

Achtergrondrapport KRW-maatlat macrofauna R8



Achtergrondrapport KRW-maatlat macrofauna R8

Datum: 7 september 2012

Opdrachtgever: RWS Waterdienst

Projectnummer: 43

Status: Eindrapport

Auteurs: E.T.H.M. Peeters (Wageningen Universiteit)
H.J. de Lange (Alterra)
M.A.A. de la Haye (Grontmij)
A.J.G. Reeze (Waterdienst, Arcadis)
J.F. Postma (Ecofide)

Citeren als:

Peeters, E.T.H.M., H.J. de Lange, M.A.A. de la Haye, A.J.G. Reeze & J.F. Postma (2012). Achtergrondrapport KRW-maatlat macrofauna R8. Ecofide rapportnummer 43b.

Deze KRW-maatlat voor macrofauna voor zoet getijdenwater (R8) is tot stand gekomen in een meerjarige samenwerking van meerdere mensen en organisaties.

Ecofide
Singel 105
1381 AT Weesp
Telefoon: 0294-450282
Fax: 0294-457359
KvK: 32134487
info@ecofide.nl
www.ecofide.nl



Inhoudsopgave



1.	Inleiding	1
1.1	Achtergrond.....	1
1.2	Relevante studies	2
1.3	Algemene werkwijze	3
1.4	De expertgroep.....	5
1.5	Leeswijzer	6
2.	Beschrijving van de dataset.....	7
2.1	Locaties.....	7
2.2	Macrofauna	9
2.3	Biologische indices (metriecken)	12
2.4	Chemie (profundaal)	13
2.5	Fysisch-chemisch (profundaal).....	14
2.6	Aanvullende gegevens.....	15
3.	Data analyse profundaal	17
3.1	Doel analyses.....	17
3.2	Vorbewerkingen.....	17
3.3	Werkwijze	19
3.4	Resultaten voorbereidende multivariate analyses	21
3.5	Relatie macrofauna met algemene verstoring.....	24
3.6	Relatie macrofauna met sedimentvervuiling	27
3.7	Selectie metriecken profundaal	37
3.8	Van metriecken naar Ecologische Kwaliteits Ratio's (EKR)	39
3.9	Beoordelingssysteem voor profundaal	48
4.	Data analyse litoraal.....	51
4.1	Bewerking van afzonderlijke monsters	51
4.2	Analyse samengestelde monsters.....	56
4.3	Validatie.....	63



4.4	Beoordelingssysteem voor litoraal.....	63
5.	Literatuur.....	65
6.	Bijlagen	69



1. Inleiding



1.1 Achtergrond

Bij het actualiseren van de referenties en maatlaten voor natuurlijke watertypen voor de Kader Richtlijn Water (Van der Molen & Pot 2007) is besloten de in 2005 opgestelde macrofauna maatlat voor zoet getijdenwater (watertype R8) in te trekken. De maatlat was niet onderscheidend en bovendien waren de waterbodems en waterbodems-verontreinigingen niet meegenomen in de beoordeling. Dit terwijl in Zuid Holland veel waterbodems verontreinigd zijn en er behoefte is aan een maatlat die uitspraken doet over de biologische toestand van waterlichamen en de rol van waterbodemsverontreiniging hierin.

De doelstelling van dit project is de ontwikkeling van een beoordelingsmethode voor macrofauna in het benedenrivierengebied (KRW watertype R8) ten behoeve van de KRW en de Richtlijn Nader Onderzoek in het kader van de Wet Bodem Bescherming (WBB)¹. Het systeem dient geschikt te zijn voor het in kaart brengen van algemene verstoring en (waterbodems) vervuiling.

De ontwikkelde beoordelingsmethode en werkwijze dienen aan de volgende eisen te voldoen:

- De methode is KRW proof: sluit aan bij de bestaande KRW maatlat systematiek voor macrofauna, is gebaseerd op een referentie en geeft een eindscore tussen de 0 en 1.
- Is afgestemd op de monitoring voorschriften voor waterbodemonderzoek en KRW monitoring.
- Er worden geen nieuwe gegevens verzameld, alleen beschikbare gegevens worden gebruikt.
- Er wordt onderscheid gemaakt tussen: diepe bodem (mogelijke pressors verontreiniging en algemene verstoring) en oevers (mogelijke pressor inrichting).
- Is eenvoudig in gebruik.

Dit rapport is een achtergrondrapportage bij rapport KRW-maatlat macrofauna R8 voor zoet getijdenwater (Peeters et al., 2012). Dit rapport bevat een beschrijving van de gebruikte data, de bewerkingen van de data, de analysetechnieken en aanvullende gegevens die gebruikt zijn bij het opstellen van de macrofauna maatlat voor R8 water in 2007-2008.

¹ Met het van kracht worden van de Waterwet vormt de beoordeling van waterbodems geen onderdeel meer van de WBB en is de verwijzing naar de richtlijn en Wbb niet langer van toepassing.



Zoals in het hoofdrapport aangegeven zijn er in de periode 2008 – 2011 enkele aanvullende studies en validaties uitgevoerd naar de macrofauna maatlat voor R8 water. De bevindingen van die studies zijn in het hoofdrapport opgenomen en verwerkt. Voor de achterliggende analyses en onderbouwing wordt verwezen naar de verschillende onderliggende rapporten. De belangrijkste punten hiervan zijn ook opgenomen in het huidige achtergrond document.

1.2 Relevante studies

In de afgelopen 15 tot 30 jaar is in het beheersgebied van Zuid Holland veel onderzoek gedaan naar het voorkomen van macrofauna in relatie tot bodemverontreiniging en naar beoordelingsmethoden om dit te toetsen. Dit is ondermeer beschreven in de volgende rapporten:

- Misvormingen bij muggelarven uit Nederlandse oppervlakte wateren (Van Urk & Kerkum 1986).
- Dichtheid, biomassa en misvormingen van Chironomus-populaties in het Ketelmeer in drie opeenvolgende jaren (Kerkum & Van Urk 1989).
- Macrofauna in de diepe waterbodem van het noordelijk deltabekken (Dudok van Heel et al. 1992).
- Biologische typologie zoete waterbodems. Normaalwaarden voor biologische parameters (AquaSense 1993).
- Makro-evertebraten in relatie tot bodemvormingprocessen in de Nieuwe Merwede, Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch (Klink 1994).
- Sediment quality assessment in the delta of the rivers Rhine and Meuse based on field observations, bioassays and food chain implications (Den Besten et al. 1995).
- De macrozoobenthos in het benedenstroomse deel van de Lek (Van der Velden & Wiersma 1996).
- Biomonitoring van microverontreinigingen in voedselketens in het Haringvliet en de Amer - Nader Onderzoek HV-AM (Van Hattum et al. 1998).
- Biologische en chemische monitoring pilot saneringen in Nieuwe Merwede en Spijkerboor Onderzoek 1992-1998 (Den Besten 1999).
- Benthic macroinvertebrates and multiple stressors; quantification of the effects of multiple stressors in field, laboratory and model settings (Peeters 2001).
- Draagkracht in het rivierengebied voor vogels en vissen; productie van macrofauna in relatie tot sedimentverontreiniging en voedsel (De Lange et al. 2005).
- "Normaalranges" voor macrofauna-parameters in sediment in de grote rivieren. Een verkenning (Oosterbaan, 2005).
- Overzicht onderzoek naar normaalwaarden voor macrofauna en nematoden. Ten behoeve van de ecologische beoordeling van waterbodems (De la Haye et al., 2006).
- Overzicht van methoden voor bemonstering en beoordeling van de ecologische waterbodemkwaliteit (De Lange et al., 2006).
- Historische ontwikkeling bodemdier gemeenschappen Noordelijke delta: Analyse van het Haringvliet en vergelijking met het Hollands Diep en de Biesbosch (Wijnhoven et al. 2007).
- Biotisch effectonderzoek ten behoeve van Nader Onderzoek Nieuwe Merwede (Den Besten 1993).
- Eindnota Nader Onderzoek Waterbodem Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch (Den Besten et al 1997).



- Biotisch effectonderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Nader Onderzoek Waterbodern (Den Besten 1997).
- Biotisch effectonderzoek Haringvliet. Nader onderzoek waterbodernkwaliteit (Eys & Den Besten 2001).
- Biotisch effectonderzoek Sliedrechtse Biesbosch. Nader onderzoek waterbodernkwaliteit (Postma & Den Besten 2001).
- Biotisch effectonderzoek Amer. Nader onderzoek waterbodernkwaliteit (Postma et al. 2001).
- Monitoring sanering Ketelmeer-oost T0-situatie. Deelrapport ecotoxicologie (Postma et al. 2001).
- Biotisch effectonderzoek Brabantsche Biesbosch nader onderzoek waterbodernkwaliteit (Keijzers et al. 2002).

13 Algemene werkwijze

Met de huidige set van data is het niet mogelijk een natuurlijke maatlat op te stellen, omdat de gegevens zijn verzameld in een verstoord systeem. In de huidige systemen zijn slechts enkele van de natuurlijke habitats aanwezig. Dit geldt ook voor de aanwezige dataset.

Voor het opstellen van de beoordelingsmethode is gebruik gemaakt van macrofaunagegevens die in opdracht van Rijkswaterstaat tussen 1992 en 2006 in het gebied zijn verzameld. Daarnaast is er gebruik gemaakt van de in Nederland aanwezige kennis over de autecologie van macrofaunasoorten, het ecologisch functioneren van macrofauna en over de relatie tussen macrofauna en sedimentvervuiling.

De ontwikkeling van de beoordelingsmethode is gebaseerd op multivariate ordinatie analyses van de data (macrofauna en fysische -, chemische - en vervuilingdata), gecombineerd met het zoeken naar (bestaande) beoordelingsmethoden die patronen in de ordinatie kunnen beschrijven. Deze beoordelingsmethoden kunnen dan in de maatlat R8 gebruikt worden.

Voor het opstellen van de beoordelingsmethode zijn de volgende stappen doorlopen:

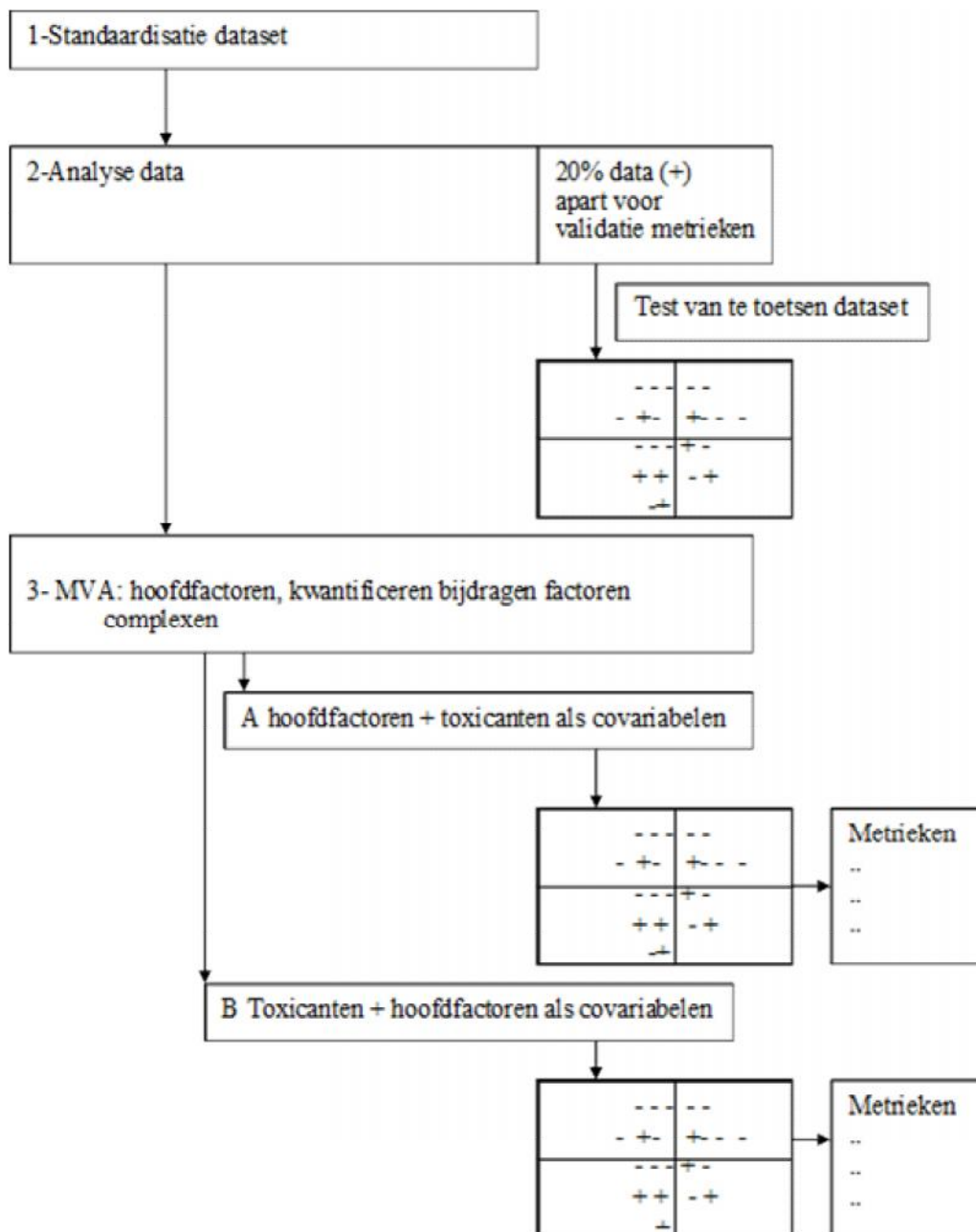
- voorbereiden dataset;
- selecteren metriecken en relevante habitats in R8;
- dataset analyseren met behulp van ordinatie;
- voorgestelde metriecken testen en grenswaarden voorstellen;
- concept versie beoordelingsmethode profundaal;
- concept versie beoordelingsmethode litoraal;
- oplevering beoordelingsmethodiek.

Om de data afkomstig uit verschillende bronbestanden te uniformeren en in één bestand te kunnen zetten, zijn naast veel kleine een aantal grote bewerkingen uitgevoerd. De belangrijkste bewerkingen zijn de volgende:

- afstemmen van kolomnamen en kolomplekken;
- fysische-chemische parameters en chemische bestanden in één bestand zetten;
- macrofauna: aantal individuen per m² berekenen;
- alle bestanden in excel database format zetten;
- alle locaties van een unieke code voorzien van maximaal 8 letters, met erin verwerkt: watersysteem, jaar, (eventueel maand) en monsternummer;

- alle waarden in de chemische bestanden onder de detectielimiet omzetten naar nul;
- chemische bestanden standaardiseren op basis van organisch stofgehalte;
- taxonomisch standaardiseren van de macrofauna gegevens (onder andere het corrigeren van nieuwe en oude namen en dubbele namen door spelfouten);
- berekenen biologische indices (metrieken).

Op basis van de macrofauna data worden de voorgestelde metrieken doorgerekend en bepaald of ze onderscheidend zijn. Voor de analyse worden multivariate analyses gebruikt (zie stappenplan in Figuur 1).



Figuur 1 Voorgesteld stappenplan om de data te analyseren. In de uiteindelijke uitvoering is de validatie anders uitgevoerd.

Uit Peeters et al. (2000, 2001) is gebleken dat ecologische factoren en toxicanten beide een gekwantificeerde invloed hebben op macrofauna gemeenschappen. Om mogelijke



beoordelingsystemen te maken dient inzicht verkregen te worden in welke factoren de samenstelling bepalen. Enerzijds om een algemene metriek voor verstoring te bepalen en anderzijds een metriek voor de toxiciteit. Via het toepassen van multivariate analyse worden deze twee factoren ontrafeld.

Daartoe worden directe ordinaties toegepast waarbij de fauna gegevens gekoppeld worden aan gemeten fysisch chemische gegevens. De uitkomsten van deze multivariate analyse worden vervolgens gerelateerd aan de scores voor de verschillende vooraf gekozen metrieken. Speerpunt daarbij is of de metrieken die volgorde weerspiegelen.

Bij de multivariate analyses is gebruik gemaakt van partiële canonische analyses. In zulke analyses worden de effecten van geselecteerde variabelen in beeld gebracht, gegeven de effecten van andere variabelen. Voor het ontwikkelen van een maatlat voor (algemene) verstoring wordt dan het effect van verontreinigingen uitgeschakeld door deze variabelen als covariabelen in de analyses op te nemen. Voor het ontwikkelen van een maatlat voor verontreinigingen worden juist de overige factoren als covariabelen gehanteerd. Op deze wijze kan de ordening van de monsters in het ordinatiediagram op heldere wijze aan de relevante metrieken gekoppeld worden.

De gebruikte data zijn in twee series verwerkt, de profundaal (diepe bodem) data met chemie data en de litoraal (oever) data zonder chemie data. Het verschil tussen de profundaal en litoraal data is de wijze van bemonstering. De profundale monsters zijn alleen genomen met boxcorers, happers of steekbuizen. De litorale monsters zijn op verschillende manieren genomen, met een standaard macrofaunanet, vaste substraten, zoals stenen en hout, zijn afgeborsteld en met boxcorers, happers en steekbuizen (zie ook paragraaf 2.2). Voor de oevermonsters zijn alleen indirecte ordinaties uitgevoerd, omdat veel fysisch-chemische gegevens bij deze monsterpunten ontbreken.

De uitkomsten van de analyses zijn voorgelegd aan de experts. Op basis van de afstemmingsronde is met de gekozen metrieken voor de diepe bodem een basisversie opgesteld van de macrofauna beoordelingsmethode voor R8 watertypen. Daarna is deze voor de oeverzone opgesteld.

1.4 De expertgroep

Om het proces te begeleiden is een expertgroep gevormd. Gedurende het uitvoeren van deze werkzaamheden is regelmatig overleg gevoerd over de te maken keuzes. Deze expertgroep is uiteindelijk vijf keer bijeen geweest en heeft uitvoerig de genomen stappen en keuzes bediscussieerd.

De project/expertgroep bestond uit de volgende personen:

Naam	Functie	Organisatie
Bart Reeze	Projectleider/expert	Waterdienst (RIZA)
Marianne Greijdanus	Expert (agendalid)	Waterdienst (RIZA)
Marieke Ohm	Expert	RWS Zuid Holland
Johan Oosterbaan	Expert	Hoogheemraadschap Delfland
Wim Gabriels	Expert (agendalid)	Vlaamse Milieumaatschappij (VMM)
Alexander Klink	Expert	Hydrobiologisch Adviesbureau Klink
Ton van Haaren	Expert	Grontmij AquaSense
Michiel Wilhelm	Expert	Grontmij AquaSense
Jaap Postma	Expert	Grontmij AquaSense
Edwin Peeters	Uitvoerder	WUR
Marieke de Lange	Uitvoerder	Alterra
Michelle de la Haye	Uitvoerder	Grontmij AquaSense

15 Leeswijzer

Het rapport is zo praktisch mogelijk opgezet. In hoofdstuk 2 wordt de dataset beschreven: locaties en uitgevoerde bewerkingen voor biologie, chemie en fysisch-chemische gegevens. In hoofdstuk 3 en hoofdstuk 4 wordt de data-analyse voor het profundaal en het litoraal toegelicht. In de hoofdstukken wordt de werkwijze zoals kort toegelicht in paragraaf 1.3 verder uitgelegd en worden de deelmaatlatten van de beoordelingsmethode verantwoord. De conclusies en aanbevelingen van het onderzoek zijn weergegeven in hoofdstuk 7 van het hoofdrapport (Peeters et al., 2012).

2. Beschrijving van de dataset

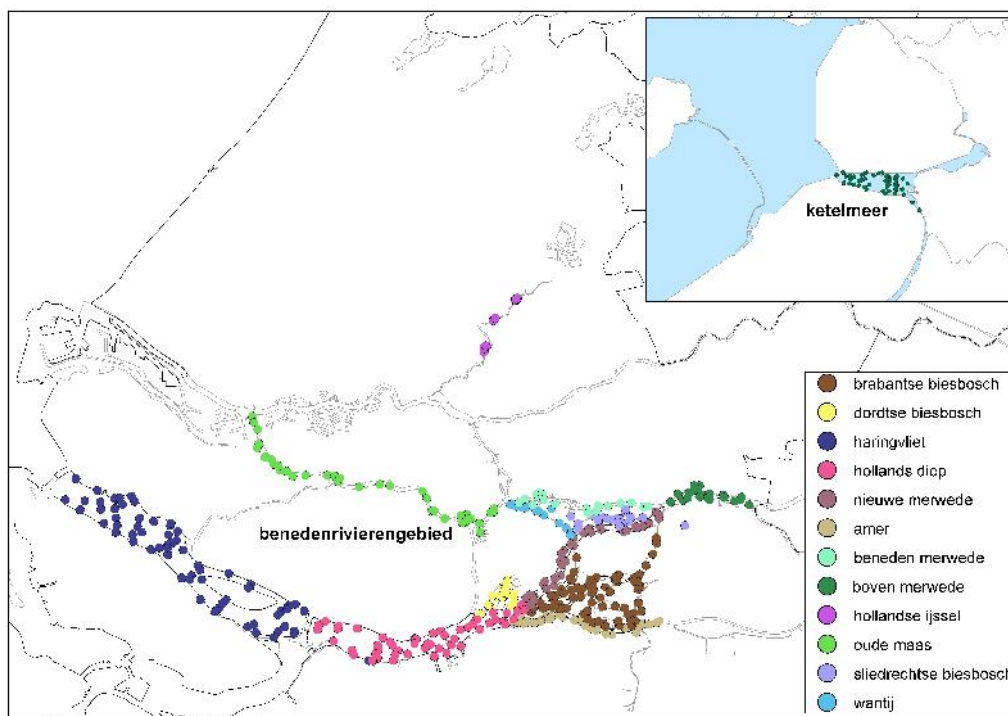
2.1 Locaties

Profundaal

In de onderstaande tabel zijn de watersystemen weergegeven die deel uitmaken van deze studie, met het aantal locaties en het jaar van monsternamen. Het Ketelmeer is ook in deze lijst opgenomen. Dit watersysteem vertoont een aantal overeenkomsten met het benedenriviergebied, zoals stroming, dynamische sedimentatie en erosie processen. Daarom wordt het Ketelmeer in deze studie meegenomen. Als de Ketelmeer resultaten erg zouden afwijken van de overige resultaten, zouden ze alsnog verwijderd worden. In Figuur 2 is de ligging van de profundaal locaties weergegeven.

Tabel 1 Watersystemen, jaartallen en aantal locaties van de profundaal data per watersysteem.

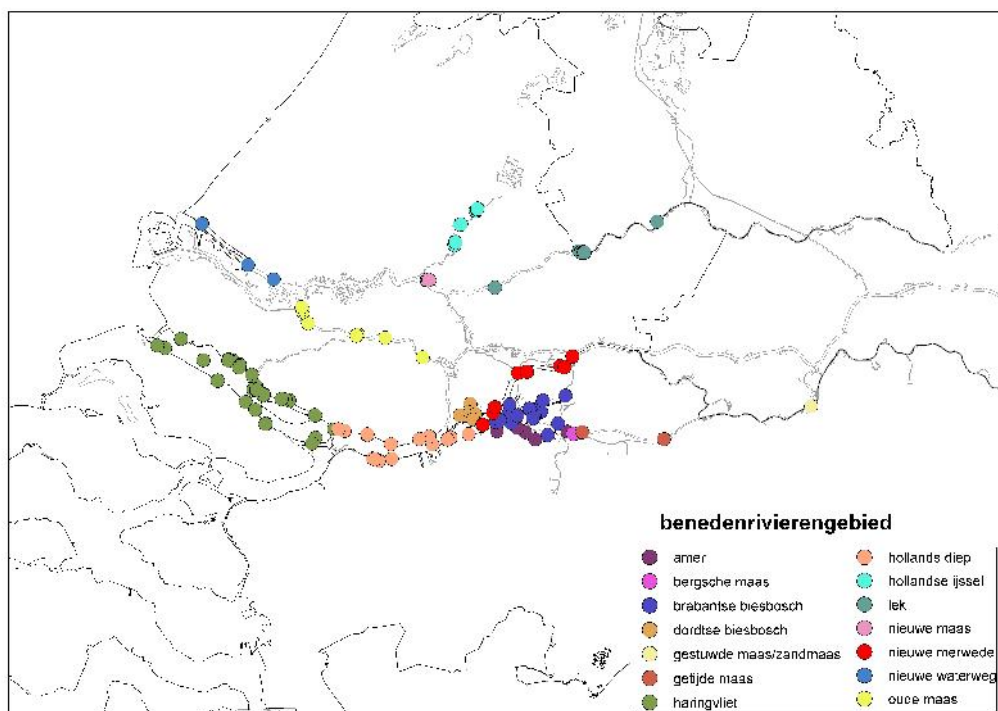
Watersysteem	Afkorting	Bemonsterde jaren	Aantal locaties
Amer	AM	1997 / 1998	35
Beneden Merwede	BE	2003	20
Boven Merwede	BO	1998	19
Brabantse Biesbosch	BB	1994 en 2001	61 + 9
Dordtse Biesbosch	DB	1993 en 2001	13 + 4
Haringvliet	HV	1995	64
Hollandsche IJssel	HY	1999 t/m 2004	52
Hollandsch Diep	HD	1993	50
Ketelmeer	KM	1998 t/m 2006	60
Nieuwe Merwede	NM	1992	40
Oude Maas	OM	2001	36
Proefsanerling Haringvliet	PSH	2002 t/m 2005	18
Sliedrechtse Biesbosch	SB	2001	21 + 3
Wantij	WT	1999	17
Totaal			522



Figuur 2 Kaartje met alle profundaal locaties van de R8 studie.

Litoraal

In de tabel 2 zijn de watersystemen weergegeven die deel uitmaken van deze studie, met het aantal locaties en het jaar van monsternamen. In Figuur 3 is de ligging van de litoraal locaties weergegeven.



Figuur 3 Kaartje met alle litoraal locaties van de R8 studie.

Tabel 2 Watersystemen, jaartallen, project en aantal monsters van de litoraal data die deel uitmaken van de studie ontwikkelen beoordelingsmethode macrofauna R8.

Watersysteem	Jaar	Project	Aantal monsters
MWTL (oevermonsters)			
Brabantse biesbosch	1994, 1998, 2002	MWTL biotoopbemonstering	27
Zandmaas	1992-2004	MWTL biotoopbemonstering	7
Getijdemaas	1992-2004	MWTL biotoopbemonstering	23
Haringvliet	1994, 1998, 2002	MWTL biotoopbemonstering	35
Hollandsdiep	1994, 1998, 2002	MWTL biotoopbemonstering	33
Lek	1995, 1999, 2003	MWTL biotoopbemonstering	20
Nieuwe merwede	1995, 1999, 2003	MWTL biotoopbemonstering	36
Nieuwe waterweg	1995, 1999, 2003	MWTL biotoopbemonstering	17
Oude maas	1995, 1999, 2003	MWTL biotoopbemonstering	36
Oevers sept 1993 Klink			
Amer	1993	zuidrand onderzoek	8
Brabantse Biesbosch	1993	zuidrand onderzoek	17
Dordtsche Biesbosch	1993	zuidrand onderzoek	10
Haringvliet	1993	zuidrand onderzoek	13
Hollands Diep	1993	zuidrand onderzoek	8
Nieuwe Merwede	1993	zuidrand onderzoek	11
Kansen zoetwatergetijdennatuur			
Oude Maas	2003, 2004, 2005	Klein Profijt	3
Oude Maas	2002, 2003	Ruigeplaatbosch	12
Bergse Maas	2003	Dombosch	5
Haringvliet	2002	Tiendgorzen	6
Sanering Hollandse IJssel			
Hollandse IJssel, Balkengat	1999-2004	Balkengat	10
Hollandse IJssel, Moordrecht	1999-2004	Moordrecht	6
Hollandse IJssel, Nieuwerkerk	1999-2004	Nieuwerkerk	8
Overige projecten			
Getijde-Lek	1995	Grote Bol	9
Nieuwe Maas	2000-2002	Stormpoldervloedbos	21
Haringvliet	1997	Korendijkse en Beninger slikken	16
Totaal aantal			397

2.2 Macrofauna

Herkomst gegevens

De macrofaunagegevens zijn afkomstig uit verschillende projecten van het RIZA. Een deel van de gegevens was afkomstig uit DONAR en deels uit projectmappen van derden.

Monstername

Het verschil tussen de profundaal en litoraal monsters zit in de verschillende manier van bemonsteren.

De profundale monsters zijn alleen genomen met boxcorers, happers en steekbuizen, volgens het destijds geldende RWS werkvoorschrift (RWS Zuid-Holland 1994).

De litorale monsters zijn op verschillende manieren genomen:

- Met een standaard macrofaunanet, volgens een methode beschrijving Zuidrand van Klink (1996). Hierbij worden bodem en vegetatie (water- en oeverplanten) met een standaard macrofaunanet (maaswijdte 500 μm) bemonsterd. Vaste substraten, zoals stenen en hout, zijn afgeborsteld. Dit geldt voor de monsters van het Zuidrand onderzoek en MWTL.
- Met de multi-habitatbemonstering, waarbij met een handnet 5 trekken van circa 1 meter genomen zijn. De verschillende habitats (kaal slib, waterplanten oevervegetatie, dood hout) worden in ratio van voorkomen bemonsterd. Op deze wijze is Klein profijt bemonsterd.
- Met een bemonstering met boxcorers (Hollandsche IJssel en Beninger- en Korendijkse slikken) en met Ekman-Birge happens (Dombosch, Ruigeplaatbosch en Tiendgorzen).

Bewerkingen macrofauna

De bronbestanden bestonden uit EcoLIMS-export bestanden. De bronbestanden van Amer en Ketelmeer 2006 bestonden uit matrices die omgezet zijn naar een tabelvorm.

Als er sprake was van een EcoLIMS-export bestand zijn de waarnemingen met de diverse lengte- en breedteklassen bij elkaar opgeteld. De vormnotitie (pop, larve, vrouw etc.) is niet gehandhaafd. Daarnaast heeft er een omrekening naar dichtheden plaatsgevonden. Hiervoor zijn de monsteroppervlakten opgezocht. Per locatie zijn in de meeste gevallen 3 submonsters bemonsterd, in een aantal gevallen ook 5. Van Ketelmeer 2006 en Proefsanering Haringvliet is de dichtheid per locatie aangeleverd.

Bij de oeverbestanden zijn de opgegeven habitats, in totaal 54, geüniformeerd naar 9 habitats (Tabel 3).

Taxonomische standaardisatie

De taxonomische standaardisatie is uitgevoerd door Ton van Haaren en Michiel Wilhelm (beiden Grontmij | AquaSense). Hierbij zijn spelfouten verwijderd en naamveranderingen doorgevoerd ten gevolge van nieuwe inzichten. Voor de input van het multivariate analyse programma zijn een aantal soorten gesommeerd op genusniveau, bijvoorbeeld *Corbicula fluminalis* en *Corbicula fluminea* zijn samengenomen. Dit wordt verder beschreven in paragraaf 3.2.

Tabel 3 Uniformering van de aangegeven habitattypen in de databestanden van de oevers.

Aangegeven habitat	na uniformering	afkorting in database
40	bodem	B (bodem)
grof org	bodem	B
grof org mat.	bodem	B
klei met org mat	bodem	B
drijfhout	hout	H (hout)
drijfhout/riet	hout	H
hout	hout	H
hout/grof org	hout	H
hout/oever	hout	H
hout/riet	hout	H
hout/stenen/zand/slib	mengmonster	M (mengmonster)
hout/zand	hout	H
hout/zand/slib	mengmonster	M
Klinkhout	hout	H
alle biotopen	mengmonster	M
KMS uienzak	kunstmatig substraat	K (kunstmatig substraat)
ONB	overig	O (overig)
nat	overig	O
perkoen	overig	O
plas/dras	bodem	B
STEEN	steen	R (steen=rock)
steen/schelp	steen	R
steen/zand	steen	R
steen+stok	steen	R
stenen	steen	R
slib	slib	S (slib)
Slib (litoraal)	slib	S
slib met org mat	slib	S
slib, grof organisch materiaal	slib	S
slib, organisch materiaal, draadalg	slib	S
slib/zand	slib	S
slibbig klei	slib	S
slibbig zand	slib	S
zandig slib	slib	S
Oeverplanten	vegetatie	V (vegetatie)
riet	vegetatie	V
riet/hout	vegetatie	V
riet/steen	vegetatie	V
riet/zand/slib?	vegetatie	V
riet+wortel	vegetatie	V
rietwortel/steen	vegetatie	V
vegetatie	vegetatie	V
vegetatie (moeraskers)	vegetatie	V
Waterplanten	vegetatie	V
schelp/zand	zand	Z (zand)
zand	zand	Z
Zand (litoraal)	zand	Z
zand/hout	zand	Z
zand/perkoen	zand	Z
zand/slib	zand	Z
zand/steen	zand	Z
zand/steen/hout	zand	Z
(leeg)	overig	O
veg	vegetatie	V

2.3 Biologische indices (metrieken)

Metrieken

Naar aanleiding van de eerste expertbijeenkomst is een lijst met metrieken samengesteld die relevant kan zijn voor de analyse van de gegevens. Tabel 4 geeft de metrieken weer die zijn berekend met Asterics en welke handmatig zijn uitgerekend.

Berekening met Asterics

Een deel van de metrieken kan geautomatiseerd worden uitgevoerd met het programma Asterics versie 3.01 (AQEM consortium, 2006). Het programma geeft een lijst weer van taxonomische naamgeving die gebruikt kan worden. Voor het genereren van een geschikt invoerbestand is de hele taxalijst van de macrofaunagegevens aangepast aan die van Asterics (zie Bijlage A voor verdere beschrijving en gebruik Asterics).

Handmatige berekening

Voor elke metriek is de correcte formule opgezocht op internet of in de wetenschappelijke literatuur.

De meeste metrieken maken geen onderscheid op soortsniveau maar op hogere taxonomische niveaus. Voor elke index is daarom begonnen met het genereren van bestanden waarin de correcte familienaam of andere naam is weergegeven. Voor de AeTI index is een aparte soortenlijst meegegeven en is de naamgeving van alle soorten aangepast voordat de gegevens gebruikt konden worden voor het uitrekenen van de index.

De metrieken zijn allemaal uitgerekend met behulp van MS Excel. De uitkomsten zijn gecontroleerd op gebruik van de correcte formules door Carlo Rutjes (Grontmij | AquaSense) en Marieke de Lange (Alterra).

Beschrijving van de verschillende metrieken wordt gegeven in Bijlage A, en in De Lange et al. (2006).

Tabel 4 Overzicht van de metrieken die zijn uitgerekend.

Metrieken berekend met Asterics (AQEM consortium, 2006)	Los berekende metrieken
Abundance [ind/m ²]	chironom_tolerantie A (Wilson & Ruse, 2005)
Number of Taxa	chironom_tolerantie B (Wilson & Ruse, 2005)
Number of Genera	chironom_tolerantie C (Wilson & Ruse, 2005)
Number of Families	chironom_tolerantie D (Wilson & Ruse, 2005)
Saprobic Index (Zelinka & Marvan)	CCP
Dutch Saprobic Index	CCT
BMWP Score	IOBS (AFNOR, 2002)
Average score per Taxon	AeTI (Aestuar Type Index) (Krieg, 2005, 2006)
BMWP Score (Spanish version)	IBGN (AFNOR, 2004)
BBI	
Diversity (Simpson-Index)	
Diversity (Shannon-Wiener-Index)	
Diversity (Margalef Index)	
Evenness	
Acid Index (Hendrikson & Medin)	
Potamon Type Index	
r/K relationship	
Rhithron Type Index	
Volledigheid voedselweb (aantal aanwezige voedselgildes, 0-10)	
RETI (Rhithron Feeding Type Index)	

2.4 Chemie (profundaal)

Herkomst gegevens

De gegevens zijn afkomstig van verschillende projecten die in opdracht van het RIZA of RWS Zuid-Holland zijn uitgevoerd, te weten Nader onderzoeken en Biotische effect studies. Van een deel van deze opdrachten is door verschillende partijen de monsternamen uitgevoerd. Ook de analyses zijn door verschillende laboratoria gedaan. Dit leidt tot verschillen in de bestanden zoals verschillende stofnamen, verschillende eenheden, gesommeerde variabelen versus losse notaties, verschillende detectiegrenzen. Dit laatste kan ook een andere reden hebben, zoals voortschrijdend inzicht of afspraken over te hanteren detectiegrenzen.

Monsternamen

De bodemonsters voor de chemie zijn tegelijkertijd genomen met de macrofaunamonsters volgens het destijds geldende RWS werkvoorschrift (RWS Zuid-Holland 1994).

Bewerkingen

Met behulp van experts op gebied van chemische stoffen is de naamgeving van alle stoffen gecontroleerd. Voor het grootste deel van de bestanden waren de eenheden bekend. Voor de bestanden waar dit niet zo was is aangenomen dat bij orde-grootte verschillen van 1000 of meer een andere eenheid is gebruikt. Alle data zijn teruggerekend naar dezelfde meeteenheid. Alle locaties hebben een unieke code meegekregen bestaande uit de locatie, het monsterjaar en het

monsternummer. Het was niet mogelijk om andere informatie zoals maand, dag of andere locatieaanduidingen in de codering mee te nemen.

Standaardisatie

Voor waarnemingen onder de detectielimiet is de waarde 0 gebruikt. Aanvankelijk was gekozen om een half maal de detectielimiet te gebruiken maar uit analyse van de gegevens door AquaSense bleek dat standaardisatie tot zeer uiteenlopende resultaten kon leiden afhankelijk van het gehalte aan organisch stof en korrelgrootteverdeling. Voor standaardisatie van de chemiegegevens is de WABOOS standaard grotendeels aangehouden. Voor elk metaal is een aparte standaardisatieformule. Voor de overige stoffen is dezelfde formule gebruikt. Standaardisatie naar standaardbodems gebeurt op basis van korrelgroottefractie <2% en organisch stof. Voor het gebruik van organisch stof gehalte en korrelgrootte gelden de volgende voorwaarden: Als de fractie <2 µm kleiner is dan 20% wordt deze niet als betrouwbaar beschouwd. In dat geval is 0.63* fractie <16 µm aangehouden. Voor het organisch stof gehalte wordt door WABOOS afkapgrenzen van 2% en 30% gehanteerd als de concentratie onder of boven deze grenswaarden uitkomt. Dit omdat de betrouwbaarheid minder wordt bij een organisch stof gehalte kleiner dan 2% of groter dan 30%. Er is voor dit onderzoek gekozen om af te wijken van de WABOOS standaard en geen afkapgrenzen te gebruiken om zo min mogelijk ruis in de data te brengen.

2.5 Fysisch-chemisch (profundaal)

Herkomst gegevens

De gegevens zijn afkomstig van verschillende projecten die in opdracht van het RIZA of RWS Zuid-Holland zijn uitgevoerd, te weten Nader onderzoeken en Biotische effect studies. Binnen deze projecten is de monsternamen door verschillende partijen uitgevoerd. Ook de analyses zijn niet steeds door dezelfde partijen gedaan. Hierdoor zijn niet in alle bestanden altijd dezelfde variabelen beschikbaar. Voor een aantal locaties kon de diepte niet achterhaald worden. Tevens is niet in alle projecten op een eenduidige wijze de geselecteerde parameters bepaald. Een voorbeeld hiervan is de diepte, deze is op 4 verschillende manieren weergegeven: 1 m, -1 m, 1 m t.o.v. NAP, 1 m bodemhoogte. Voor een aantal locaties kan de diepte niet achterhaald worden, omdat ze tijdens de bemonstering niet bepaald zijn. Voor het Ketelmeer zijn de dieptes achteraf bepaald door diepte kaarten te gebruiken uit 2001 en 2006. Voor de Hollandsche IJssel punten zijn de dieptes toegekend op basis van de classificatie die tijdens de bemonstering is gegeven aan de monsters (Tabel 5).

Tabel 5 Omzetten classificatie in diepte voor Hollandsche IJssel

Classificatie	Diepte (m)
Nat	2,0*
Nat / droog	0,2
Droog	0,0

* behalve N05 (2,5 m) in het rapport stond dat het in de diepe vaargeul lag

De bodemgegevens zijn vaak incompleet of anders genoteerd, soms is droge stof weergegeven en soms vocht, en soms beide, verschillende korrelgrootte fracties zijn weergegeven. Waar mogelijk zijn deze op basis van berekeningen aangevuld. Ontbrekende Organisch Stofgehaltes (OS) zijn geschat door: $OS = 90\% \times \text{gloeiverlies}$.

2.6 Aanvullende gegevens

Na de eerste expertbijeenkomst is besloten aanvullende gegevens te zoeken van de volgende factoren: scheepvaart, getijdenbeweging, zoutgehalte en erosie en sedimentatie.

Scheepvaart

De gegevens zijn aangeleverd door Bart Reeze (Waterdienst) en afkomstig van vaarkaarten van Rijkswaterstaat.

Van vaarroutekaarten is bepaald tot welke vaarwegklasse de bemonsterde watergangen behoren. De omschrijving van de vaarwegklassen is weergegeven in Tabel 6, tevens is hier de waarde aangegeven die gebruikt is in de databestanden. In een aparte kolom is daarnaast met een 0 of een 1 aangegeven of er scheepvaart boven het monsterpunt plaatsvindt. Oevers hebben een 0 voor scheepvaart, maar wel de waarde van de vaarwegklasse. In het Haringvliet, Hollands Diep en het Ketelmeer is de waarde voor de vaarwegklasse voor locaties buiten de vaargeul naar beneden bijgesteld (1 of 2 afhankelijk van de scheepvaartintensiteit).

Tabel 6 Omschrijving afleiding waarde scheepvaart.

