

## NOTITIE KIWK

### **Maatregel-effectiviteit beek- en rivierherstel**

Macrofaunarespons op de herinrichting van de Roode beek



Annalieke Bakker, Gea van der Lee, Ralf Verdonschot, Barend van Maanen, Esther de Jong en Piet Verdonschot

**Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research**

Januari 2022

**Auteurs**

Annalieke Bakker, Gea van der Lee, Ralf Verdonschot, Barend van Maanen, Esther de Jong en Piet Verdonschot (*correspondentie: [gea.vanderlee@wur.nl](mailto:gea.vanderlee@wur.nl)*)

**Opdrachtgever**

Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK) – Waterschap Limburg

**Projectgroep**

Gebruikerscommissie Kennisimpuls waterkwaliteit Systeemkennis ecologie en waterkwaliteit

**Wijze van citeren**

Bakker, A.M., van der Lee G.H., Verdonschot R.C.M., van Maanen, B., de Jong, E. en Verdonschot P.F.M. (2022). Maatregелеffectiviteit beek- en rivierherstel. Macrofaunarespons op de herinrichting van de Roode beek. Notitie Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen. 22 pp.

**Trefwoorden**

Roode Beek, beekherstel, meander

**Beeldmateriaal**

Rode Beek bij Mindergangelt vóór de herinrichting (foto: Waterschap Limburg)

DOI: <https://doi.org/10.18174/563532>

Dit project is uitgevoerd in opdracht van de Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK).

© 2021 Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Wageningen Environmental Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

## Inhoud

Inhoud	4
Samenvatting	5
1 Inleiding	6
2 Materiaal en methoden	8
2.1 Metingen	8
2.2 Taxonomische afstemming	9
2.3 Data-analyse	9
3 Resultaten	11
3.1 Algemene trends	11
3.2 PCA ordinatie	12
3.3 PRC-analyse	13
3.4 Taxa gerelateerd aan veranderingen	15
4 Discussie en conclusies	21
5 Literatuur	22

## Samenvatting

Een van de doelen van de Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK) is het kwantificeren van de effectiviteit van lokale maatregelen in verschillende watertypen op verschillende organismengroepen. In dit document is het effect op de macrofaunagemeenschap van de herinrichting van de Roode Beek (ook wel Rode Beek of Rodenbach) bij Mindergangelt geanalyseerd.

In het mijnbouwverleden (tot rond de jaren '50) werd de beek vanaf Brunssum volledig genormaliseerd, voorzien van betontegels en deels overkluisd. De Roode beek is in twee fases heringericht, waarbij een nieuwe lopen zijn gegraven en bomen zijn aangeplant. Het meetpunt ORODE500 ligt net benedenstrooms van het traject waar de fase I herstelmaatregelen zijn uitgevoerd in 2004 en ligt in het traject waar tussen 2013 en 2016 de fase II herstelmaatregelen zijn uitgevoerd. In 1966 is de rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI) Schinveld aangelegd en eind 1997 is deze buiten gebruik gesteld.

De macrofaunagemeenschap is geanalyseerd met behulp van multivariate technieken. De PCR-analyse liet verschillende patronen zien die afhankelijk zijn van de gekozen tijdsperiode uit de beschikbare lange tijdsreeks. Daarom is ook de verandering per taxon geanalyseerd met een breekpuntenanalyse.

Direct na de sanering van de RWZI in 1997 trad de grootste verandering op in de macrofaunagemeenschap in de Roode Beek. De abundantie van *Chironomus* nam sterk af en meerdere ubiquistische taxa, waaronder bijvoorbeeld *Asellus aquaticus* verschenen, waardoor de soortenrijkdom toenam. Tussen 2003 en 2007 namen ook enkele negatief scorende taxa op de KRW-maatlatten af in abundantie terwijl enkele zuurstofgevoeligere soorten, zoals *Dicranota*, *Calopteryx*, *Athripsodes cinereus* en *Gammarus roeseli* (tijdelijk) toenamen in de Roode beek. Deze soortverschuivingen zijn een duidelijk voorbeeld van het saneren van een RWZI, waarbij de organische lozing verdwijnt en de zuurstofhuishouding herstelt.

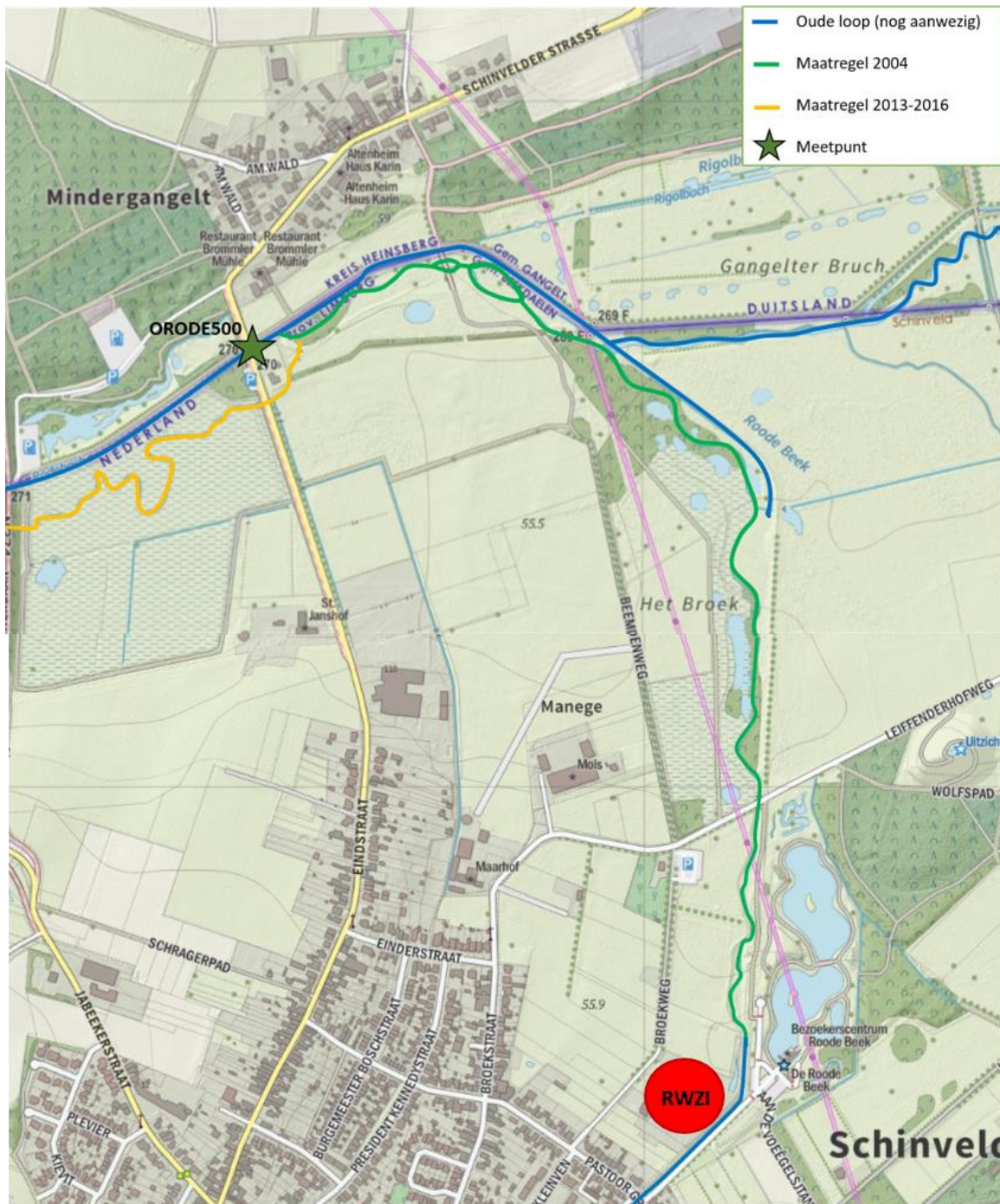
Het is onduidelijk of de waargenomen veranderingen onderdeel zijn van een trend die gaande is als gevolg van de sanering van de RWZI of (mede) veroorzaakt zijn door de herstelmaatregelen. Hoewel de stroming/zuurstof op basis van de macrofaunagemeenschap iets lijkt toegenomen, is de beek nog onvoldoende geschikt voor de typische soorten van laaglandbeekmilieu's. Het is echter ook mogelijk dat een deel van de effecten van het herstel niet terug worden gevonden in de macrofaunadata, omdat het meetpunt zich na de herstelmaatregelen in de oude loop bevond en niet in de nieuwe loop. Om de effecten van de herstelmaatregelen goed in beeld te krijgen zou de macrofaunagemeenschap in de nieuwe loop moeten worden gemeten en geëvalueerd over meerdere jaren.

