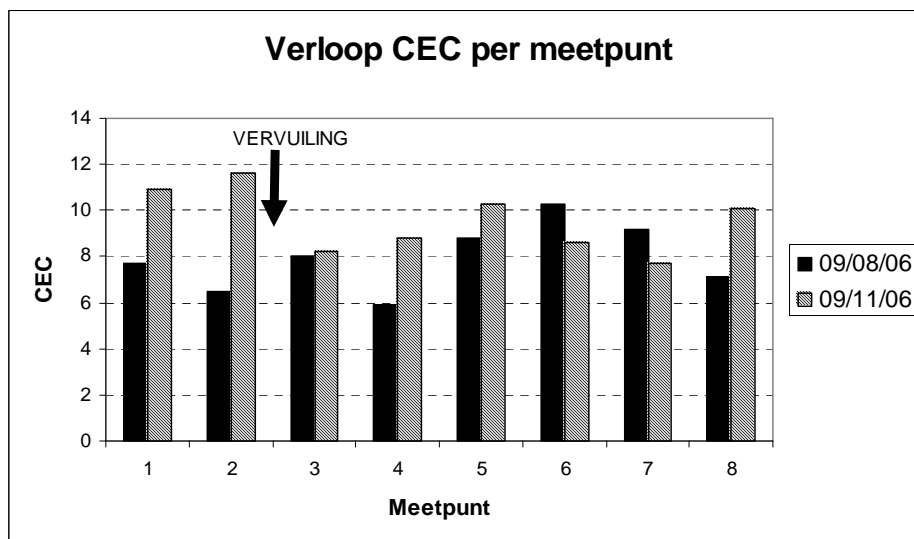
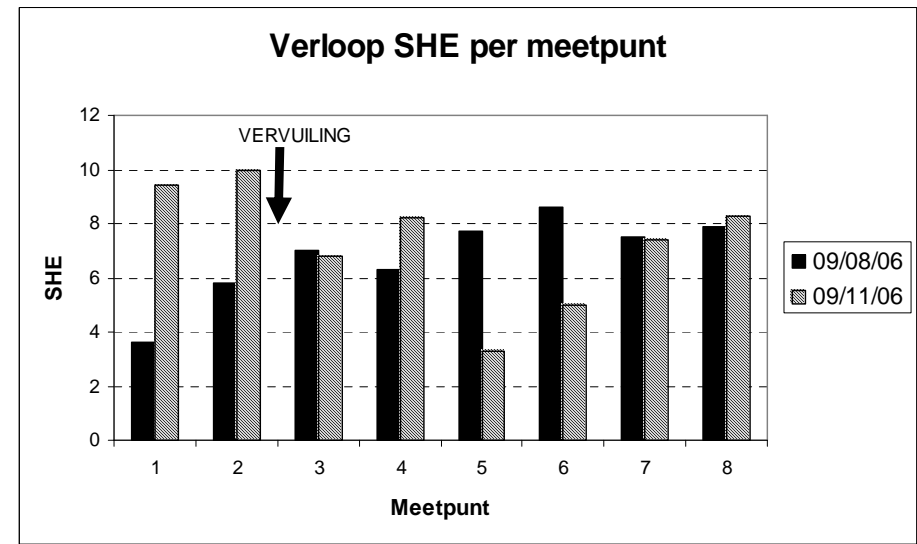
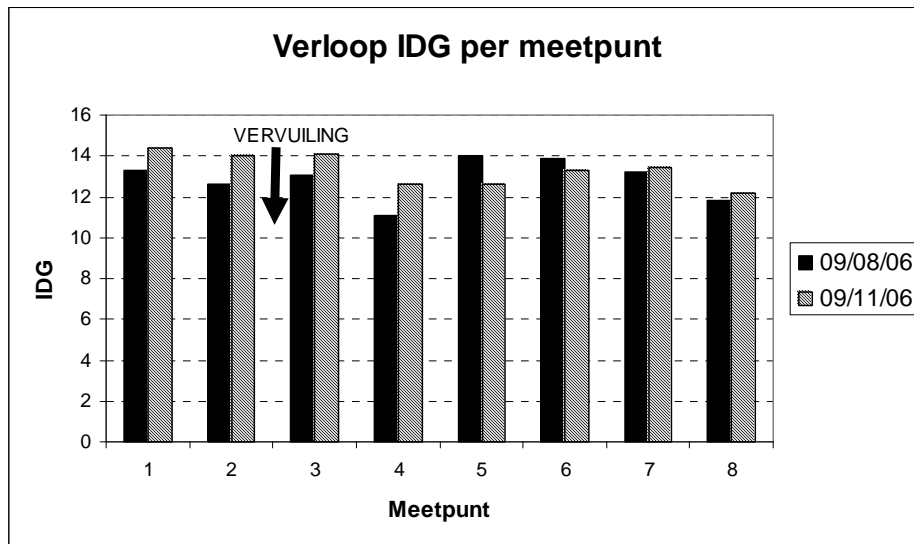
Index	IPS	ISL	IDD	ILM	IDG	CEC	SHE	TDI	IBD	Diversiteit	Evenness	# soorten	# genera
D1A	10,4	10,1	7,5	8,0	13,3	7,7	3,6	94,6	10,2	2,52	0,57	22	11
D2A	8,9	8,8	9,9	8,9	12,6	6,5	5,8	88,7	12,2	3,31	0,75	21	9
D3A	8,7	9,7	10,1	9,2	13,1	8,0	7,0	78,2	12,3	3,78	0,76	32	15
D4A	7,3	8,6	5,6	7,8	11,1	5,9	6,3	87,1	10,1	3,23	0,68	27	12
D5A	10,2	9,4	9,6	9,8	14,0	8,8	7,7	76,1	12,7	3,27	0,76	20	11
D6A	11,0	10,2	10,8	10,6	13,9	10,3	8,6	74,9	11,8	4,20	0,77	43	18