Waarde in databestand	Vaarwegklasse	Omschrijving
0		Afgesloten voor scheepvaart, geen scheepvaartinvoer
1		Extensieve recreatievaart
2	I	Intensieve recreatievaart
3		Havens
4	Va	
5	Via	
6	Vic	Zesbaksduwstel
0		Er is geen scheepvaart boven het monsterpunt
1		Er is geen scheepvaart boven het monsterpunt / monsterpunt ligt in een vaargeul

Getijdenbeweging

De gegevens over het getijdenverschil op verschillende plaatsen zijn afkomstig van de internetsite: www.waternormalen.nl

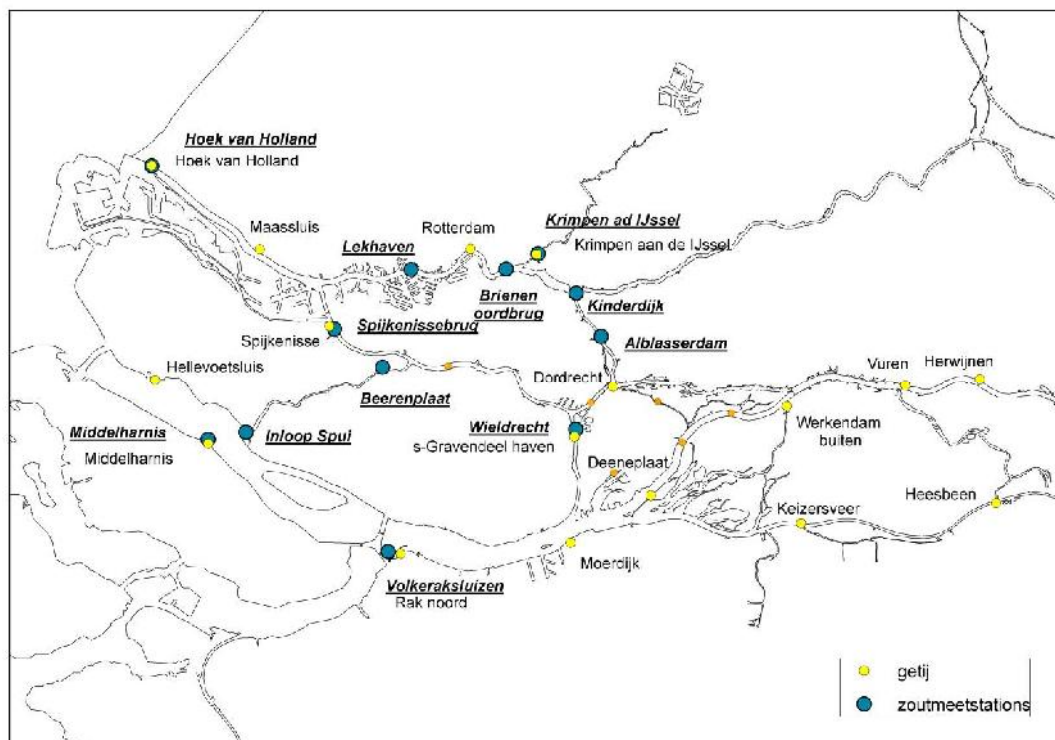
In Arcgis is een 'joint' gelegd tussen het meetstation en de locaties. Hierbij is de optie gekozen waarbij de afzonderlijke locaties de getijwaarden krijgen van het dichtst bij gelegen meetstation.

Zoutgehalte

De gegevens zijn afkomstig uit het rapport 'trendanalyse verzilting benedenrivierengebied 1978-2002' (Fioole & de Goederen 2004). Tevens zijn een aantal locaties uit DONAR gehaald, te weten Eijsden, Middelharnis, Kinderdijk, Volkeraksluizen en Lobith (Figuur 4).

In Zoutgehaltes zijn van de verschillende meetstations de afzonderlijk sheets opgenomen. Deze zijn in tabelvorm gezet, waarna percentielgetallen over de jaren zijn gemiddeld. Vervolgens zijn de percentielgetallen gemiddeld over de dieptes.

In Arcgis is een 'joint' gelegd tussen het meetstation en de locaties. Hierbij is de optie gekozen waarbij de afzonderlijke locaties de zoutwaarden krijgen van het dichtst bij gelegen meetstation.



Figuur 4 Getij- en zoutmeetstations.

Erosie en sedimentatie

De erosie en sedimentatie gegevens zijn afkomstig uit het rapport 'sediment in beweging' (Snippen et al. 2005). Deze gegevens zijn aangevuld met gegevens van de saneringsstudies in het Ketelmeer (De Best et al. 2006).

Voor het toekennen van sedimentatie- en erosiewaarden zijn de locaties in watersystemen ingedeeld volgens Snippen et al. 2005 figuur 5.2.

3. Data analyse profundaal



3.1 Doel analyses

Het doel van de multivariate analyses is om erachter te komen welke factoren van belang zijn voor de samenstelling van de macrofauna in het zoetwatergetijdengebied en of de patronen die ontstaan bij deze analyses correleren met de betrokken metrieken. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in patronen met betrekking tot algemene verstoring en patronen die verband houden met sedimentverontreiniging. De metrieken die een verband vertonen met de genoemde patronen vormen de opstap voor de maatlat.

3.2 Voorbewerkingen

Taxonomische gegevens

In nauw overleg met een aantal taxonomische experts is de lijst met namen van de macrofauna gecontroleerd en waar nodig taxonomisch gestandaardiseerd. Vervolgens is voor ieder taxon een verspreidingskaart in het benedenrivierengebied gemaakt. Ook deze verspreidingskaarten zijn door de experts bekeken en beoordeeld. Mede op grond van de verspreidingskaarten en de informatie van de experts zijn enkele taxonomische wijzigingen doorgevoerd ten behoeve van de multivariate analyses. Samengevoegd zijn *Alboglossiphonia* en *A. heteroclita*, de taxa behorende tot Corophidae, *Dero digitata* en *D. nivea*, taxa behorende tot de Enchytreidae, taxa behorend tot Gammaridae, *Limnesia maculata/angustata* en *L. undulata*, *Paranais litoralis* en *P. frici*, *Polypedilum laetum* agg, *P. sordens* en *P. spec.*, en de taxa behorend tot Tubificidae.

Abiotische gegevens

De abiotische gegevens zijn verder gestandaardiseerd. Niet alle PAK's zijn op alle locaties bepaald en niet alle PAK's zijn even betrouwbaar te bepalen. Met name de meer vluchtige PAK's zoals naftaleen, acenaftaleen en acenaftaleen zijn moeilijk te analyseren. Daarom is besloten om de som van 10 PAK's te bepalen. Hiertoe zijn de concentraties van de 10 PAK's conform VROM gesommeerd. Alle drins zijn gesommeerd en de som van 7 PCB's is bepaald conform VROM.

Gegevens over diepte zijn zowel in positieve als negatieve waarden gegeven en zijn allemaal positief gemaakt. Gegevens van de verontreinigingen zijn aangeleverd als gemeten concentratie en als concentratie gestandaardiseerd naar standaard bodem. De gemeten concentraties zijn daarnaast ook gestandaardiseerd naar alleen het organisch stof gehalte. Daarnaast zijn de concentraties van de contaminanten log 10 getransformeerd. Dit betekent dat de contaminanten op 6 verschillende manieren zijn weergegeven. Uit de cumulatieve verdeling van de sedimentfracties zijn de bijdragen van de fracties zelf berekend.

Uit de woordelijke omschrijving over het sediment zijn binaire variabelen opgesteld voor zand, slib, slib-zand, klei etcetera.

Selectie gegevens voor multivariate analyse

Voor directe ordinatie is het noodzakelijk om complete sets van gegevens te hebben. De set aan abiotische gegevens was echter incompleet. Om tot een complete set van gegevens te komen is gestreefd naar een zo groot mogelijk aantal monsters en een zo groot mogelijk aantal contaminanten en relevante ecologische factoren. Monsters waar informatie over diepte, vaarweg, sediment, metalen en olie ontbrak zijn buiten beschouwing gelaten mede op grond van kennis uit eerdere onderzoeken (o.a. Peeters 2001). Vervolgens zijn de variabelen waar alsnog ontbrekende waarden aanwezig waren niet meegenomen. Dit heeft geresulteerd in een selectie van de variabelen zoals weergegeven in Tabel 7 en het aantal betrokken monsters per gebied in Tabel 8.

Tabel 7 Overzicht van de abiotische variabelen betrokken bij de multivariate analyses.

Ecologische factoren	Contaminanten
Korrelgrootteverdeling	Zware metalen (Cd, Hg, Cu, Ni, Pb, Zn, Cr, As)
% Droge stof	Som PAK
% Organisch stof	Som 3 en 5 Drin
Diepte	a,b,g-HCH
Sediment-type (zand, slib, slib_zand, klei)	EOX
pH	Heptachloor
Vaarwegklasse	Olie
Haven of Vaargeul	Som PCB
Chloride	
Getijde verschil	
Sedimentatie / Erosie	

Tabel 8 Aantal monsters per watersysteem dat wel/niet geselecteerd is voor de verdere multivariate analyses.

Gebied	Aantal monsters	
	Wel meegenomen	Niet meegenomen
AM	33	2
BB	61	9
BE	7	13
BO	18	1
DB	11	5
HD	49	1
HV	62	3
Proefsanering HV	0	18
HY	39	13
NM	40	
OM	34	
SB	19	5
WT	16	1
KM	0	60

3.3 Werkwijze

Om er achter te komen welke factoren van invloed zijn op de macrofauna in het zoetwatergetijde gebied, zijn verschillende ordinaties uitgevoerd met het programma CANOCO (Ter Braak & Smilauer 1998). Voorafgaand aan deze ordinaties is de taxonomie gestandaardiseerd (paragraaf 3.2.1) en zijn de abiotische gegevens bewerkt (paragraaf 3.2.2). Het gebruik van ordinatie analyse en de interpretatie van ordinatiediagrammen wordt toegelicht in Box 1. De werkwijze van de analyses wordt beschreven in de Bijlage B. De ordinatie analyses zijn gebruikt om verbanden tussen de macrofauna en algemene verstoring te achterhalen, en tussen macrofauna en sedimentvervuiling.

Er is eerst een drietal voorbereidende analyses uitgevoerd, om de dataset goed te kunnen interpreteren. Daarna zijn de analyses uitgevoerd om ten eerste de relaties tussen de macrofauna en algemene verstoring op te kunnen sporen, en ten tweede de relaties tussen de macrofauna en sedimentvervuiling te onderzoeken.

De relatie tussen algemene verstoring en macrofauna is onderzocht door middel van een indirecte ordinatie waarbij de contaminanten als covariabelen in de analyse zijn meegenomen. Op deze wijze wordt het effect van die vervuilende stoffen uit de ordinatie verwijderd. Hoe locaties in het ordinatiediagram liggen is daarmee onafhankelijk van de sedimentvervuiling. De uitkomst van deze analyse is vervolgens in verband gebracht met de scores voor de verschillende metrieken door de monsters in het ordinatiediagram te labelen met de waarde voor de metrieken. Het bereik van de metrieken is in drieën gedeeld gebaseerd op de 10 en 90 percentiel van de waarnemingen. Hiermee wordt een duidelijk onderscheid verkregen van monsters met een goede en met een slechte score voor de metriek. In de gelabelde ordinatiediagrammen is vervolgens gezocht naar herkenbare patronen. Metrieken waarbij de monsters met een goede score duidelijk apart liggen van de monsters met een slechte score komen in eerste instantie in aanmerking voor verdere selectie.

De relatie tussen sedimentvervuiling en macrofauna is onderzocht door middel van een directe ordinatie, waarbij de ecologische factoren als covariabelen zijn gedefinieerd en de contaminanten als verklarende. De variatie in de samenstelling van de macrofauna wordt dan alleen in verband gebracht met verschillen in contaminanten. Het resultaat van deze analyse is eveneens in verband gebracht met de metrieken door de monsters wederom te labelen met de waarde van de metrieken. Aangezien de gevonden verbanden zwak waren is in het ordinatiediagram de abundantie van de originele taxa geprojecteerd om zo mogelijk indicatoren voor sedimentvervuiling af te leiden.

Box 1: Toelichting op de ordinatie analyse (deels gebaseerd op Van Katwijk & Ter Braak, 2003)

Ordinatie is een multivariate techniek waarmee meerdere soorten en monsters tegelijk bestudeerd kunnen worden en relaties tussen soorten en omgeving opgespoord kunnen worden. De ordinatietechniek gebruikt de soortensamenstelling van meerdere monsters tegelijk om deze monsters langs imaginaire assen (dimensies) te plaatsen, die de grootste variatie in soortensamenstelling hebben. De eerste as heeft de grootste variatie, de tweede as de één-na-grootste, enz. Er zijn zoveel assen als er monsters zijn, meestal is een ordinatiediagram die de eerste en tweede as tegen elkaar uitzet voldoende om de belangrijkste variatie in de soortensamenstelling weer te geven. Monsters die dicht bij elkaar liggen in het ordinatiediagram lijken op elkaar in soortensamenstelling. Monsters die ver van elkaar liggen in het ordinatiediagram zijn erg verschillend in soortensamenstelling.

De relatie tussen omgevingsvariabelen en soortensamenstelling kan door twee verschillende modellen beschreven worden: 1 lineair, 2 unimodaal (optimum). Bij korte gradiënten in omgevingsvariabelen is het lineaire model toepasbaar. Bij lange gradiënten is het unimodale model toepasbaar.

Er zijn twee typen ordinatie, indirecte ordinatie en directe ordinatie. Bij indirecte ordinatie wordt alleen de soortensamenstelling van de monsters beschouwd. Interpretatie van het ordinatiediagram met behulp van omgevingsvariabelen gebeurt dan achteraf. Bij directe ordinatie worden de omgevingsvariabelen meegenomen bij de berekening van de assen. De assen worden als het ware gedwongen in een lineaire combinatie van omgevingsvariabelen.

Niet alle omgevingsvariabelen zijn belangrijk in de ordinatie. Ook zijn sommige variabelen met elkaar gecorreleerd. In het software programma Canoco kunnen de belangrijkste variabelen geselecteerd worden, en de significantie getoetst worden m.b.v. Monte Carlo technieken.

Variabelen kunnen als covariabele in de analyse meedraaien. Op deze wijze wordt het effect van die betreffende variabele uit de ordinatie verwijderd. Hoe locaties in het ordinatiediagram liggen is dan onafhankelijk van die covariabele.

In de analyses die beschreven zijn in dit rapport waren de data geschikt voor het unimodale model. De indirecte analyse wordt aangeduid met Correspondentie Analyse (CA), de directe analyse met Canonische Correspondentie Analyse (CCA).

In het CA en CCA ordinatiediagram worden soorten weergegeven met een punt, dit punt geeft aan waar de kans het grootst is dat de soort met hoge abundantie aanwezig is. De positie van een monsterpunt in het ordinatiediagram wordt berekend als het gemiddelde van de punten van de soorten die in het monster voorkomen. Van monsterpunten die dicht bij een bepaalde soort liggen is de kans groot dat deze een hoge abundantie van die soort hebben. In het ordinatiediagram worden omgevingsvariabelen weergegeven met een pijl, die in de richting van de maximale verandering wijst. De lengte van de pijl geeft het belang van de variabele aan, hoe langer de pijl, hoe sterker gecorreleerd met de ordinatieassen, en dus belangrijker in de ordinatie.

In deze studie zijn de ordinaties van de monsterpunten gelabeld met scores van metrieken voor dat monsterpunt. Doel was om zo de metrieken op te sporen die overeen komen met de variatie in schoon versus vuil, of natuurlijk versus verstoord.

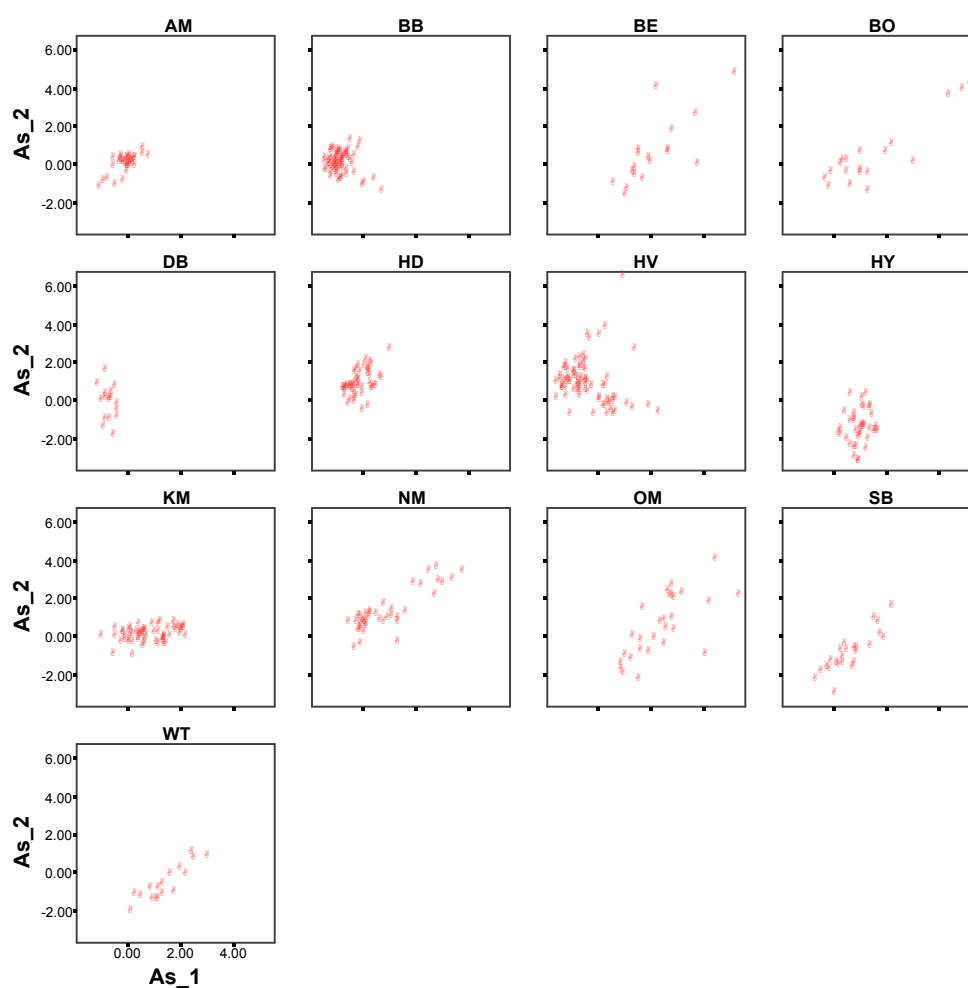
3.4 Resultaten voorbereidende multivariate analyses

3.4.1 Eerste analyse: onderscheid tussen gebieden

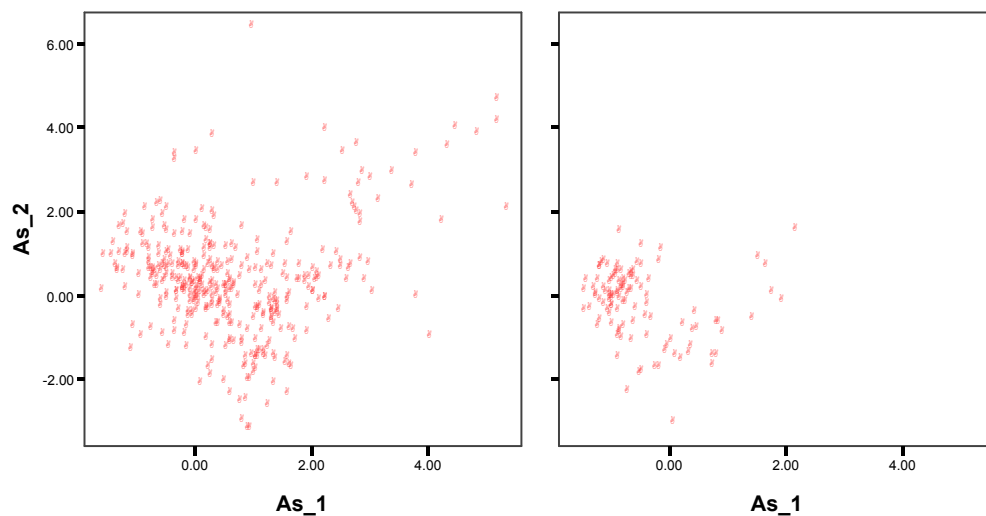
Figuur 5 geeft de ligging van de monsterpunten van de eerste analyse (Correspondentie Analyse) voor de eerste twee ordinarie-assen weer, uitgesplitst naar watersysteem en na weglating van enkele uitschieters afkomstig uit OM.

In hetzelfde ordinatiediagram zijn in Figuur 6 de monsters gelabeld voor al dan niet liggend in de Biesbosch (BB, DB en SB). Hieruit komt duidelijk naar voren dat de monsters van de Biesbosch vooral liggen rond het coördinaat -1,0 met een uitwaaiër meer naar rechts. Er is nauwelijks sprake van overlap van Biesbosch monsters met de monsters uit de hoofdstromen rond het coördinaat -1,0. De waaier van monsters meer rechts in het diagram zijn monsters die afkomstig zijn uit de Sliedrechtse Biesbosch (zie ook Figuur 5). Tevens blijkt dat de spreiding van de monsters uit de Biesbosch (met name BB en DB) veel kleiner is dan die van de monsters uit de hoofdstromen.

Een gedetailleerde analyse van de verschillen in macrofauna soortensamenstelling tussen hoofdstromen en Biesbosch wordt gegeven in Bijlage C.



Figuur 5 Ligging van de monsters tov de eerste en tweede ordinarie-as van alle monsters waar gegevens over de macrofauna bekend zijn. Voor elk systeem is de ligging van de monsters weergegeven.



Figuur 6 Als Figuur 2 met monsters uit hoofdstromen (links) en Biesbosch (rechts).

Een verdere analyse van de locaties die in eerste instantie apart gezet zijn bij de initiële analyse (monsters uit de Oude Maas) toont aan dat het locaties betreft met hogere waarden voor chloride. Dit indiceert dat het niet om zoete wateren gaat. Uit de verspreidingspatronen van de soorten bleek dat een beperkt aantal soorten beperkt voorkomt in het westelijk deel van de Oude Maas. Uit autecologische gegevens bleek het te gaan om brak/zoutwater organismen: *Apocorophium lacustre*, *Balanus improvisus*, *Cyathura carinata*, *Heterochaeta costata*, *Heteromastus filiformis*, *Marenzelleria viridis*, *Nereis* sp, *Rhithropanopeus harrisi*, *Streblospio benedicti*, *Tubificoides heterochaetus* en Polychaeta. Op grond van het relatieve aandeel van deze soorten in de abundantie bleek dat bij een abundantie van meer dan 1 % de wateren als brak beschouwd kunnen worden. Deze monsters zijn in de verdere analyses buiten beschouwing gelaten. Om de invloed van brak/zout water in beeld te brengen lijkt het relevant om een zoetwater maatstaf in het beoordelingsstelsel op te nemen.

3.4.2 Tweede analyse: keuze bewerking contaminanten

De abiotische gegevens en met name de gegevens van de contaminanten zijn op verschillende wijze in de dataset opgenomen. Zes directe ordinaties zijn uitgevoerd (met Canonische Correspondentie Analyse) om te achterhalen welke standaardisatie en transformatie van de contaminanten de grootste hoeveelheid van de variatie in de macrofauna verklaard. De verschillen zijn tussen de datasets zijn niet zeer groot; de dataset waarbij de contaminanten gestandaardiseerd zijn naar organisch stofgehalte en vervolgens logaritmisches getransformeerd geeft het hoogste percentage (Tabel 9). Er is daarom gekozen om met deze set verder te werken.

Tabel 9 Verklaarde variaties in de macrofauna dataset door de verschillende abiotische datasets

Dataset					
Gemeten waarden		Standaardbodem		Organisch stof	
Gemeten	Log	Gemeten	Log	Gemeten	Log
24,2	26,3	24,5	26,7	25,6	27,7

3.4.3 Derde analyse: verklaarde varianties door ecologische factoren en contaminanten

De voorwaartse selectieprocedure voor de monsters uit de hoofdstromen resulteerde in 16 ecologische factoren en 9 contaminanten die een significante bijdrage leverden (resultaten Canonische Correspondentie Analyse, Tabel 10).

Tabel 10 Ecologische factoren en contaminanten met significante bijdrage in de analyse van de macrofauna in de hoofdstromen.

Ecologische factoren	Contaminanten
Korrelgrootte fractie's 63 µm en 210 µm	Cadmium, Lood, Zink, Chromium, Arseen
% Droge stof	Som 3 drins
% Organisch stof	Som 10 PAK
Diepte	Som PCB
Sediment-type (zand, slib, slib_zand, klei)	Olie
pH	
Vaarwegklasse	
Haven of Vaargeul	
Chloride 10 en 70 percentiel	
Getijde slag	
Erosie	

De betrokken variabelen verklaarden tezamen 27.3% van de variatie in de macrofaunasamenstelling. De netto bijdrage van de ecologische factoren was 16.7%, die van de contaminanten 5.6% waardoor de gedeelde variantie 5% bedraagt.

De voorwaartse selectieprocedure voor de monsters uit de Biesbosch resulteerde in 9 ecologische factoren en 7 contaminanten die een significante bijdrage leverden (Tabel 11).

Tabel 11 Ecologische factoren en contaminanten met significante bijdrage in de analyse van de macrofauna in de Biesbosch.

Ecologische factoren	Contaminanten
Korrelgrootte fractie 2 µm	Cadmium, Nikkel, Chromium
Diepte	Som 3 drins
pH	b-HCH
Vaarwegklasse	Som PCB
Haven of Vaargeul	Olie
Chloride 10 en 70 percentiel	
Getijde slag	
Erosie	

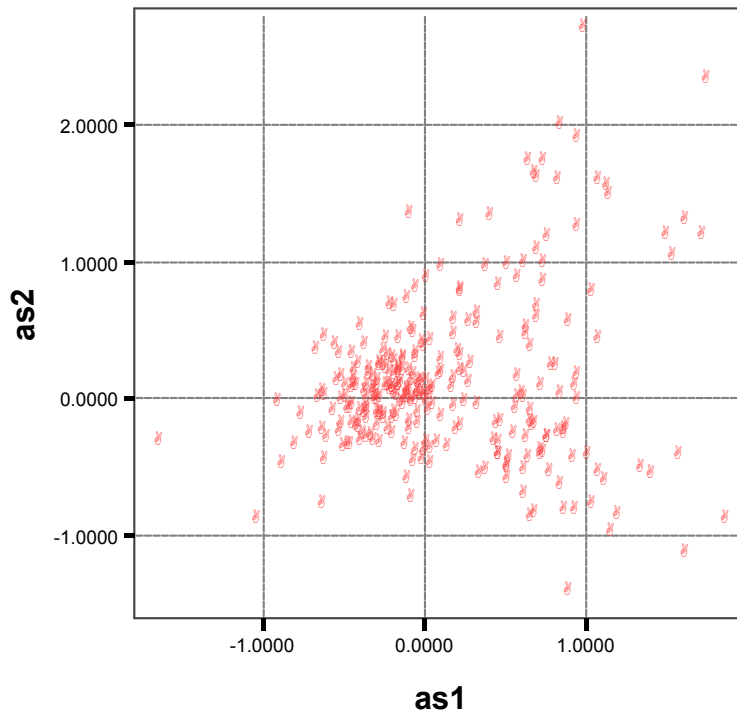
De betrokken variabelen verklaarden tezamen 38.4% van de variatie in de macrofauna samenstelling. De netto bijdrage van de ecologische factoren was 18.2%, die van de contaminanten 9.7% waardoor de gedeelde variantie 10.5% bedraagt.

3.5 Relatie macrofauna met algemene verstoring

3.5.1 Hoofdstromen

Figuur 7 geeft de ligging van de monsters uit de hoofdstromen van de analyse waarbij de gegevens van de macrofauna zijn geanalyseerd met de contaminanten als covariabelen. Het ordinatiediagram laat een grotere wolk met punten zien ter linker zijde van het nulpunt en een kleinere wolk rechts daarvan.

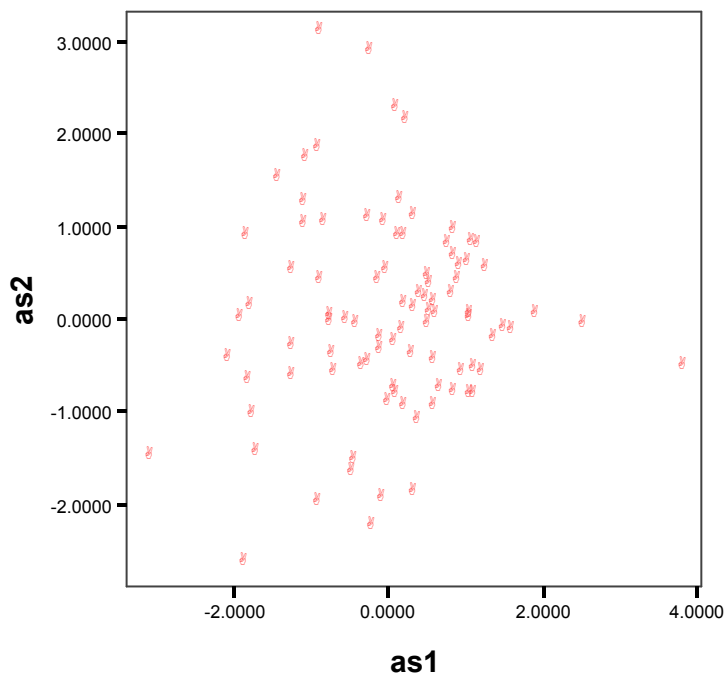
In de grafieken van Bijlage D zijn de posities van de monsters gelabeld met waarden voor de metrieken. Uit deze grafieken komt naar voren dat metrieken gericht op diversiteit (aantal families, genera en taxa en diversiteit volgens Margalef), totale abundantie, volledigheid voedselweb en metrieken gericht op organische belasting (BMWP en IBGN) hogere waarden vertonen nabij genoemde centra en lagere waarden aan de randen. Daarnaast is voor deze metrieken de overlap tussen monsters met een goede en slechte score beperkt. De overige metrieken laten geen duidelijk patroon zien.



Figuur 7 Posities monsters uit de hoofdstromen voor de eerste twee ordinatie assen van de analyse waarbij de contaminanten als covariabelen gedefinieerd zijn.

3.5.2 Biesbosch

Figuur 8 geeft de ligging van de monsters uit de Biesbosch van de analyse waarbij de gegevens van de macrofauna zijn geanalyseerd met de contaminanten als covariabelen. In de grafieken van Bijlage D zijn de posities van de monsters gelabeld met waarden voor metrieken. Uit de grafieken komt naar voren dat metrieken gericht op de diversiteit (aantal families, genera en taxa en diversiteit volgens Margalef), volledigheid voedselweb, BMWP en in mindere mate de totale abundantie hogere waarden vertonen in het centrum van het diagram en lagere waarden aan de randen. Daarnaast is voor deze metrieken de overlap tussen monsters met een goede en slechte score beperkt. De overige metrieken laten geen duidelijk patroon zien.



Figuur 8 Posities monsters uit de Biesbosch (BB, DB en SB) voor de eerste twee ordinatie assen van de analyse waarbij de contaminanten als covariabelen gedefinieerd zijn.

3.5.3 Mogelijke metriecken voor algemene verstoring

Uit de interpretaties van de uitkomsten van de analyses komt naar voren dat een groot deel van de betrokken metriecken geen herkenbare patronen oplevert. Zulke metriecken vormen dan geen goede basis voor het in kaart brengen van algemene verstoring. Een aantal andere metriecken geeft in meerdere of mindere mate wel een patroon met de ordening van de monsters op basis van de samenstelling van de macrofauna. De metriecken die zowel voor de hoofdstromen als voor de Biesbosch een verband te zien gaven hebben betrekking op diversiteit (aantal taxa, genera of families en diversiteit volgens Margalef), productiviteit (abundantie), volledigheid voedselweb en organische rijkdom (BMWV). Voor de hoofdstromen gaf daarnaast de IBGN ook een patroon.

3.5.4 Validatie

Niet alle monsters konden gebruikt worden in de ordinatie analyse, vanwege ontbrekende waarden. In Tabel 8 wordt weergegeven hoeveel monsters per deelgebied zijn betrokken in de analyse, en hoeveel niet konden worden gebruikt. Meestal ontbraken maar 1 of 2 variabelen. Voor deze monsters met ontbrekende waarden is voor de ontbrekende abiotische gegevens het gemiddelde ingevuld. Deze monsters zijn vervolgens in een canonische analyse meegenomen als passieve monsters. Passieve monsters dragen niet bij aan het resultaat van de ordening, maar worden wel als zodanig in het ordinatiediagram geplaatst op basis van de fauna en de abiotische omstandigheden. Weliswaar wordt een fout gemaakt bij het invullen van de ontbrekende waarden, maar het is de best denkbare oplossing.

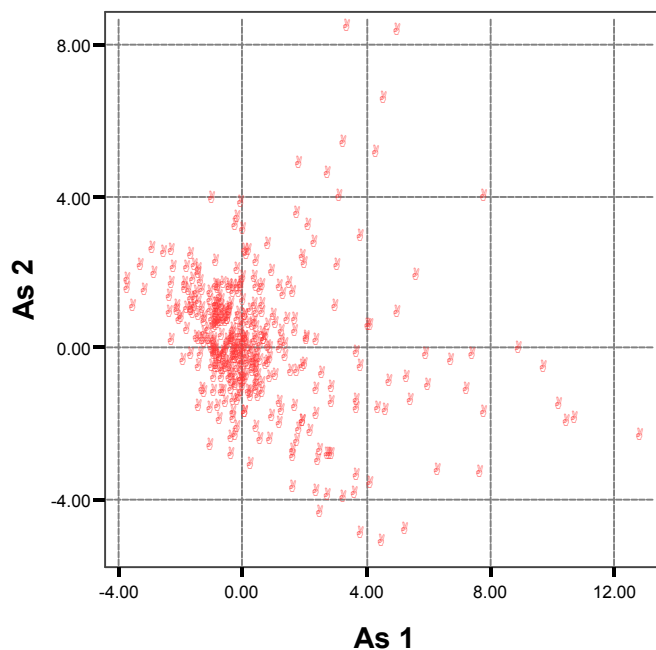
Uit deze analyses blijkt dat de passieve monsters dezelfde patronen in de algemene metrieken weergeven als de actieve monsters. De uitkomsten van deze validatie worden gegeven in Bijlage E.

3.6 Relatie macrofauna met sedimentvervuiling

3.6.1 Hoofdstromen en Biesbosch gecombineerd

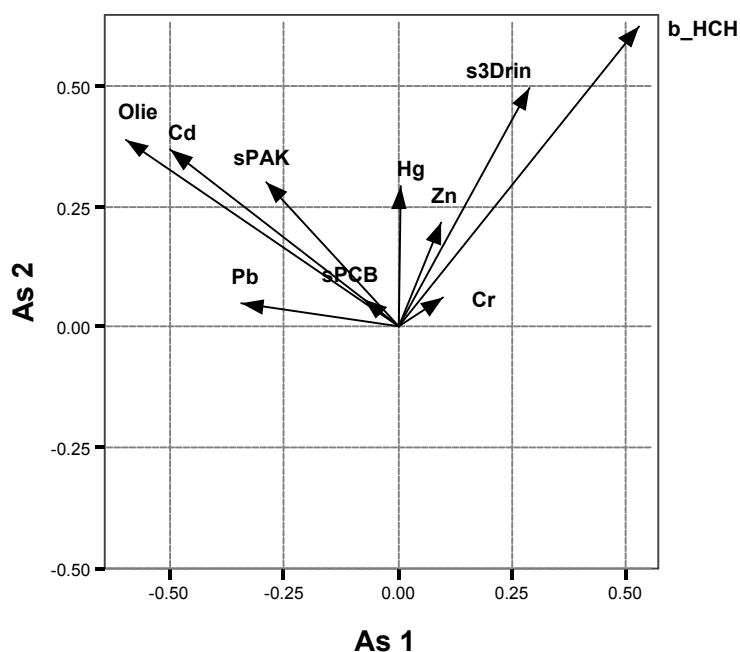
Om de effecten van vervuild sediment naar voren te krijgen, zijn de volgende analyses gedaan. De gegevens van de monsters uit de hoofdstromen en Biesbosch zijn bij elkaar gevoegd voor die locaties waar beide meetgegevens compleet waren. Tevens is een binaire variabele aan de set toegevoegd die aangeeft of een monster in de Biesbosch ligt, dan wel in de hoofdstromen, om zodoende hiervoor te kunnen corrigeren. Met deze gegevens is een directe ordinatie uitgevoerd om te achterhalen welke factoren een rol spelen in het verklaren van de variatie in de samenstelling van de macrofauna. De variabelen die uit de voorwaartse selectie naar voren kwamen waren: Biesbosch (ja/nee), KGF 2, 63, 210 en >210 μ , % DS, %OS, diepte, zand, klei of slibbodem, ph, VWklasse, VG-HVN, Chlorid 10 en 70 percentiel, getijde, erosie en de contaminanten Cd, Hg, Pb, Zn, Cr, sPAK, s3Drin, b-HCH, olie en sPCB.

In een volgende stap zijn de ecologisch factoren als covariabelen gedefinieerd waardoor hun effecten uit de ordinatie verwijderd worden en de contaminanten als verklarende factoren. De ordening van de monsters is dan voornamelijk gerelateerd aan verschillen de in de verontreinigingen. Figuur 9 geeft de ligging van de monsters, Figuur 10 die van de contaminanten.



Figuur 9

Ligging van de monsters voor as 1 en as 2 in een ordinatie van de macrofauna waarbij de ecologische factoren als covariabelen zijn gedefinieerd en de contaminanten als verklarende variabelen.



Figuur 10 Richting van de contaminanten voor as 1 en as 2 in een ordinatie van de macrofauna waarbij de ecologische factoren als covariabelen zijn gedefinieerd en de contaminanten als verklarende variabelen. Analyse: Hoofdstromen en Biesbosch monsters samen.

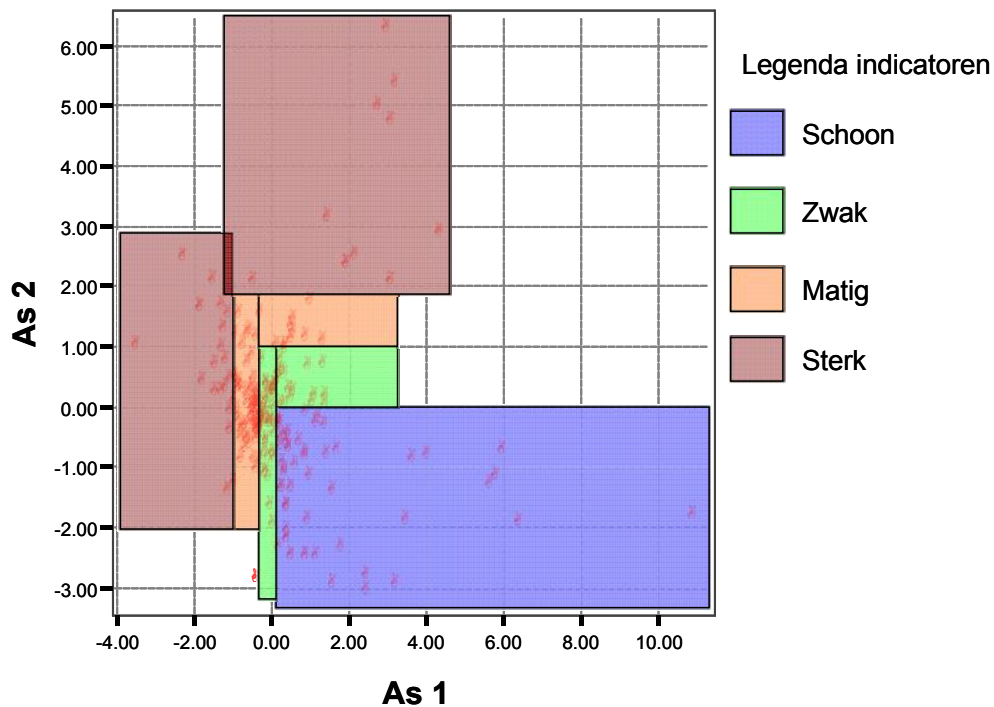
Op basis van Figuur 10 kan gesteld worden dat met name de monsters die gelegen zijn in het gebied rechts van $As\ 1=0$ en onder $As\ 2=0$ als schonere monsters genoemd kunnen worden. Dit kan afgeleid worden aan de richting van de pijlen in Figuur 10. De meeste pijlen wijzen naar boven, de pijl voor lood (Pb) wijst naar links, bijna evenwijdig aan de x-as. De als vervuild beschouwde monsters liggen dus enerzijds bovenin het diagram of juist aan de linkerzijde.

Interpretatie van het diagram met de berekende metrieken leverde geen relevante metrieken op en daarom is besloten om te onderzoeken of op basis van de taxa een nieuwe methode ontwikkeld kan worden.