## 1 Inleiding

Een van de doelen van de Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK) is het kwantificeren van de effectiviteit van lokale maatregelen in verschillende watertypen op verschillende organismengroepen. In dit document is het effect op de macrofaunagemeenschap van de herinrichting van de Roode beek (ook wel Rode Beek of Rodenbach) bij Mindergangelt geanalyseerd.

De Roode Beek is van oorsprong een snelstromende bovenloop op zand (R13) met twee bovenlopen. De ene bovenloop ontspringt in Duitsland (Siepenbusch) en heeft een lengte van ongeveer 12 km. De ander ontspringt in het hoogveengebied op de Brunsummerheide en heeft een lengte van ongeveer 7 km. De bovenlopen komen samen bij het dorp Mindergangelt. De beek vormt dan voor 3 km de grens Nederland en Duitsland. De beek mondt bij Dieteren uit in de Geleenbeek, terwijl tussentijds bij Millen het complete debiet richting de Vloedgraaf wordt afgevoerd. De beek stroomt afwisselend door stedelijk gebied, agrarisch gebied en natuurgebied.

De oorspronkelijke vorm van de bodem was onregelmatig en er waren veel grindbankjes, overhangende oevers en aangeslibde tot zandige plekken. Vanaf Brunssum is de beek in het mijnbouwverleden echter volledig genormaliseerd, voorzien van betontegels en deels overkluisd. In 1966 is de rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI) Schinveld aangelegd en eind 1997 is deze buiten gebruik gesteld. Alleen zeer incidenteel is de installatie nog gebruikt als buffer tot aan de herinrichting van het gebied. In 2004 is een deel van de beek heringericht (Figuur 1; groene lijn). De beek is naast de oude loop meanderend uitgegraven en vlak voor meetpunt met de oude loop verbonden. De percelen rond de nieuwe loop zijn beplant met bomen. Tussen 2013 en 2016 is de nieuwe loop langs meetpunt ORODE500 gegraven, ook daar zijn rondom de beek bomen aangeplant (Figuur 1; gele lijn). Het meetpunt bevond zich gedurende de metingen in de oude loop, die gehandhaafd is (Figuur 1; blauwe lijn).



**Figuur 1:** Kaart van de Roode Beek met de locaties van de herstelmaatregelen (maatregel 2004 groene lijn; 2013-2016 gele lijn) en het macrofaunamonsterpunt met metingen uit meerdere jaren aangegeven met een groene ster. De locatie van de RWZI is aangegeven met een rode stip.

## 2 Materiaal en methoden

### 2.1 Metingen

De macrofauna is op één locatie ORODE500 in de Roode Beek bij Mindergangelt bemonsterd met een standaard macrofaunanet (Figuur 1; Tabel 1). Het meetpunt ORODE500 ligt net benedenstrooms van de locatie waar herstelmaatregelen zijn uitgevoerd in 2004 en parallel aan het traject waar herstelmaatregelen zijn uitgevoerd tussen 2013 en 2016 (in de oude loop die gehandhaafd is). De meeste monsters zijn in het najaar (oktober) genomen en een beperkt aantal in andere seizoenen (Tabel 2). Er is geen data beschikbaar van bemonstering in de lente in de periode 1991-2006. Voor de homogeniteit van de analyse zijn alleen monsters uit het najaar meegenomen.

**Tabel 1:** Details van de macrofaunamonsterlocatie.

Naam	Code	Coördinaten
Roode Beek Mindergangelt	ORODE500	50.981840, 5.977000

**Tabel 2:** Overzicht van het aantal beschikbare monsters per locatie en seizoen. Het jaar waarin de RWZI is opgeheven (lichtgrijs) en de periodes waarin de herstelmaatregelen hebben plaatsgevonden (donkergrijs) zijn aangegeven.

Jaar	voorjaar	zomer	najaar
1980	1		1
1981	1		1
1982	1		1
1983	1		1
1984	1		1
1985	1		1
1986	1		1
1987	1		1
1988	1		1
1989			1
1990	1		
1991			1
1992			1
1993			1
1994			1
1995			1
1996			1
1997			1
1998			1
1999			1
2000			1
2001			1
2002			1
2003			1
2004			1
2005			1
2006			1
2007	1		1
2010			1
2013	1	1	1
2016	1		1
2019	1		1
Totaal	14	1	31