D7A	10,2	9,8	10,4	10,0	13,2	9,2	7,5	80,1	11,8	4,05	0,80	33	15
D8A	7,5	7,1	3,1	4,6	11,8	7,1	7,9	89,6	6,7	2,04	0,48	19	9
D1C	11,2	11,5	12,2	11,2	14,4	10,9	9,4	82,8	13,9	3,78	0,79	28	13
D2C	13,4	10,9	14,2	11,6	14,0	11,6	10,0	67,4	15,6	4,35	0,87	32	16
D3C	8,3	12,4	10,9	11,7	14,1	8,2	6,8	85,7	12,6	3,37	0,70	28	13
D4C	9,1	10,2	10,2	10,2	12,6	8,8	8,2	73,9	11,8	4,44	0,85	38	18
D5C	6,6	8,3	7,3	7,8	12,6	10,3	3,3	99,0	12,1	1,79	0,54	10	6
D6C	8,7	8,3	9,1	8,5	13,3	8,6	5,0	80,2	12,0	4,02	0,83	29	14
D7C	8,9	9,9	10,6	10,5	13,4	7,7	7,4	74,4	11,4	4,39	0,84	38	17
D8C	10,3	8,7	11,7	8,3	12,2	10,1	8,3	74,6	12,6	3,76	0,75	33	16