3.6.2 Nabootsen ordinatie met behulp van originele taxa

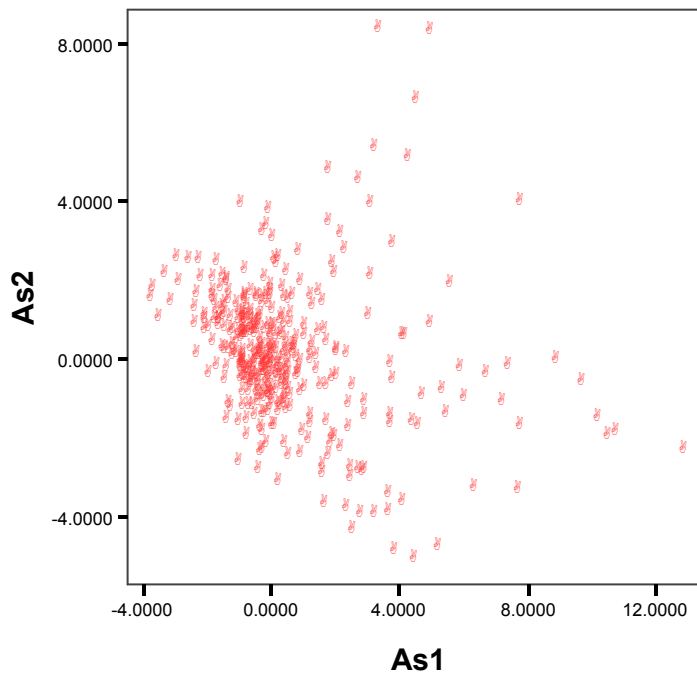
De ordening van de monsters is gerelateerd aan de contaminanten. Wanneer het mogelijk is om deze ordening op basis van de toleranties van de taxa voor vervuiling te imiteren, dan biedt dat handvatten voor het ontwikkelen van een metriek voor vervuiling.

Voor de multivariate analyses hebben enkele taxonomische samenvoegingen plaatsgevonden. Met name dienden de genera van de Tubificidae samengenomen te worden. Hierdoor kan wellicht informatie verloren gaan. Daarom wordt in eerste instantie gebruik gemaakt van de originele taxa en hun abundanties. Voor al deze taxa is via het berekenen van een gewogen gemiddelde de score voor de eerste en tweede ordinatie-as berekend. Daarbij is voor ieder taxon per monster de abundantie van dat taxon vermenigvuldigd met de score voor de eerste (of tweede) as voor het desbetreffende monsterpunt. Alle berekende scores zijn vervolgens opgeteld en gedeeld door het totaal aantal individuen van dat taxon. Vervolgens is een diagram gemaakt waarbij de posities van de taxa als functie van as 1 en as 2 zijn weergegeven (Fig 11).



Figuur 11 Gewogen posities van de originele taxa (cirkels) in het ordinatiediagram met toekenning van die posities aan indicatiewaarde voor sedimentvervuiling.

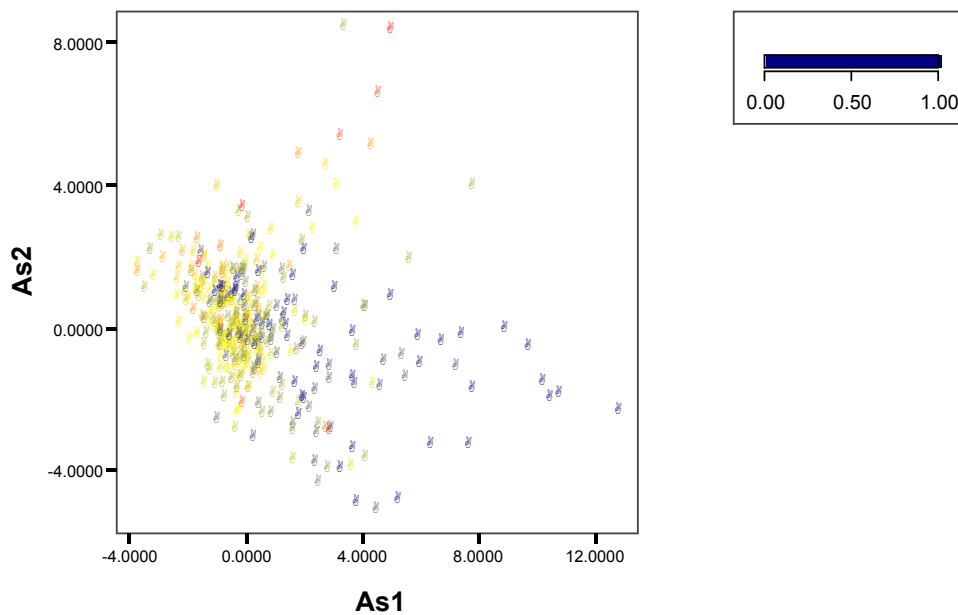
Met de verkregen waarden voor de indicaties zijn berekeningen per monster uitgevoerd en de uitkomsten zijn geprojecteerd in het ordinatiediagram van de monsterpunten. De eerste verkennende resultaten gaven niet een scherp beeld, mede mogelijk als gevolg van de aanwezigheid van indifferente taxa (uit eerdere analyses bleek dit ook al het geval te zijn). Van de frequenter voorkomende taxa (in meer dan 75 van de 379 monsters voorkomend) is het verspreidingspatroon in het ordinatiediagram geanalyseerd. Hieruit bleek dat soorten die eigenlijk overal in het diagram te vinden zijn, altijd in meer dan 50% van de monsters voorkomen. Daarom wordt als selectiecriteria dit percentage gehanteerd. Vervolgens is nog een controle van de toegekende indicaties met de individuele verspreidingsdiagrammen gedaan, wat geresulteerd heeft in enkele kleine aanpassingen. De verkregen resultaten zijn vergeleken met die van analyses waarbij de hoofdstromen en Biesbosch apart geanalyseerd zijn. Hieruit bleek dat er wat verschillen waren tussen de indicaties voor de soorten die sporadisch (minder dan 4 keer, is minder dan in 1% van de monsters) in de dataset voorkomen. Daarom is ervoor gekozen deze sporadisch voorkomende taxa niet in de verdere berekeningen mee te nemen.



Figuur 12 Posities monsters in ordinatiediagram.

Diverse karakteristieken zijn gebruikt om de monsters in het ordinatiediagram te labelen (op basis van Figuur 12), waaronder de afzonderlijke fracties van het aantal indicatortaxa en de fracties van de abundanties (zie Bijlage F). Deze resultaten vormden de aanleiding om fracties bij elkaar te voegen of op een andere wijze de berekeningen uit te voeren.

Voor het aantal taxa zijn de sterke en matige indicatoren gesommeerd en uitgedrukt als fractie van het totaal aantal indicatoren (Figuur 13). Deze maatstaf geeft een aardige imitatie van het ordinatiediagram, waarbij de als schoon aangeduide locaties duidelijk herkenbaar zijn en de lagere scores voor de als vuiler benoemde locaties worden verkregen.



Figuur 13 Fractie taxa indicatief voor vervuild sediment (indicaties sterk en matig t.o.v. totaal aantal indicator taxa) [blauw is schoon, rood is vervuild]

Voor het aantal individuen is op verschillende wijze een index uitgerekend: fracties ten opzichte van elkaar, fracties bij elkaar genomen, en berekeningen met wegingsfactoren voor de fracties. In het bijzonder de berekening met 3 wegingsfactoren (voor de schone gewicht 1, voor de zwakke gewicht 2 en voor de matige en sterke samen gewicht 3) gaf eveneens een goed beeld (Figuur 14).

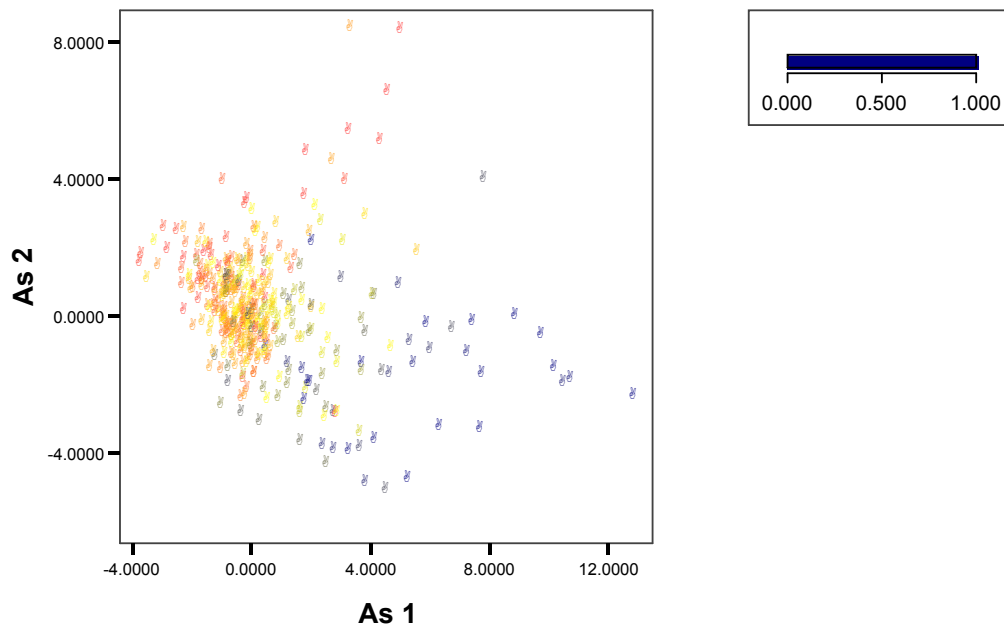
$$\text{Score Abundantie vervuiliingsindicatoren} = 1 - \frac{1 \cdot S + 2 \cdot Z + 3 \cdot V}{S + Z + S} - 1 \Big/ 2$$

Waar:

S = abundantie schoon sediment indicatoren

Z = abundantie zwak vervuild sediment indicatoren

V = abundantie vervuild sediment indicatoren

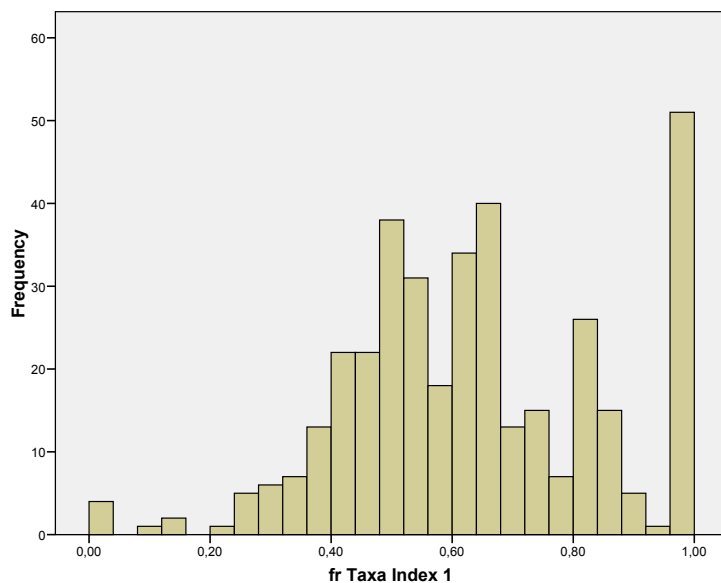


Figuur 14 Ordinatiediagram gelabeld met waarden voor de index gebaseerd op abundantie en gewichten voor de vervuilingindicaties. [blauw is schoon, rood is vervuild]

Beide maatstaven lijken dus een aardig patroon te geven dat verband houdt met de ordening van de monsters ten aanzien van sedimentvervuiling op basis van de directe canonische analyse met de contaminanten. De maatstaf van het aantal indicatoren zoals weergegeven in Figuur 13 kent een omgekeerde schaal (lage waarde is goed, hoge waarde is slecht) wat niet spoot met de systematiek van de KRW. Daarom is de berekening aangepast:

$$\text{Score Vervuilingindicatoren} = \frac{\# \text{ Indicatoren Schoon en zwak}}{\# \text{ Indicatoren Schoon en zwak} + \# \text{ Indicatoren vervuild}}$$

Vervolgens is een frequentieanalyse gedaan van de bereikte scores (Figuur 15).

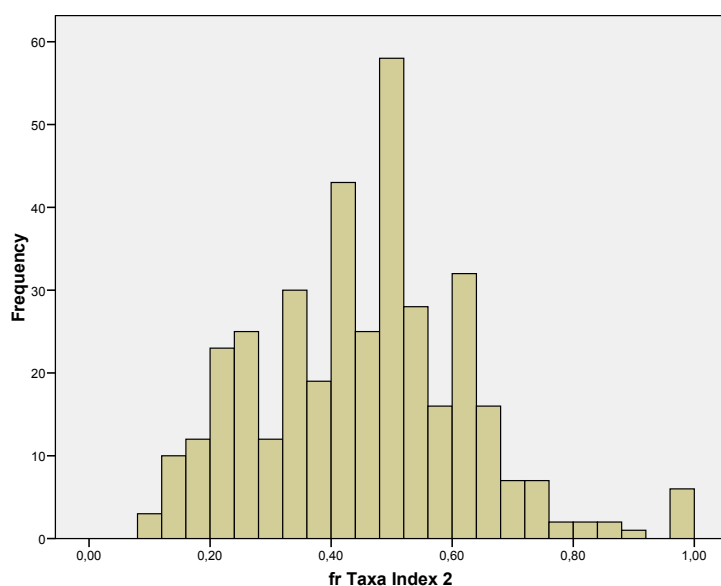


Figuur 15 Frequentieverdeling van de bereikte scores voor de index gebaseerd op de fractie van het aantal indicatoren (hoge score is schoon, lage score is vuil).

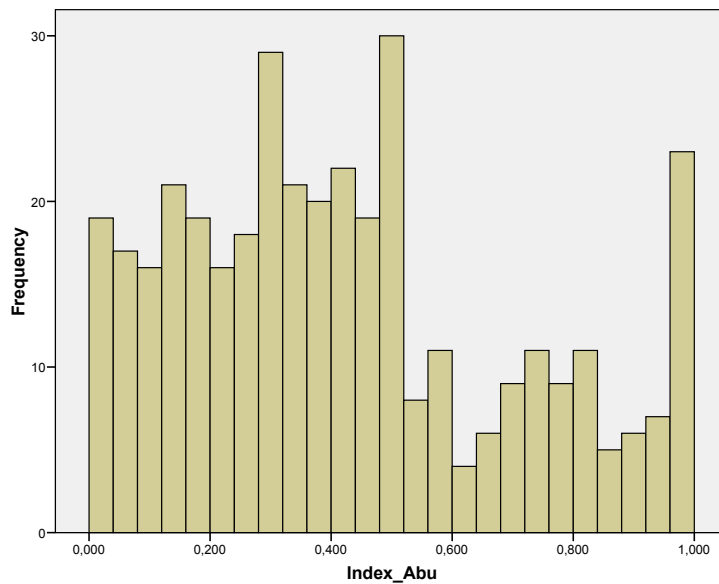
In Figuur 15 valt op dat een groot aantal monsters de waarde 1 scoort. Een verdere analyse leerde dat dit vooral monsters zijn waar slechts een zeer beperkt aantal indicatoren aangetroffen worden. Om hiervoor te corrigeren wordt de volgende berekeningswijze gehanteerd:

$$\text{Score Vervuilingsindicatoren} = \frac{\# \text{ Indicatoren Schoon en zwak}}{\# \text{ Indicatoren Schoon en zwak} + \# \text{ Indicatoren vervuild} + 1}$$

Uit Figuur 16 blijkt dat de gecorrigeerde berekening ervoor zorgt dat het grote aantal waarnemingen rond 1 verschoven is naar 0,5.

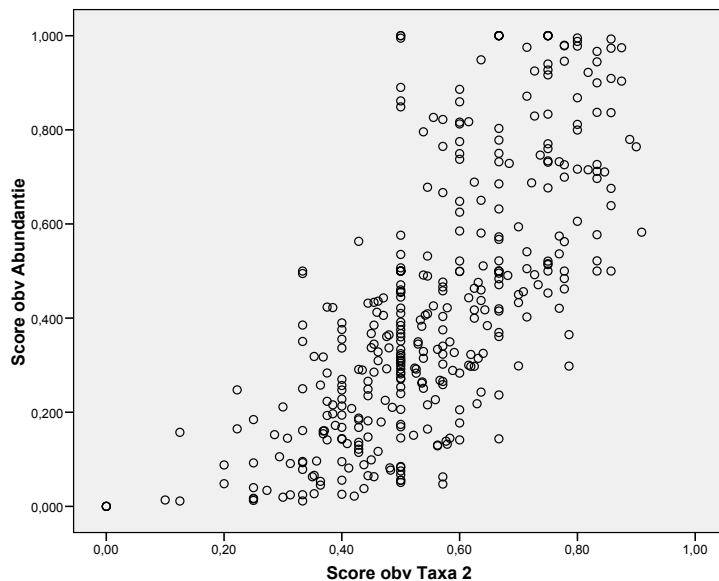


Figuur 16 Frequentieverdeling van de bereikte scores voor de index gebaseerd op de fractie van het aantal indicatoren (hoge score is schoon, lage score is vuil) met correctie.



Figuur 17 Frequentieverdeling van de abundantie index.

De frequentie verdeling voor de abundantie index wordt in Figuur 17 gegeven. Dit geeft een regelmatige verdeling van de scores. In Figuur 18 zijn beide indices tegen elkaar uitgezet.



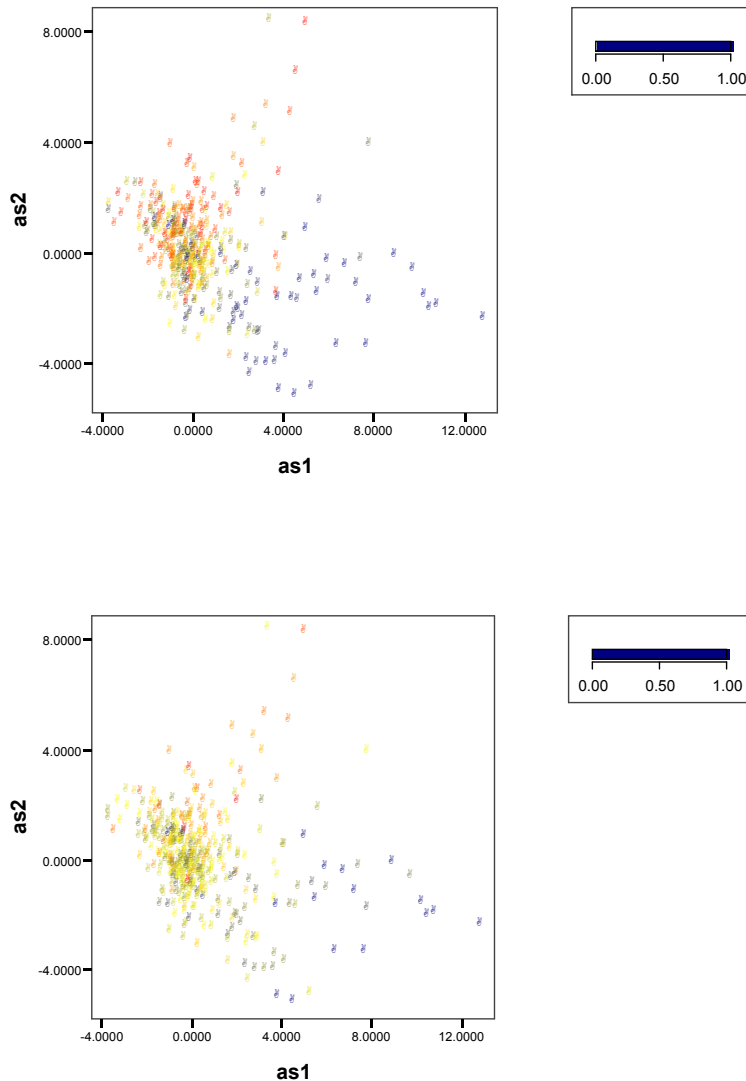
Figuur 18 De sediment vervuilingindex gebaseerd op de taxa als functie van de index gebaseerd op het aantal individuen.

Globaal geven beide indices hetzelfde beeld, maar er is wel de nodige spreiding en daarmee lijken beide maatstaven aanvullend ten opzichte van elkaar. Beide indices worden samengevoegd om tot één uitspraak over de sedimentvervuiling te komen door het berekenen van het gemiddelde. Eerdere analyse liet zien dat verschillende manieren van samenvoegen weinig verschil liet zien.

3.6.3 Validatie

Expertoordeel

Door één expert is een eerdere indicatielijst beoordeeld en geëvalueerd. De door de expert voorgestelde veranderingen zijn doorgevoerd en daar zijn vervolgens de analyses mee uitgevoerd. Het ordinatiediagram is wederom gelabeld (Figuur 19). Het oordeel van de expert komt goed overeen met het patroon dat verkregen is op basis van alle analyses. Dit geeft vertrouwen in de ontwikkelde index voor sedimentvervuiling.



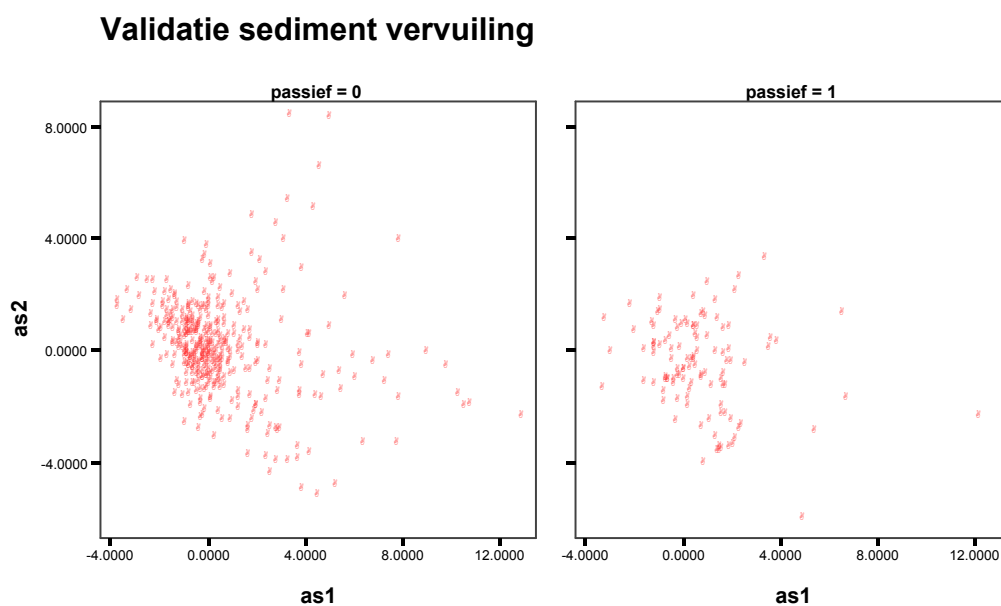
Figuur 19 Ordinatiediagram gelabeld met scores voor sedimentvervuiling op basis van het oordeel van een expert. Boven fractie abundantie sedimentvervuilers, onder: fractie taxa sedimentvervuilers.

Validatie met passieve monsters

Niet alle monsters konden gebruikt worden voor de ontwikkeling van de sedimentmaatstaf, vanwege ontbrekende waarden. In Tabel 7 wordt weergegeven hoeveel monsters per deelgebied zijn betrokken in de analyse, en hoeveel niet konden worden gebruikt. Meestal ontbraken maar 1 of 2 variabelen. Voor deze monsters met ontbrekende waarden is voor de

ontbrekende abiotische gegevens de gemiddelde waarde ingevuld van de hele dataset. Deze monsters zijn vervolgens in een canonische analyse meegenomen als passieve monsters. Passieve monsters dragen niet bij aan het resultaat van de ordening, maar worden wel als zodanig in het ordinatiediagram geplaatst op basis van de fauna en de abiotische omstandigheden. Weliswaar wordt een fout gemaakt bij het invullen van de ontbrekende waarden, maar het is de best denkbare oplossing.

Figuur 20 geeft een overzicht van de ligging van de passieve monsters (*passief=1*). De niet in de originele analyses betrokken monsters liggen nagenoeg verspreid over de hele eerste as, maar ontbreken bij hoge scores voor de tweede as. Het merendeel van de monsters ligt ruim rond het centrum (punt 0,0) verspreid en enkele monsters liggen aan het uiteinde in de rechterkant. De niet in de originele analyses meegenomen monsters lijken de variatie redelijk af te dekken.

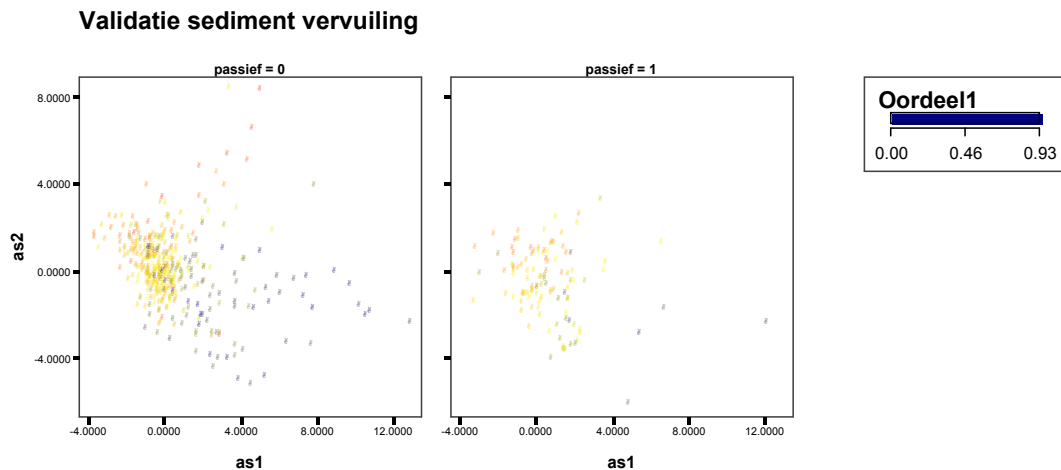


Figuur 20 Ligging in het ordinatiediagram van de sedimentvervuiling van de monsters die niet in de originele multivariate analyses zijn meegenomen (*passief=1*).

Berekend zijn de scores voor de 2 ontwikkelde maatstaven voor sedimentvervuiling op basis van het aantal indicatoren en op basis van de abundantie van de indicatoren. Het patroon dat ontstaat voor de passieve monsters komt globaal heel aardig overeen met het patroon voor de monsters die bij de originele analyses betrokken waren (Bijlage G).

3.6.4 Gecombineerd eindoordeel sedimentvervuiling

Op basis van de scores voor beide indices is het eindoordeel berekend, waarbij de twee indices gemiddeld zijn (Figuur 21). Wederom komt duidelijk naar voren dat de goede monsters voornamelijk in het deel dat als schoon aangemerkt voorkomen en dat de slechtere monsters meer in het linker deel van het diagram liggen. Ook dit patroon bevestigt het resultaat.



Figuur 21 Eindresultaat validatie met passieve monsters waarbij de twee sedimentvervuilingsindices zijn gemiddeld.

3.6.5 Aanvullend onderzoek

Na voltooiing van de eerste (concept) maatlat in 2008 heeft vooral de deelmaatlat voor sedimentverontreiniging (en de daarvoor gebruikte indicatiewaarden per soort) aanvullende validatiestappen ondergaan. De meest uitgebreide validatie is uitgevoerd door het RIVM (Posthuma et al 2011). Hierbij is de gehele dataset nogmaals geanalyseerd, maar nu met behulp van Generalized Linear Modelling (GLM). Uit de vergelijking van de verkregen gegevens bleek dat de classificatie van taxa voor sedimentverontreiniging in de R8-maatlat redelijk – maar niet volledig – overeenstemt met de berekende effecten van mengsels op de taxa. Geconcludeerd werd dat optimalisatie van de classificatie mogelijk is. Deze optimalisatie is beschreven in Ecofide & Arcadis (2011). De in bijlage H opgenomen lijst met indicatiewaarden is gebaseerd op de uitkomsten van deze optimalisatie en conform het voorstel zoals beschreven in Ecofide & Arcadis (2011).

3.7 Selectie metrieke profundaal

Uit de analyses van de macrofauna gegevens komt naar voren dat een aantal aspecten van belang is voor de ontwikkeling van een beoordelingssysteem. Zo blijkt dat in het betrokken gebied niet alle locaties zoet water hebben. Het is daarom relevant om een maatstaf 'Zoetwater' in het beoordelingssysteem op te nemen. Deze maatstaf kan enerzijds gebruikt worden om te toetsen of het bemonsterde water inderdaad tot het zoetwater getijde gebied behoort en anderzijds of er sprake is van verstoring door brak water.

De multivariate analyse toonde eveneens dat de monsters van de Biesbosch afwijkende posities innamen ten opzichte van die uit de hoofdstromen. Blijkbaar is de samenstelling van de levensgemeenschap van de hoofdstromen verschillend van die uit de Biesbosch. Een ander landschappelijk verschil tussen de wateren uit de Biesbosch en de Hoofdstromen bestaat uit het feit dat de wateren in de Biesbosch aan een kant zijn afgesloten terwijl die uit de Hoofdstromen aan beide zijden open zijn.

De directe multivariate analyses toonden dat zowel algemene ecologische factoren alsmede sedimentvervuiling een significante bijdrage hebben in het verklaren van de patronen in de macrofauna. Het te ontwikkelen beoordelingssysteem zal dan ook rekening moeten houden met 1) het zoetwater karakter, 2) algemene ecologische karakteristieken, 3) karakteristieken van sedimentvervuiling en 4) onderscheid tussen Biesbosch en hoofdstromen.

Ad 1) Voor het zoetwater karakter wordt een eenvoudige maatstaf opgesteld gebaseerd op macrofauna die kenmerkend zijn voor zoete dan wel brakke tot zoute wateren.

Ad 2) Voor de algemene verstoring komen de metrieken die betrekking hebben op diversiteit (aantal taxa, genera of families en diversiteit volgens Margalef), productiviteit (abundantie), volledigheid voedselweb en mate van organische belasting (BWMP Sp) in aanmerking. Deze metrieken bleken zowel voor de Biesbosch als voor de hoofdstromen van belang. De IBGN geeft mogelijk ook handvaten voor de Hoofdstromen.

Ad 3) Voor de sedimentvervuiling biedt de ontwikkelde metriek aanknopingspunten.

Ad 4) Het verschil tussen Biesbosch en Hoofdstromen zal voor de algemene verstoring mogelijk tot uiting komen in verschillen in klassengrenzen. Ten aanzien van de sedimentverontreiniging is er geen verschil.

Verschillende metrieken zijn mogelijk bruikbaar voor het in kaart brengen van algemene verstoring. Daarbij is het wel van belang om te onderzoeken in hoeverre de metrieken afhankelijk zijn van elkaar. In Tabel 12 zijn de Pearson correlatiecoëfficiënten weergegeven.

Voor de Biesbosch blijkt dat het aantal taxa, genera en families sterk aan elkaar gecorreleerd zijn maar ook dat deze metrieken een sterke correlatie vertonen met BMWP en de diversiteit volgens Margalef. Uit deze metrieken kan er dus 1 gekozen worden. Volledigheid voedselweb en abundantie correleren niet sterk met één van de andere metrieken.

Voor de Hoofdstromen blijkt dat het aantal taxa, genera en families onderling sterk met elkaar correleren. Ook bestaan er duidelijke verbanden met IBGN, diversiteit volgens Margalef en de BWMP score. Ook voor de hoofdstromen vertonen de abundantie en de volledigheid voedselweb geen sterke correlatie met de andere metrieken en lijken dus andere facetten in kaart te brengen.

Tabel 12 Pearson correlatiecoëfficiënten voor de metrieken voor de monsters uit de hoofdstromen en de Biesbosch. Alle correlatiecoëfficiënten zijn significant ($p < 0,05$). Groen gemarkeerd zijn correlatiecoëfficiënten groter dan 0,70.

		Biesbosch						
		Log abundantie	Aantal taxa	Aantal genera	Aantal families	BMWP	Diversiteit Margalef	Volledigh voedselweb
Hoofdstromen	Log abundantie		.485	.419	.291	.326	.277	.338
	Aantal taxa	.481		.975	.851	.832	.972	.561
	Aantal genera	.496	.946		.880	.861	.960	.603
	Aantal families	.451	.702	.793		.941	.854	.489
	BMWP	.392	.658	.723	.891		.822	.561
	Div. Margalef	.257	.958	.898	.645	.610		.531
	Voll. voedselweb	.348	.587	.611	.618	.630	.543	
	IBGN	.431	.892	.630	.630	.611	.862	.653

Voor het beoordelingssysteem zullen dan ook de metrieken zoetwaterkarakter, sedimentvervuiling, abundantie en volledigheid voedselweb opgenomen kunnen worden. Uit aantal taxa, genera en families, IBGN, BMWP en Margalef wordt voorgesteld om het aantal genera als metriek te hanteren. Deze metriek heeft een sterke correlatie met de andere metrieken en is relatief eenvoudig vast te stellen aangezien het een minder vergaand determinatieniveau vereist zonder al te veel informatieverlies.

3.8 Van metrieken naar Ecologische Kwaliteits Ratio's (EKR)

De KRW hanteert zogenaamde Ecologische Kwaliteits Ratio's (Ecological Quality Ratios) voor de betrokken metrieken in de beoordeling. Deze kwaliteitsratio's kennen een range die loopt van 0 tot 1. Om het beoordelingssysteem voor het zoetwatergetijdengebied hierbij aan te laten sluiten dienen de ranges van de metrieken zo nodig omgeschaald te worden.

In Bijlage H wordt de gebruikte soortenlijst met indicatorwaarden gegeven, waarmee de maatstaven berekend kunnen worden.

3.8.1 Zoetwaterkarakter

De maatstaf zoetwater is nodig om vast te stellen of het te onderzoeken watersysteem voldoet aan het criterium 'zoet water' en/of om vast te stellen of er sprake is van beïnvloeding door brak of zout water. De maatstaf is gebaseerd op het relatieve aandeel van de abundantie van zoetwater organismen en loopt van 0 tot 1, waarbij 0 staat voor een gemeenschap volledig bestaande uit brak en zoutwater indicatoren en 1 voor een gemeenschap bestaande uit zoetwater organismen. Uit een analyse van de dataset komt naar voren dat bij een relatief aandeel van meer dan 1% de wateren niet meer als zoet aangemerkt kunnen worden. Voorgesteld wordt om het bereik van de maatstaf in te delen naar EKR zoals in Tabel 13 is weergegeven.

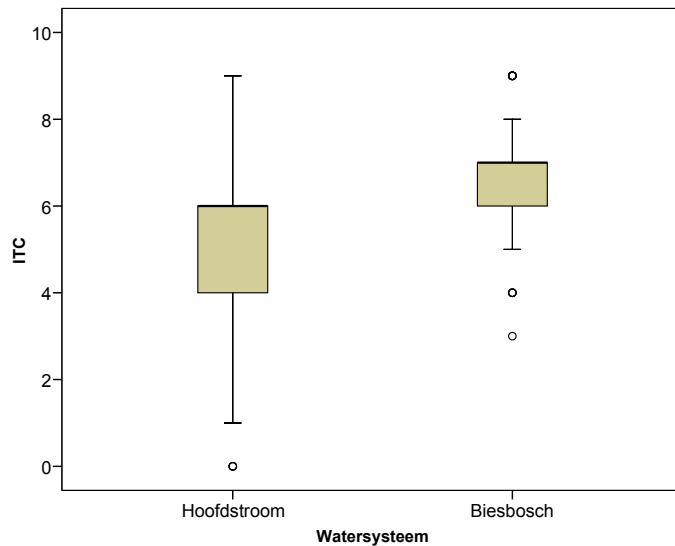
Tabel 13 Indelen van het bereik van de maatstaf 'Zoetwater' in EKR.

EKR	Kwaliteitsniveau
0,995 – 1	Zeer goed
0,990 – 0,995	Goed
0,95 – 0,99	Matig
0,50 – 0,95	Ontoereikend
0 – 0,50	Slecht

3.8.2 Algemene verstoring

Voor de algemene verstoring worden de maatstaven Dichtheden, Diversiteit profundaal en Volledigheid voedselweb gehanteerd. Om een metriek om te schalen naar de systematiek van de KRW dient het maximum vastgesteld te worden dat bereikt kan worden in het zoetwatergetijdengebied. Hierbij kan rekening gehouden worden met eventuele verschillen tussen de Hoofdstromen en Biesbosch.

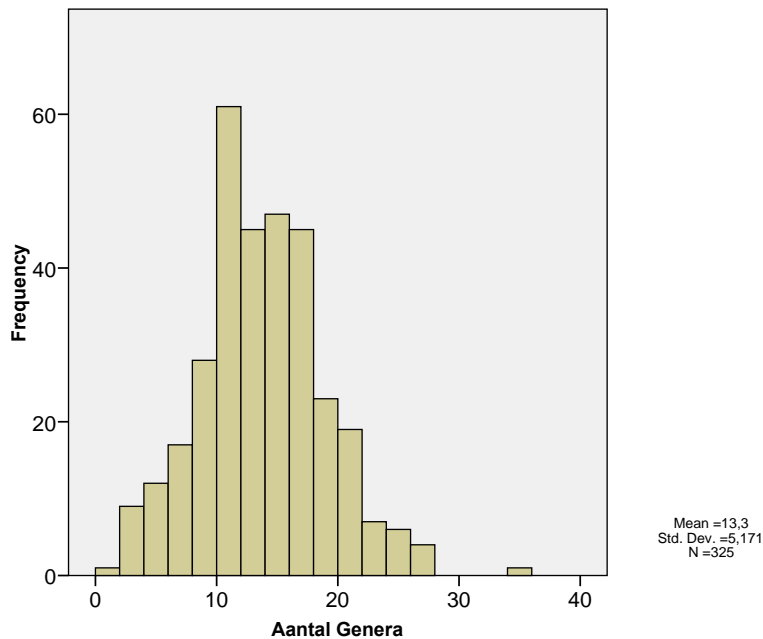
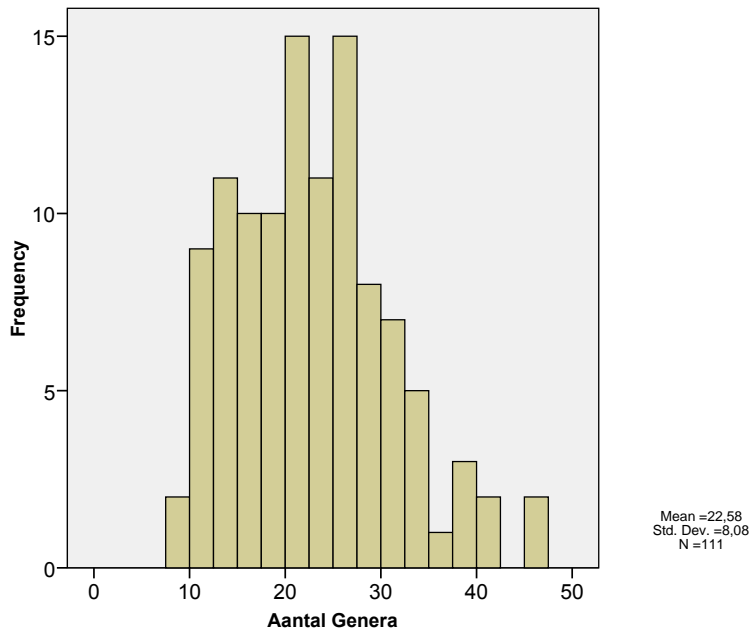
Voor de metriek Volledigheid voedselweb kan de maximale waarde uit de metriek zelf afgeleid worden en is in dit geval 10. Voor de volledigheid voedselweb kan de EKR dan ook eenvoudig berekend worden door de bereikte waarde te delen door 10.



Figuur 22 Overzicht van bereikte scores voor Volledigheid voedselweb voor de Hoofdstromen en Biesbosch.

Uit Figuur 22 blijkt dat in de Biesbosch gemiddeld genomen hogere scores bereikt worden voor de Volledigheid voedselweb en ook dat de spreiding in de Hoofdstromen groter is.

Anders dan voor de Volledigheid voedselweb kent de metriek Diversiteit profundaal geen theoretisch maximum. Dit maximum zal voor het zoetwatergetijdengebied vastgesteld moeten worden, waarbij rekening gehouden kan worden met eventuele verschillen tussen de Hoofdstromen en de Biesbosch.

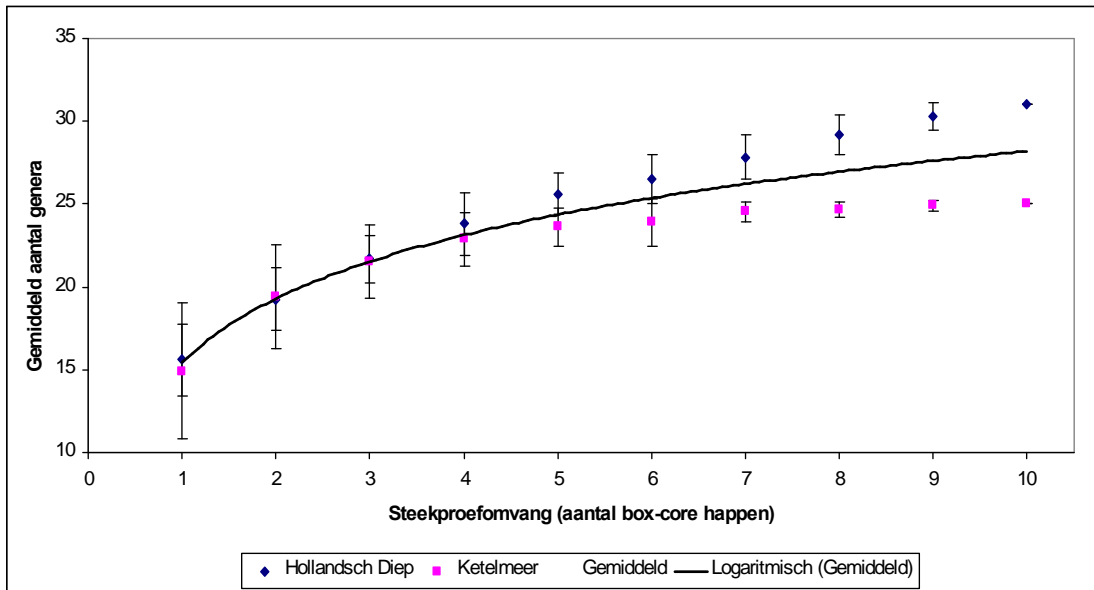


Figuur 23 Frequentieverdeling van het aantal genera in de Hoofdstromen (boven) en in de Biesbosch (onder).