## 2.2 Taxonomische afstemming

De taxonomische lijsten, afkomstig uit verschillende jaren, laten verschillen zien in taxonomische niveaus. Voor de analyse is een eenduidig gegevensbestand noodzakelijk. Daarom is voor de analyse de oorspronkelijke data taxonomisch afgestemd op basis van frequentie van voorkomen in de monsters en totale abundantie per taxon. De namen van de taxa zijn afgestemd op de meest recente TWN-lijst (Taxa Waterbeheer Nederland, 06-04-2020). Forma en ondersoorten zijn teruggebracht naar soortniveau. Indien een genus op een paar uitzonderingen na was gedetermineerd tot op soortniveau, is het genus verwijderd en zijn de soorten gehandhaafd. Indien de frequentie waarmee het genus voorkomt echter hoog was, is de data geaggregeerd op genusniveau. Voor de macrofauna genera *Glyptotendipes* en *Chironomus* zijn alle gegevens geaggregeerd naar genusniveau, omdat determinatie van deze groep niet consistent is uitgevoerd en minder betrouwbaar is. Bij de Tubificidae zijn naast de soorten ook de gehele groep Tubificidae meegenomen, omdat een groot aantal juveniele Tubificidae indicatief is voor bepaalde milieuomstandigheden

## 2.3 Data-analyse

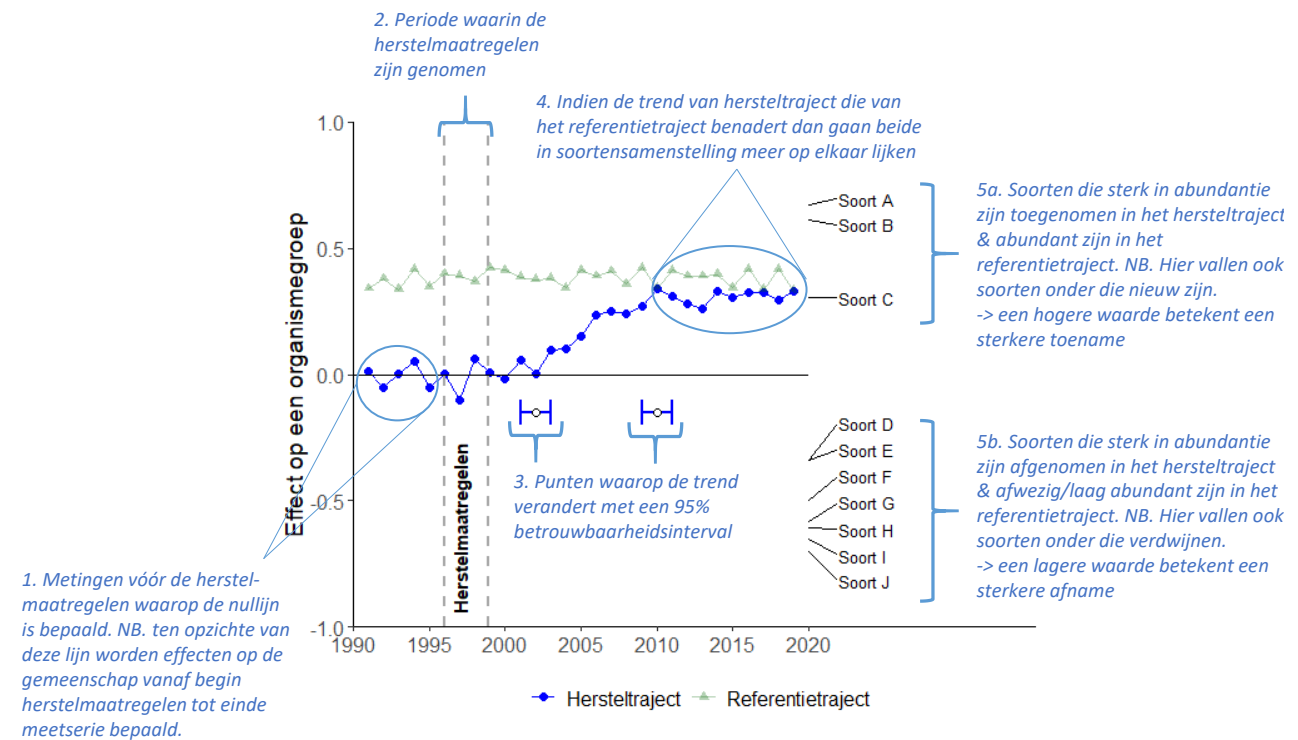
De abundantie van de macrofauna is eerst  $\log_{10}(x+1)$  getransformeerd om het effect van hoge dichtheden te verminderen en de rol van laag-abundante soorten te vergroten. De data is per meetpunt met een Principale-ComponentenAnalyse (PCA) techniek geanalyseerd en geplotted om de patronen in de macrofaunagemeenschap tussen de jaren te verkrijgen. De data is vervolgens geanalyseerd met de 'Principal Response Curve (PRC)' methode (Van den Brink & ter Braak, 1999; zie Box 1 voor uitgebreide uitleg). Deze methode biedt de mogelijkheid om veranderingen in de gemeenschap bij verschillende maatregelen (zogenoemde 'treatments') uit te zetten tegen de tijd. Dit resulteert per meetpunt in een grafiek met de tijd op de x-as en de verandering in de gemeenschap (zogenoemde 'canonical coefficient  $C_{dt}$ ') ten opzichte van de mediaan van de gemeenschap voordat de RWZI is opgeheven in 1997 op de y-as. Vervolgens is een 'change point analysis' (breekpuntenanalyse) gebruikt om aan te geven wanneer (met een 95% betrouwbaarheidsinterval) een eventuele verandering in de trend over tijd in macrofaunasamenstelling heeft plaatsgevonden (Zeileis et al., 2003). Het optimale aantal breekpunten wordt automatisch bepaald op basis van de resterende som van de kwadraten. Daarnaast is een tweede PRC-analyse uitgevoerd met de data vanaf 1999 ten opzichte van de mediaan van de gemeenschap voordat de eerste herstelmaatregelen (hier beekherinrichting) zijn genomen in 2004. De grafiek is op het oog geïnterpreteerd.

Ieder taxon krijgt in de PRC-analyse een gewicht (zogenoemde 'species weight  $b_k$ ') toegekend, wat aangeeft in welke mate het taxon het patroon van de respons volgt. Taxa met een positief gewicht volgen de verandering, taxa met een negatief gewicht vertonen een tegenovergestelde respons en taxa met een gewicht van bijna nul vertonen geen respons of een respons die niet gerelateerd is aan het patroon dat in het diagram wordt getoond. Daarnaast hebben we voor ieder taxon een 'change point analysis' gebruikt om aan te geven of én wanneer een eventuele verandering in de gemiddelde abundantie over minimaal 4 jaar tijd heeft plaatsgevonden.

Voor de macrofauna hebben we deze score vergeleken met de KRW-maatlatwaarden van soorten voor watertype R13 (Altenburg et al., 2018), de WEW autecologie score voor stromings- en habitatpreferentie (Verberk et al., 2012) en de Duitse saprobie index (Friedrich & Herbst, 2004; German saprobic Index new version). Voor de KRW-maatlatwaarden hebben we onderscheid gemaakt tussen dominant negatieve taxa (N) en positieve/kenmerkende taxa (P/K). Voor de stroming hebben we onderscheid gemaakt tussen soorten met een affiniteit voor stilstaand tot zeer langzaam stromend (< 10 cm/s), langzaam stromend (10-15 cm/s) en matig tot snelstromend (> 15 cm/s). Voor de habitatpreferentie hebben we onderscheid gemaakt tussen soorten met affiniteit voor zand, klei/leem, waterplanten, grove detritus/ hout, grind/stenen. Alle analyses zijn gedaan in R (versie 3.6.3) met softwarepakket *vegan* (Oksanen et al., 2019).