Tabel 18.2: Overzicht van de berekende biotische- en diversiteitindices voor de diatomeeën.

IPS: Index voor specifieke Polluosensibiliteit; ISL: Index van Sládeček; IDD: Diatomeeënindex van Descy; ILM: Index van Leclercq en Maquet; IDG: Generische diatomeeënindex; CEC: Index van de commissie van de Europese Gemeenschap; SHE: Index van Steinberg en Schiefele; TDI: Trofische diatomeeënindex; IBD: Biologische diatomeeënindex. A: 09/08/2006, C: 09/11/2006.

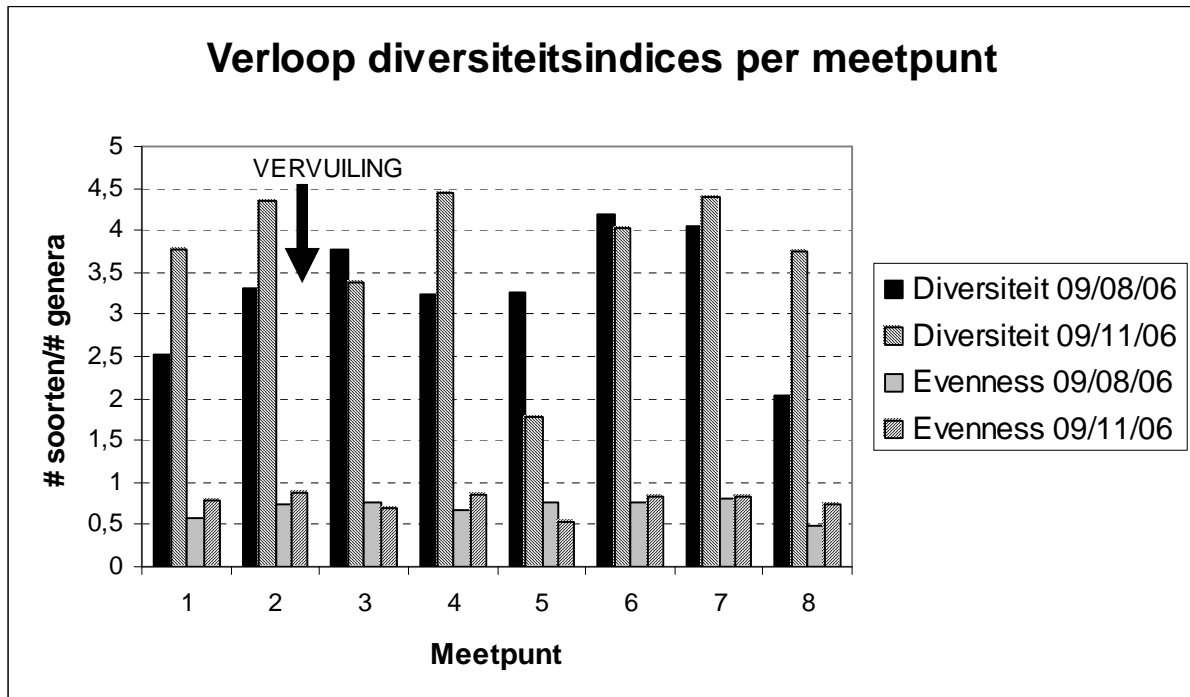
18.3 Verloop van de diatomeeënindices per meetpunt





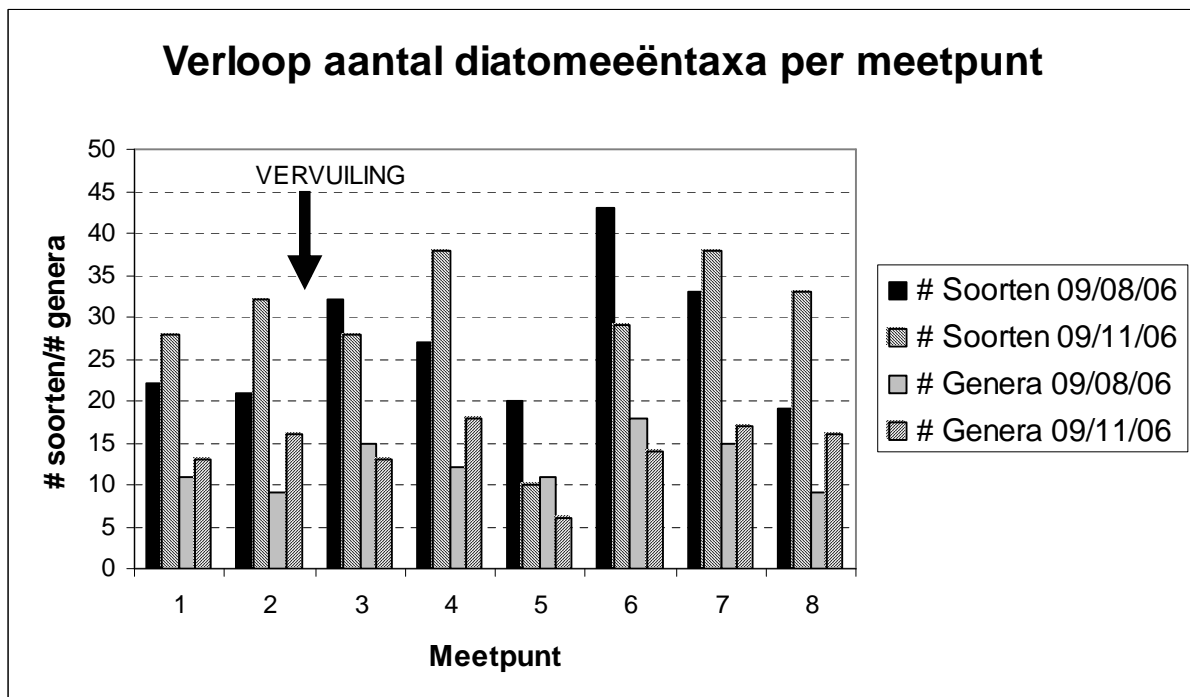
Figuur 18.3: Verloop van de diatomeeënindices per meetpunt.
De zwarte pijl geeft aan waar de vervuiling door zware metalen in de Dommel stroomt.