In Figuur 23 wordt de frequentieverdeling van het aantal genera weergegeven. Uit de figuur valt af te leiden dat het maximum aantal genera in de Hoofdstromen (36) lager is dan in de Biesbosch (46). Voor het omschalen van de metriek zou daarom kunnen worden voorgesteld om het maximum voor de Hoofdstromen te stellen op 35 en voor de Biesbosch op 45. Door het aantal genera te delen door de bovengrens ontstaat er eveneens een range van 0 tot 1, met daarbij de opmerking dat wanneer meer genera aangetroffen worden dan de bovengrens de EKR op 1 gesteld wordt.

Deze maximum-waarden zijn echter afhankelijk van het bemonsterde oppervlak. Hoe groter het bemonsterde oppervlak hoe groter de kans op het aantreffen van nieuwe soorten. Daarnaast is ondertussen het bemonsteringsvoorschrift gewijzigd: waar de huidige dataset vooral is

gebaseerd op een monstergrootte van 3 Box-cores, luidt het huidige voorschrift dat er 5 Box-cores verzameld moeten worden (Reeze, 2008). In Arcadis & Ecofide (2010) is beargumenteerd dat deze wijziging alleen gevolgen heeft voor de maatstaf "aantal genera", omdat de andere maatstaven op relatieve aantallen zijn gebaseerd. Om een aanpassing van de maximum waarden mogelijk te maken, hebben Arcadis & Ecofide (2010) gebruik gemaakt van twee datasets: een voor het Hollandsch Diep/Nieuwe Merwede en een voor het Ketelmeer. In beide waterlichamen zijn in 2006 door de RWS Waterdienst op één locatie 10 losse bodemhappen verzameld en apart geanalyseerd. Met deze gegevens is vervolgens het verband tussen het aantal aangetroffen genera en de bemonsteringsomvang vastgesteld, zoals in onderstaande figuur is weergegeven.



Figuur Verzadigingscurve voor het gemiddeld aantal aangetroffen genera als functie van de steekproefomvang.

De verzadigingscurve wordt goed benaderd met de volgende, logaritmische functie ($R^2 = 0,9985$): $G = 5,5353 \cdot \ln(n) + 15,45$

Waarin: G = aantal aangetroffen genera
 n = steekproefomvang (aantal boxcore happen) of het bemonsterde oppervlak (in m^2)/ 0,06

Deze relatie beschrijft het (gemiddeld) aantal genera als functie van het aantal happen met een boxcorer of als functie van het bemonsterde oppervlak. In het laatste geval moet het bemonsterde oppervlak (in m^2) worden gedeeld door 0,06 (het oppervlak van een boxcorer).

Met name voor kleinere bemonsteringsoppervlakken dient hiermee wel voorzichtig te worden omgegaan. De spreiding van het aantal genera per monster neemt sterk toe naarmate het bemonsterd oppervlak afneemt. De vergelijking lijkt echter voor omrekening van een monster van 5 Eckman-Birge happen (bemonsterd oppervlak 0,1125 m^2) nog vrij goed toepasbaar.

Met bovenstaande vergelijking kan vervolgens de maatlat 'diversiteit profundaal' (aantal genera) worden aangepast aan het huidige bemonsteringsvoorschrift. Het gemiddelde aantal genera op basis van 3 happen bedraagt 21,5; het aantal genera op basis van 5 happen

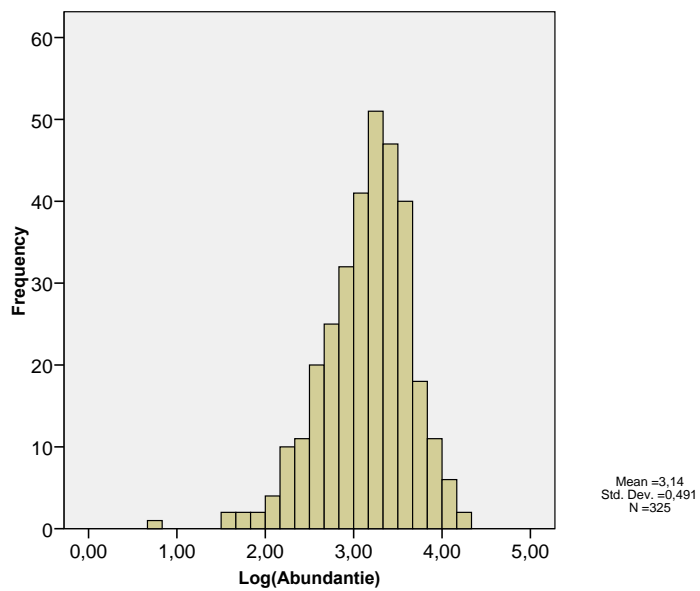
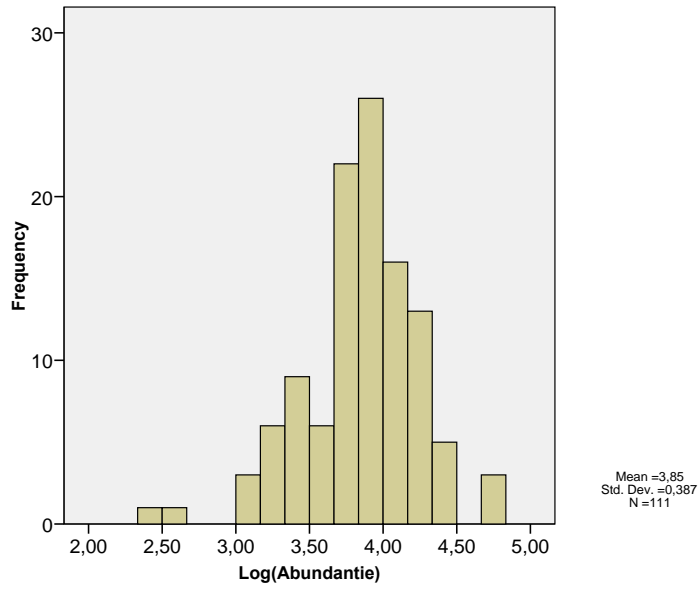


bedraagt 24,4. In een monster met 5 happen mogen dus gemiddeld 1,13 maal zoveel soorten worden verwacht als in een monster met 3 happen. De maatlat 'diversiteit profundaal' wordt berekend door het aantal gevonden genera (berekend met behulp van Asterics) te delen door het maximum aantal genera in de dataset. Dit maximum bedraagt in de huidige maatlat 35 genera voor de hoofdstromen en 45 voor de Biesbosch (zie hierboven). Omgerekend naar 5 happen wordt dit maximum dan (afgerond) 40 genera voor de hoofdstromen en (afgerond) 51 genera voor de Biesbosch.

Met behulp van bovenstaande vergelijking is het ook mogelijk om monsters met afwijkende bemonsteringsoppervlakken (vanaf nu: afwijkend van $0,3 \text{ m}^2$) te kunnen toetsen. Hiervoor moet de toetswaarde (het aantal gevonden genera berekend met behulp van Asterics) worden vermenigvuldigd met een vermenigvuldigingsfactor. Deze factor is gelijk aan $G(5)/G(n)$ waarbij n het aantal boxcore happen bedraagt of het bemonsterde oppervlak (in m^2)/ $0,06$

De maatstaf Dichtheden kent geen bovengrens als beste waarde, maar er is sprake van een optimum waarde. Hierin wijkt deze metriek af van *Volledigheid voedselweb* en *Diversiteit profundaal*. In Figuur 24 wordt de frequentieverdeling van de aangetroffen dichtheden weergegeven. Uit de figuur valt af te leiden dat de verdeling van de aantallen redelijk normaal verdeeld is en dat in de Biesbosch doorgaans grotere aantallen worden aangetroffen.

Om een idee te krijgen van de mogelijke optima zijn historische gegevens van het NIOO gebruikt. Door het NIOO zijn uit de literatuur gegevens verzameld over het betreffende gebied en gedigitaliseerd. Uit de NIOO gegevens van het zoetwatergetijdengebied blijkt dat de dichtheden flink zijn toegenomen na afsluiting (Tabel 14). Tevens blijkt dat het aantal monsters waar geen macrofauna zijn aangetroffen sterk verminderd is. De gemiddelde abundantie in de Hoofdstromen ligt tussen 3000 en 7000 ind/m^2 en het maximum kan oplopen tot boven de 40000 ind/m^2 . Voor de Biesbosch ligt het maximum rond 5000 ind/m^2 .



Figuur 24 Frequentieverdeling van de logaritmisches getransformeerde abundantie in de Hoofdstromen (boven) en in de Biesbosch (onder).

Tabel 14 Informatie over abundanties uit de historische database van het NIOO. Gegevens zijn uitgesplitst naar systeem en periode van bemonsteren.

Systeem	Deelgebied	Periode	Gem. Abu.	Max. Abu.	Niets gevonden
Haringvliet	Centraal / Oostelijk deel	60 – 70	305	1150	4 van 23
		70 – 80	294	2130	6 van 34
		80 – 90	3392	8863	
Haringvliet	Centraal deel	60 – 70	877	7111	26 van 71
		70 – 80	271	3050	21 van 70
		80 – 90	3386	11041	
Haringvliet	Centrum West	60 – 70	93	1210	27 van 53
		70 – 80	91	800	1 van 22
		80 – 90	3856	15469	
		00 – 05	7763	43133	
Haringvliet	Oostelijk deel	60 – 70	523	9840	12 van 45
		70 – 80	483	8090	9 van 51
		80 – 90	3798	9768	
Haringvliet	Westelijk deel	60 – 70	92	1000	21 van 33
		70 – 80	20	20	
		80 – 90	4021	7849	
		00 – 05	2960	9266	
Havengebied Rotterdam	Oude Maas	1961		72930	
Hollands Diep	Oostelijk deel	60 – 70	1233	20020	29 van 75
		70 – 80	3103	30000	7 van 74
		80 – 90	2299	15375	
Hollands Diep	Westelijk deel	60 – 70	1617	20010	50 van 98
		70 – 80	365	6000	10 van 102
		80 – 90	2610	8959	
Noord Brabant	Amer	60 – 70	248	1000	5 van 24
Noord Brabant	Biesbosch-Oost	60 – 70	221	5000	8 van 84
		70 – 80	561	5030	2 van 40
Zuid Holland	Beneden Merwede				4 van 4
Zuid Holland	Boven Merwede	60 – 70			1 van 1
		70 – 80	3118	5010	
Zuid Holland	Nieuwe Merwede	60 – 70		10	3 van 4
		70 – 80	3977	5000	2 van 9

Om de getallen van het NIOO te kunnen vergelijken met de gevonden aantallen in het huidige onderzoek zijn de percentielen weergegeven in Tabel 15.

Tabel 15 Percentielwaarden voor de abundanties in de Hoofdstromen en de Biesbosch.

		Hoofdstromen	Biesbosch
	Valid	325	111
	Missing	0	0
Percentiel	10	316.40	2160.80
	20	539.40	3999.00
	30	864.80	5407.00
	40	1217.20	6696.60
	50	1620.00	7430.00
	60	2059.00	9240.60
	70	2744.80	11130.80
	80	3276.80	14135.20
	90	5037.60	19865.80

Vergelijking van de huidige gegevens met de historische gegevens van het NIOO leert dat voor de Hoofdstromen de huidige waarden in dezelfde orde van grootte liggen als de waarden uit de latere perioden van het NIOO. In de jaren 1960-70 zijn de aantallen veel lager. Voor de Biesbosch is het aantal waarnemingen in de gegevens van het NIOO beperkt en het lijkt erop dat de aantallen in de huidige set aan gegevens veel hoger is.

In de eerste opzet van de maatlat (2008) werd voorgesteld om het optimum voor de Hoofdstromen te stellen op 5000 ind/m² en voor de Biesbosch op 7500 ind/m². In 2010 is dit voorstel door Arcadis en Ecofide herzien omdat beide optima op verschillende criteria gebaseerd zijn. Daarnaast is nader onderzocht op het verband tussen de dichtheden en de EKR-waarde lineair moest zijn (oorspronkelijke voorstel) of dat deze beter logaritmisch gemaakt kon worden (zie Arcadis & Ecofide, 2010 voor een nadere onderbouwing). Op basis hiervan zijn de volgende wijzigingen in de maatlat doorgevoerd:

- i) Voor zowel de hoofdstromen als de Biesbosch wordt het optimum gebaseerd op de 50-percentiel waarde uit tabel 15 en bedragen daarmee 1620 voor de hoofdstromen en 7500 voor de Biesbosch.
- ii) Op basis van 'expert judgement' is de klassengrens tussen de klassen ontoereikend en matig (EKR 0,4) vastgesteld op de 10 en 90 percentielwaarden van de huidige 'R8-dataset' (tabel 15). Daarnaast zijn de EKR formules exponentieel gemaakt. Op deze wijze worden vooral de lage en hoge abundanties 'afgestraft', wat het doel was van de maatstaf.

De score voor de maatlat wordt daarbij als volgt berekend (Abundantie in aantallen per m²):
NB. Onderstaande formules zijn gefit in Excel. Er bestaan daarom zeer kleine afrondingsverschillen indien bijvoorbeeld bovenstaande optima worden ingevuld. Dit speelt in de vierde decimaal en is daarmee niet relevant voor de EKR-berekening.

Hoofdstromen

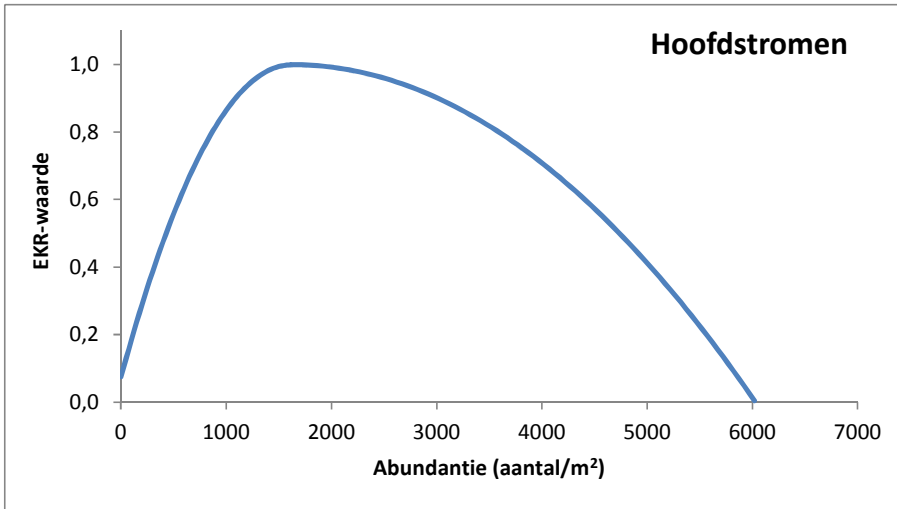
Indien het totaal aantal individuen kleiner of gelijk is aan het optimum dan wordt de score:

$$\text{Score} = -3,5329\text{E-}07 * \text{Abundantie}^2 + 0,0011432 * \text{Abundantie} + 0,074$$

Indien het totaal aantal individuen groter of gelijk is aan het optimum dan wordt de score:

$$\text{Score} = -5,14\text{E-}08 * \text{Abundantie}^2 + 0,0001664 * \text{Abundantie} + 0,865,$$

waarbij een negatieve score op 0 gesteld wordt.



Biesbosch

Indien het totaal aantal individuen kleiner of gelijk is aan het optimum dan wordt de score:

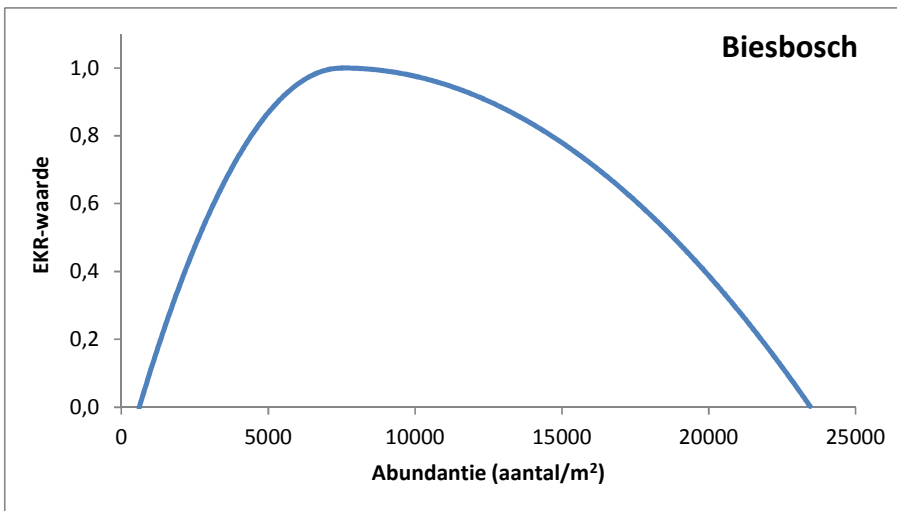
$$\text{Score} = -2,105\text{E-}08 * \text{Abundantie}^2 + 0,0003157 * \text{Abundantie} - 0,184,$$

waarbij een negatieve score op 0 gesteld wordt.

Indien het totaal aantal individuen groter of gelijk is aan het optimum dan wordt de score:

$$\text{Score} = -3,924\text{E-}09 * \text{Abundantie}^2 + 0,0000589 * \text{Abundantie} + 0,779,$$

waarbij een negatieve score op 0 gesteld wordt.



Voor de algemene verstoring worden 3 maatstaven/metrieken gebruikt die conform de systematiek van de KRW een bereik van 0 tot 1 kennen. Voorgesteld wordt om de ecologische kwaliteitsratio's van deze 3 maatstaven te middelen en het bereik van het gemiddelde in 5 kwaliteitsniveaus in te delen (Tabel 16).



Tabel 16 Vertaling van EKR voor algemene verstoring naar kwaliteitsniveaus.

Bereik EKR	Kwaliteitsniveau
0,8 – 1,0	Zeer goed
0,6 – 0,8	Goed
0,4 – 0,6	Matig
0,2 – 0,4	Ontoereikend
0,0 – 0,2	Slecht

3.8.3 Algemene verstoring

Voor de maatlat sedimentvervuiling worden twee maatstaven berekend, de Vervuilingindicatoren en de Abundantie Vervuilingindicatoren. De maatlat sedimentvervuiling wordt berekend als het gemiddelde van deze twee maatstaven. Deze maatlat kent een range die loopt van 0 tot 1 en sluit daarmee al aan bij de systematiek van de KRW.

Ook het bereik van de maatlat sedimentvervuiling wordt ingedeeld in 5 kwaliteitsniveaus cf. Tabel 16.

3.9 Beoordelingssysteem voor profundaal

De afzonderlijke elementen voor het beoordelingssysteem worden tezamen grafisch weergegeven op de beoordelingskaart. Figuur 25 geeft het systeem voor de Hoofdstromen weer, Figuur 26 voor de Biesbosch. De berekende waarde voor de maatstaven kunnen ingetekend worden om zodoende een helder beeld krijgen over hoe de uiteindelijke score voor een bepaald monster ontstaat.

In een laatste stap worden de ecologische kwaliteitsratio's van de drie maatlaten, zoetwater, algemene verstoring en sedimentvervuiling, geïntegreerd tot één uiteindelijk oordeel. Verschillende opties zijn hierbij mogelijk.

- Het oordeel bestaat uit het bereikte resultaat voor de algemene verstoring met een omschrijving van de kans op sediment vervuiling. Bijvoorbeeld: de ecologische kwaliteit is goed maar met grote kans op vervuild sediment, of de ecologische kwaliteit is matig met geringe kans op vervuild sediment.
- Het oordeel bestaat uit een middeling van de drie maatlaten.
- Het eindoordeel bestaat uit het laagste kwaliteitsniveau van de drie maatstaven.

Er wordt voor gekozen om als eindoordeel $EKR_{\text{profundaal}}$ het laagste kwaliteitsniveau te kiezen.

Overigens kunnen locaties met een lage EKR score als gevolg van een lage score voor de $EKR_{\text{zoetwater}}$ worden weggelaten uit de berekening van het gemiddelde (bijvoorbeeld als de lokatie op de grens van het watertype ligt, waardoor het van 'nature' te zout is). Als de lage score het gevolg is van een verstoring (bijvoorbeeld een lozing van zout of brak water), is dit niet toegestaan!

PROFUNDAAL

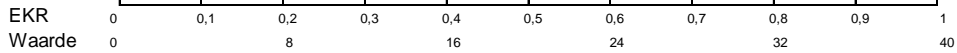
Zoetwater

Relatieve Abundantie zoetwater organismen

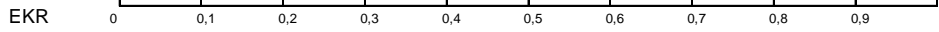


Algemene verstoring

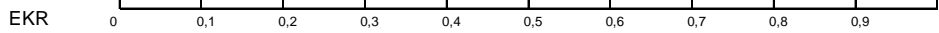
Aantal genera



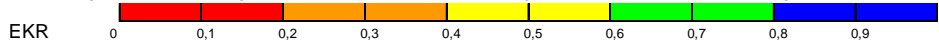
Dichtheden



Volledigheid voedselweb

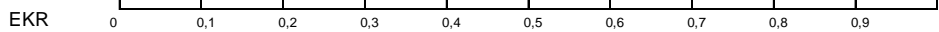


Eindscore Algemene verstoring Gemiddelde EKR van Aantal genera, Dichtheden en Volledigheid voedselweb

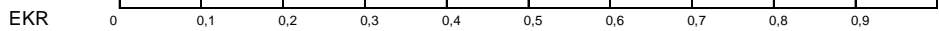


Sedimentvervuiling

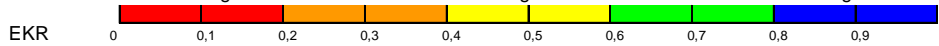
Vervuilingindicatoren



Abundantie Vervuilingindicatoren



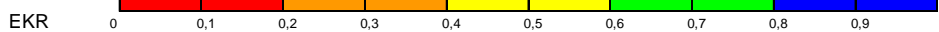
Eindscore Sedimentvervuiling Gemiddelde EKR van Vervuilingindicatoren en Abundantie Vervuilingindicatoren



LITORAAL

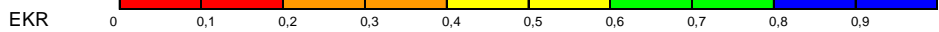
Zoetwater

Relatieve Abundantie zoetwater organismen



Diversiteit

Aantal genera



Totale score PROFUNDAAL
Minimum van Zoetwater,
Algemene verstoring en Sedimentvervuiling

Totale score LITORAAL
Minimum van Zoetwater en Diversiteit

Totale Eindscore
Minimum van Score Profundaal
en Score Litoraal



Figuur 25 Beoordelingskaart zoetwatergetijdgebied Hoofdstromen.

PROFUNDAAL

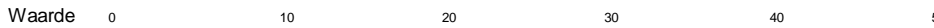
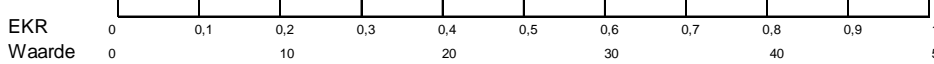
Zoetwater

Relatieve Abundantie zoetwater organismen

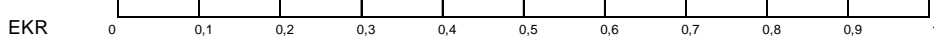


Algemene verstoring

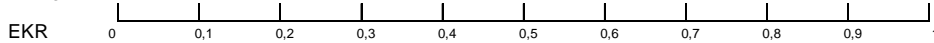
Aantal genera



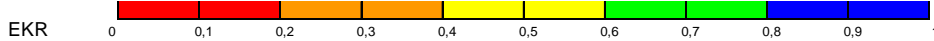
Dichtheden



Volledigheid voedselweb

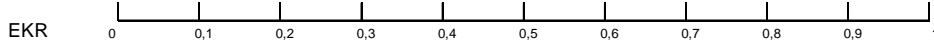


Eindscore Algemene verstoring Gemiddelde EKR van Aantal genera, Dichtheden en Volledigheid voedselweb

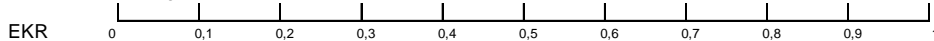


Sedimentvervuiling

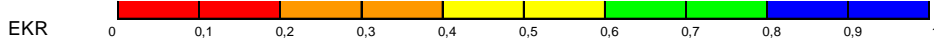
Vervuilingindicatoren



Abundantie Vervuilingindicatoren



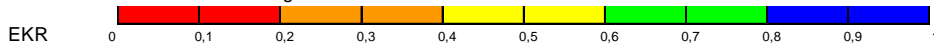
Eindscore Sedimentvervuiling Gemiddelde EKR van Vervuilingindicatoren en Abundantie Vervuilingindicatoren



LITORAAL

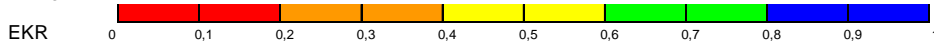
Zoetwater

Relatieve Abundantie zoetwater organismen



Diversiteit

Aantal genera



Totale score PROFUNDAAL

Minimum van Zoetwater, Algemene verstoring en Sedimentvervuiling

Totale score LITORAAL

Minimum van Zoetwater en Diversiteit

Totale Eindscore

Minimum van Score Profundaal en Score Litoraal

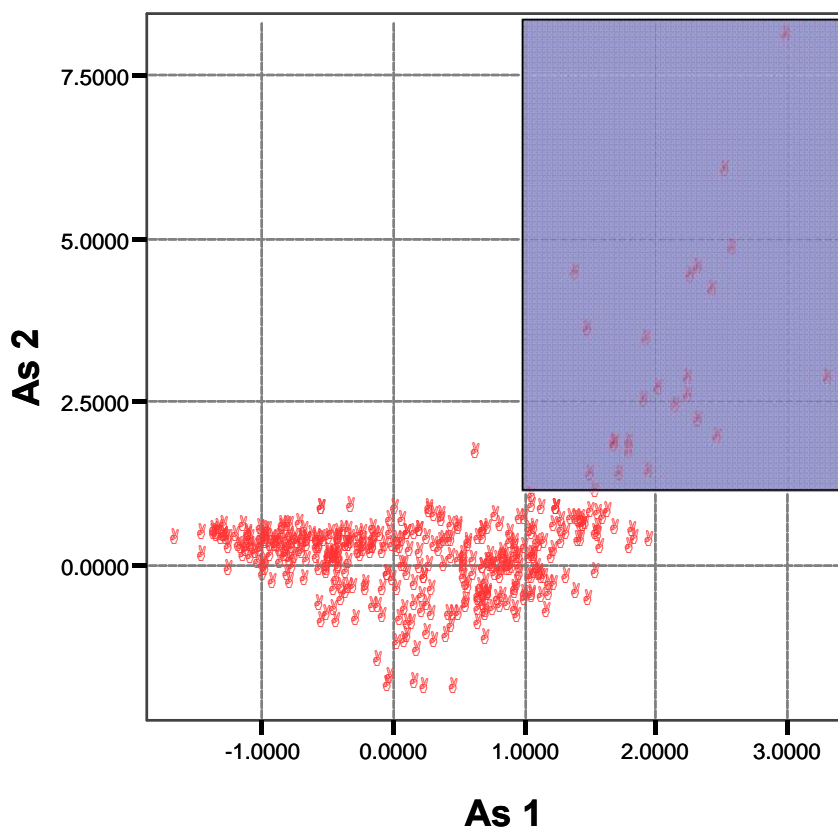


Figuur 26 Beoordelingskaart zoetwatergetijdgebied Biesbosch.

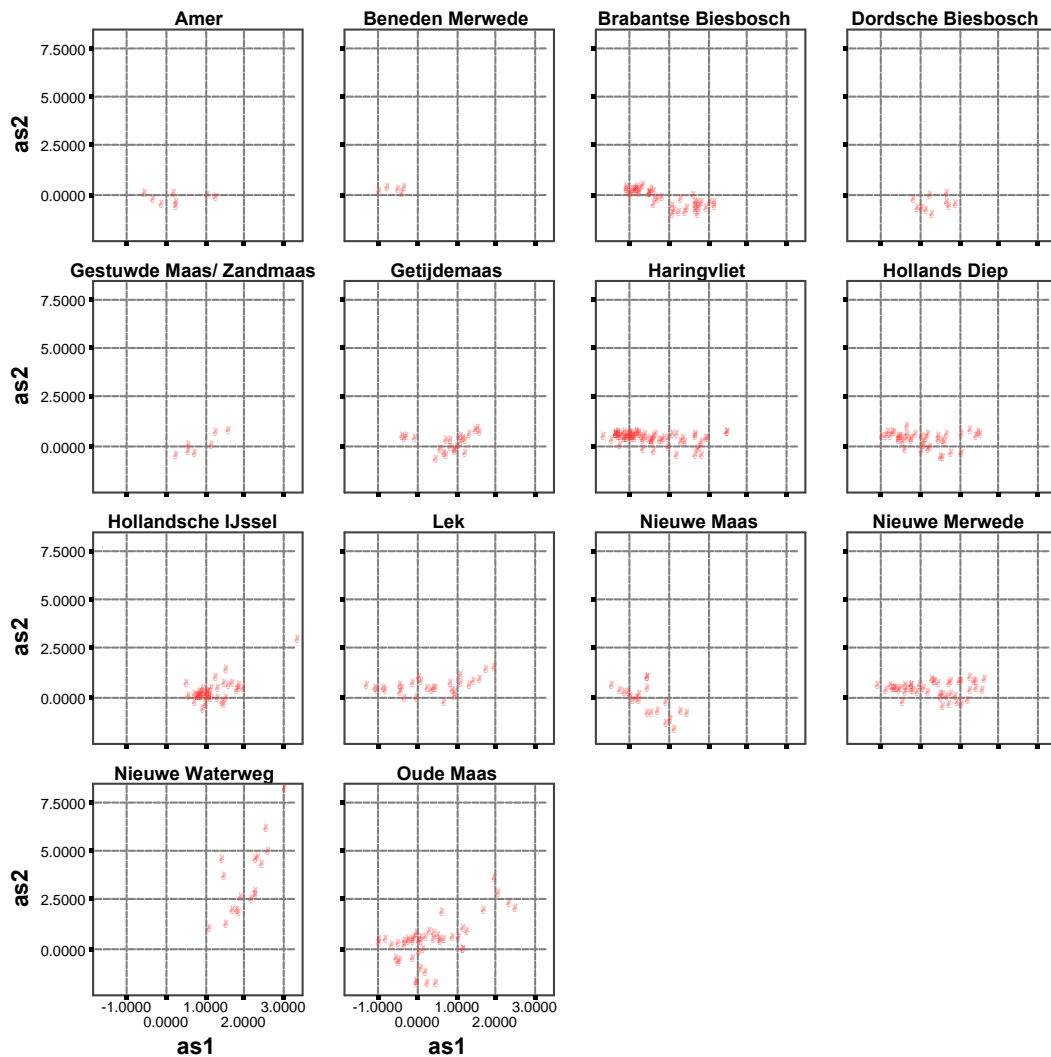
4. Data analyse litoraal

4.1 Bewerking van afzonderlijke monsters

De macrofauna is taxonomisch verder gestandaardiseerd. Van de totale lijst zoals aangeleverd (539 taxa) zijn er na standaardisatie 255 overgebleven. Problematisch waren vooral de Gammaridae en de Tubificidae. De eerste ordinatie analyses lieten zien dat de lengte van de gradiënt relatief lang waren en dus dat het unimodale responsiemodel toegepast kan worden. Dat is vervolgens toegepast op de dataset (Figuur 27). Een aantal monsters neemt duidelijk een aparte positie in ten opzichte van de andere monsters, in Figuur 27 aangegeven met het blauwe blok.



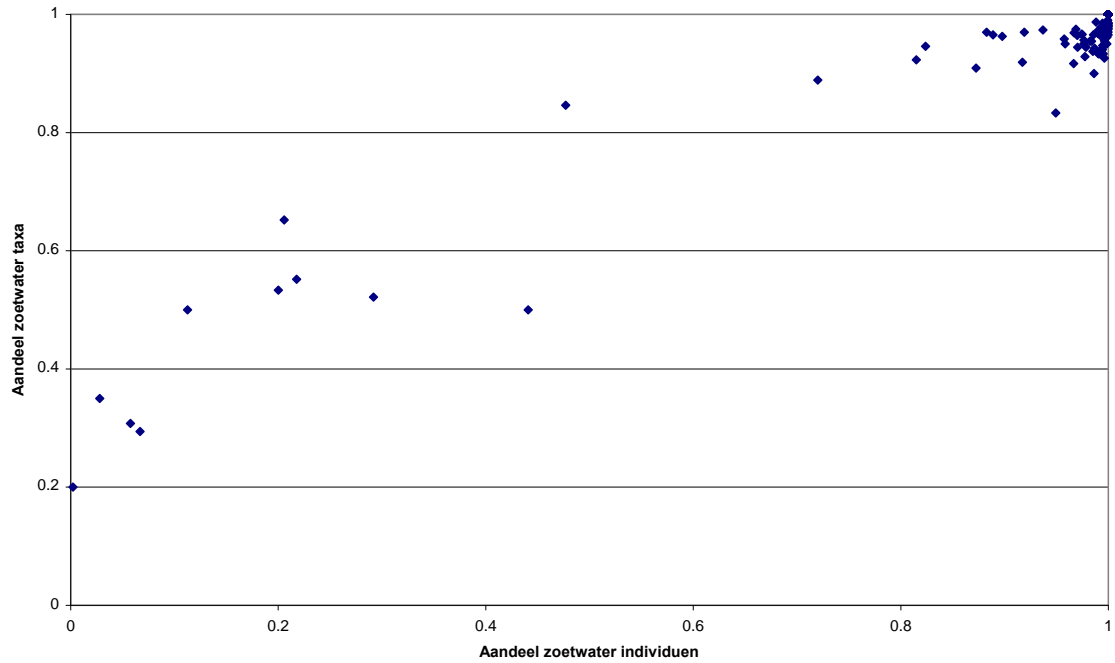
Figuur 27 Posities litoraal monsters op de eerste en tweede ordinatie-as van de analyse waarbij alleen de gegevens van de macrofauna zijn geanalyseerd. De monsters in het blauwe blok nemen een aparte positie in ten opzichte van de rest.



Figuur 28 Posities van de litoraal monsters op de eerste en tweede ordinarie-as van de analyse waarbij alleen de gegevens van de macrofauna zijn geanalyseerd. Per onderzocht watersysteem zijn de posities van de betrokken monsters weergegeven.

Uit Figuur 28 blijkt dat de monsters die een aparte positie innemen gelegen zijn in de Nieuwe Waterweg, Oude Maas en één in de Hollandsche IJssel die ook afwijkt van de Nieuwe Waterweg en Oude Maas monsters. Taxa die voor die aparte plek voor de Nieuwe Waterweg en Oude Maas monsters verantwoordelijk waren zijn: *Carcinus maenas*, *Peringia ulvae*, *Heterochaeta costata*, *Leptocheirus pilosus*, Mytilidae, *Ficopomatus enigmaticus*, *Crangon crangon*, Polychaeta, *Balanus improvisus*, *Cyathura carinata*, *Lekanesphaera* sp, *Liocarcinus arcuatus*, Halacaridae, *Mytilopsis leucophaeata*, *Halocladius* sp, *Rhithropanopeus harrisi*. Het betreffen voornamelijk soorten uit brakke tot zoute milieus.

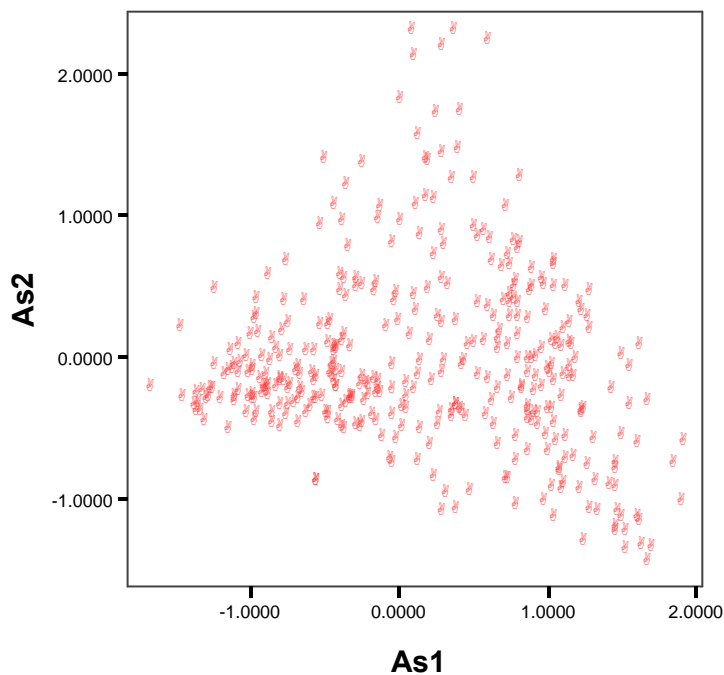
Verdere analyses naar de zoet- en brakwaterindicatoren zijn uitgevoerd op basis van de samengestelde monsters. Voor de samengestelde monsters is het aandeel van de individuen van de zoetwaterindicatoren bepaald alsmede het aandeel taxa voor zoetwater. In Figuur 29 zijn de berekeningen tegen elkaar uitgezet.



Figuur 29 Relatie tussen het aandeel zoetwaterindividuen en zoetwater taxa voor de samengestelde monsters uit het litoraal.

Uit Figuur 29 blijkt dat het bereik van de monsters groter is over het aandeel zoetwater individuen (van 0 tot 1) dan over het aandeel zoetwater taxa (van 0.2 tot 1). De locaties die bij de ordinatie als brakke wateren naar voren komen hebben voor het aandeel zoetwater individuen een score lager dan 0.6 en voor het aandeel zoetwater taxa een waarde <0.85. Deze laatste waarde komt ook voor bij een hoog aandeel voor de individuen.

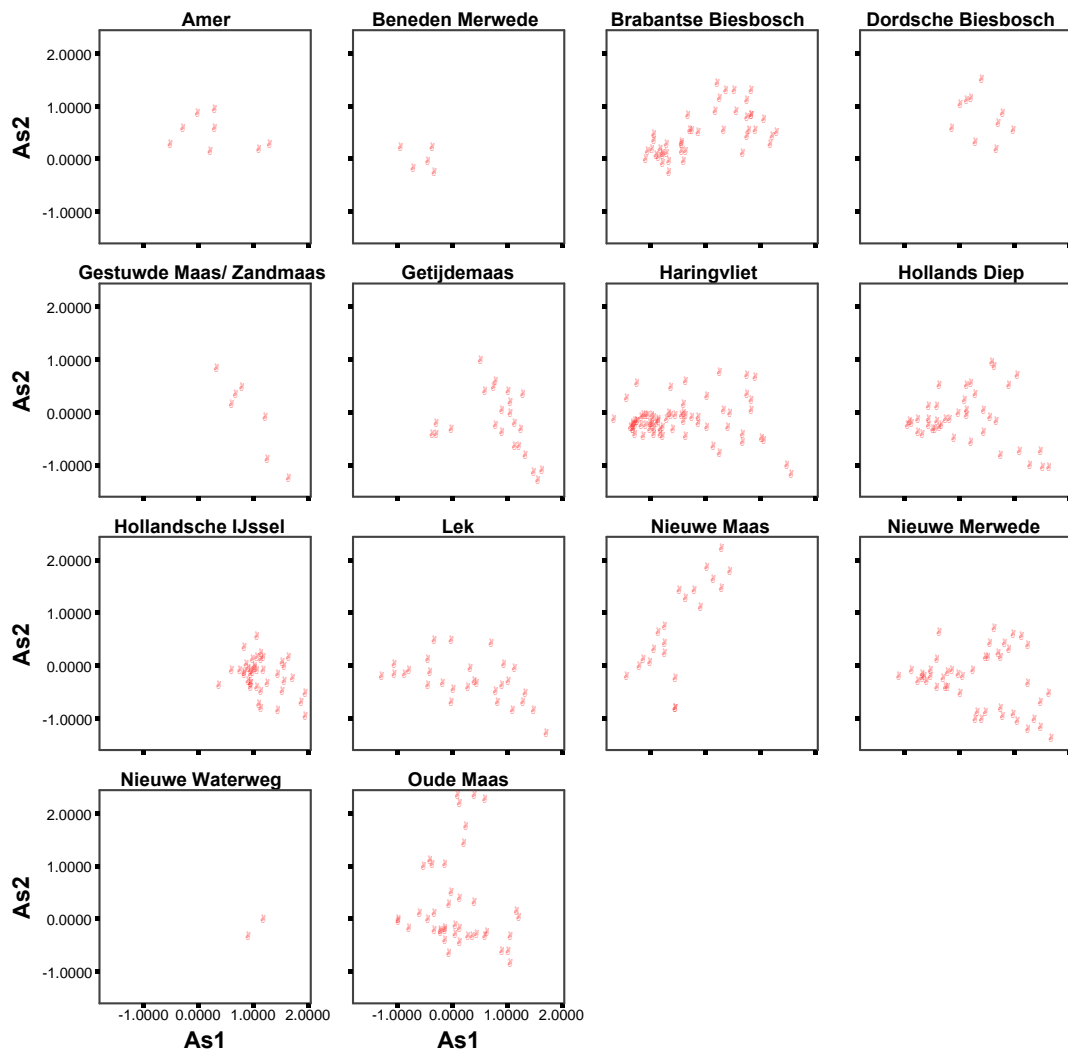
In het vervolg van de analyses zijn de als brakwater bestempelde monsters niet meegenomen in de berekeningen (Figuur 30).