Box 1: Uitleg bij de grafiek van de 'Principal Response Curve' (PRC) analyse



De bovenstaande figuur laat een hypothetisch voorbeeld zien van de uitkomst van de 'Principal Response Curve' analyse waarmee de resultaten grafisch inzichtelijk worden gemaakt. Het voorbeeld volgt een zogenaamd BACI-ontwerp met jaarlijkse metingen vóór (Before) en ná (After) het nemen van de herstelmaatregelen in een referentietraject met de gewenste situatie (dit wordt de Control, genoemd en kan bijvoorbeeld een natuurgebied bovenstrooms zijn) en met jaarlijkse metingen vóór (Before) en ná (After) in het hersteltraject, het traject waar de maatregelen zijn genomen (Impact). In plaats van een referentietraject kan de Control ook bestaan uit een traject dat vergelijkbaar is met het hersteltraject, maar waar geen maatregelen zijn genomen. In dat geval zou de lijn rond de nullijn moeten lopen omdat die situatie bijna gelijk is aan die in het hersteltraject voor het nemen van de maatregelen.

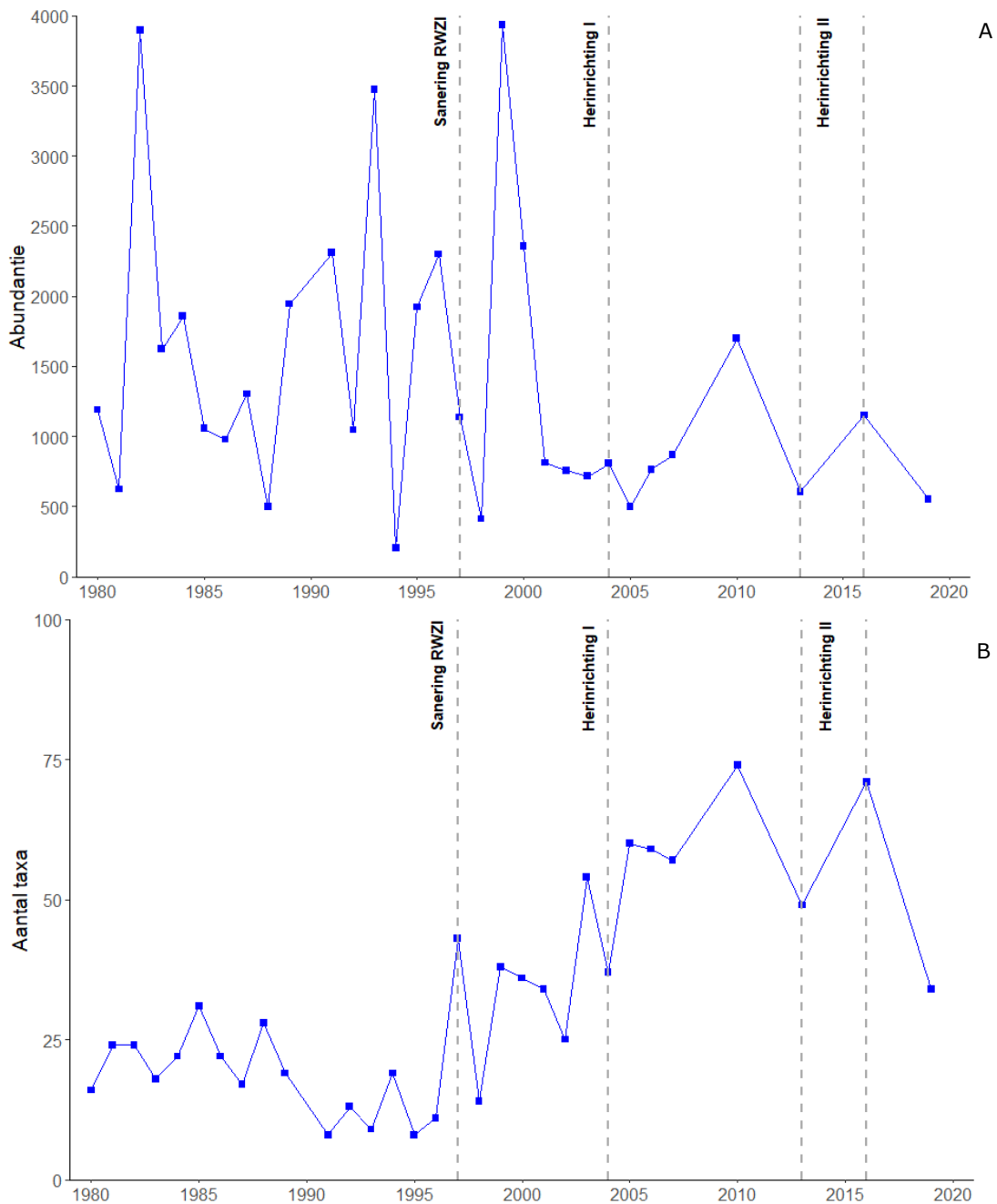
In de grafiek staat tijd op de x-as en de (eventuele) verandering in de gemeenschap (zogenoemde 'canonical coefficient  $C_{dt}$ ') op de y-as. De verandering in de gemeenschap wordt uitgezet tegen de mediaan van de gemeenschap vóór de herstelmaatregelen, de zogehete nullijn (het traject aangeduid door tekstblok 1). Om deze nullijn goed te definiëren is het belangrijk dat er voldoende meetjaren beschikbaar zijn. De periode waarin de herstelmaatregelen zijn genomen wordt in de grafiek aangegeven met twee verticale grijze stippellijnen, in dit geval tussen 1996 en 1999 (aangeduid met tekstblok 2). In dit voorbeeld hebben de maatregelen een effect gehad op de samenstelling van de gemeenschap, aangezien de  $C_{dt}$  score van het hersteltraject van de nullijn gaat afbewegen na de uitvoering van het herstel. Dit betekent hoe hoger de  $C_{dt}$  score wordt des te groter is het effect van de maatregel(en). Als er geen verandering optreedt dan blijft de  $C_{dt}$  score van het hersteltraject rondt de nullijn schommelen. Indien er voldoende data beschikbaar is (minimaal 10 meetjaren), kan met een zogenaamde 'changepoint analysis' worden aangegeven of en wanneer verandering in de trend heeft plaatsgevonden (aangeduid met tekstblok 3). In het bovenstaande voorbeeld laten deze punten met het 95% betrouwbaarheidsinterval (de horizontale blauwe lijnstukken) zien dat de gemeenschap tussen 2002 en 2010 is veranderd. We zien ook dat de lijn van het hersteltraject de lijn van het referentietraject gaat benaderen (aangeduid met tekstblok 4). Dit betekent dat de herstelmaatregelen een positief effect hebben gehad op deze gemeenschap. Aan de rechterkant van de grafiek is af te lezen welke soorten het sterkst aan deze verandering hebben bijgedragen (zogenoemde 'species weight  $b_k$ '). Soorten die zijn toegenomen in het hersteltraject en abundant zijn in het referentietraject hebben een positieve score (aangeduid met tekstblok 5a) en soorten die zijn afgenomen in het hersteltraject en minder abundant/afwezig zijn in het referentietraject hebben een negatieve score (aangeduid met tekstblok 5b).