18.4 Verloop diversiteit en aantal taxa voor de diatomeeën



Figuur 18.4: Verloop van de diversiteit en evenness per meetpunt.

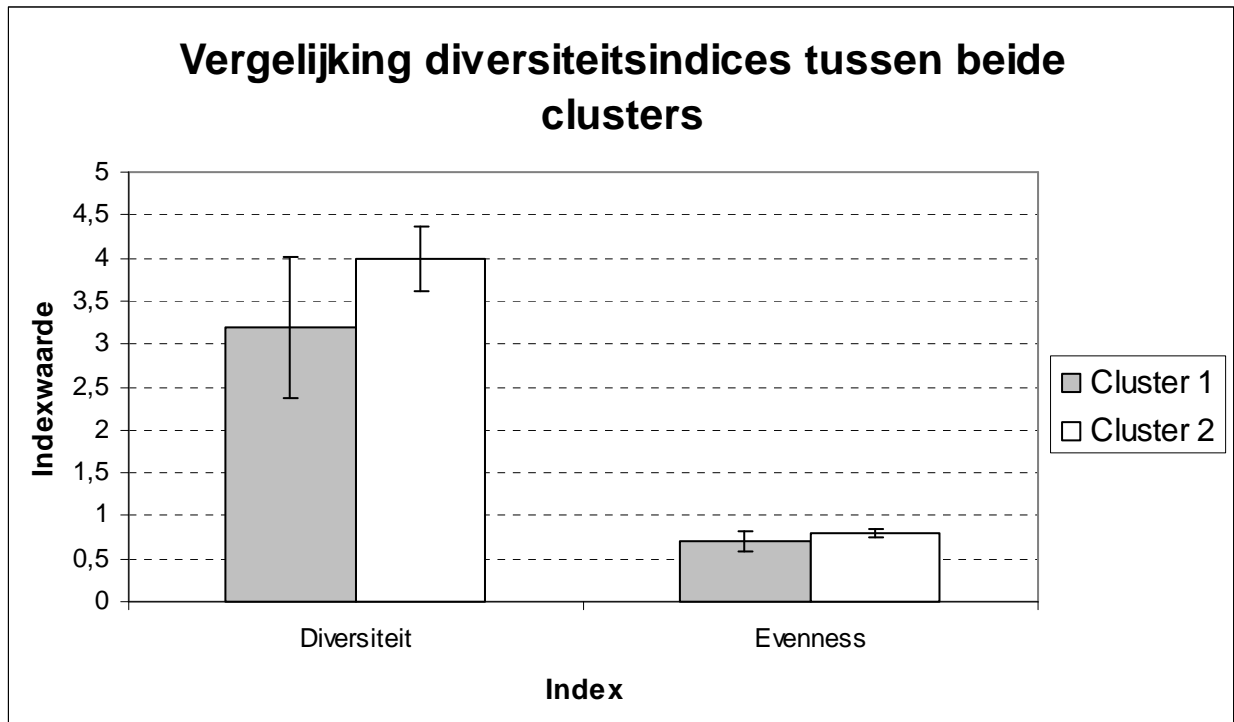
De zwarte pijl geeft aan waar de vervuiling door zware metalen in de Dommel stroomt.