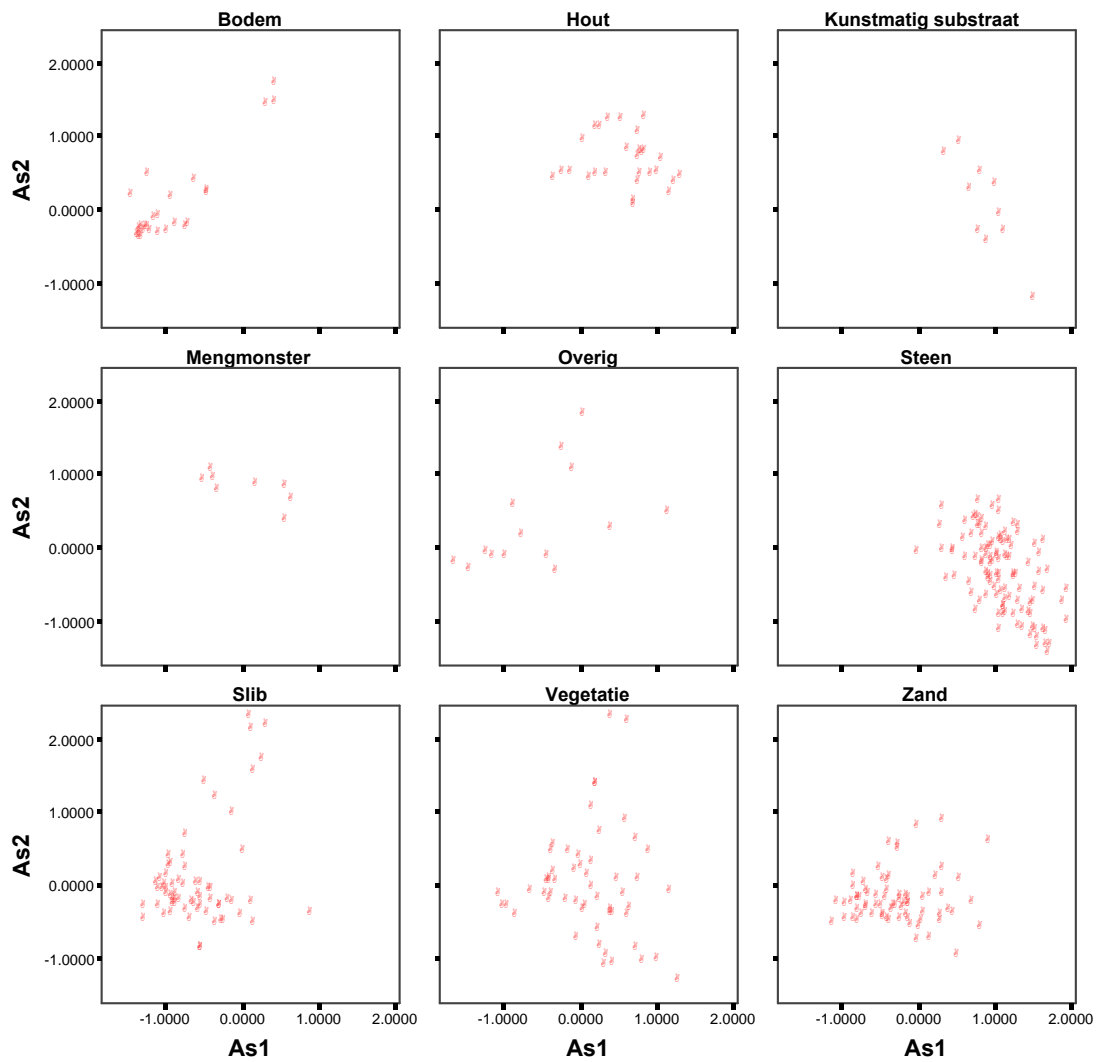
Figuur 30 Ligging van de litoraal monsters voor de eerste en tweede ordinarie-as waarbij de als brakwater bestempelde monsters niet zijn meegenomen in de analyse.

In Figuur 31 zijn de monsters gelabeld voor het watersysteem waarin ze liggen. Hieruit blijkt dat de verschillende watersystemen niet de ordening bepalen want de monsters van de verschillende systemen liggen nogal verspreid door het diagram. Ook is er geen duidelijk onderscheid tussen de monsters uit de Biesbosch (BB en DB) versus de hoofdstromen.

Figuur 32 geeft de ligging van de monsters in het ordinatiediagram voor de verschillende bemonsterde habitats. Uit deze grafiek komt duidelijk naar voren dat het type habitat dat bemonsterd is van grote invloed is op de ligging van de monsters. In de rechter benedenhoek liggen monsters genomen van stenen. Kunstmatig substraat monsters liggen eveneens rechts in het diagram maar iets boven de steenmonsters. Aan de linkerzijde liggen onderin de bodem monsters tezamen met de slibmonsters. Aan de rechterzijde van de slibmonsters liggen de zandmonsters en nog iets verder naar rechts liggen de monsters uit de vegetatie. De vegetatie en zandmonsters kennen wel enige mate van overlap. Bovenin het diagram liggen vooral de houtmonsters. Uit de interpretatie van het diagram met de metrieken komen geen duidelijke patronen naar voren.



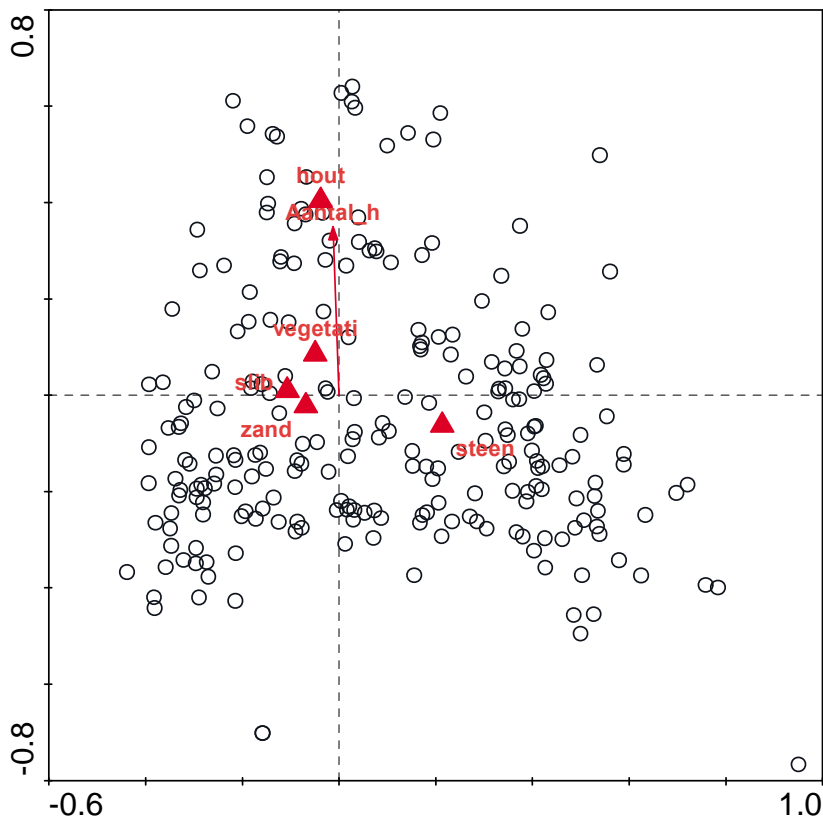
Figuur 31 Ligging van de litoraal monsters van de verschillende watersystemen in het ordinatiediagram voor de analyse van de macrofauna waarbij de brakke monsters zijn weggelaten in de analyse.



Figuur 32 Ligging van de bemonsterde habitats in het ordinatiediagram van de litoraal monsters waarbij de brakke monsters uit de analyses zijn weggelaten.

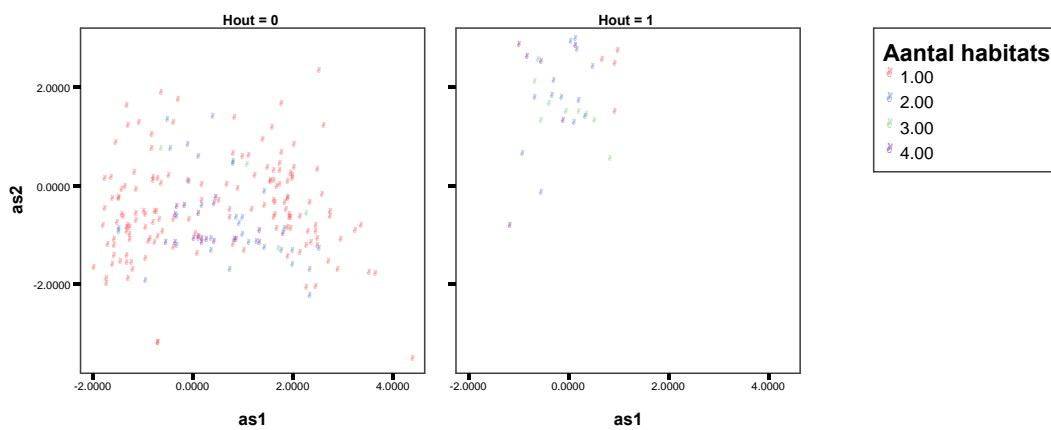
4.2 Analyse samengestelde monsters

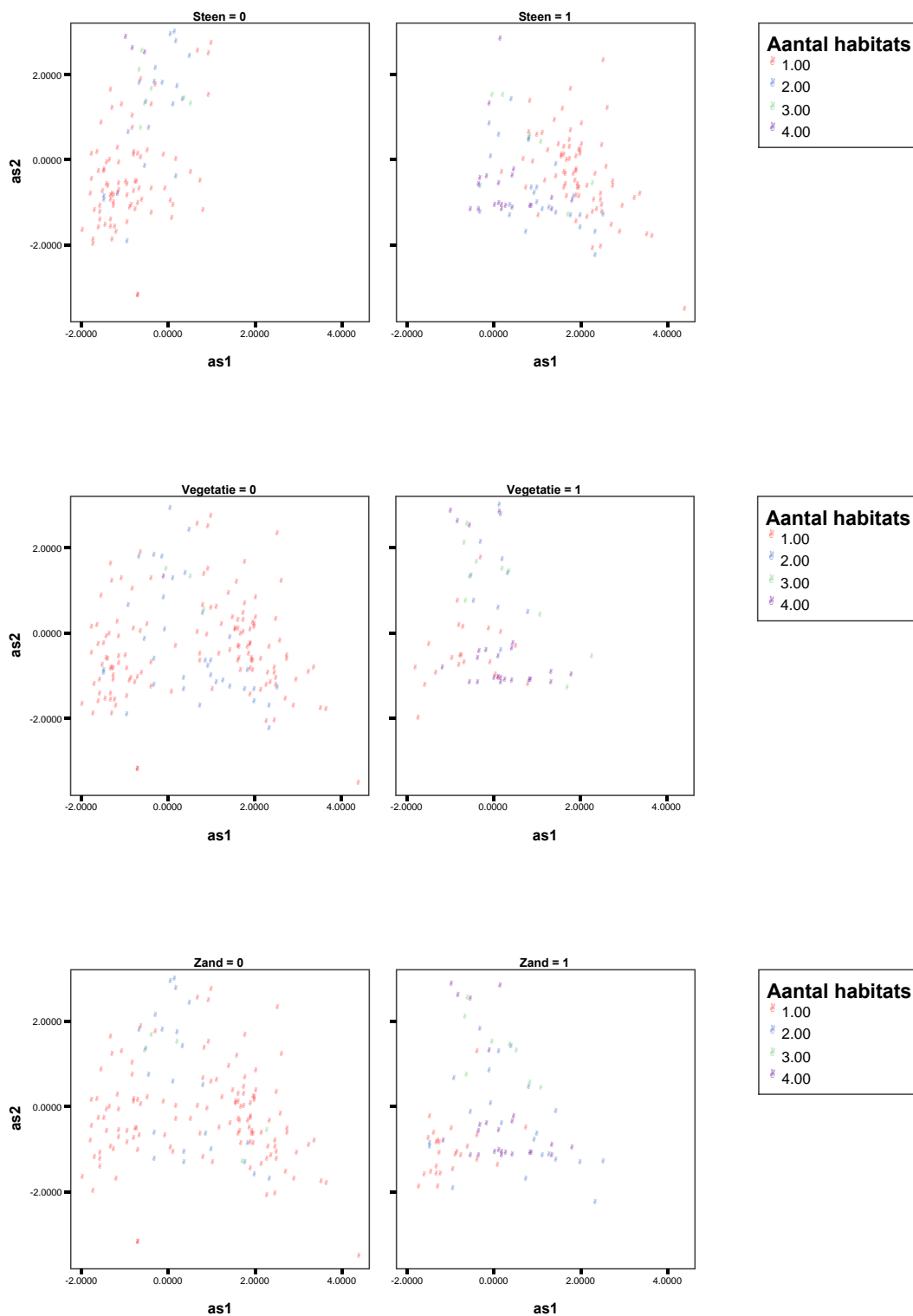
Van de locaties waar meerdere monsters in de gegevens aanwezig zijn omdat meerdere habitats bemonsterd zijn, is een samengesteld monster gemaakt waarbij het aantal gevangen individuen per soort is gemiddeld. Tevens is een bestand gemaakt waarin per monster is aangegeven of een bepaald type habitat is bemonsterd en hoeveel habitats er bemonsterd zijn. Met beide bestanden is een directe ordinatie uitgevoerd. In Figuur 33 wordt de positie van de monsters en de variabelen voor de eerste twee ordinatie-assen gegeven.



Figuur 33 Posities van de litoraal monsters en variabelen voor de eerste en tweede ordinarie-as voor een directe ordinarie waarbij voor de locaties met meerdere habitats een samengevoegd monster is meegenomen. Driehoeken zijn de centroiden van de bemonsterde habitats, Aantal_h heeft betrekking op het aantal bemonsterde habitats (1,2,3 of 4).

In de grafieken van Figuur 34 zijn de monsters per habitat (hout, slib, steen, vegetatie, of zand) gelabeld met het aantal bemonsterde habitats.

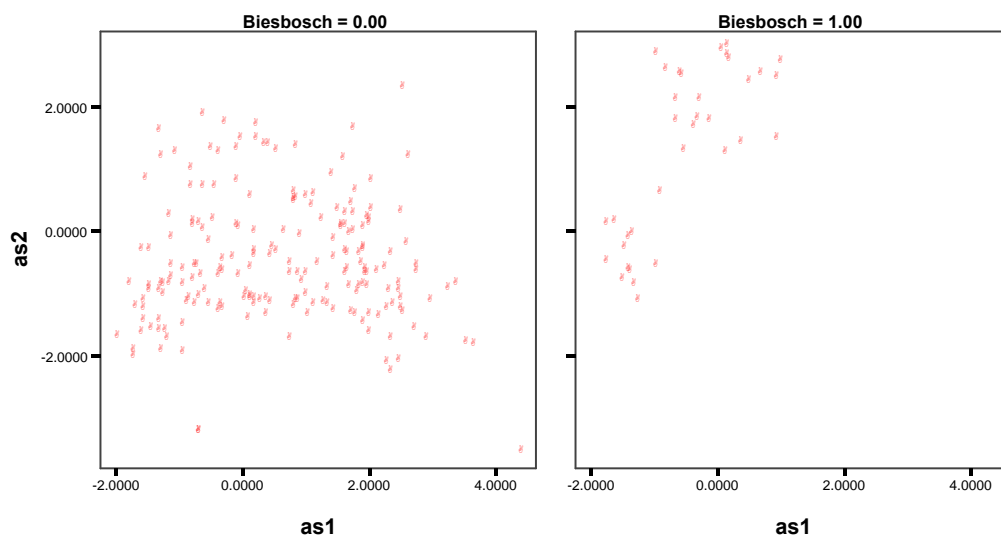




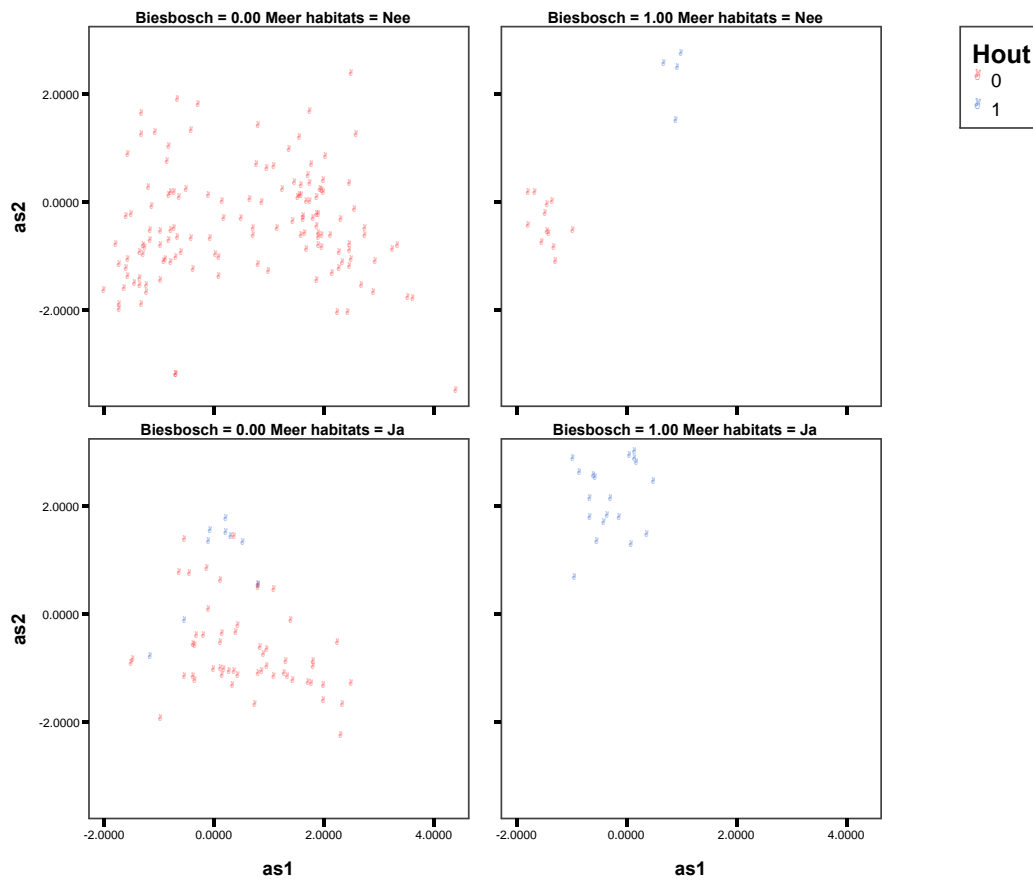
Figuur 34 Posities van de monsters voor de eerste en tweede ordinatie-as voor een directe ordinatie van de macrofauna. De monsters zijn per habitat (hout, slib, steen, vegetatie of zand) gelabeld met het aantal bemonsterde habitats. In de rechter grafiek staan steeds de monsters waar het habitat is bemonsterd, in de linker de overige monsters.

Uit Figuren 33 en 34 blijkt dat de monsters waar het habitat steen bemonsterd is een afwijkende positie innemen (in het rechter deel van het diagram) ten opzichte van de andere monsters. De monsters waar hout bemonsterd is liggen vooral bovenin in het diagram en de monsters waar alleen zand, slib of vegetatie is bemonsterd meer ter linkerzijde. De monsters die bestaan uit meerdere habitats liggen tussen de uiteinden van de monsters met een enkelvoudig habitat. Door het bemonsteren van andere habitats vindt een verschuiving van de monsters plaats in de richting van die andere habitats (zie Figuur 34). In Bijlage I worden de resultaten van het labelen met metriekeken weergegeven.

Voorts is onderzocht of monsters uit de Biesbosch (BB & DB) een andere positie in het diagram innemen. Uit Figuur 35a blijkt dat een deel van de Biesbosch monsters bovenin het diagram is gelegen apart van de overige monsters, maar ook dat een gedeelte ligt midden tussen de monsters van de andere watersystemen. De aparte positie van de Biesbosch monsters lijkt voornamelijk het gevolg van de aanwezigheid van hout als substraat (Figuur 35b).

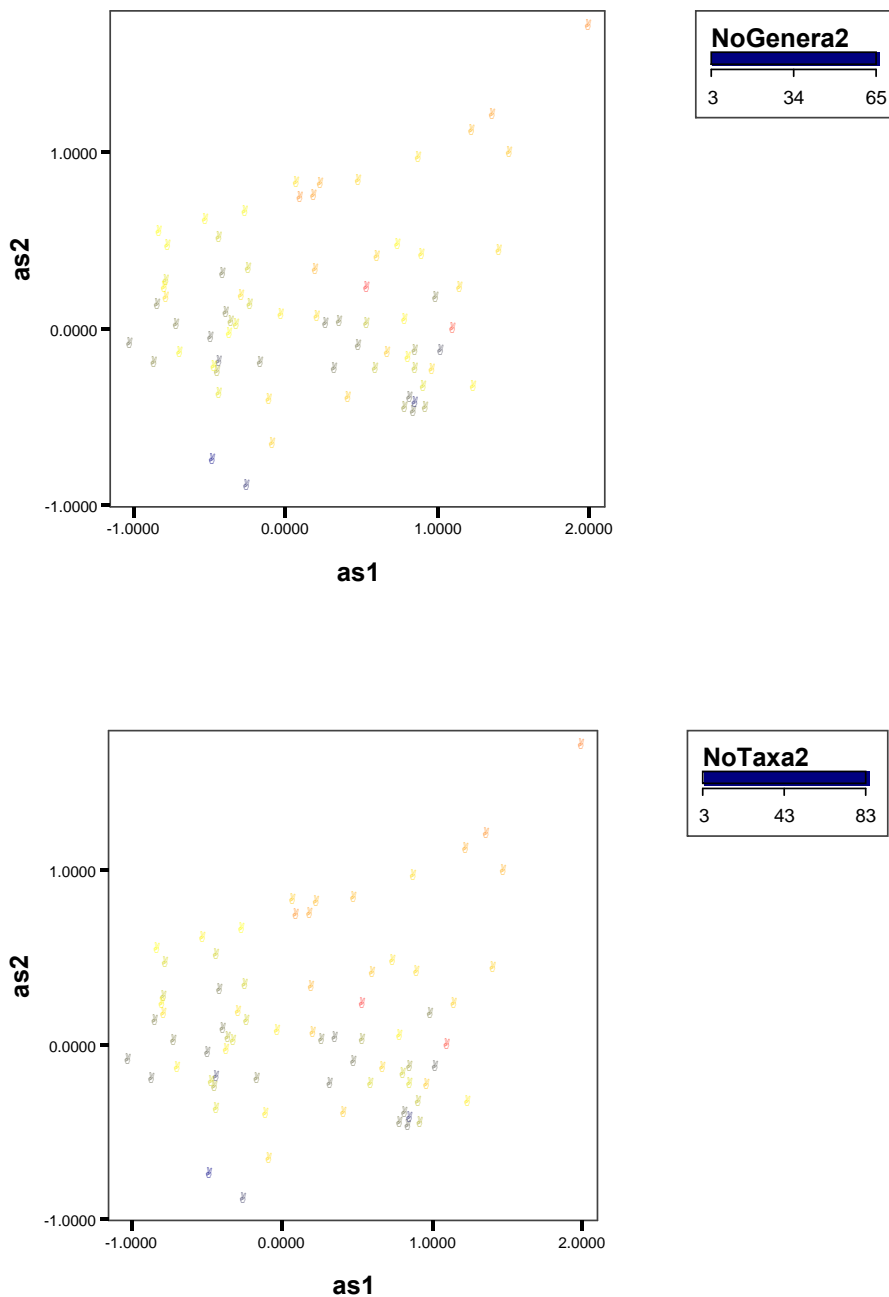


Figuur 35a Labelling met ligging buiten (links) of in (rechts) de Biesbosch (BB en DB).



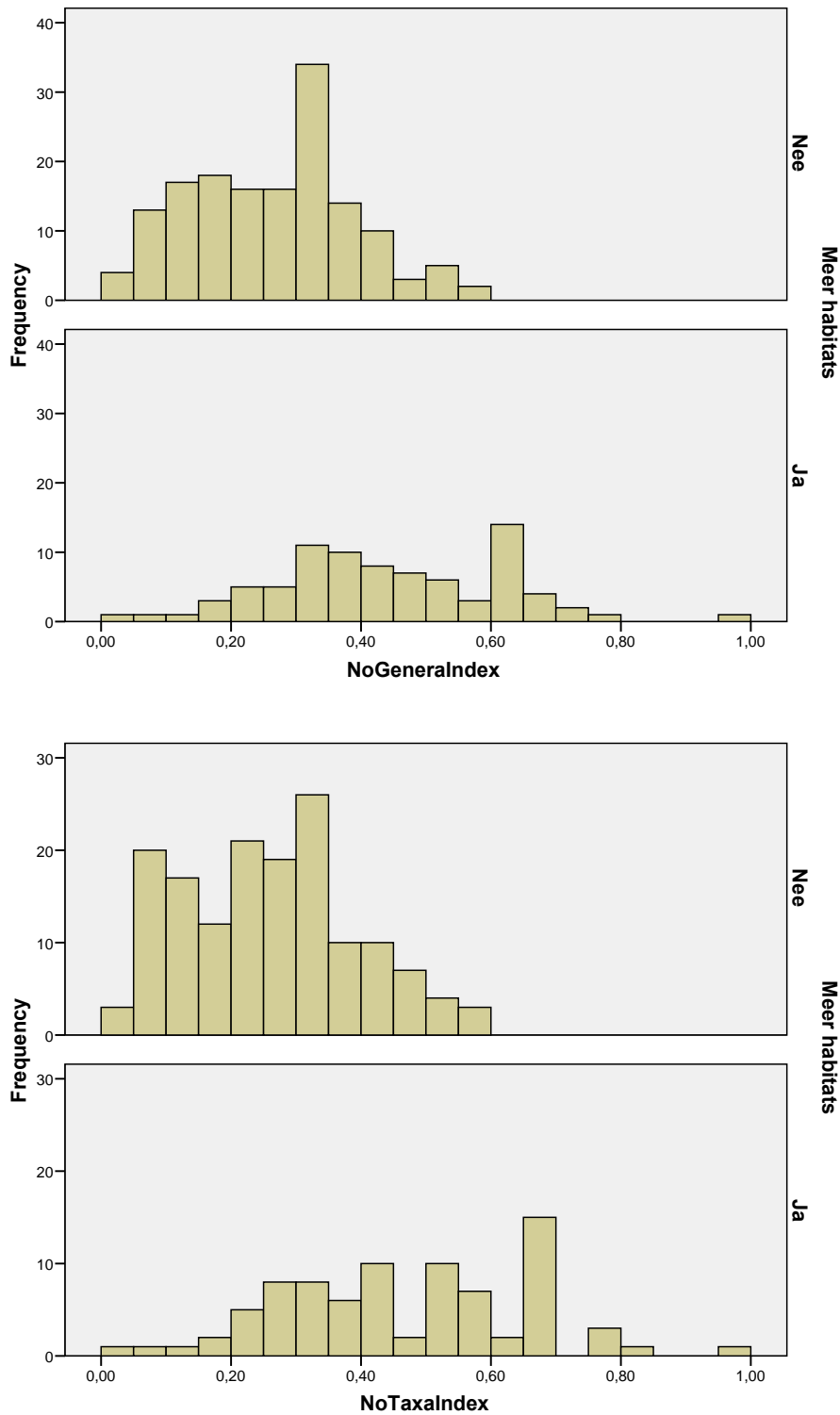
Figuur 35b Labelling monsters voor niet (0) of wel (1) in Biesbosch (BB & DB), één (boven) of meerdere bemonsterde habitats (onder) en niet (rood) of wel (blauw) hout bemonsterd.

Verdere analyses zijn uitgevoerd met alleen monsters waar meerdere habitats bemonsterd zijn (Bijlage J). Uit deze grafieken komt naar voren dat de ordening op de eerste as vooral verband houdt met het wel of niet bemonsterd zijn van de habitats steen en hout. Uit de grafieken van Figuur 36 komt naar voren dat de ordening op de tweede as een aardig verband geeft met zowel het aantal taxa als het aantal genera, wat uit voorgaande analyses ook al naar voren kwam. Globaal nemen van boven naar beneden in Figuur 36 beide maatstaven toe.



Figuur 36 Ligging monsters op de eerste en tweede ordinatie-as van de analyse waarbij alleen monsters betrokken zijn waar meerdere habitats bemonsterd zijn. Monsters zijn gelabeld met aantal genera (boven) en aantal taxa (onder). Voor de leesbaarheid van de figuur is het monster met de hoogste waarden (83 voor genera en 100 voor taxa) weggelaten).

Het verband tussen het aantal taxa en het aantal genera is zeer sterk (Pearson correlatiecoëfficiënt van 0.986 voor de monsters met meerdere bemonsterde habitats en 0.991 voor de totale set). Beide maten zijn dus geschikt voor het in kaart brengen van de diversiteit in het litoraal. In Figuur 37 worden de frequentieverdelingen van de fracties van het aantal taxa en genera gegeven, waarbij het aantal genera gedeeld is door 83 (maximum in gegevensbestand) en het aantal taxa door 100 (eveneens het maximum in het gegevensbestand). Beide geven eenzelfde beeld.

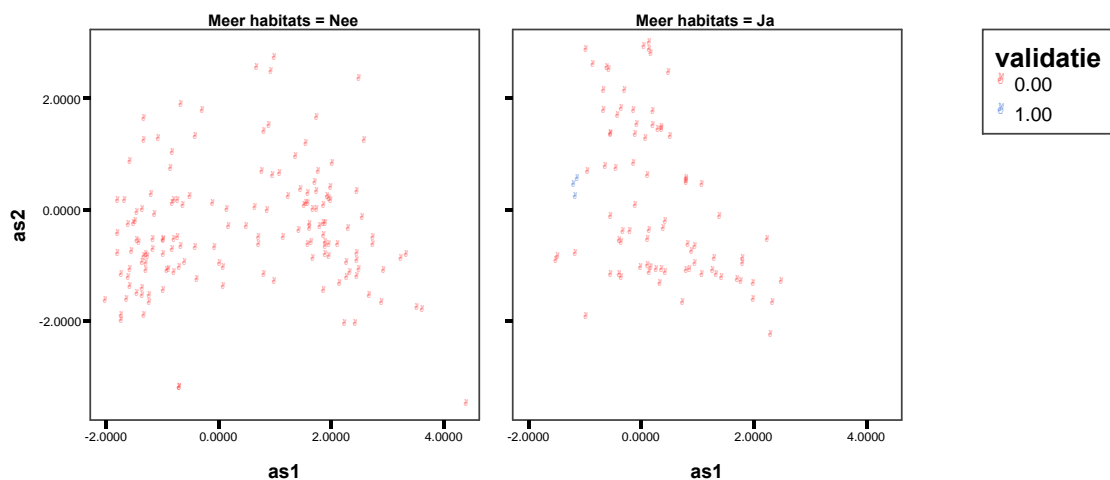


Figuur 37 Frequentieverdelingen van de fracties van het aantal genera (boven) en taxa (onder) uitgesplitst naar 1 of meer bemonsterde habitats. Fractie is berekend als aantal genera gedeeld door 83 en aantal taxa door 100.



4.3 Validatie

In de litoraal dataset zitten 3 monsters die als mengmonsters zijn opgegeven, maar waarvan niet bekend is welke habitats bemonsterd zijn. Het lijkt aannemelijk om ervan uit te gaan dat op die locaties meerdere habitats bemonsterd zijn. Deze monsters zijn als passieve monsters in een directe ordinatie meegenomen. Het betreft de ordinatie waarbij de monsters gerangschikt worden op grond van de macrovertebraten en waarbij het aantal en type habitats als verklarende factoren worden meegenomen. In Figuur 38 worden de posities van de monsters weergegeven uitgesplitst naar 1 of meer bemonsterde habitats en of de monsters tot de validatieset behoren.



Figuur 38 Posities van de monsters voor de eerste en tweede ordinatie-as voor een directe ordinatie van de macrofauna (zelfde basis als figuur O6 en O7). IN het linker diagram staan de monsters met 1 bemonsterd habitat, rechts de monsters waar meerdere habitats bemonsterd zijn. De monsters voor de validatie (rechter figuur) hebben een andere kleur gekregen.

De 3 mengmonsters liggen aan de rand van het gebied dat ingenomen wordt door de monsters waarvan bekend is dat er meerdere habitats bemonsterd zijn. Het feit dat de monsters niet in de puntenwolken liggen van de monsters waar 1 habitat bemonsterd is, geeft aanleiding tot de veronderstelling dat dit soort monsters redelijk goed geplaatst worden.

4.4 Beoordelingssysteem voor litoraal

Voor het beoordelen van de ecologische kwaliteit van het litoraal wordt gebruik gemaakt van het aandeel zoetwater individuen om de invloed van het uitslaan van brak water in beeld te brengen en wordt het aantal genera gehanteerd voor het in kaart brengen van de diversiteit in de aanwezige habitats.

Droogvallende platen kunnen een kenmerkend onderdeel zijn van wateren in het intergetijdengebied. Echter, in de huidige dataset ontbreken inventarisaties van dit habitat grotendeels waardoor het belang van dit habitat niet naar voren komt. Volgens experts is het voorkomen van slechts twee soorten, te weten het getijdenslakje *Mercuria confusa* en de muggenlarve *Thalassosmittia thalassophila*, specifiek gerelateerd aan dit habitat. Dit vormt een te smalle basis om hiervoor een aparte maatstaf voor te ontwikkelen.

De maatstaven 'Zoetwater litoraal' en 'Diversiteit litoraal' kennen een bereik dat loopt van 0 tot 1, waarbij 0 de slechte toestand aangeeft en 1 de goede situatie. Voorgesteld wordt om voor de beoordeling conform de KRW het bereik van beide maatstaven in 5 gelijke stukken op te delen voor de EKR.

5. Literatuur



- AquaSense (1993). Biologische typologie zoete waterbodems. Normaalwaarden voor biologische parameters. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Dienst Getijdewateren en Regionale Directies van Rijkswaterstaat. Rapport nr. 92.0241.
- AQEM consortium (2006). Software-Handbuch ASTERICS, version 3.0 mai 2006.
- Arcadis & Ecofide (2010). Vervolgwerkzaamheden KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8). Arcadis projectnummer C01012.200108.
- Association Française de Normalisation (AFNOR) (2002). Qualité de l'eau – Détermination de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS) (Water Quality – Determination of Oligochaete Index of Sediment Bioindication). Norme Française NF T90-390.
- Association Française de Normalisation (AFNOR) (2004). Qualité de l'eau – Détermination de l'indice biologique global normalisé (I.B.G.N.). Norme Française NF T90-350.
- De Best, J., B. Jannink, K. Huijsmans, J. Postma, R. Keijzers & P. Dankers (2006). Sanering Ketelmeer; risicobeoordeling en saneringsdoelstelling. Projectnr. 209711.
- De la Haye, M.A.A., H. Keidel en A.J.G. Reeze (2006). Overzicht onderzoek naar normaalwaarden voor macrofauna en nematoden. Ten behoeve van de ecologische beoordeling van waterbodems. RWS Waterdienst, Lelystad.
- De Lange, H.J., J. de Jonge & E.T.H.M. Peeters (2005). Draagkracht in het rivierengebied voor vogels en vissen; productie van macrofauna in relatie tot sedimentverontreiniging en voedsel. RIZA rapport 2005.002; AKWA rapport 05.004; ISBN 9036957117.
- De Lange, H.J., J. Oosterbaan, F.C.M. Kerkum en A.J.G. Reeze (2006). Overzicht methoden bemonstering en beoordeling ecologische waterbodempkwaliteit. RWS Waterdienst, Lelystad.
- Den Besten, P.J. (1993). Biotisch effectonderzoek ten behoeve van Nader Onderzoek Nieuwe Merwede. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland 5.500.4.2 / RIZA nota nr 93.020.
- Den Besten, P.J., C.A. Schmidt, M. Ohm, M.M. Ruys, J.W. van Berghem & C. van de Guchte (1995). Sediment quality assessment in the delta of the rivers Rhine and Meuse based on field observations, bioassays and food chain implications. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 4: 257-270.

- Den Besten, P.J., G.A.J. Mol, C.A. Schmidt, & J.C. van Hees (1997). Eindnota Nader Onderzoek Waterbodem Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland nota APS/96.111 / RIZA nota nr 97.047.
- Den Besten, P.J. (1997). Biotisch effectonderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Nader Onderzoek Waterbodem. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad, nota nr 97.098.
- Den Besten, P.J. (1999). Biologische en chemische monitoring pilot saneringen in Nieuwe Merwede en Spijkerboor Onderzoek 1992-1998. RIZA werkdocument 99.005x.
- Dudok van Heel, H.C., H. Smit & S.M. Wiersma (1992). Macrofauna in de diepe waterbodem van het noordelijk deltabekken. RIZA nota nr 91.051, publicaties en rapporten van het project "Ecologisch Herstel Rijn" nr 39-1992.
- Eys, Y.A. & P.J. den Besten (2001). Biotisch effectonderzoek Haringvliet. Nader onderzoek waterbodemkwaliteit. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS, RIZA), Lelystad. RIZA Rapport 01.007.
- Fioole, A. & S. de Goederen (2004). Trendanalyse verzilting benedenrivierengebied 1978-2002. RIZA werkdocument 2004.147X.
- Greijdanus-Klaas, M., A.J.G. Reeze & A. Naber (2007). Rijkswaterstaat werkvoorschrift: Bemonstering van macrofauna en bodemchemie in het profundaal; veldapparaat: boxcorer, Ekman-Birge happer van Veen happer, werpkorf en steekbuis Nr. 913.00.B051 (versie 1.0).
- Kerkum, F.C.M. & G. van Urk (1989). Dichtheid, biomassa en misvormingen van Chironomus-populaties in het Ketelmeer in drie opeenvolgende jaren. RIZA nota nr 99.072.
- Keijzers, C.M., J.F. Postma en P.J. den Besten (2002). Biotisch effectonderzoek Brabantsche Biesbosch nader onderzoek waterbodemkwaliteit. RIZA rapport 2003.038 ISBN 9036956609.
- Klink, A. (1994). Makro-evertebraten in relatie tot bodemvormingprocessen in de Nieuwe Merwede, Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Hydrobiologisch Adviesburo Klink bv Wageningen Rapporten en Mededelingen 49.
- Klink, A. (1996). Methodiek gehanteerd bij het Nader Onderzoek Zuidrand onderdeel macrofauna. Hydrobiologisch adviesbureau Klink. Rapport Med. 24 jan 1996: 22p
- Krieg, H-J. (2005). Die entwicklung eines modifizierter potamon-typie-indexes (QK bentische wirbellosenfauna) zur bewertung des ökologischen zustands der tideelbe von geesthacht bis zur seegrenze. Methodebeschreibung AeTI (Aestuar-Typie-Index) und anwendungsbeispiele. ARGR ELBE-FHH/BSU-WG ELBE.
- Krieg, H-J. (2006). Prüfung des erweiterten Aestuar-Typie-Indexes (AeTI) in der Tideelbe als geeignete Methode für die bewertung der Qualitätskomponente benthische wirbellosenfauna gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im Rahmen eines vorläufigen Überwachungskonzeptes (biomonitoring). ARGR ELBE-FHH-NS-SH.

- Oosterbaan, J. (2005). "Normaalranges" voor macrofauna-parameters in sediment in de grote rivieren. Een verkenning. RIZA, Lelystad. RIZA werkdocument 2004.223X. AKWA werkdocument 05.002.
- Peeters, E.T.H.M. (2001) Benthic macroinvertebrates and multiple stressors; quantification of the effects of multiple stressors in field, laboratory and model settings. Proefschrift WUR.
- Peeters, E.T.H.M., J.J.P. Gardeniers, A.A. Koelmans (2000). Contribution of trace metals in structuring in situ macroinvertebrate community composition along a salinity gradient. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, 1002-1010.
- Peeters, E.T.H.M., H.J. de Lange, M.A.A. de la Haye, A.J.G. Reeze & J.F. Postma (2012). KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8). Hoofdrapport. Ecofide rapportnummer 43a.
- Postma, J.F. & P.J. den Besten (2001). Biotisch effectonderzoek Sliedrechtse Biesbosch. Nader onderzoek waterbodempkwaliteit. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS, RIZA), Lelystad. RIZA Rapport 01.007.
- Postma, J.F., C.M. Keijzers & P.J. den Besten (2001). Biotisch effectonderzoek Amer. Nader onderzoek waterbodempkwaliteit. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS, RIZA), Lelystad. RIZA. Nota in voorbereiding.
- Postma, J.F., C.M. Keijzers & C. van de Guchte (2001). Monitoring sanering Ketelmeer-oost T0-situatie. Deelrapport ecotoxicologie. RIZA werkdocument nr. 2000.144X. In voorbereiding.
- Reeze, A.J.G., M. Greijdanus-Klaas & A. Naber (2007). Bemonstering van macrofauna in het litoraal; methode: handnet en stenen Nr. 913.00.B050 (versie 1.0).
- Reeze, A.J.G. (2008). Biologische monitoring zoete rijkswateren. Meetnet macrofauna. RWS Waterdienst, Lelystad. Intern document nummer BM08.06.
- RWS Zuid-Holland (1994). Macrofauna bemonstering Brabantsche Biesbosch verslag van het veldwerk maart/april 1994. Rapport Meetdienst N.D.B. opdrachtcode MIK: 23100.E4.256
- Snippen, E., A. Fioole, H. Geelen, A. Kamsteeg, A. van Spijk & T. Visser (2005). Sediment in (be)weging. Sedimentbalans Rijn-Maasmonding periode 1990-2000. RIZA rapport 2005.023.
- Ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer, 1998. CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows. Software for canonical community ordination (ver 4.0). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
- Van der Molen, D.T. & R. Pot (2007). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water. STOWA Rapportnummer 2007-32 ISBN 978.90.5773.383.3.
- Van der Velden, J.A. & S.M. Wiersma (1996). De macrozoobenthos in het benedenstroomse deel van de Lek. RIZA werkdocument 95.122X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Dordrecht.