De analyse kan in principe ook worden gedaan met alleen een BA- of CI-ontwerp. Bij een BA-ontwerp is het echter niet uit te sluiten of de veranderingen door de herstelmaatregelen worden veroorzaakt of in het hele gebied hebben plaatsgevonden. Bij een CI design moet de nullijn worden bepaald op basis van de mediaan van de Control (de waarnemingen in het referentie- of controletraject). Als de Control in milieu-omstandigheden (typologisch) niet goed vergelijkbaar is met de situatie in het herstel van voor de maatregelen dan zullen alleen deze verschillen worden weergegeven in de grafiek. Ook is niet uit te sluiten dat de veranderingen al voor de herstelmaatregelen waren begonnen.

### 3 Resultaten

#### 3.1 Algemene trends

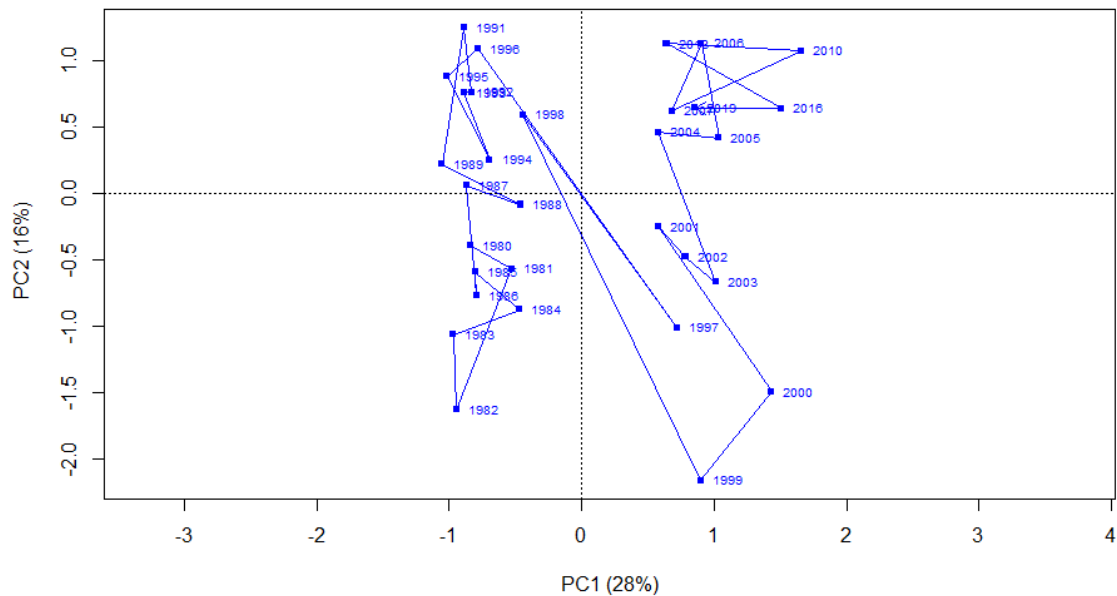
De macrofauna abundantie per monster fluctueerde vóór 2001 sterk van 205 tot 3932 individuen, waarna de abundantie constanter bleef (Figuur 2A). Het gemiddelde aantal taxa ( $\pm$  SD) over de meetperiode was 31 ( $\pm$  19). Het aantal taxa in de Roode Beek is toegenomen vanaf 1996, waarna de toename rond 2005 afvlakt (Figuur 2B). In 2019, na het afronden van de tweede herinrichting, ligt het aantal taxa een stuk lager. Omdat het maar 1 meting betreft is het niet mogelijk om te bepalen of het hier om een neerwaartse trend gaat of om een afwijkend jaar.



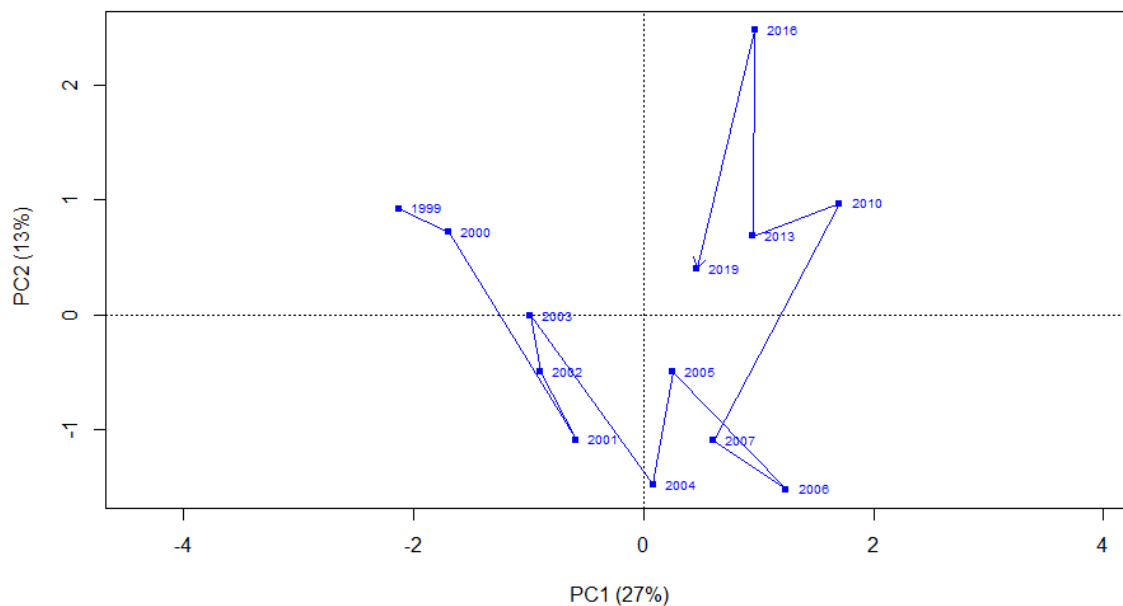
**Figuur 2:** A) Abundantie en B) aantal taxa van de macrofauna in de Roode beek over de periode 1980-2019.