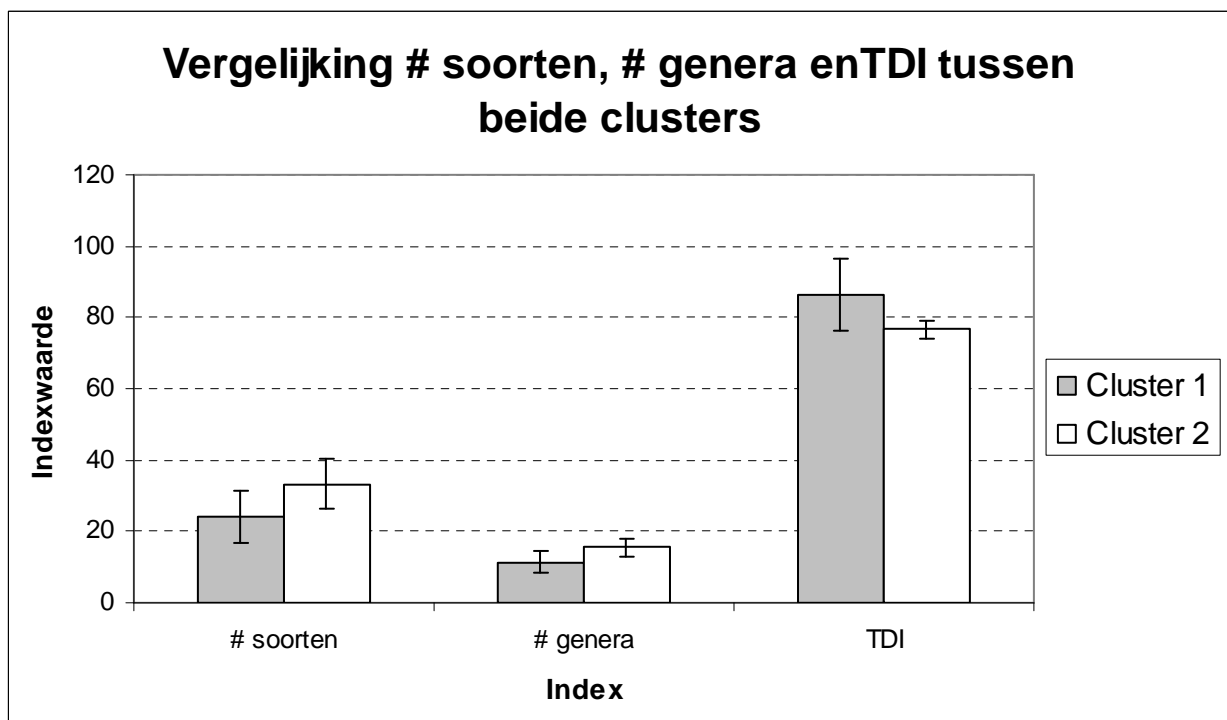
Figuur 18.5: Verloop van de diatomeeëntaxa per meetpunt.

De zwarte pijl geeft aan waar de vervuiling door zware metalen in de Dommel stroomt.

18.5 Diatomeeënindices per cluster



Figuur 18.6: Vergelijking diversiteit en evenness tussen beide clusters.



Figuur 18.7: Vergelijking van het aantal diatomeeënsoorten, aantal genera en de TDI tussen de beide clusters.