- Van Hattum, B, I. Burgers, K. Swart, A. van der Horst, J.W. Wegener & P.J. den Besten (1998). Biomonitoring van microverontreinigingen in voedselketens in het Haringvliet en de Amer - Nader Onderzoek HV-AM. Instituut voor Milieuvraagstukken, Rapport nr. E-98/08.
- Van Katwijk, M.M. & C.J.F. Ter Braak (2003) Handleiding voor het gebruik van multivariate analysetechnieken in de ecologie. Ecoscience, Universiteit Nijmegen (versie 1.0).
- Van Urk, G. & F.C.M. Kerkum (1986). Misvormingen bij muggelarven uit Nederlandse oppervlakte wateren. H2O 19: 624-627.
- Wilson, R.S. & J.D. McGill (1996). A practical key to the genera of pupal exuviae of the British Chironomidae (Diptera, Insecta), Mugley Elms, Wedmore, Sommerset.
- Wilson, R.S. & L.P. Ruse (2005). A Guide to the identification of genera of chironomid pupal exuviae occurring in Brittan and Ireland. Freshwater Biological Association 153-167.
- Wijnhoven, S., W. Sijm & H. Hummel (2007). Historische ontwikkeling bodemdier gemeenschappen Noordelijke delta: Analyse van het Haringvliet en vergelijking met het Hollands Diep en de Biesbosch. Monitor Taakgroep (KNAW/NIOO-CEME). Eindrapportage mei 2007

6. Bijlagen



Overzicht van de bijlagen:

- A. Asterics
- B. Multivariate analyse
- C. Verdere analyse naar verschillen tussen hoofdstromen en Biesbosch
- D. Resultaten multivariate analyses relatie algemene verstoring en soortensamenstelling
- E. Validatie algemene metrieken
- F. Relatie sedimentvervuilingsindices met de ordinatie van de monsterpunten
- G. Validatie sedimentvervuilingsindices met passieve monsters
- H. Soortenlijst met indicatorwaarden
- I. Litoraal metrieken
- J. Invloed habitats litoraal

Bijlage A Asterics

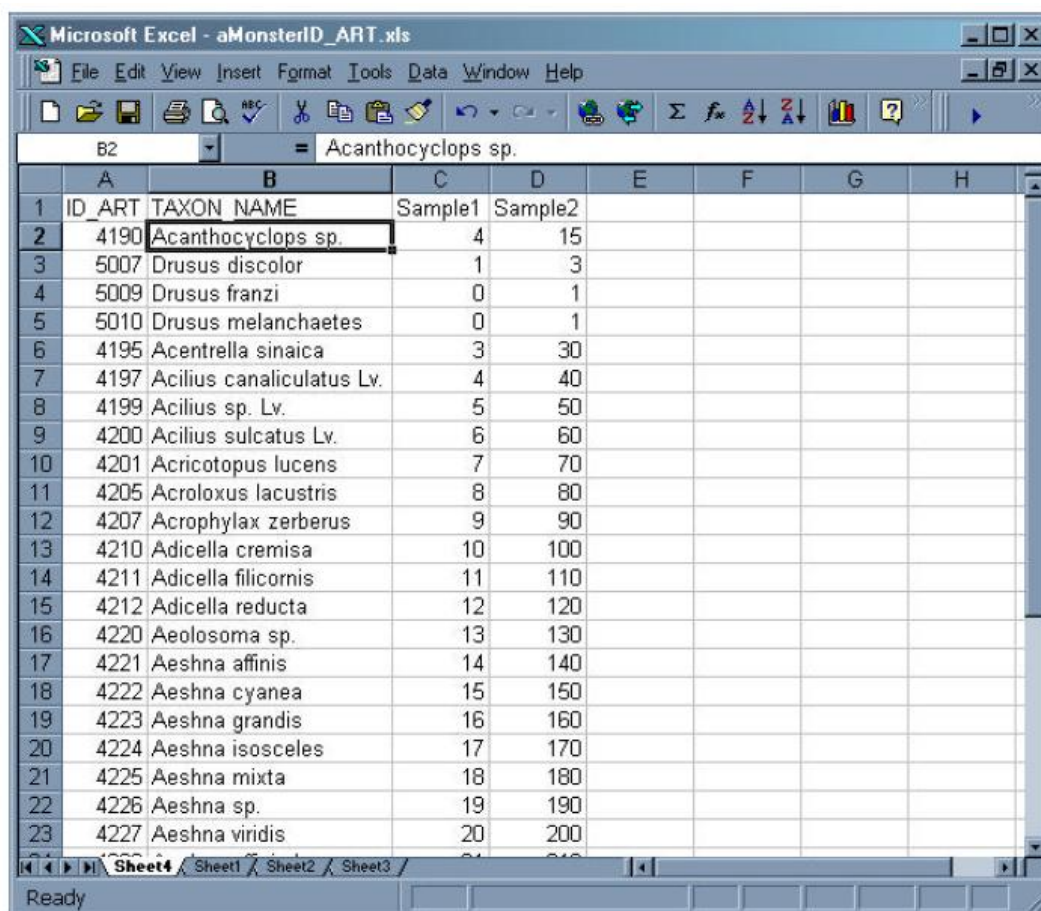
Het software programma Asterics is ontwikkeld in de Europese projecten AQEM en STAR Ecological River Classification System. Het programma kan de ecologische kwaliteit van stromend water berekenen aan de hand van de macrofauna en een groot aantal verschillende metrieken.

Het programma en aanvullende achtergrondgegevens is te verkrijgen via de website:
<http://www.fliessgewaesser-bewertung.de/en/download/berechnung/>

Vorbereitung data:

Om de macrofauna gegevens van een monster te kunnen verwerken, moeten de data op de volgende wijze worden klaargezet:

- elk taxa moet overeenkomen met een unieke code (ID-Art code), zodat Asterics het kan herkennen en de juiste autecologische gegevens er aan kan koppelen voor het berekenen van de metrieken.
- een Excel spreadsheet moet worden geordend, zodanig dat de eerste kolom de ID-Art code is, eventueel een tweede kolom met de soortnaam, en de daarop volgende kolommen de monsters met de dichtheid per soort. (zie onderstaande Figuur)



The screenshot shows a Microsoft Excel spreadsheet titled 'aMonsterID_ART.xls'. The spreadsheet contains a table with the following data:

	A	B	C	D	E	F	G	H
1	ID_ART	TAXON NAME	Sample1	Sample2				
2	4190	Acanthocyclops sp.	4	15				
3	5007	Drusus discolor	1	3				
4	5009	Drusus franzi	0	1				
5	5010	Drusus melanchaetes	0	1				
6	4195	Acentrella sinaica	3	30				
7	4197	Acilius canaliculatus Lv.	4	40				
8	4199	Acilius sp. Lv.	5	50				
9	4200	Acilius sulcatus Lv.	6	60				
10	4201	Acricotopus lucens	7	70				
11	4205	Acroloxus lacustris	8	80				
12	4207	Acrophylax zerberus	9	90				
13	4210	Adicella cremisa	10	100				
14	4211	Adicella filicornis	11	110				
15	4212	Adicella reducta	12	120				
16	4220	Aeolosoma sp.	13	130				
17	4221	Aeshna affinis	14	140				
18	4222	Aeshna cyanea	15	150				
19	4223	Aeshna grandis	16	160				
20	4224	Aeshna isosceles	17	170				
21	4225	Aeshna mixta	18	180				
22	4226	Aeshna sp.	19	190				
23	4227	Aeshna viridis	20	200				



Het programma leest de Excel-file in, en kan dan de metrieken berekenen. De uitkomsten voor alle metrieken kunnen dan weer naar Excel geëxporteerd worden. Het programma genereert een groot aantal metrieken. Hiervan zijn de meest relevante gebruikt in de zoektocht naar beoordelingsmethode, gebaseerd op een eerdere studie van De Lange et al. (2006).

Let op: om het programma goed te laten werken, moet de computer waarmee gewerkt wordt ingesteld zijn op decimale punt en moeten duizendtallen met komma's onderscheiden worden (PC configuratie landinstelling op Verenigd Koninkrijk).

De uiteindelijk gekozen metrieken die samen de maatlat vormen, kunnen ook heel goed handmatig in Excel worden berekend, met behulp van de indicatorwaarden per soort voor zoet of brak, en voor sedimentvervuiling. Deze worden in Bijlage H gegeven.

Voor onderhavig onderzoek zijn de volgende metrieken gebruikt, geselecteerd op basis van verwachte relevantie (Tabel A1).

Tabel A1 Gebruikte metrieken in deze studie, berekend met Asterics, en handmatig berekend.

Metrieken berekend met Asterics	indiceert	range	richting
Abundance [ind/m ²]	organische vervuiling, degradatie morfologie, algemene degradatie	onbeperkt	optimum relatie
Number of Taxa	organische vervuiling, degradatie morfologie, verzuring, algemene degradatie, andere oorzaken	onbeperkt	hoge waarde is goede toestand
Number of Genera	organische vervuiling, degradatie morfologie, verzuring, algemene degradatie, andere oorzaken	onbeperkt	hoge waarde is goede toestand
Number of Families	organische vervuiling, degradatie morfologie, verzuring, algemene degradatie, andere oorzaken	onbeperkt	hoge waarde is goede toestand
Saprobic Index (Zelinka & Marvan)	organische vervuiling	0-10	hoge waarde is slechte toestand
Dutch Saprobic Index	organische vervuiling	0-10	hoge waarde is slechte toestand
BMWP Score	organische vervuiling	1 - geen maximum	hoge waarde is goede toestand
Average score per Taxon	organische vervuiling	1-10	hoge waarde is goede toestand, voor Ndl MEP = 6.5
BMWP Score (Spanish version)	organische vervuiling	1 - geen maximum	hoge waarde is goede toestand
BBI	organische vervuiling	0-10	hoge waarde is goede toestand
Diversity (Simpson-Index)	organische vervuiling, degradatie morfologie, algemene degradatie	onbeperkt	hoge waarde is goede toestand
Diversity (Shannon-Wiener-Index)	organische vervuiling, degradatie morfologie, algemene degradatie	onbeperkt	hoge waarde is goede toestand
Diversity (Margalef Index)	organische vervuiling, degradatie morfologie, algemene degradatie	onbeperkt	hoge waarde is goede toestand
Evenness	organische vervuiling, degradatie morfologie, algemene degradatie	onbeperkt	
Acid Index (Hendrikson & Medin)	verzuring	0-14	hoge waarde is slechte toestand
Potamon Typie Index with abundance classes	algemene degradatie	1-5	hoge waarde is slechte toestand
r/K relationship	algemene degradatie	0-1	hoge waarde is slechte toestand
Rhithron Typie Index	algemene degradatie	1-25 (praktijk 5-18)	hoge waarde is goede toestand
index trophic completeness (0-10), count of feeding types	algemene degradatie	0-10	hoge waarde is goede toestand
RETI (Rhithron Feeding Type Index)	organische vervuiling, degradatie morfologie	onbeperkt	hoge waarde is goede toestand



los uitgerekende metrieke	indiceert		range en richting
chironom_tolerantie A	organische vervuiling, komt vaak overeen met intolerantie voor microverontreinigingen	0-100	intolerant, hoge waarde is goede toestand
chironom_tolerantie B	organische vervuiling, komt vaak overeen met intolerantie voor microverontreinigingen	0-100	matig intolerant
chironom_tolerantie C	organische vervuiling, komt vaak overeen met intolerantie voor microverontreinigingen	0-100	matig tolerant
chironom_tolerantie D	organische vervuiling, komt vaak overeen met intolerantie voor microverontreinigingen	0-100	tolerant, hoge waarde is slechte toestand
CCP	sediment verontreiniging	0-1	hoge waarde is goede toestand
IOSB	sediment verontreiniging	0-3	hoge waarde is goede toestand
CCT	sediment verontreiniging	0-1	hoge waarde is goede toestand
AeTI (Aestuar Typie Index)	algemene degradatie	1-5	hoge waarde is slechte toestand
IBGN	algemene degradatie	1-20	hoge waarde is goede toestand



Bijlage B Multivariate analyse

In totaal zijn 5 typen bewerkingen uitgevoerd (Tabel B1).

Tabel B1 Vijf typen multivariate analyses met hun doel zoals toegepast in deze studie.

Type analyse	Doel
1. DECORANA	Bepalen responsiemodel
2a. Initiële Correspondentie Analyse	Bepalen noodzaak van maken subsets
2b. Initiële Canonische Correspondentie Analyse	Opsporen relevante abiotische set
3. Canonische Correspondentie Analyse	Opsporen relevante factoren
4. Partiële Correspondentie Analyse	Patronen in algemene verstoring
5. Partiële Canonische Correspondentie Analyse	Patronen in sediment vervuiling

Een eerste verkennende indirecte ordinatie (DECORANA) is uitgevoerd om te bepalen welk responsiemodel het beste past bij de dataset. DECORANA berekent de lengte van de gradiënten en deze informatie kan nuttig zijn bij het selecteren van het juiste responsiemodel. Bij een korte gradiënt (<1.5) wordt het lineaire responsiemodel gekozen, bij een lange gradiënt (>4) het unimodale (Ter Braak). Bij een lengte tussen de genoemde grenzen dient de onderzoeker zelf in te schatten wat het beste model is. De door DECORANA berekende lengten van de gradiënten, waarbij gekozen was voor het logaritmisches transformeren van de abundanties en 'downweighting of rare species', was zodanig (>2.5) dat gekozen is voor het toepassen van het unimodale responsiemodel.

Voorts is een indirecte correspondentie analyse uitgevoerd op basis van het gekozen unimodale responsiemodel. Uit deze analyse bleek dat de monsters van de Biesbosch een andere positie in het ordinatiediagram innamen dan de monsters uit de hoofdstromen. Er is daarom gekozen om de typen analyses 4 en 5 apart uit te voeren voor de monsters van de Biesbosch en voor de monsters uit de hoofdstromen.

Een eerste directe ordinatie is uitgevoerd om te achterhalen welke set aan abiotische gegevens het beste gebruikt kan worden. De abiotische gegevens zijn op verschillende manieren gestandaardiseerd (paragraaf 3.2) en gezocht is naar die set die de patronen in de macrofauna het beste verklaard.

Met de afzonderlijke datasets voor de hoofdstromen en de Biesbosch is vervolgens een directe canonische correspondentie analyse uitgevoerd om te bepalen welke variabelen een significante bijdrage leveren in het verklaren van de patronen van de macrofauna. Daartoe is gebruik gemaakt van de voorwaartse selectieprocedure zoals die beschikbaar is binnen het programma CANOCO. Bij die procedure zijn zowel de ecologische factoren als de contaminanten aangeboden en met de Monte Carlo Permutatie test is steeds bepaald of een variabele een significante bijdrage levert. Na de selectie van de variabelen is het resultaat gecontroleerd op de aanwezigheid van hoge waarden (>20) voor de 'Variance Inflation Factor (VIF)'. Te hoge waarden duiden op collineariteit en daarmee op instabiliteit van het programma en dient vermeden te worden (Ter Braak & Smilauer 1998).



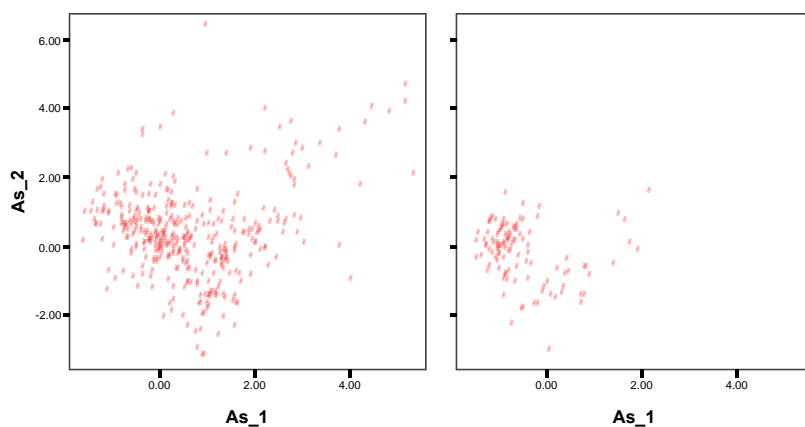
De wateren uit het zoetwatergetijdengebied kennen verschillen in de morfologie en hydrologie. Kenmerkend voor een deel van de lijnvormige watersystemen is dat ze aan 2 kanten open zijn, terwijl een ander deel zich kenmerkt door het feit dat ze slechts aan 1 kant in verbinding staan met andere wateren. De wateren in de Biesbosch zijn kenmerkend voor de laatste categorie. Doordat deze watergangen aan een zijde zijn afgesloten kennen ze een heel andere hydrologische dynamiek dan de hoofdstromen. De stroomsnelheden en verblijftijden zijn anders, met gevolgen voor processen als sedimentatie en erosie. Door deze andere abiotische omstandigheden kunnen de randvoorwaarden voor de in het water en sediment levende organismen eveneens anders zijn, waardoor de samenstelling van de levensgemeenschappen in de wateren van de Biesbosch verschillend kan zijn van die van de hoofdstromen. Om te achterhalen of de levensgemeenschappen in de Biesbosch anders zijn dan die in de hoofdstromen is een aantal multivariate analyses uitgevoerd.

Een eerste analyse van de macrovertebraten met behulp van DEtrended CORrespondence ANALysis gaf aan dat de lengte van de gradiënten rond 3.1 ligt. De lengte van de gradiënt kan gebruikt worden om te bepalen welke responsiemodel dat binnen de multivariate analyses gebruikt wordt gehanteerd moet worden. Bij een gradiëntlengte van minder dan 1.5 wordt het lineaire model gehanteerd, bij een waarde groter dan 4 het unimodale model. Voor het gegevensbestand ligt de berekende waarde tussen beide grenzen in en zouden beide modellen gehanteerd mogen worden. De berekende waarde ligt wel dichter in de buurt bij het criterium voor het unimodale model dan voor het lineaire model. De gegevens zijn volgens beide modellen geanalyseerd.

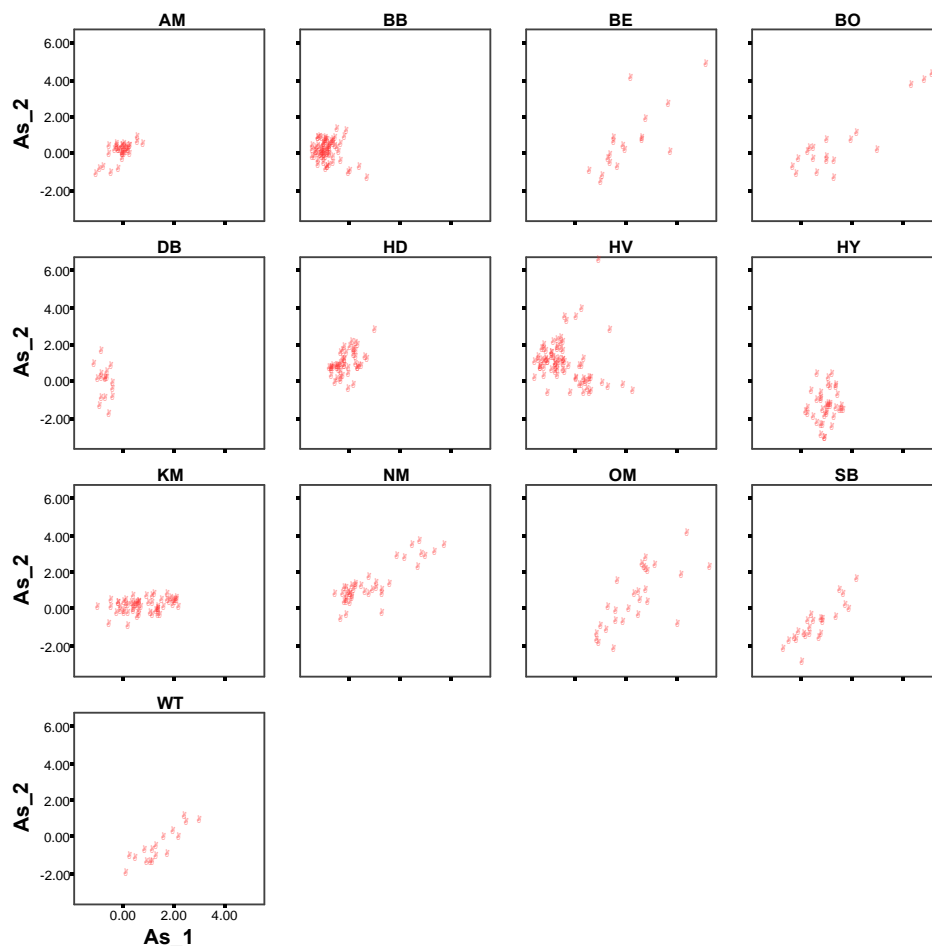
Unimodale model

In figuur V1 wordt de ligging van de monsters voor de eerste en tweede ordinarie-as weergegeven van de analyse waarbij het unimodale responsiemodel is gehanteerd. In de figuur is een onderscheid gemaakt in de monsters afkomstig uit de hoofdstromen en de monsters uit de Biesbosch. De monsters uit de Biesbosch liggen verspreid in een beperkt deel van het ordinatiediagram. Voor de Biesbosch monsters lijken zich twee groepen af te tekenen: één rond het punt 0,-1 en een groep die schuin daaronder ligt. Uit de ligging van de monsters van de verschillende watersystemen (Figuur V2) is duidelijk te zien dat de tweede groep voornamelijk bestaat uit monsters van de Sliedrechtse Biesbosch en dat in de andere groep (rond 0,-1) de monsters van de Brabantse en Dordtsche Biesbosch liggen. Het unimodale responsie model geeft indicaties dat de macrofauna van de Biesbosch anders is dan die uit de hoofdstromen.





Figuur V1 Ligging van de monsters tov de eerste en tweede ordinarie-as van een analyse met het unimodale responsiemodel, met links de ligging van de monsters uit de hoofdstromen en rechts de monsters uit de Biesbosch.

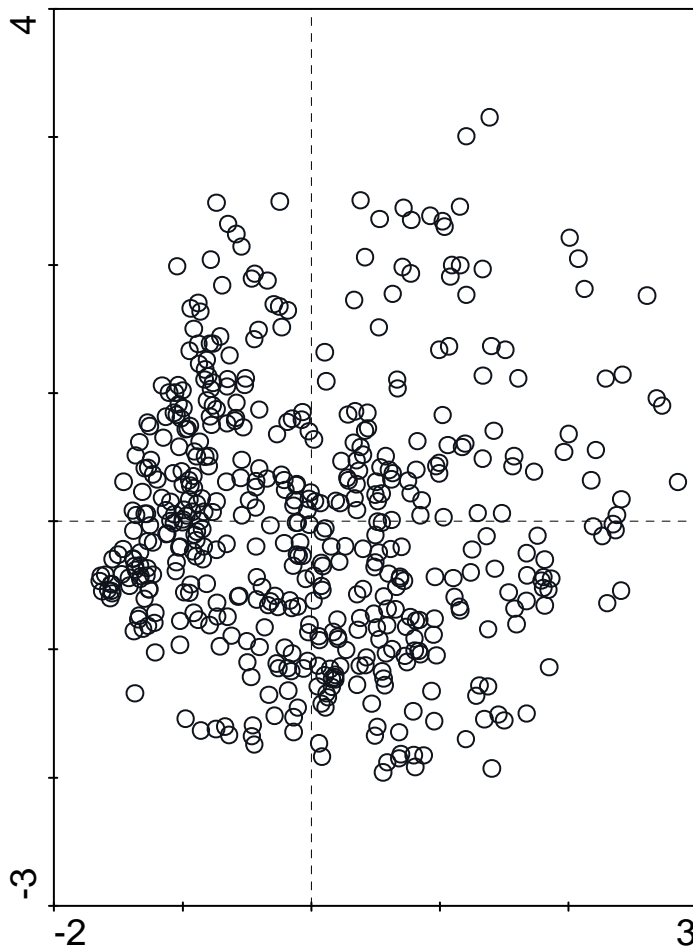


Figuur V2 Ligging van de monsters tov de eerste en tweede ordinarie-as van een analyse met het unimodale responsiemodel, waarbij de ligging van de monsters per watersysteem worden weergegeven.



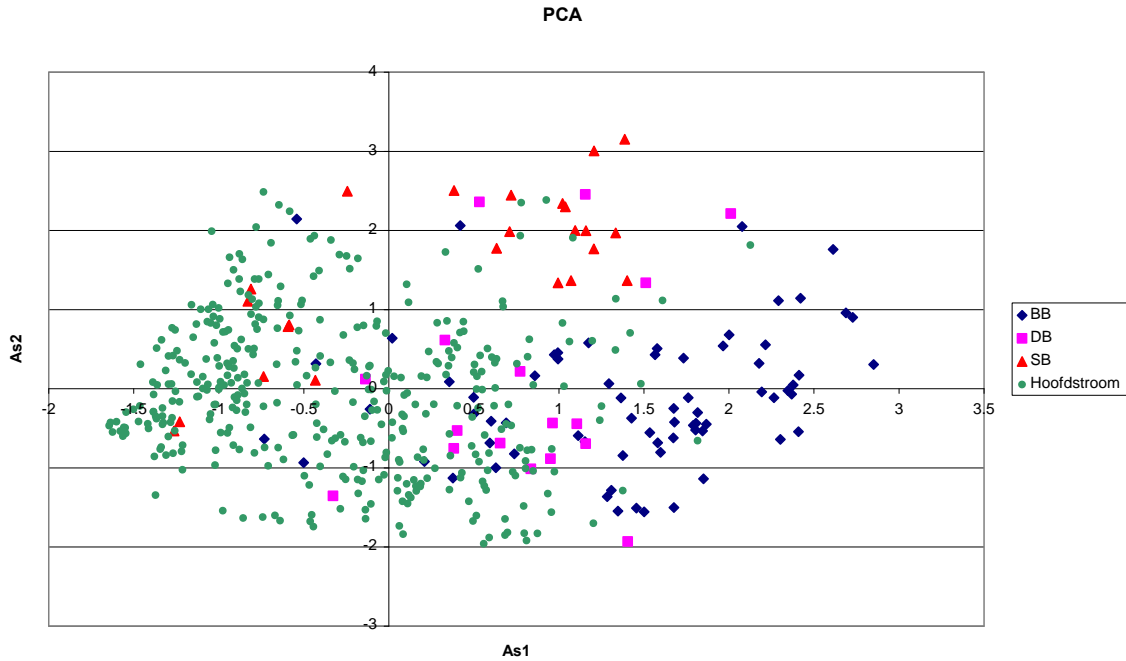
Lineaire model

De gegevens zijn eveneens bewerkt via het lineaire responsiemodel en de ligging van de monsters voor de eerste twee ordinarie-assen wordt in figuur V3 weergegeven. Figuur V4 is hetzelfde figuur, maar hierin zijn de monsters uit de 3 gebieden in de Biesbosch apart gelabeld. Uit figuur V4 blijkt dat de monsters uit de Brabantse Biesbosch rechts liggen, DB iets meer naar links en een aantal uit SB midden tussen de hoofdstroom monsters en een gedeelte midden bovenin ligt. De ordening volgens de eerste as is dus voor een groot deel gebaseerd op verschillen tussen de Brabantse Biesbosch en de overige monsters. Uit figuur V5 blijkt dat een aantal tweekleppigen en een slak vooral verantwoordelijk zijn voor de aparte ligging van de monsters uit de Brabantse Biesbosch.

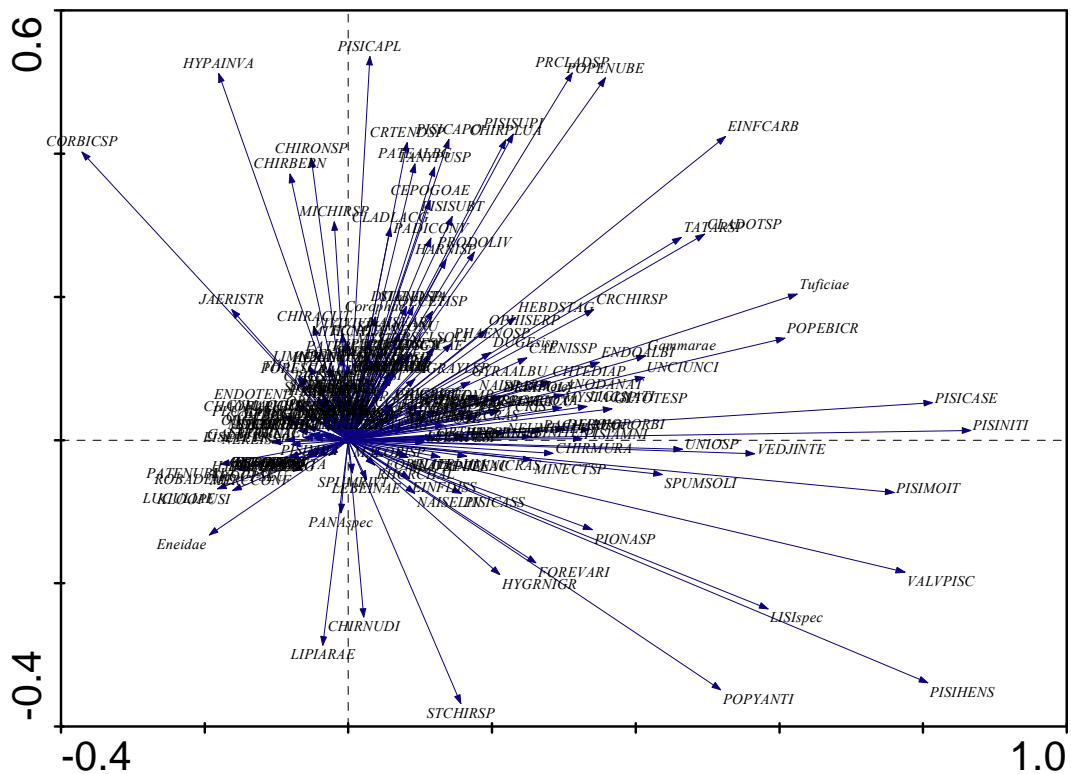


Figuur V3 ligging van de monsters op de eerste en tweede ordinarie-as bij de analyse waarbij het lineaire responsiemodel is gehanteerd.





Figuur V4 Idem als figuur V3, maar met aparte labeling voor de monsters uit de 3 Biesbosch gebieden.



Figuur V5 Positie van de taxa voor de eerste en tweede ordinatie-as van de analyse waarbij de gegevens volgens het lineaire model zijn bewerkt.

Ook op basis van het lineaire model lijken er verschillen te bestaan in de macrofaunagemeenschappen van de hoofdstromen en de Biesbosch. Op basis van de waarnemingen is de relatieve frequentie van de taxa



berekend voor de Biesbosch en de hoofdstromen. In tabel V1 zijn deze getallen opgenomen voor taxa die een duidelijk verschil te zien gaven.

Uit de tabel komt naar voren dat in de Biesbosch een aantal taxa in grotere frequenties voorkomt dan in de hoofdstromen en slechts voor 2 taxa is het omgekeerde het geval. De verschillen worden vooral veroorzaakt door taxa die behoren tot de slakken, tweekleppigen en muggenlarven.

Tabel V1 Verschillen in frequenties van voorkomen van enkele relevante taxa in Biesbosch en hoofdstromen.

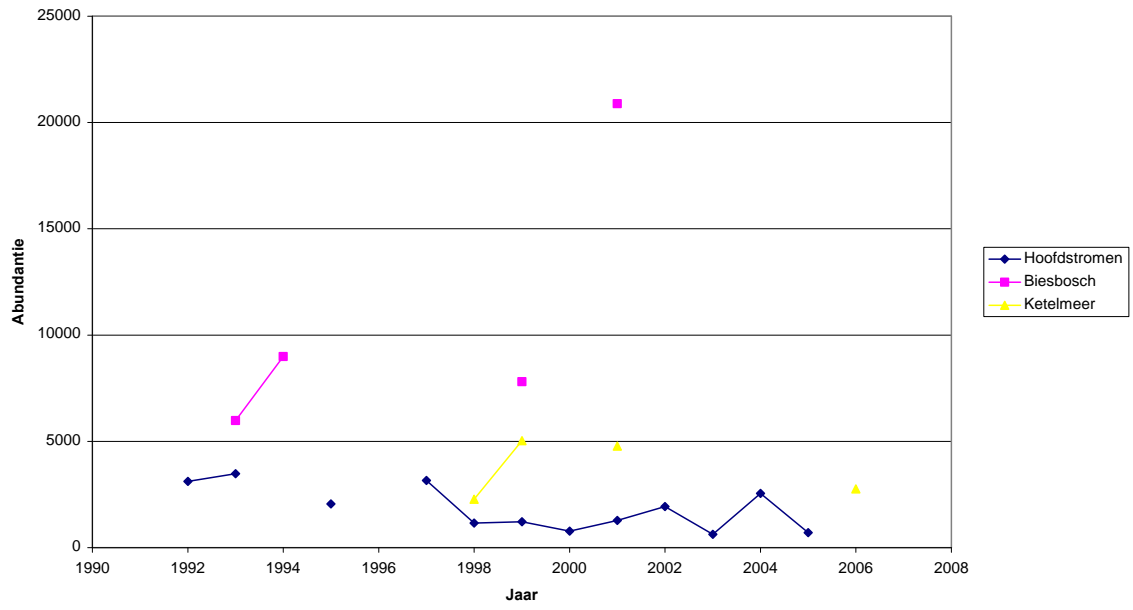
Taxon	Frequentie in Biesbosch	Frequentie in Hoofdstromen
<i>Anodonta anatina</i>	18	8.5
<i>Bithynia tentaculata</i>	26.1	10.9
<i>Caenis</i> sp	14.4	1.3
<i>Chironomus muratensis</i>	30.6	2.3
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	43.2	13.0
<i>Cladotanytarsus</i> sp	20.7	3.6
<i>Dero</i> sp	55.0	14.8
<i>Einfeldia carbonaria</i>	27	6
<i>Endochironomus albipennis</i>	31.5	13.5
<i>Glytotendipes</i> sp	50.5	16.1
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	11.7	0.3
<i>Limnesia</i> sp	12.6	0
<i>Micronecta</i> sp	8.1	0
<i>Mystacides</i> sp	25.2	7.8
<i>Neumania deltoides</i>	26.1	6.7
<i>Paratendipes albimanus</i> gr	84.7	59.3
<i>Piona</i> sp	88.3	59.8
<i>Pisidium amnicum</i>	87.4	55.4
<i>Pisidium casertanum</i>	87.4	47.9
<i>Pisidium henslowanum</i>	41.4	13.2
<i>Pisidium moitessierianum</i>	61.3	45.3
<i>Pisidium nitidum</i>	42.3	25.6
<i>Polypedilum bicrenatum</i>	10.8	0.8
<i>Polypedilum nubeculosum</i>	58.6	32.9
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	85.6	60.6
<i>Sphaerium solidum</i> I	61.3	9.3
<i>Stylaria lacustris</i>		
<i>Tanytarsus</i> sp		
<i>Unio</i> sp		
<i>Valvata piscinalis</i>		
<i>Vedjowskiella intermedia</i>		
<i>Corbicula</i> sp	43.2	74.6
<i>Polypedilum scalaenum</i>	4.5	12.2

Verloop abundantie.

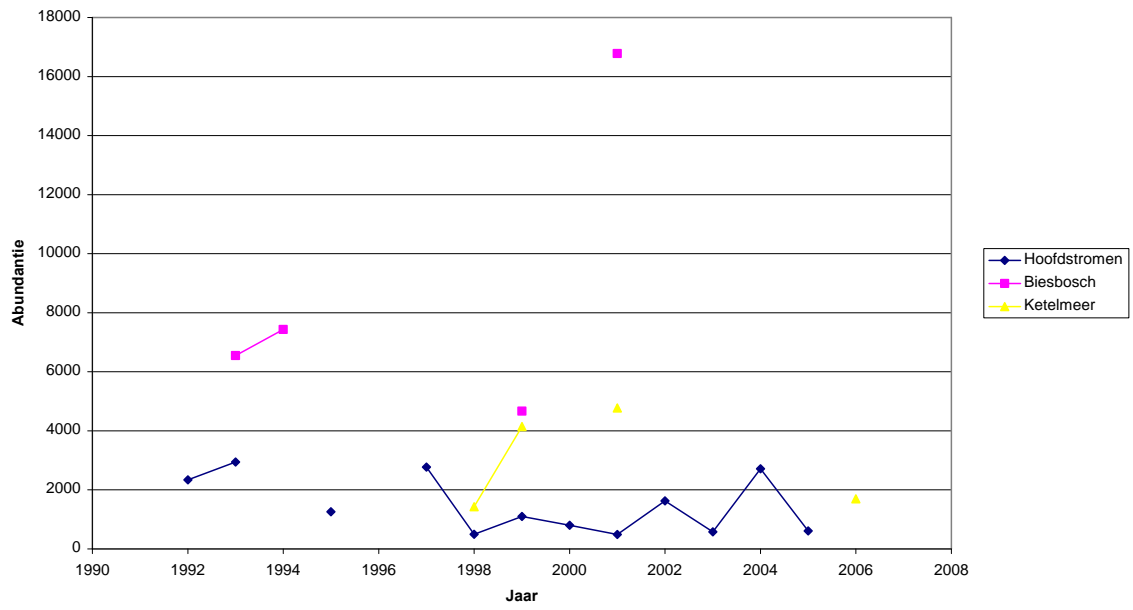
Ter onderbouwing van de optimale waarden voor de abundantie zijn de waarden over de tijd geanalyseerd (zie onderstaande figuren).

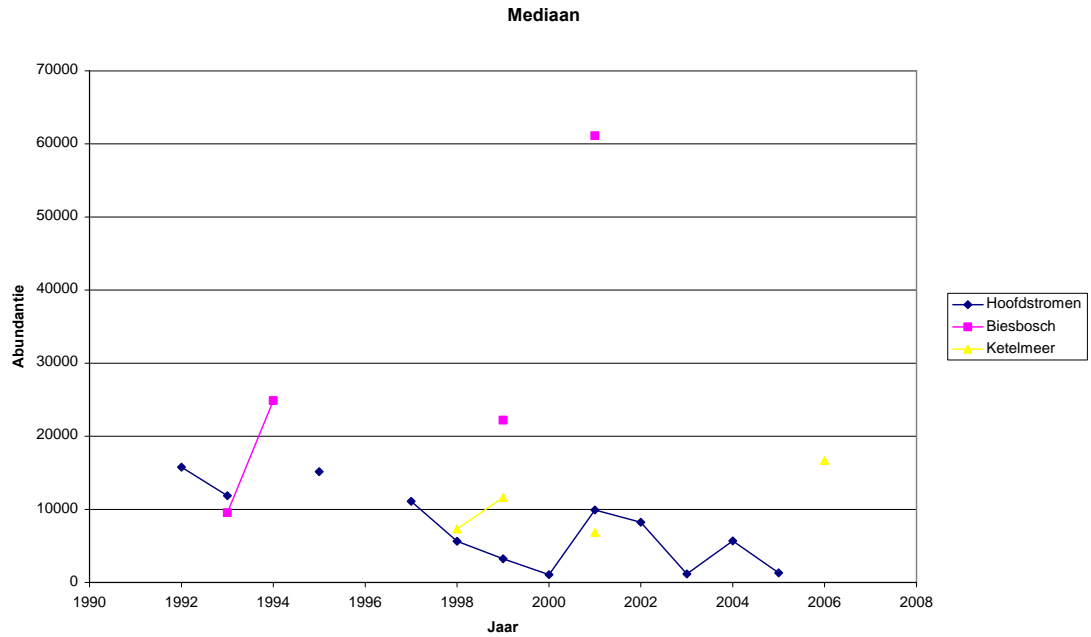


Gemiddelde



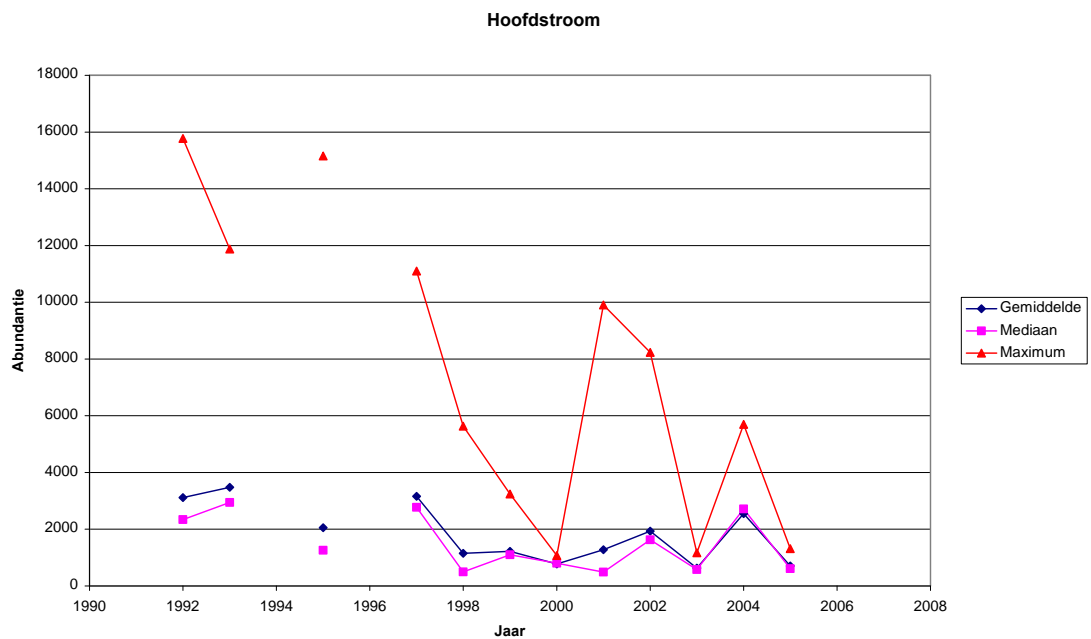
Mediaan





Uit de grafieken kan afgeleid worden dat in de Biesbosch grotere dichtheden gevonden worden dan in de Hoofdstromen. Echter een patroon over de tijd is nauwelijks waarneembaar vanwege het beperkte aantal jaren waarin bemonsterd is.