### 3.2 PCA ordinatie

De PCA-ordinatie laat de veranderingen in de macrofaunagemeenschap in de Roode Beek over de tijd zien waarbij opeenvolgende jaren verbonden zijn (Figuur 3). De macrofaunagemeenschap veranderde tussen 1980 en 1996 over de tweede PC- as (tweede as verklaart 16% van de variantie). De grootste verandering in de macrofaunagemeenschap vond vervolgens plaats tussen 1996 en 1999, wat is aangegeven met een verschuiving op de eerste PC- as (eerste as verklaart 28% van de variantie). Dit was op het moment dat de RWZI in Schinveld buiten gebruik werd gesteld in 1997. Vervolgens vond er tussen 1999 en 2004 weer een verandering langs de tweede PC-as plaats, waarna de macrofaunagemeenschap vanaf 2004 vergelijkbaar is gebleven. Als de ordinatie van de macrofaunadata vanaf 1999 wordt geplot (Figuur 4), valt op dat tot 2007 vooral een verandering plaats vindt langs de eerste PC-as en vanaf 2007 een verandering plaats vond langs de tweede PC-as.



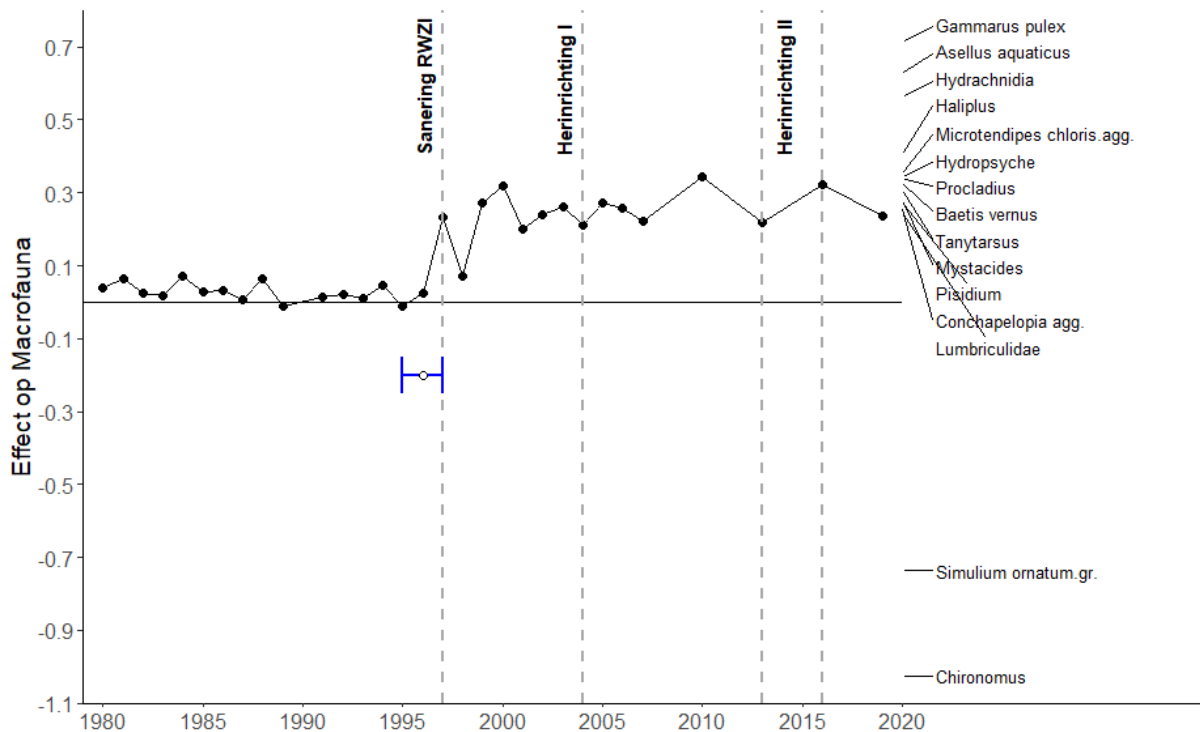
**Figuur 3:** Ordinatie (PCA) van de macrofaunagemeenschap op het meetpunt in de Roode Beek. De verandering in de macrofaunagemeenschap over tijd is aangeduid met een blauwe pijl.



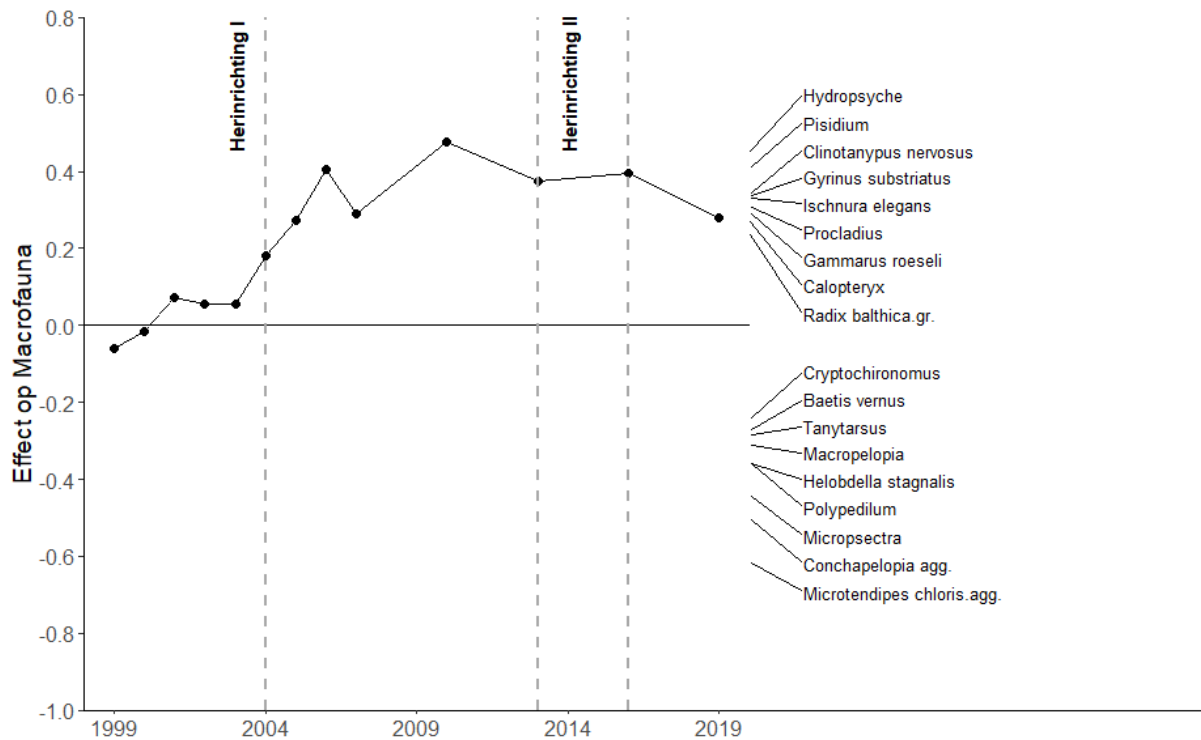
**Figuur 4:** PCA ordinatie van de macrofaunagemeenschap op het meetpunt in de Roode Beek vanaf 1999. De verandering in de macrofaunagemeenschap over tijd is aangeduid met een blauwe pijl.