Bijlage 19: R²-waarden van de significante correlaties

	Temp.	pH	Cond.	O ₂	O ₂ %	Stik.	Ammo.	Fosf.	Sulf.	Chlor.	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	TE
Temp.	1																	
pH		1																
Cond.	0,47380		1															
O ₂	0,48266			1														
O ₂ %	0,73265			0,91096	1													
Stik.	-0,75315			-0,67209	-0,79084	1												
Ammo.				-0,60767	-0,52251	0,60000	1											
Fosf.			0,61483				0,51858	1										
Sulf.			0,83591	-0,45327				0,61899	1									
Chlor.	0,64845		0,93745					0,52559	0,90476	1								
Cr											1							
Ni				0,71089	0,66667							1						
Cu	0,81020						0,66667	0,86229			0,73810		1					
Zn			0,43824	-0,66176	-0,73289	0,51404	0,43363	0,46223	0,80059				0,90476	1				
As	0,84702			-0,72294									0,73810		1			
Cd		0,44330	0,73529					0,48890	0,81236	0,63723			0,80952	0,58529	0,92857	1		
Pb							0,83834	0,81928					0,79043	0,83834			1	
TE			0,81236					0,52781	0,81738	0,73343			0,92857	0,51508	0,85714	0,92857	0,69462	1

Tabel 19.1: R²-waarden van de significante correlaties tussen de fysisch-chemische variabelen van het water onderling.

	BBI	BBI*	K-135	K-12345	BMWP	ASPT	MMIF	SW	Sdiv.	Evenness	# taxa
*Temp.					0,43311						0,46657
*pH	-0,44368										-0,49964
*Cond.		-0,47821	-0,50882	-0,51508							
*O ₂	0,44999	0,62488	0,64412	0,53863	0,71281	0,72259	0,68320	0,75000	0,72941	0,61222	0,63362
* O ₂ %	0,48050	0,60852	0,53422		0,76934	0,54050	0,67024	0,65637	0,58425	0,43594	0,72001
*Stik.		-0,5233	-0,58199	-0,48485	-0,69453	-0,57650	-0,74930	-0,72231	-0,64402	-0,53585	-0,61115
*Ammo.		-0,45357	-0,62537	-0,60074	-0,55244	-0,72030	-0,58626	-0,62242	-0,61652	-0,56089	-0,49147
*Fosf.		-0,60336	-0,70669	-0,77615	-0,52523	-0,51298	-0,54520	-0,48890	-0,52890	-0,44775	-0,45339
*Sulf.	-0,68554	-0,79200	-0,6078	-0,57437	-0,70965	-0,43667	-0,56626	-0,44150	-0,42678		-0,68223
*Zn	-0,71441	-0,88309	-0,62647	-0,55482	-0,92636	-0,47241	-0,74599	-0,50882	-0,43824		-0,90009
*Cd	-0,57679	-0,61572			-0,56848						-0,51074
*TU	-0,50912	-0,55960			-0,47752						
ΔCr	-0,78355	-0,79104	-0,73810	-0,73810	-0,85548		-0,84863	-0,64286	-0,64286		-0,79792
ΔCu			-0,78571	-0,78571	-0,62655		-0,78801				
ΔZn			-0,66667	-0,66667	-0,75909		-0,78801				
ΔCd	-0,70107										
ΔPb		-0,74541	-0,67475	-0,67475	-0,90854		-0,89572				-0,80138
ΔTE	-0,70107										

Tabel 19.2: R²-waarden van de significante correlaties tussen de fysisch-chemische variabelen en macro-invertebraat-indices. *: Variabelen van de waterstalen, Δ: Variabelen van de sedimentstalen.

	IPS	ISL	IDD	ILM	IDG	CEC	SHE	IBD	# soorten	# genera
*Temp.			-0,56384							
* O ₂ %						-0,45575				
*Stik.		0,52145	0,43870	0,48929	0,45920					
*Fosf.	-0,54789									
*Sulf.	-0,53466									
*Cd	-0,46131									
*TE	-0,44248									
ΔTOC						0,80952		0,69462		
ΔStik.						0,85714		0,73055	-0,62655	
ΔFosfor						0,73810		0,62277	-0,73499	-0,66270
ΔCr	-0,78571		-0,80952				-0,76190			
ΔNi						0,78571		0,73055	-0,71089	-0,65065
ΔZn	-0,69048									
ΔCd		-0,69462	-0,69048	-0,85714	-0,86229					
ΔPb	-0,74704									
ΔTE	-0,73810	-0,80241	-0,64672	-0,73055	-0,69972					

Tabel 19.3: R²-waarden van de significante correlaties tussen de fysisch-chemische variabelen en diatomeeënindices. *: Variabelen van de waterstalen, Δ: Variabelen van de sedimentstalen.