Voor de hoofdstromen zijn de getallen nogmaals in een aparte grafiek geplaatst.



Uit de grafiek voor de hoofdstromen lijkt zich een trend af te tekenen, waarbij het maximum duidelijk een afnemende trend te zien geeft. Voor het gemiddelde en de mediaan lijken de waarden in de periode 1992-1997 hoger dan voor de periode 1998-2005.

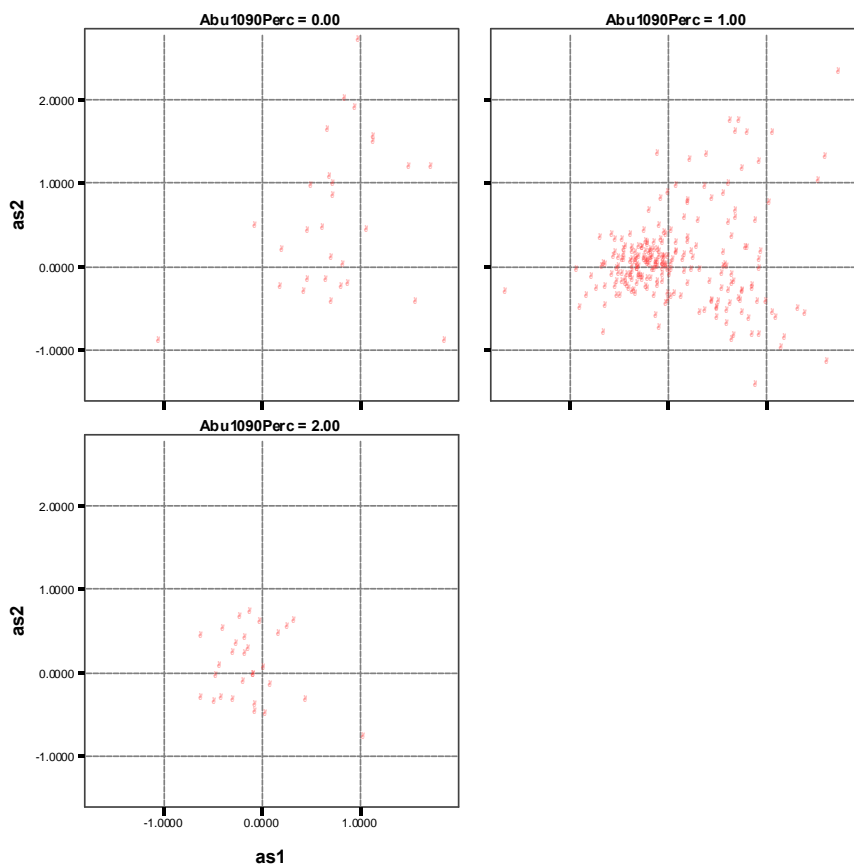
Voor de hoofdstromen zou een waarde tussen 2000 en 2500 wellicht als reëel beschouwd kunnen worden als een dichtheid voor een redelijk goede situatie en voor de Biesbosch een waarde rond 7500 individuen.



Bijlage D Resultaten multivariate analyses relatie algemene verstering en soortensamenstelling

Ordinatie diagrammen van de monsters waarbij de macrofauna geanalyseerd zijn en het effect van de contaminanten uit de ordinatie verwijderd is. De posities van de monsters zijn weergegeven voor de 1e en 2e ordinatie as. De monsters zijn gelabeld met de metrieken op basis van de 10 en 90 percentiel waarden. 0.00 staat voor de monsters met een lage score voor de metriek, 2.00 voor een hoge score en 1.00 voor een intermediaire score. Bij elke grafiek is een toelichting gegeven over de bruikbaarheid van de metriek. Eerst worden de grafieken van de hoofdstromen weergegeven (op basis van Figuur 5), dan van de Biesbosch (op basis van Figuur 6).

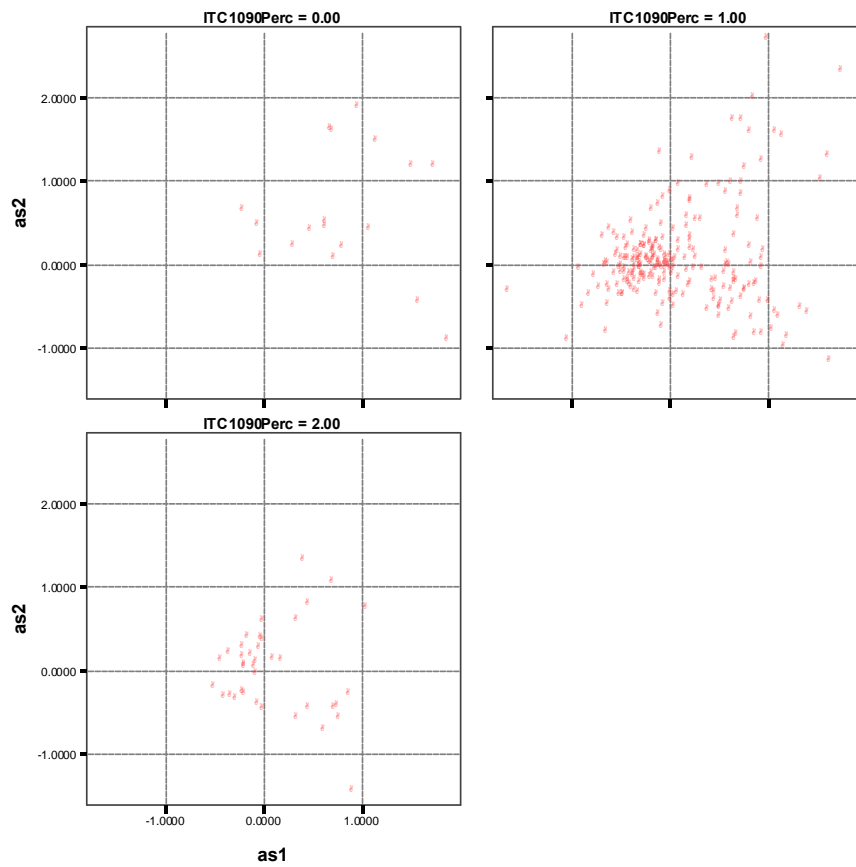
R8 Fauna Hoofdstromen



Abundantie: Weinig overlap in ligging van monsters met goede en slechte score. Metriek mogelijk bruikbaar.



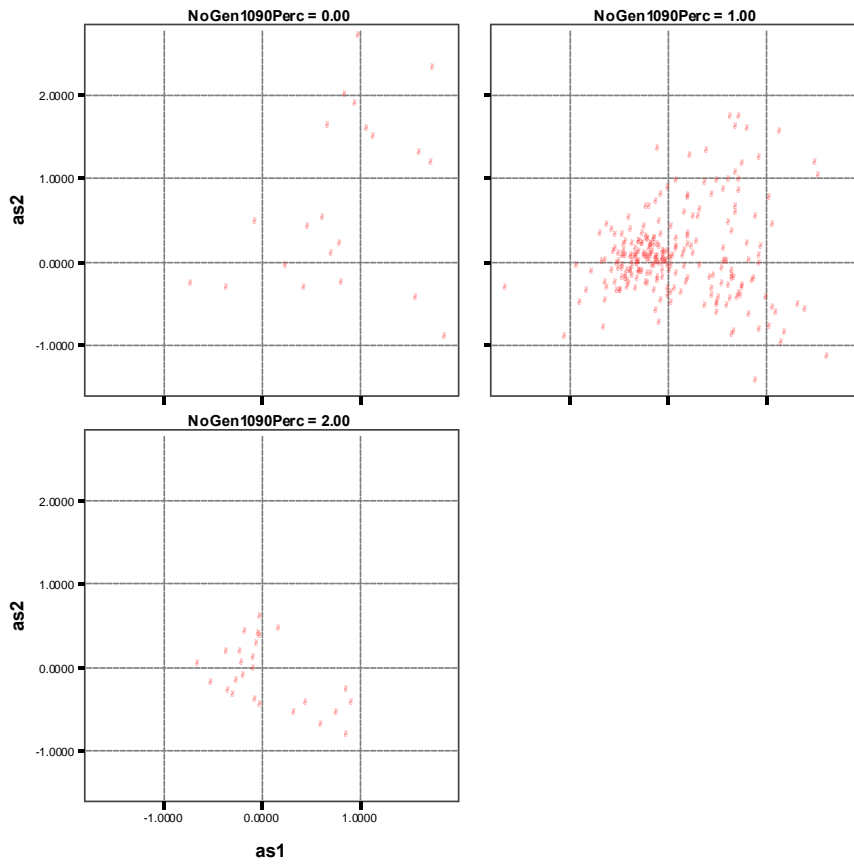
R8 Fauna Hoofdstromen



Volledigheid voedselweb: Beperkte mate van overlap in ligging monsters met goede en slechte score.
Metriek mogelijk bruikbaar.



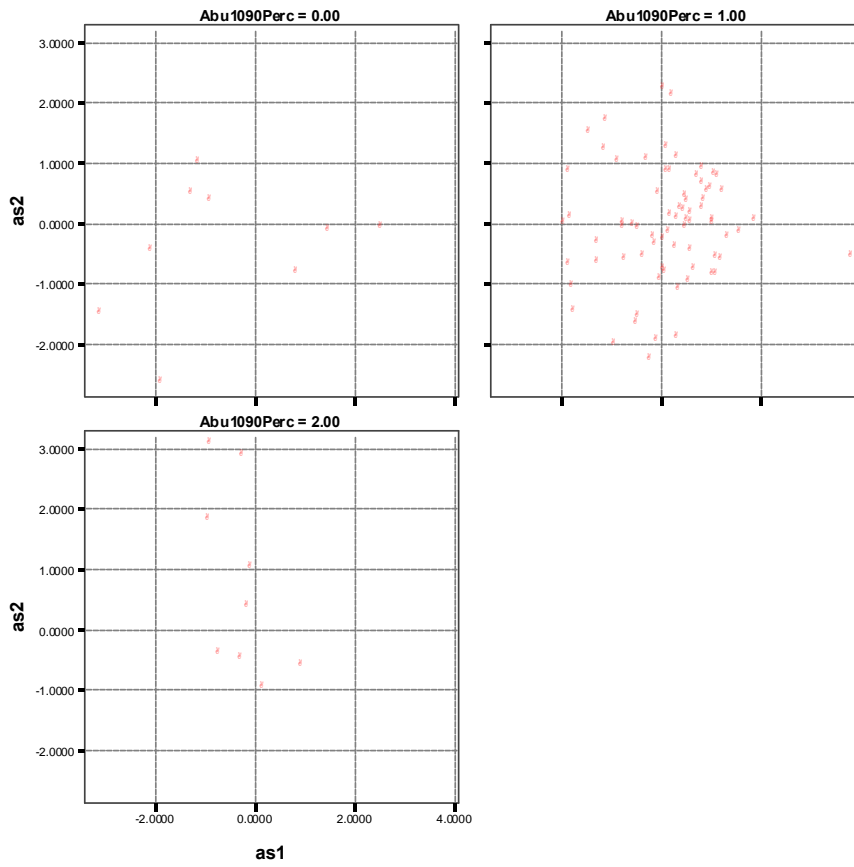
R8 Fauna Hoofdstromen



Aantal genera: Beperkte mate van overlap in ligging monsters met goede en slechte score. Metriek mogelijk bruikbaar.



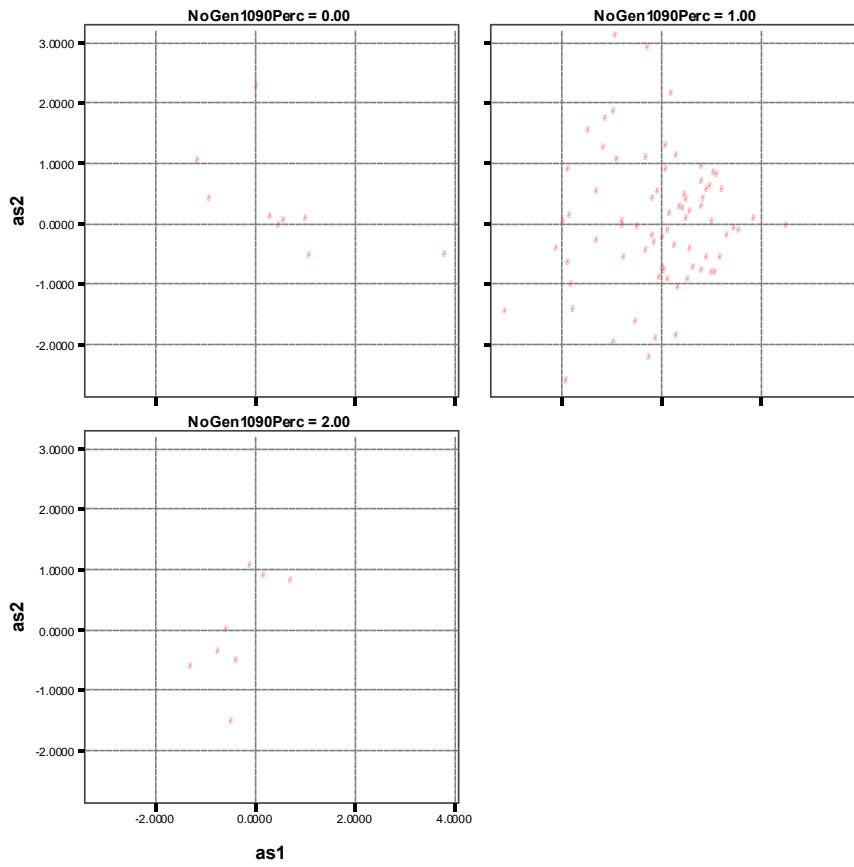
Biesbosch



Abundantie: De monsters met een hoge en lage score kennen weinig overlap. Het beeld wat ontstaat is echter niet heel scherp. Mogelijk bruikbare metriek.



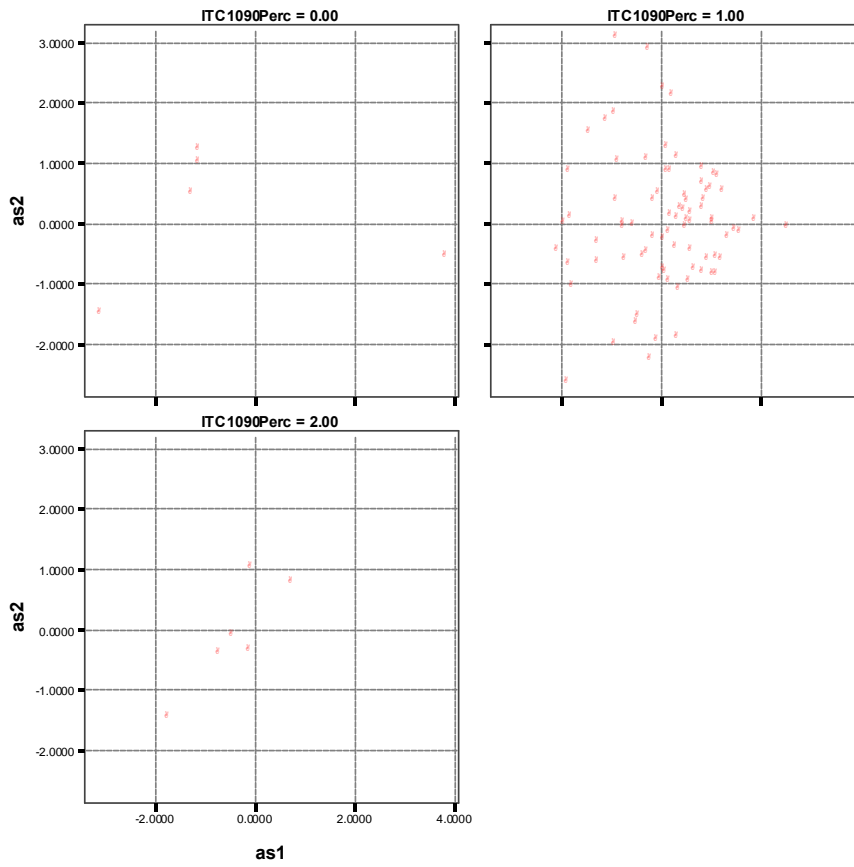
Biesbosch



Aantal genera: Enige overlap in de ligging van de monsters met een goede en slechte score. Metriek mogelijk bruikbaar.



Biesbosch



Volledigheid voedselweb: Geen overlap in de ligging van de monsters met een goede en slechte score.
Metriek mogelijk bruikbaar.

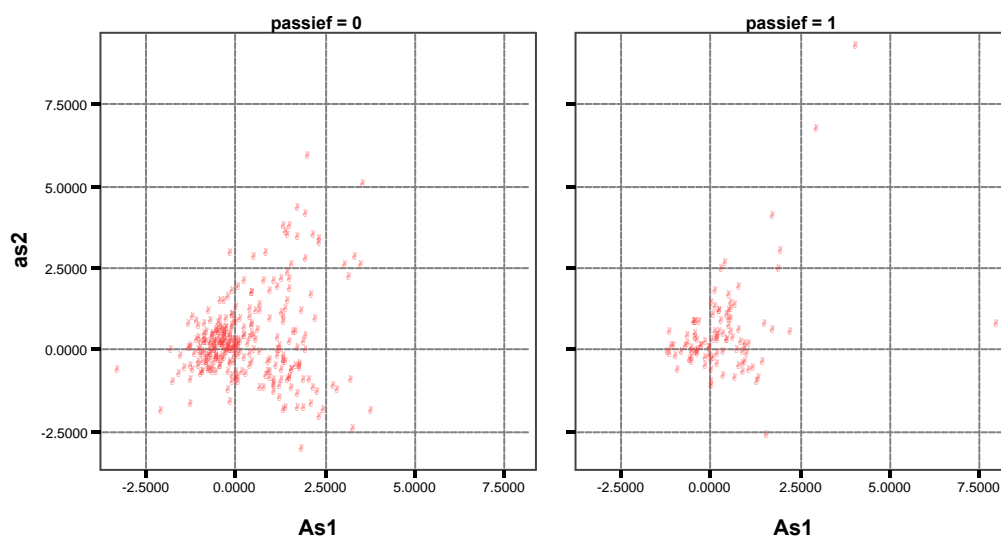


Bijlage E Validatie algemene metrieken

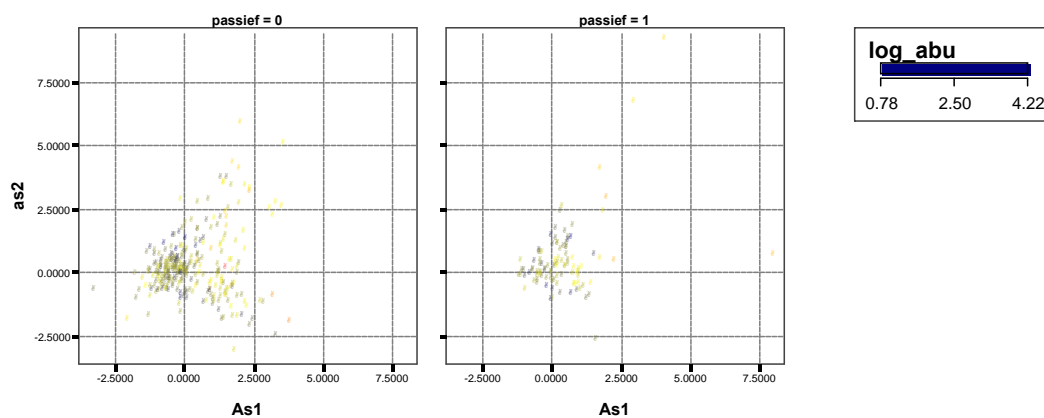
Ordinatie met contaminanten als covariabelen en monsters die in eerdere analyses niet zijn meegenomen nu als passief meenemen. Labelling diagrammen: Onderscheid in wel/niet passief en kleurcode voor metrieken

De grafieken worden eerst gegeven voor de Hoofdstromen en dan voor de Biesbosch.

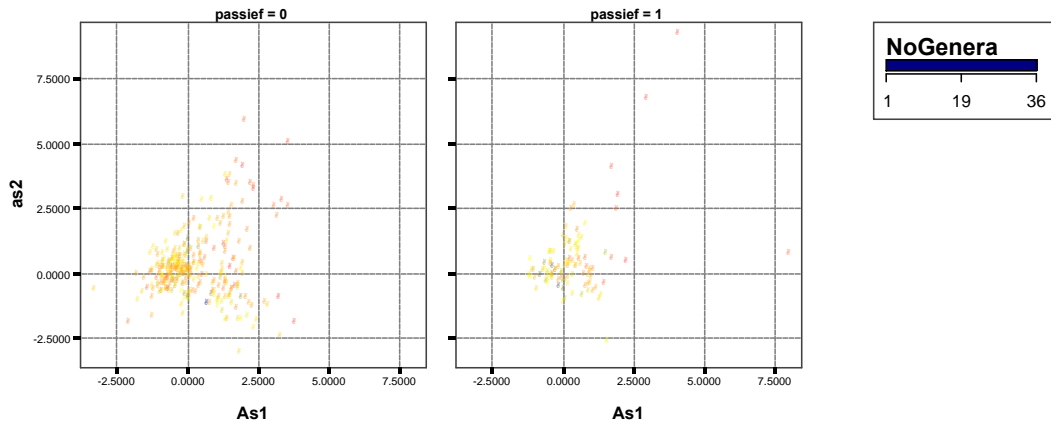
Validatie algemene metrieken Hoofdstromen



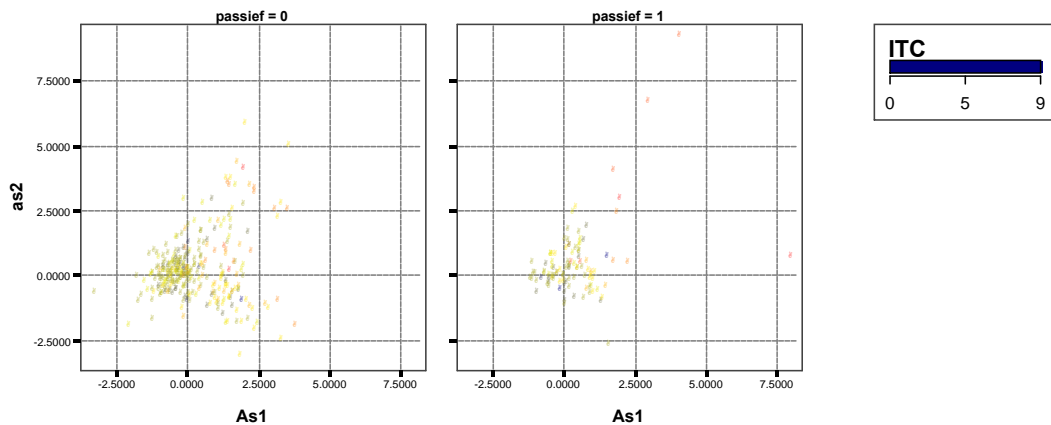
Validatie algemene metrieken Hoofdstromen



Validatie algemene metrieken Hoofdstromen



Validatie algemene metrieken Hoofdstromen



Conclusie hoofdstromen.

De passieve monsters liggen over het algemeen in hetzelfde deel van het diagram als de actieve monsters. Wel liggen bovenin en rechts een aantal punten die buiten het bereik van de actieve monsters liggen. Weinig passieve monsters liggen in de kleinere puntenwolk rechts van de $as1=0$ lijn.

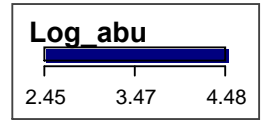
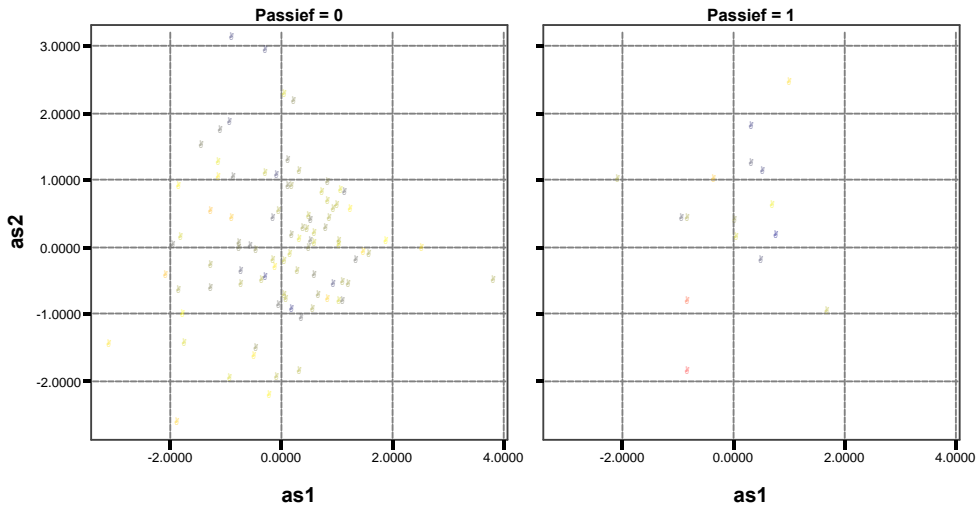
Abundantie: Het patroon dat bij de passieve monsters naar voren komt, komt goed overeen met dat van de actieve monsters.

Aantal genera: idem. Beide patronen komen aardig overeen en duidelijk zichtbaar is dat de extremere passieve monsters duidelijk veel lager scoren. De passieve monsters lijken het patroon te bevestigen.

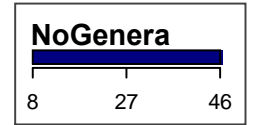
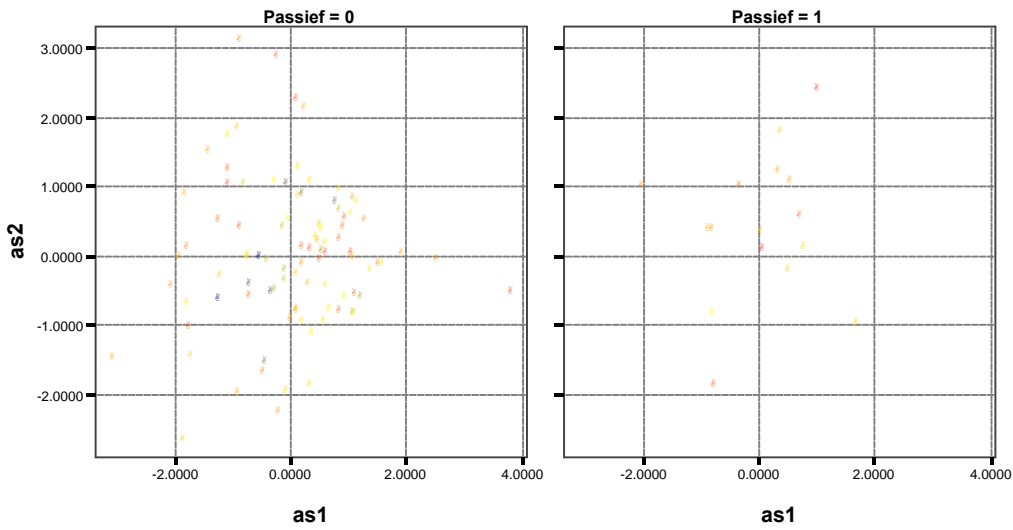
Volledigheid voedselweb (ITC): idem als bij aantal genera.



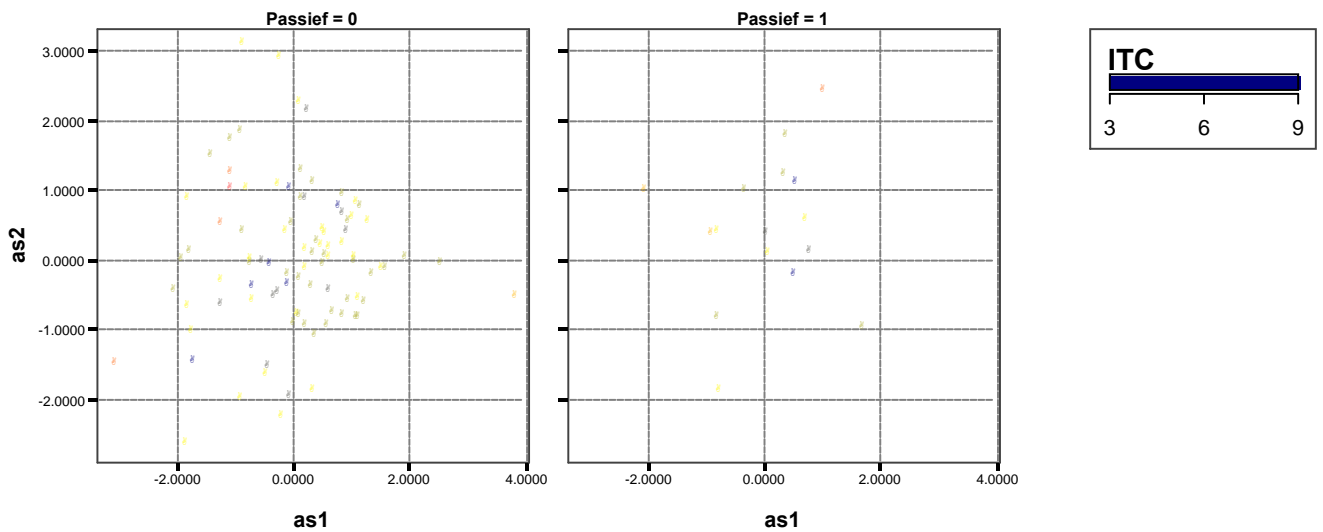
Validatie algemene metrieken Biesbosch (BB, DB, SB)



Validatie algemene metrieken Biesbosch (BB, DB, SB)



Validatie algemene metrieken Biesbosch (BB, DB, SB)



Conclusie Biesbosch.

De passieve monsters kennen een verspreiding die over de eerste as beperkter is dan voor de actieve monsters. De range over de tweede as is nagenoeg gelijk. De passieve monsters lijken in zijn geheel een fractie meer naar rechts te liggen.

Abundantie: de hogere waarden voor de abundantie ligt in bij een score van nul voor as 1 en een positieve score voor as 2. Ten opzichte van de actieve monsters liggen de hogere scores een fractie meer naar rechts. Wel duidelijk is dat bij de passieve monsters aan de randen ook lagere waarden worden aangetroffen.

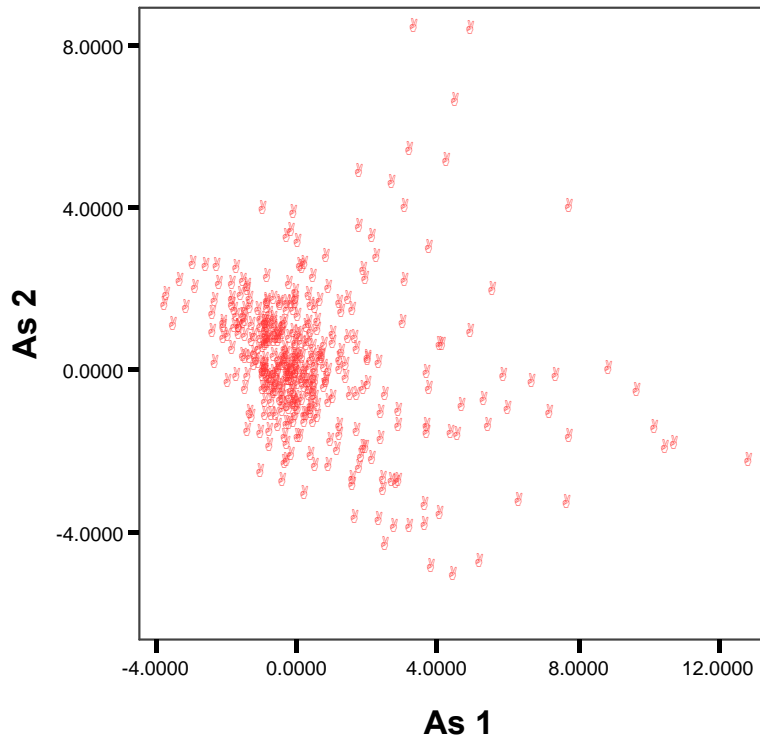
Aantal genera: het aantal genera voor de niet meegenomen monsters bereikt een lagere maximale waarde dan de actieve monsters. Rond de hogere waarden voor de actieve monsters liggen nauwelijks passieve monsters. De passieve monsters lijken het patroon te bevestigen.

Volledigheid voedselweb (ITC): De passieve monsters bereiken de hogere waarden voor deze metriek in hetzelfde bereik als de actieve monsters. Lagere waarden liggen vooral aan de randen. De passieve monsters lijken het patroon te bevestigen.



Bijlage F

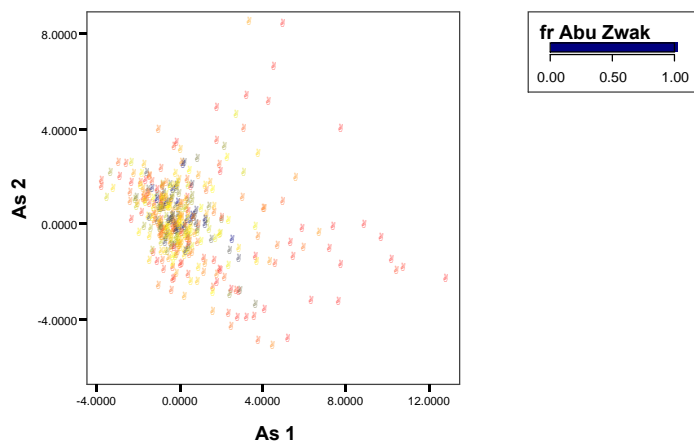
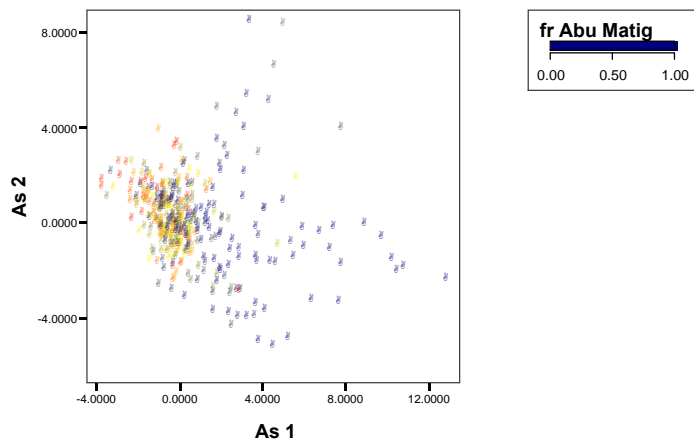
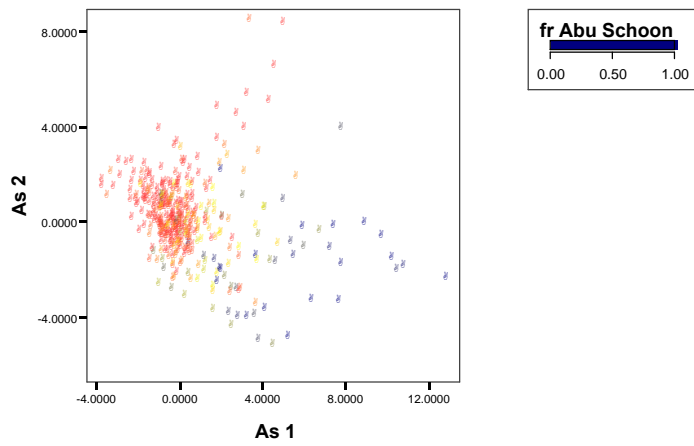
Relatie sedimentvervuilingsindices met de ordinatie van de monsterpunten.

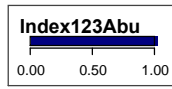
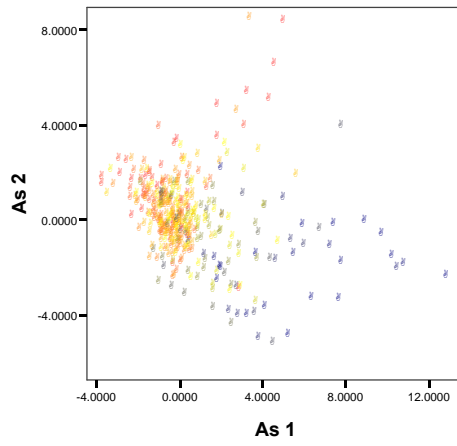
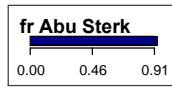
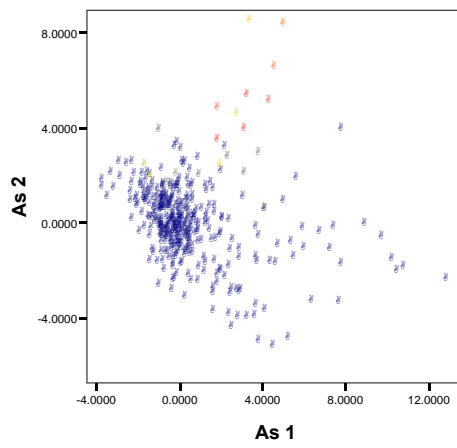


Ligging monsterpunten in aangepaste ordinatie (= Figuur 10)

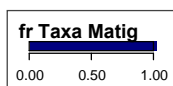
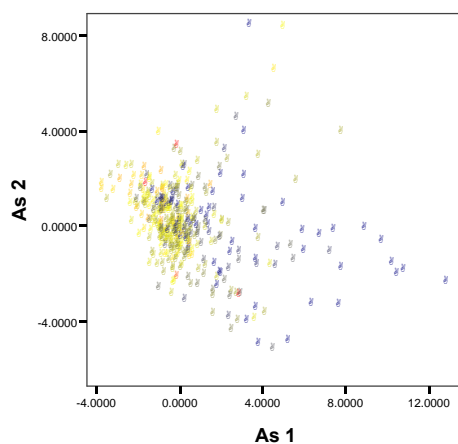
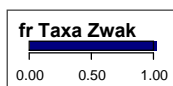
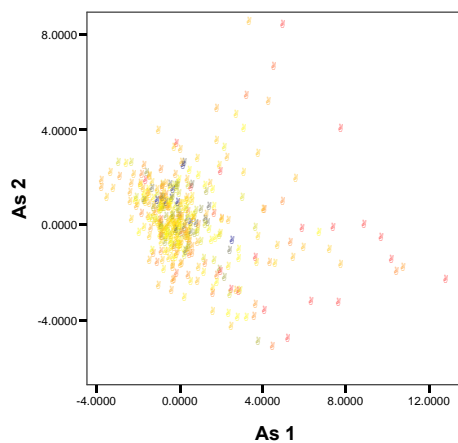
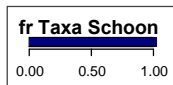
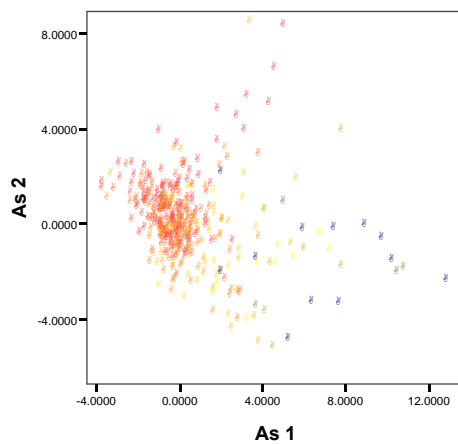


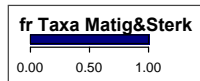
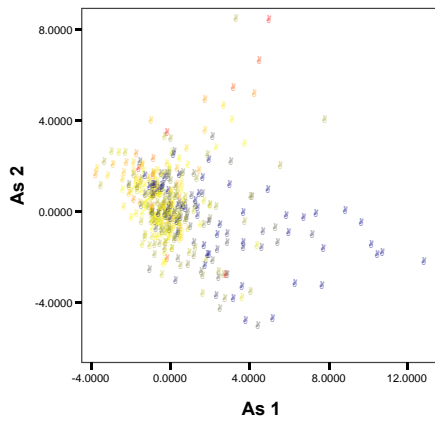
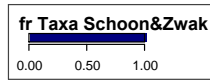
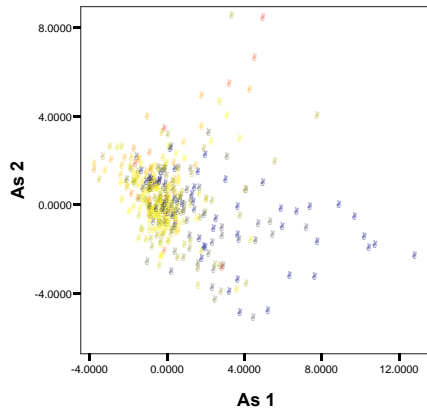
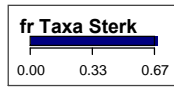
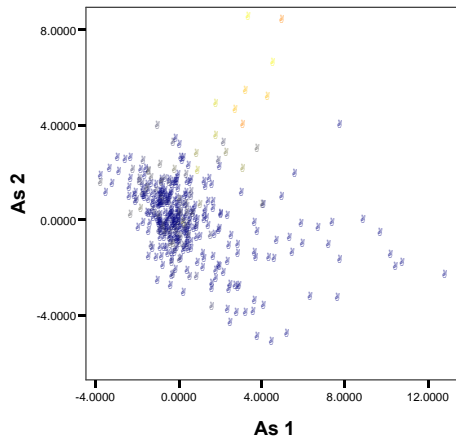
Fracties van de abundanties van de indicatoren





Fractie van het aantal indicator taxa



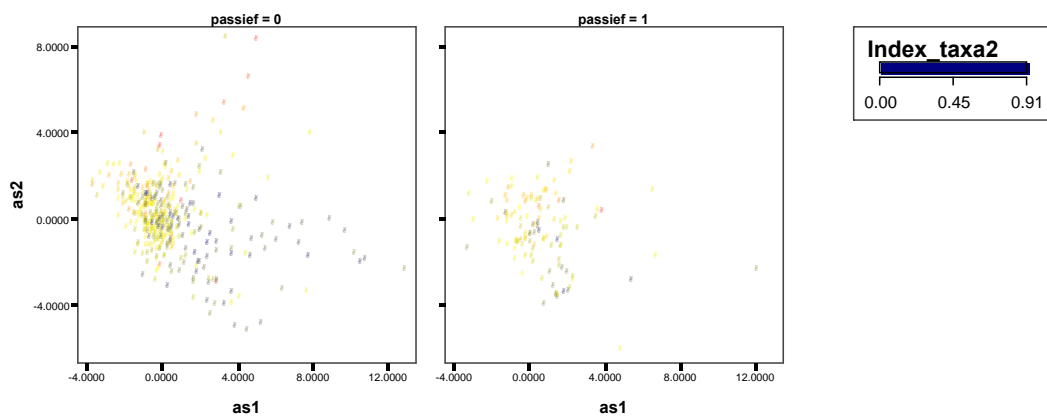


Bijlage G

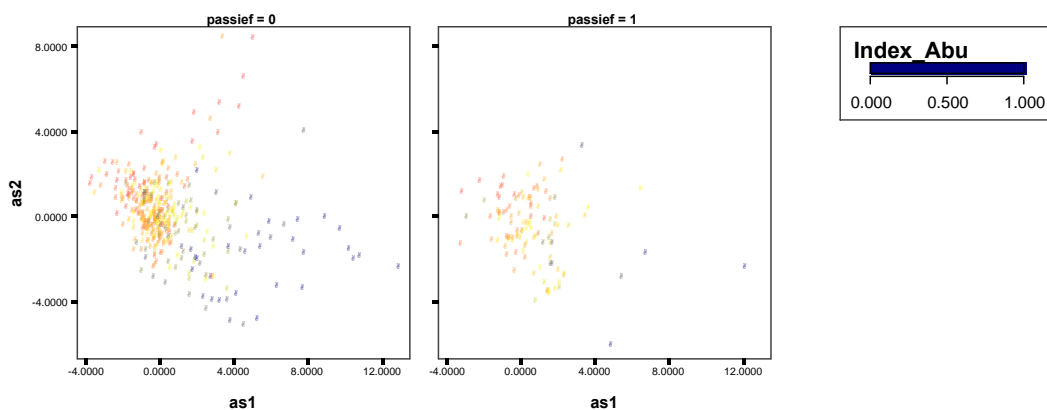
Validatie sedimentvervuilingsindices met passieve monsters

In de onderstaande diagrammen wordt voor de passieve monsters de sedimentvervuilingsindices gelabeld. Het patroon dat ontstaat voor de passieve monsters komt globaal heel aardig overeen met het patroon voor de monsters die bij de originele analyses betrokken waren. Weliswaar zijn er kleine verschillen maar in hoofdlijnen liggen de goede monsters (blauw) in de goede hoek (rechtsonder) en zijn de slechtere punten in de bovenhoek dan wel in het linker deel van het diagram.