### 3.3 PRC-analyse

Wanneer we, gebruik makend van een PRC-analyse, de macrofaunagemeenschap van het meetpunt uitzetten in de tijd tegen de mediaan van de gemeenschap voordat de RWZI grotendeels buiten gebruik is gesteld in 1997 wordt dezelfde trend, die aanwezig was langs de eerste as van de PCA-ordinatie (Figuur 3) zichtbaar (Figuur 5). De macrofaunagemeenschap op het meetpunt onderging een significante verandering na 1996 (95% betrouwbaarheidsinterval tussen 1995-1997; Figuur 5, blauwe foutbalk). Dat betreft het laatste punt van de oude situatie, waarbij een jaar later de verandering heeft plaatsgevonden, in 1997. De verandering lijkt vrij abrupt te zijn opgetreden en vond plaats direct na het saneren van de RWZI. Als we vervolgens alleen de macrofaunagemeenschap na 1999 uitzetten met de PCR-analyse, wordt dezelfde trend, die aanwezig was langs de tweede as van de PCA ordinatie (Figuur 3) zichtbaar in Figuur 6. Het is onduidelijk of de verandering na het nemen van de herstelmaatregelen onderdeel is van een trend die gaande is voordat de eerste herstelmaatregelen zijn genomen. Na het nemen van het tweede pakket herstelmaatregelen lijkt de lijn weer iets neerwaarts te lopen.



**Figuur 5:** Verandering in de macrofaunagemeenschap in de Roode Beek ten opzichte van de mediaan van de gemeenschap voordat de RWZI buiten werking is gesteld in 1997 weergegeven in een Principal Response Curve. De soortgewichten in het rechterdeel van het diagram vertegenwoordigen de affiniteit van elk taxon met de respons weergegeven in het diagram. Voor de duidelijkheid zijn alleen de afnemende taxa met een gewicht  $<-0.4$  en de toenemende taxa met een gewicht  $>0.4$  weergegeven en zijn de waarden geschaald. De blauwe foutbalk geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van een relevante verandering in de trend weer. Dit betreft het laatste meetpunt voor de verandering (1996), waarbij de verandering het jaar later (1997) heeft plaatsgevonden.



**Figuur 6:** Verandering in de macrofaunagemeenschap in de Roode Beek ten opzichte van de mediaan van de gemeenschap tussen 1999 en 2003 voordat de herstelmaatregelen zijn genomen in 2004 weergegeven in een Principal Response Curve. De soortgewichten in het rechterdeel van het diagram vertegenwoordigen de affiniteit van elk taxon met de respons weergegeven in het diagram. Voor de duidelijkheid zijn alleen de afnemende taxa met een gewicht  $<-0.4$  en de toenemende taxa met een gewicht  $>0.4$  weergegeven en zijn de waarden geschaald.

### 3.4 Taxa gerelateerd aan veranderingen

De taxalijst gerelateerd aan het verloop van de PRC op basis van alle data bestaat uit voornamelijk toegenomen en twee afgenomen soorten (Tabel 3). De taxalijst gerelateerd aan de PRC vanaf 1999 bevat andere toegenomen en afgenomen soorten (Tabel 4). Enkele soorten die zijn toegenomen vanaf 1996 (positief soortgewicht Tabel 3) zijn vervolgens weer afgenomen (negatief soortgewicht Tabel 4), zoals *Microtendipes chloris agg.*, *Baetis vernus* en *Tanytarsus*. Omdat er verschillende patronen uit de PCR-analyse komen afhankelijk van de geselecteerde tijdsperiode en het een lange tijdsreeks betrof, hebben we ook de verandering per taxon geanalyseerd met een breekpuntenanalyse (Tabel 5). Er is een sterke afname in abundantie van de negatieve indicator *Chironomus* rond 1998 direct na het saneren van de RWZI (Tabel 5; Figuur 7A). Daarna keren geleidelijk verschillende taxa terug naar de Roode beek (Tabel 5). Dit is vergelijkbaar met het patroon van het aantal taxa in Figuur 2B dat toeneemt tussen 1997 en 2005. In de eerste jaren na het saneren van de RWZI waren dit vooral ubiquistische taxa, die ook negatief scoren op de KRW-maatlatten (Tabel 5). Een van de eerste taxa die weer sterk toenam in abundantie was bijvoorbeeld *Asellus aquaticus* (Figuur 7B). Meerdere taxa nemen ook weer af in abundantie tussen 2003 en 2007, waaronder voornamelijk negatief scorende taxa met preferentie voor lage stroomsnelheid. *Baetis vernus* is een uitzondering hierop, omdat deze soort positief scoort en een preferentie heeft voor matig tot snelstromend water. Deze soort neemt in abundantie rond 2003 af, maar blijft aanwezig in de Roode beek (Figuur 7C). Vanaf 2002 nemen meerdere andere positief scorende taxa op de KRW-maatlatten met preferentie voor matig tot snelstromend water (tijdelijk) toe, waaronder *Dicranota* (2002), *Calopteryx* (2004), *Athripsodes cinereus* (2005) en *Gammarus roeseli* (na 2007) (Tabel 5). Dit zijn enigszins zuurstofgevoeligere soorten (Figuur 7D).

**Tabel 3:** Overzicht van preferentie voor stroming (volgens WEW autecologie), saprobie (volgens German Saprobic Index) en maatlatwaarde (volgens KRW watertype R13) en habitatpreferentie (volgens WEW autecologie) voor de macrofauna die het sterkst zijn gerelateerd aan de respons uit de PRC uit Figuur 4. De soorten met een gewicht < -0.4 of > 0.4 voor een van de PRC's zijn weergegeven. n.v.t. betekent dat (op dit taxonomisch niveau) geen informatie beschikbaar is.