Validatie sediment vervuiling



Validatie sediment vervuiling



Bijlage H Soortenlijst met indicatorwaarden

Overgenomen van Arcadis & Ecofide, 2010 en vervolgens aangepast op basis van Ecofide & Arcadis, 2011.

Aangetroffen taxa in *profundaal* monsters, met voedselgilde en indicatorwaardes voor brak water en sedimentvervuiling.

Gebruikte codes

Voedselgildes	Brak water
A Grazers en schrapers	0 Zoetwater indicator
B Mineerders	1 Brakwater indicator
C Houteters	
D Knippers	Sediment vervuiling
E Verzamelaars	-1 Indifferent (algemeen of zeldzaam)
F Actieve filteraars	1 Indicator voor schoon sediment
G Passieve filteraars	2 Indicator voor zwak verontreinigd
H Predatoren	3 Indicator voor verontreinigd
I Parasieten	
J Anders	

Taxonnaam	Voedselgilde	Brak water	Sediment
<i>Ablabesmyia</i>	H/E	0	-1
<i>Acentria ephemera</i>	D	0	-1
<i>Acricotopus lucens</i>	E	0	-1
<i>Acroloxus lacustris</i>	A	0	-1
<i>Agraylea</i>	J	0	-1
<i>Agraylea multipunctata</i>	J	0	-1
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	H	0	2
<i>Anatopynia plumipes</i>	H/E	0	-1
<i>Ancylus fluviatilis</i>	A	0	-1
<i>Anisus leucostoma</i>	A/D/J	0	-1
<i>Anisus vortex</i>	A/D/J	0	-1
<i>Anodonta anatina</i>	F	0	-1
<i>Anodonta cygnea</i>	F	0	-1
<i>Apocorophium lacustre</i>	D	1	-1
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	H/E	0	-1
<i>Arrenurus</i>		0	-1
<i>Arrenurus crassicaudatus</i>	H	0	-1
<i>Asellus</i>	E/D/A	0	-1
<i>Asellus aquaticus</i>	E/D/A	0	-1
<i>Aulodrilus japonicus/pluriseta</i>	E	0	-1
<i>Aulodrilus limnobius</i>	E	0	-1
<i>Aulodrilus pigueti</i>	E	0	-1
<i>Balanus</i>	G	1	-1
<i>Balanus improvisus</i>	G	1	-1
<i>Bithynia leachi</i>	F/A/E	0	2
<i>Bithynia tentaculata</i>	F/A/E	0	3
<i>Branchiura sowerbyi</i>	E	0	-1
<i>Bryophaenocladus</i>	A	0	-1
<i>Caenis</i>	E	0	-1
<i>Caenis luctuosa</i>	E	0	-1
<i>Calopteryx</i>	H	0	-1
<i>Cataclysta lemnata</i>	D	0	-1
<i>Ceratopogonidae</i>	H	0	3



Taxonnaam	Voedselgilde	Brak water	Sediment
<i>Chaetocladus piger</i> agg.	E/A	0	-1
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	H	0	2
<i>Chaoborus flavicans</i>	H	0	-1
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	F	0	-1
<i>Chelicorophium robustum</i>	F	0	-1
Chironomidae	A/B/E/F/H/I	0	-1
Chironomini	E	0	-1
<i>Chironomus</i>	E/F/A	0	3
<i>Chironomus acutiventris</i>	E/F	0	2
<i>Chironomus aprilius</i>	E/F	0	-1
<i>Chironomus bernensis</i>	E/F	0	3
<i>Chironomus muratensis</i>	E/F	0	3
<i>Chironomus nudiventris</i>	E/F	0	1
<i>Chironomus plumosus</i>	E/F	0	-1
<i>Chironomus plumosus</i> agg.	E/F	0	3
<i>Chironomus riparius</i> agg.		0	-1
<i>Chrysops relictus</i>	H	0	-1
<i>Cladopelma viridulum</i> gr.	E	0	2
<i>Cladotanytarsus</i>	E/G	0	3
<i>Cladotanytarsus atridorsum</i>	E/G	0	-1
<i>Cladotanytarsus mancus</i>	E/G	0	-1
<i>Cladotanytarsus mancus</i> gr.	E/G	0	-1
<i>Clinotanypus nervosus</i>	H/E	0	-1
Coenagrionidae	H	0	-1
<i>Corbicula</i>	F	0	-1
<i>Corbicula fluminalis</i>	F	0	-1
<i>Corbicula fluminea</i>	F	0	-1
Corophiidae	F	0	2
<i>Corophium multisetosum</i>	F/E	0	-1
<i>Cricotopus bicinctus</i>	A/E/D	0	-1
<i>Cricotopus intersectus</i> agg.	A/E	0	-1
<i>Cricotopus sylvestris</i> gr.	A/D/B/E	0	-1
<i>Cricotopus vierriensis</i>	A/E	0	-1
<i>Cryptochironomus</i>	H/E	0	2
<i>Cryptochironomus defectus</i>	H/E	0	-1
<i>Cryptochironomus obreptans/supplicans</i>	H/E	0	-1
<i>Cryptotendipes</i>	E	0	2
<i>Cyathura carinata</i>	E/D	1	-1
<i>Cymatia coleoprata</i>	E	0	-1
<i>Cyrnus flavidus</i>	H/G	0	-1
<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i>	H	0	-1
<i>Dero digitata</i>	E	0	-1
<i>Dero nivea</i>	E	0	-1
<i>Dicrotendipes</i>	A/E/F	0	-1
<i>Dicrotendipes nervosus</i>	A/E/F	0	-1
<i>Dikerogammarus</i>	A/D/E/H/J	0	-1
<i>Dikerogammarus villosus</i>	H/E/D/A	0	-1
<i>Donacia</i>	D	0	-1
<i>Dreissena</i>	F	0	-1
<i>Dreissena bugensis</i>	F	0	-1
<i>Dreissena polymorpha</i>	F	0	3
<i>Dryops</i>	A/E	0	-1
<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	H	0	-1
<i>Dugesia tigrina</i>	H	0	-1
<i>Ecnomus tenellus</i>	H/G	0	-1
<i>Einfeldia carbonaria</i>	E/F	0	-1
<i>Einfeldia dissidens</i>	E/F	0	-1
<i>Eiseniella tetraedra</i>	E	0	-1
Empididae	H	0	-1
Enchytraeidae	E	0	1
<i>Endochironomus albipennis</i>	F/A/B/E	0	2
<i>Endochironomus dispar</i> gr.	F/A/B/E	0	-1
<i>Endochironomus tendens</i>	F/A/B/E	0	-1
<i>Ephemera glaucops</i>	F	0	-1
<i>Erpobdella</i>	H	0	-1
<i>Erpobdella octoculata</i>	H	0	2
<i>Erpobdella testacea</i>	H	0	-1



Taxonnaam	Voedselgilde	Brak water	Sediment
<i>Esolus</i>	A	0	-1
<i>Eukiefferiella clypeata</i>	A	0	-1
<i>Ferrissia fragilis</i>	A	0	-1
<i>Forelia liliacea</i>	H	0	-1
<i>Forelia variegator</i>	H	0	3
<i>Galba truncatula</i>	A/D/E/J	0	-1
Gammaridae	D/E/J	0	-1
<i>Gammarus</i>	D/E/J	0	-1
<i>Gammarus pulex</i>	D/E/A/H	0	-1
<i>Gammarus salinus</i>	D/E/J	0	-1
<i>Gammarus tigrinus</i>	D/E	0	-1
<i>Glossiphonia complanata</i>	H	0	3
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>	D/E	0	-1
<i>Glyptotendipes</i>	F/B/A/E	0	3
<i>Glyptotendipes barbipes</i>	F/B/A/E	0	-1
Gomphidae	H	0	-1
<i>Gomphus flavipes</i>	H	0	-1
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	H	0	-1
<i>Guttipelopia guttipennis</i>	H	0	-1
<i>Gymnometriocnemus terrestris gr.</i>	A	0	-1
<i>Gyraulus albus</i>	A/D/J	0	-1
<i>Gyraulus crista</i>	A/D/J	0	-1
<i>Halipilus</i>	B/H/A/D	0	-1
<i>Harnischia</i>	E/A/H	0	2
<i>Helobdella stagnalis</i>	H	0	3
<i>Hemiclepsis marginata</i>	I	0	2
<i>Heterochaeta costata</i>	E	1	-1
<i>Heteromastus filiformis</i>	E	1	-1
<i>Hexatoma</i>	E	0	-1
<i>Hippeutis complanatus</i>	A/D/J	0	-1
Hydrobiidae		0	-1
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	F/G	0	-1
<i>Hygrobates</i>		0	-1
<i>Hygrobates nigromaculatus</i>	H	0	2
<i>Hypania invalida</i>	F	0	1
<i>Ilyodrilus templetoni</i>	E	0	-1
<i>Jaera istri</i>	A	0	1
<i>Kloosia pusilla</i>	H	0	1
<i>Lebertia inaequalis</i>	H	0	-1
<i>Leptocerus tineiformis</i>	A/D	0	-1
Libellulidae	H	0	-1
<i>Limnesia maculata</i>	H	0	-1
<i>Limnesia marmorata</i>	H	0	-1
<i>Limnesia undulata</i>	H	0	-1
<i>Limnodrilus</i>	E	0	-1
<i>Limnodrilus cervix</i>	E	0	-1
<i>Limnodrilus claparedianus</i>	E	0	-1
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	E	0	-1
<i>Limnodrilus maumeensis</i>	E	0	-1
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	E	0	-1
<i>Limnomysis benedeni</i>	F	0	-1
Limnophyes	E	0	-1
<i>Lipiniella araenicola</i>	A	0	1
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	E/A	0	3
Lumbricidae	E	0	-1
Lumbriculidae	E	0	2
<i>Lymnaea stagnalis</i>	D/A/J	0	-1
Lymnaeidae	A/D/E/J	0	-1
<i>Lype phaeopa</i>	A/C	0	-1
<i>Macropelopia</i>	H/E	0	-1
<i>Marenzelleria viridis</i>	E	1	-1
<i>Mercuria anatina</i>	A	0	-1
<i>Metricnemus inopinatus</i>	A	0	-1
<i>Microchironomus</i>	E	0	3
<i>Microchironomus tener</i>	E	0	-1
<i>Micronecta</i>	E	0	-1
<i>Micropsectra</i>	E/A/F	0	-1
<i>Microtendipes chloris agg.</i>	E/G	0	-1



Taxonnaam	Voedselgilde	Brak water	Sediment
<i>Mideopsis orbicularis</i>	H	0	-1
<i>Molanna angustata</i>	H/E	0	-1
<i>Molophilus</i>	D/E	0	-1
<i>Musculium lacustre</i>	H	0	-1
<i>MYSIDA</i>	F	0	-1
<i>Mystacides</i>	E/D/A/H	0	-1
<i>Nais barbata</i>	A/E	0	-1
<i>Nais communis</i>	A/E	0	-1
<i>Nais elinguis</i>	A/E	0	2
<i>Nais pardalis</i>	A/E	0	2
<i>Nais variabilis</i>	A/E	0	-1
<i>Nanocladius bicolor/distinctus</i>		0	-1
<i>Neomysis integer</i>	E/H	0	-1
<i>Nereis</i>	E	1	-1
<i>Neumania deltoides</i>	H	0	-1
<i>Neumania limosa</i>		0	-1
<i>Notiphila</i>	D	0	-1
<i>Oecetis</i>	H	0	-1
<i>Oecetis ochracea</i>	H	0	-1
<i>Ophidonais serpentina</i>	E	0	-1
<i>Orconectes limosus</i>	J/E/H	0	-1
<i>Orthetrum</i>	H	0	-1
<i>Orthoclaadiinae</i>		0	-1
<i>Orthoclaadius</i>	A/E	0	3
<i>Palaemon longirostris</i>	H	1	-1
<i>Parachironomus</i>		0	-1
<i>Parachironomus arcuatus gr.</i>	A/E/H	0	3
<i>Parachironomus biannulatus</i>	A/E	0	-1
<i>Parachironomus vitiosus [1]</i>		0	-1
<i>Paracladius conversus</i>	E/A	0	3
<i>Paranais frici</i>	E	0	-1
<i>Paranais litoralis</i>	E	1	-1
<i>Paraphaenoclaadius impensus agg.</i>	A	0	-1
<i>Paratanytarsus</i>	A/E	0	-1
<i>Paratendipes</i>	E/A/F	0	-1
<i>Paratendipes albimanus</i>	E/A/F	0	1
<i>Paratendipes intermedius</i>	E/A/F	0	-1
<i>Paratendipes nubilus</i>	E/A/F	0	1
<i>Paratrichoclaadius rufiventris</i>	A/E	0	-1
<i>Phaenopsectra</i>	A/E/F	0	-1
<i>Physella acuta</i>	A/D/E/J	0	-1
<i>Piona</i>	H	0	2
<i>Piona rotundoides</i>	H	0	-1
<i>Piscicolidae</i>	I	0	-1
<i>Pisidium</i>	F	0	-1
<i>Pisidium amnicum</i>	F	0	3
<i>Pisidium casertanum</i>	F	0	-1
<i>Pisidium casertanum f. plicatum</i>	F	0	3
<i>Pisidium casertanum f. ponderosa</i>	F	0	3
<i>Pisidium henslowanum</i>	F	0	-1
<i>Pisidium moitessierianum</i>	F	0	-1
<i>Pisidium nitidum</i>	F	0	-1
<i>Pisidium nitidum f. crassa</i>	F	0	-1
<i>Pisidium subtruncatum</i>	F	0	2
<i>Pisidium supinum</i>	F	0	3
<i>Platambus maculatus</i>	H	0	-1
<i>Plumatella</i>	F	0	-1
<i>Polychaeta</i>	E	1	-1
<i>Polydora</i>		1	-1
<i>Polypedilum bicrenatum</i>	D/E	0	2
<i>Polypedilum laetum agg.</i>	E/A/F	0	-1
<i>Polypedilum nubeculosum</i>	E/A/F	0	2
<i>Polypedilum scalaenum</i>	E/A/F	0	2
<i>Polypedilum sordens</i>	F/A/E	0	-1
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	E/J/A/D	0	-1



Taxonnaam	Voedselgilde	Brak water	Sediment
<i>Potamothenix bavaricus</i>	E	0	-1
<i>Potamothenix bedoti</i>	E	0	-1
<i>Potamothenix hammoniensis</i>	E	0	-1
<i>Potamothenix moldaviensis</i>	E	0	-1
<i>Potamothenix vejdvskyi</i>	E	0	-1
<i>Proasellus coxalis</i>	D/A/E	0	-1
<i>Proasellus meridianus</i>	D	0	-1
<i>Procladius</i>	H/E	0	-1
<i>Prodiamesa olivacea</i>	E/F	0	1
<i>Propappus volki</i>	E	0	-1
<i>Psammoryctides albicola</i>	E	0	-1
<i>Psammoryctides barbatus</i>	E	0	-1
<i>Psammoryctides moravicus</i>	E	0	-1
<i>Psectrocladius barbimanus</i>	A/E	0	-1
<i>Psectrocladius sordidellus/limbatellus gr.</i>	A/E	0	-1
<i>Psectrotanypus varius</i>	H/E	0	-1
<i>Pseudanodonta complanata</i>	F	0	-1
<i>Pseudochironomus prasinatus</i>		0	-1
<i>Psychoda</i>	E/A/D/H	0	-1
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	E	0	-1
<i>Radix</i>	A/E/D	0	-1
<i>Radix balthica gr.</i>	A/E/D	0	-1
<i>Rheocricotopus chalybeatus</i>	E/A/F	0	-1
<i>Rhithropanopeus harrisii</i>	H/D/J	1	-1
<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	E	0	-1
<i>Robackia</i>		0	-1
<i>Robackia demeijerei</i>	E/A/H	0	-1
<i>Sargus iridatus</i>	D/E	0	-1
<i>Setacera micans</i>	D	0	-1
<i>Sialis lutaria</i>	H	0	-1
<i>Sigara</i>	E	0	-1
<i>Sinelobus stanfordi</i>		1	-1
<i>Slavina appendiculata</i>	E	0	-1
<i>Smittia</i>	E	0	-1
<i>Specaria josinae</i>	E	0	-1
<i>Sphaerium</i>	F	0	-1
<i>Sphaerium corneum</i>	F	0	-1
<i>Sphaerium rivicola</i>	F	0	1
<i>Sphaerium solidum</i>	F	0	3
<i>Spirosperma ferox</i>		0	-1
<i>Stagnicola</i>	A	0	-1
<i>Stempellina</i>	E	0	-1
<i>Stempellinella</i>	E/G	0	-1
<i>Stictochironomus</i>	D/E	0	2
<i>Streblospio benedicti</i>	E	1	-1
<i>Stylaria lacustris</i>	E	0	2
<i>Stylodrilus heringianus</i>	E	0	-1
<i>Tanypodinae</i>	E/H	0	-1
<i>Tanypus</i>	H/E	0	2
<i>Tanytarsini</i>		0	-1
<i>Tanytarsus</i>	E/A	0	3
<i>Thalassosmittia thalassophila</i>	A	0	-1
<i>Theromyzon tessulatum</i>	I	0	-1
<i>Tipula</i>	D/C	0	-1
<i>Triaenodes bicolor</i>	A	0	-1
<i>Trocheta pseudodina</i>	H	0	-1
<i>Tubifex blanchardi</i>	E	0	-1
<i>Tubifex ignotus</i>	E	0	-1
<i>Tubifex newaensis</i>	E	0	-1
<i>Tubifex tubifex</i>	E	0	-1
<i>Tubificidae</i>	E	0	-1
<i>Tubificoides heterochaetus</i>	E	1	-1
<i>Uncinaiis uncinata</i>	E	0	3
<i>Unio</i>	F	0	2
<i>Unio pictorum</i>	F	0	-1
<i>Unio tumidus</i>	F	0	-1



Taxonnaam	Voedselgilde	Brak water	Sediment
<i>Unionicola crassipes</i>	H	0	-1
<i>Unionicola intermedia</i>	H	0	-1
<i>Unionidae</i>	F	0	-1
<i>Valvata cristata</i>	A	0	-1
<i>Valvata piscinalis</i>	E	0	3
<i>Vejdovskyella intermedia</i>	E	0	2
<i>Viviparus contectus</i>	A/E/F	0	-1
<i>Viviparus viviparus</i>	A/E/F	0	-1
<i>Xenochironomus xenolabis</i>	I	0	-1

Voor het *litoraal* is alleen de indicatiewaarde voor brak water nodig.

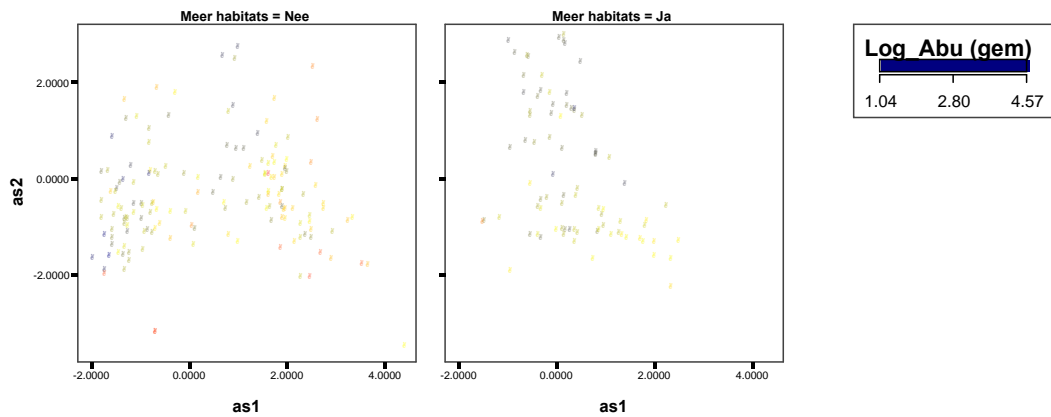
Deze lijst bevat alleen indicatoren voor brak water (cursief gedrukte kolom); overige taxa beoordelen als zoet water indicator. Overgenomen uit Arcadis & Ecofide, 2010.

Klasse/Orde	Familie	Taxon	
Polychaeta		<i>Nereidae</i>	
		<i>Spionidae</i>	
		<i>Cirratulidae</i>	
		<i>Capitellidae</i>	
		<i>Arenicolidae</i>	
		<i>Ampharetidae</i>	
		<i>Sabellidae</i>	
		<i>Serpulidae</i>	
		Oligochaeta	Tubificidae
Naididae	<i>Paranais litoralis</i>		
Dreissenidae	<i>Mytilopsis leucophaeata</i>		
Bivalvia		<i>Mytilidae</i>	
Gastropoda	Hydrobiidae	<i>Peringia ulvae</i>	
Arachnida		<i>Halacaridae</i>	
Maxillopoda		<i>Balanidae</i>	
Decapoda		<i>Palaemonidae</i>	
		<i>Crangonidae</i>	
		<i>Portunidae</i>	
		<i>Grapsidae</i>	
		<i>Xanthidae</i>	
		<i>Mysidae</i>	
Mysidacea			
Amphipoda	Corophidae	<i>Apocorophium lacustre</i> <i>Corophium multisetosum</i>	
	Gammaridae	<i>Gammarus duebeni</i> <i>Gammarus zaddachi</i>	
		<i>Aoridae</i>	
		<i>Anthuridae</i>	
	Isopoda		<i>Sphaeromatidae</i>
Janiridae			<i>Jaera albifrons</i>
Chironomida			<i>Halocladus sp</i> <i>Microchironomus deribae</i> <i>Paratanytarsus inopertus</i>
Heteroptera	Corixidae	<i>Sigara lateralis</i> <i>Sigara stagnalis</i>	

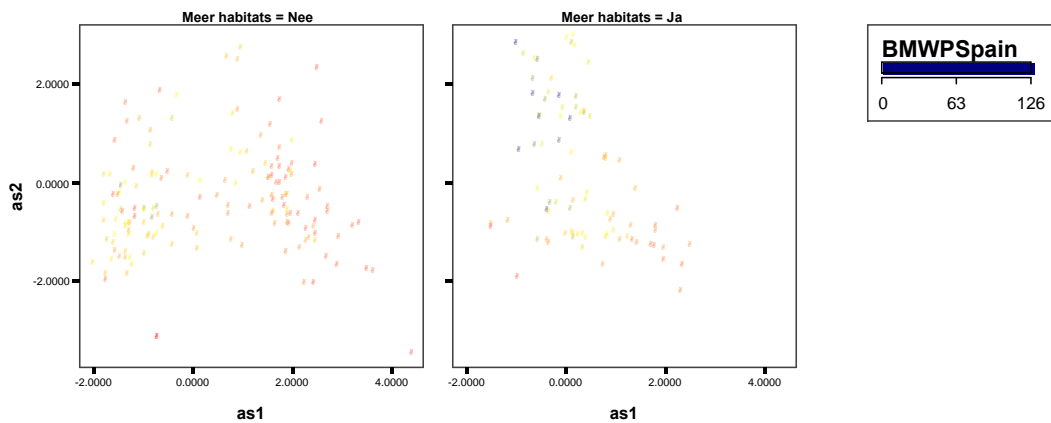


Bijlage I Litoraal metriecken

In onderstaande ordinatiediagrammen zijn de monsters gelabeld met de waarden voor de metriecken die een herkenbaar patroon te zien gaven. De overige metriecken gaven geen patroon.

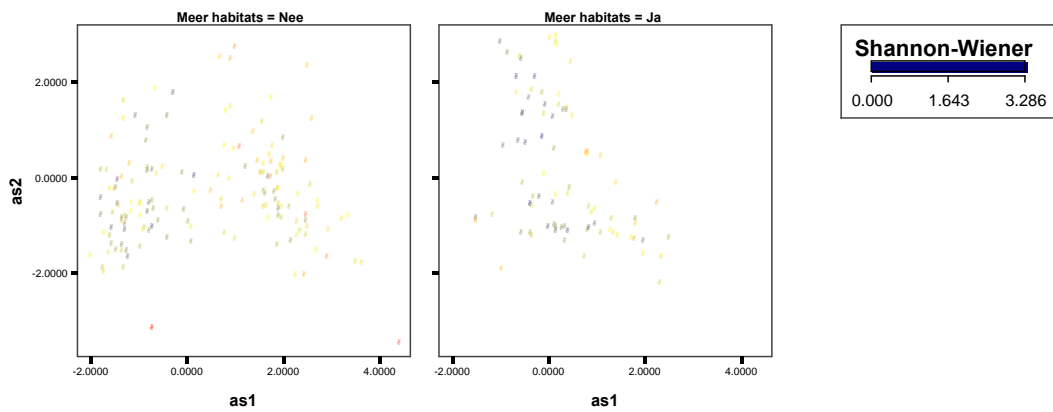


Labelling monsters met log abundantie.

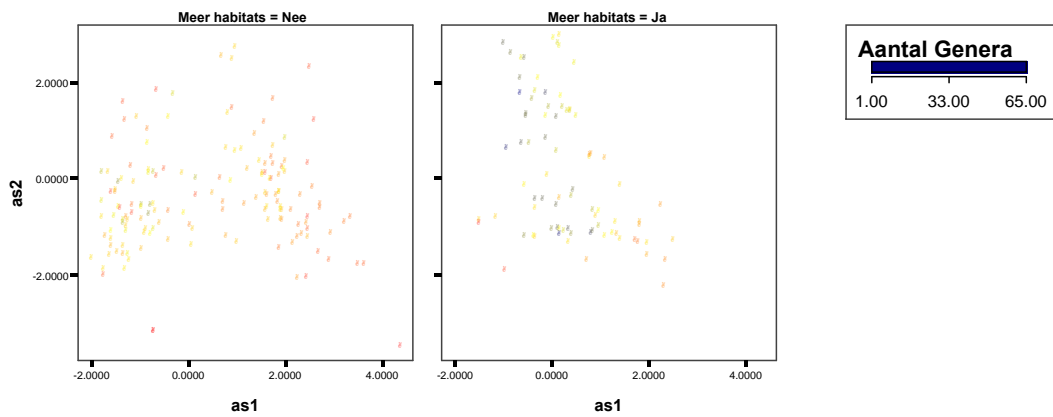


Labelling met BMWP Spain

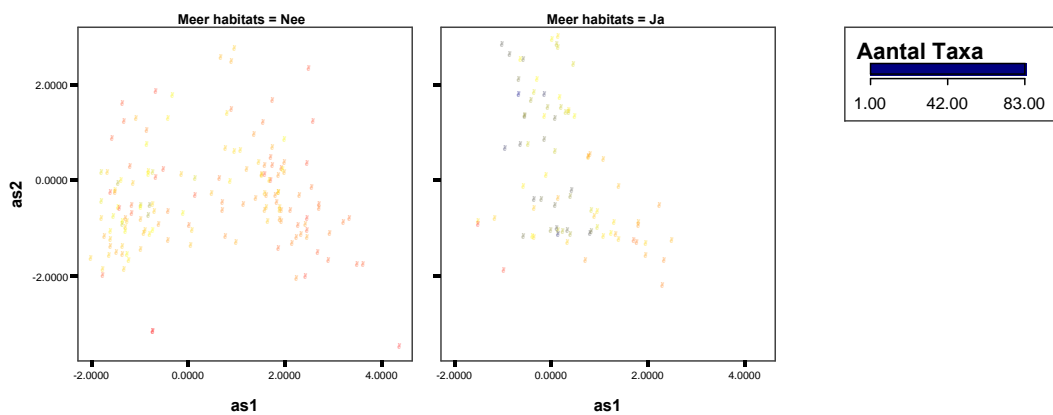




Labelling met Shannon-Wiener.



Labelling met aantal genera (monster met 83 genera voor leesbaarheid grafiek niet gelabeld).

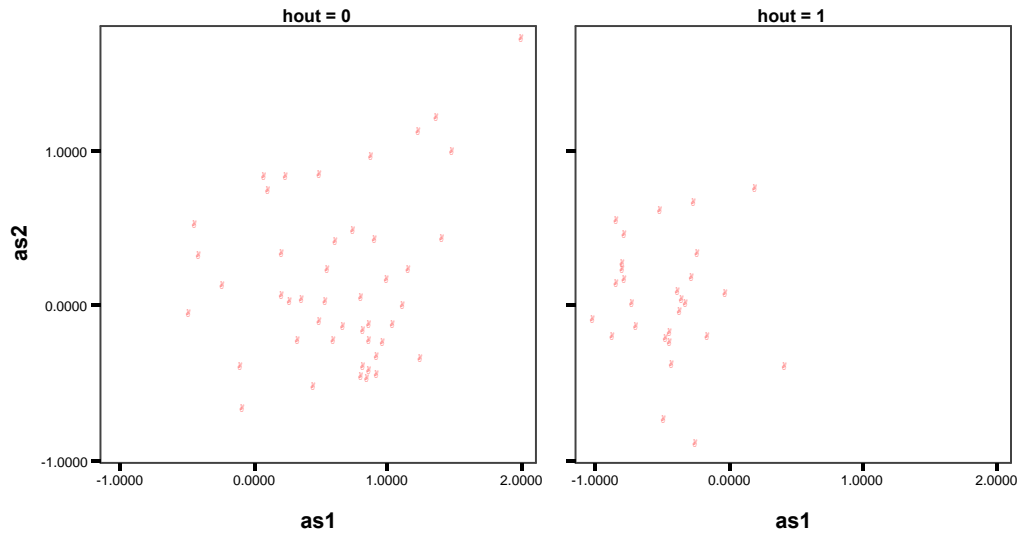


Labelling met aantal taxa (monster met 100 taxa voor leesbaarheid grafiek niet gelabeld).

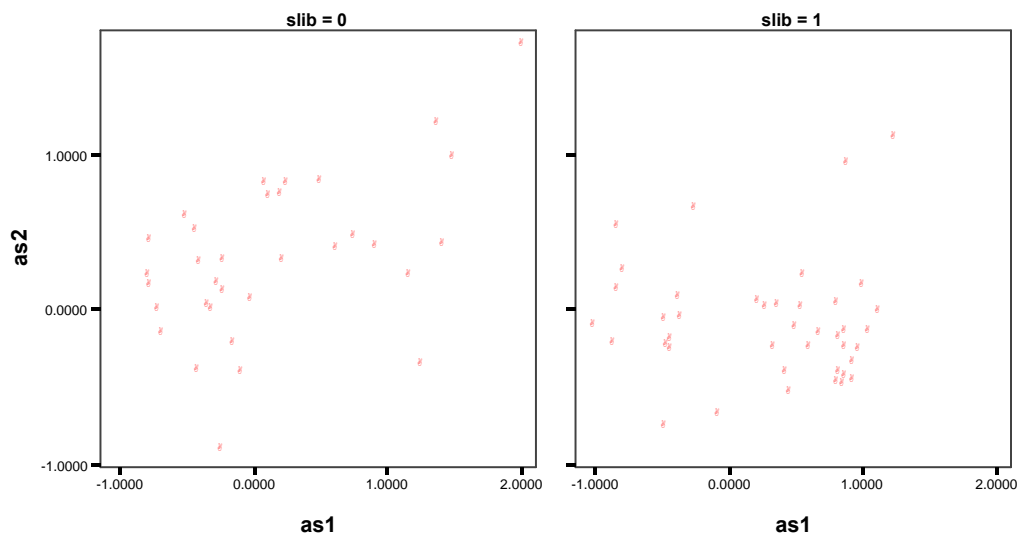


Bijlage J

Invloed habitats litoraal

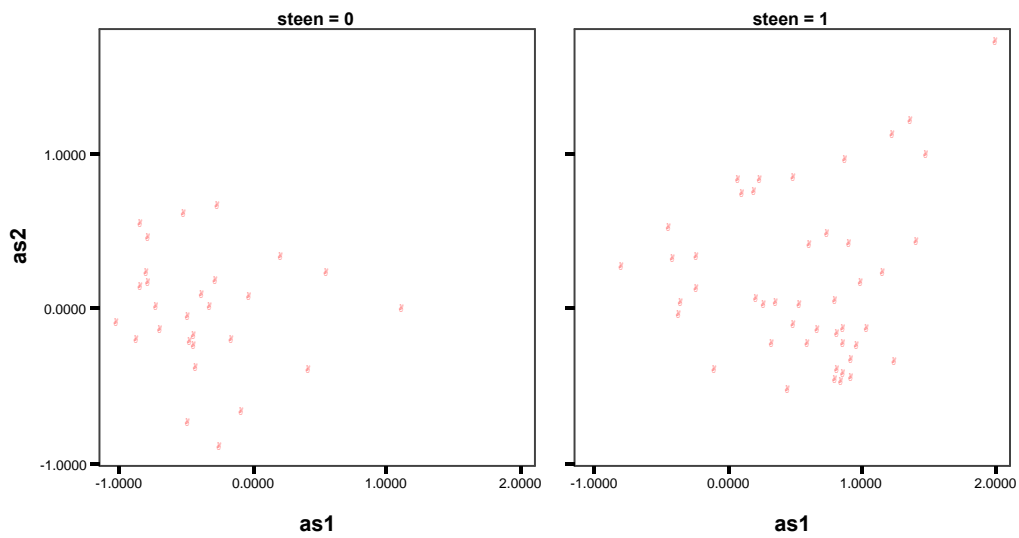


Ligging monsters op de eerste en tweede ordinatie-as van de analyse waarbij alleen monsters betrokken zijn waar meerdere habitats bemonsterd zijn. Monsters zijn gelabeld met wel (rechts) of geen (links) hout als bemonsterd habitat.

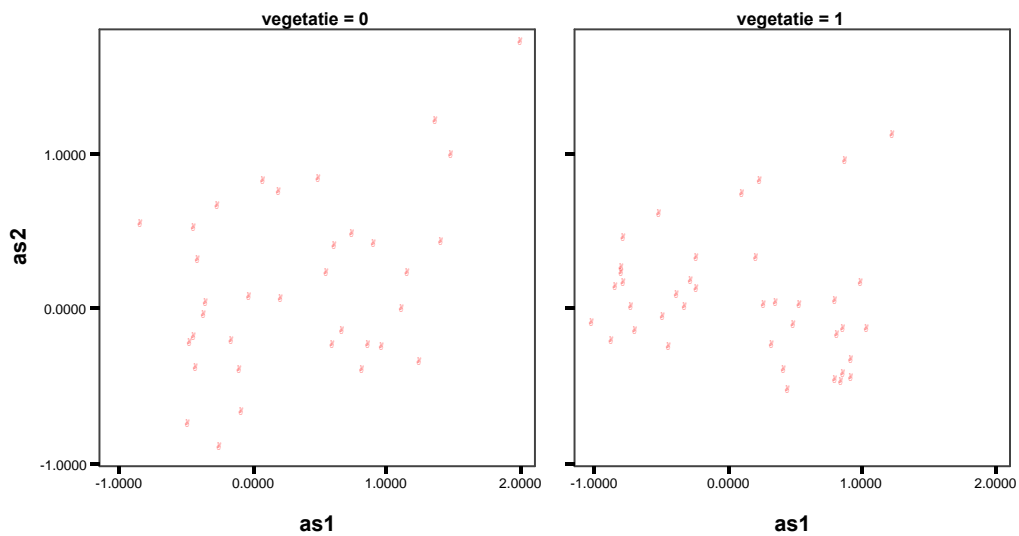


Ligging monsters op de eerste en tweede ordinatie-as van de analyse waarbij alleen monsters betrokken zijn waar meerdere habitats bemonsterd zijn. Monsters zijn gelabeld met wel (rechts) of geen (links) slib als bemonsterd habitat.



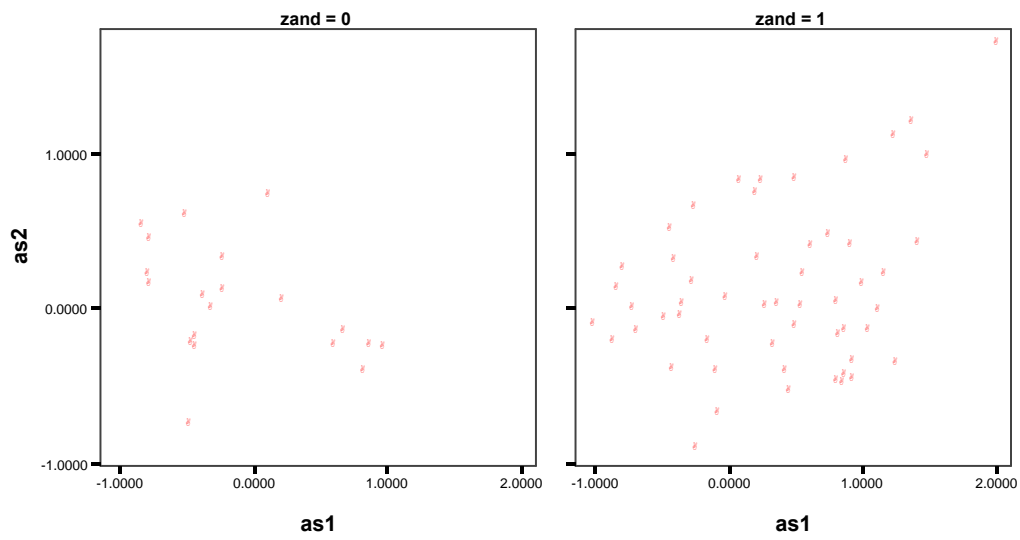


Ligging monsters op de eerste en tweede ordinatie-as van de analyse waarbij alleen monsters betrokken zijn waar meerdere habitats bemonsterd zijn. Monsters zijn gelabeld met wel (rechts) of geen (links) steen als bemonsterd habitat.



Ligging monsters op de eerste en tweede ordinatie-as van de analyse waarbij alleen monsters betrokken zijn waar meerdere habitats bemonsterd zijn. Monsters zijn gelabeld met wel (rechts) of geen (links) vegetatie als bemonsterd habitat.





Ligging monsters op de eerste en tweede ordinarie-as van de analyse waarbij alleen monsters betrokken zijn waar meerdere habitats bemonsterd zijn. Monsters zijn gelabeld met wel (rechts) of geen (links) zand als bemonsterd habitat.