Taxonnaam	Soort gewicht b <sub>k</sub>	Stroming (WEW)	Saprobie (SIN)	Maatlat- waarde (KRW)	Habitat preferentie					
					klei/ fijne detritus	zand	klei/ leem	Water- planten	grove detritus/ hout	grind/ stenen
<i>Gammarus pulex</i>	1.19	<10 cm/s	2	Positief	0	0.1	0	0.3	0	0.6
<i>Asellus aquaticus</i>	1.04	<10 cm/s	2.8	Negatief	0.2	0	0	0.4	0.2	0.2
Hydrachnidia	0.94	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Haliplus</i>	0.68	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Microtendipes chloris</i> agg.	0.59	n.v.t.	n.v.t.	geen score	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Hydropsyche</i> (78 % <i>H. augustipennis</i> )	0.57	n.v.t.	n.v.t.	Positief	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Procladius</i>	0.56	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	0.5	0.5	0	0	0	0
<i>Baetis vernus</i>	0.54	<b>&gt;15 cm/s</b>	2.1	Positief	0	0	0	0.5	0	0.5
<i>Tanytarsus</i>	0.51	<10 cm/s	n.v.t.	n.v.t.	0.7	0.3	0	0	0	0
<i>Mystacides</i> (74 % <i>M. azureus</i> )	0.46	<10 cm/s	2.1	geen score	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Pisidium</i>	0.46	<10 cm/s	n.v.t.	n.v.t.	0.6	0.3	0	0.1	0	0
<i>Conchapelopia</i> agg.	0.43	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Lumbriculidae	0.41	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Simulium ornatum</i> gr.	-1.23	n.v.t.	n.v.t.	Negatief	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Chironomus</i>	-1.71	<10 cm/s	n.v.t.	Negatief	0.6	0.1	0	0.4	0	0

**Tabel 4:** Overzicht van preferentie voor stroming (volgens WEW autecologie), saprobie (volgens German Saprobic Index) en maatlatwaarde (volgens KRWwatertype R13) en habitatpreferentie (volgens WEW autecologie) voor de macrofauna die het sterkst zijn gerelateerd aan de respons uit de PRC uit Figuur 5. De soorten met een gewicht < -0.4 of > 0.4 voor een van de PRC's zijn weergegeven. n.v.t. betekent dat (op dit taxonomisch niveau) geen informatie beschikbaar is.

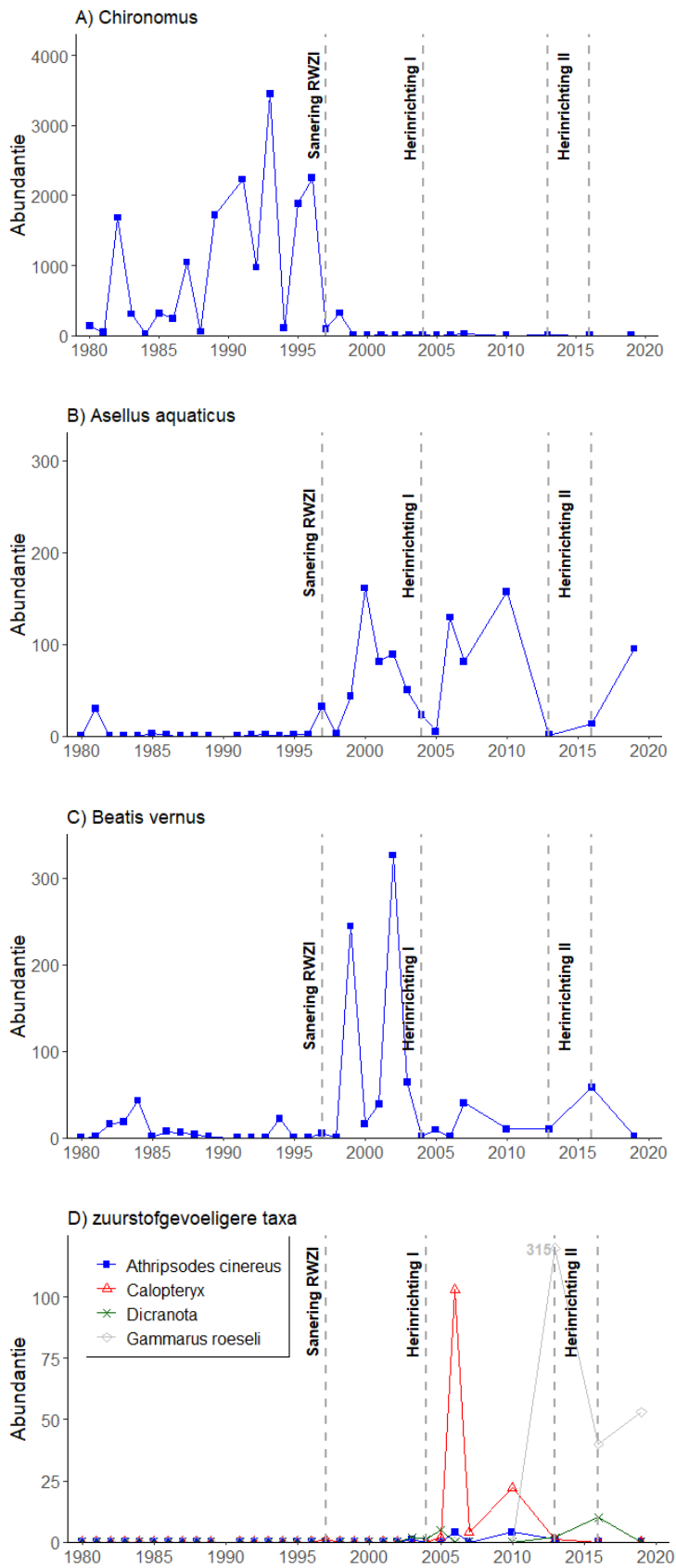
Taxonnaam	Soort gewicht $t_{bk}$	Stroming (WEW)	Maatlatwaarde (KRW)	Saprobie (SIN)	Habitat preferentie					
					klei/fijne detritus	zand	leem	Waterplanten	grove detritus / hout	grind/stenen
<i>Hydropsyche</i>	0.75	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Pisidium</i>	0.68	<10 cm/s	n.v.t.	n.v.t.	0.6	0.3	0.0	0.1	0.0	0.0
<i>Clinotanytus nervosus</i>	0.57	<10 cm/s	Geen score	n.v.t.	0.4	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0
<i>Gyrinus substriatus</i>	0.56	<10 cm/s	Positief	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Ischnura elegans</i>	0.55	<10 cm/s	n.v.t.	n.v.t.	0.2	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0
<i>Procladius</i>	0.52	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	0.5	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Gammarus roeseli</i>	0.49	<b>&gt;15 cm/s</b>	Positief	2.2	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0
<i>Calopteryx</i> (94% <i>C. splendens</i> )	0.46	<b>&gt;15 cm/s</b>	Positief	n.v.t.	0.2	0.2	0.0	0.6	0.0	0.0
<i>Radix balthica gr.</i>	0.40	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Cryptochironomus</i>	-0.41	<10 cm/s	Geen score	n.v.t.	0.4	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0
<i>Baetis vernus</i>	-0.46	<b>&gt;15 cm/s</b>	Positief	2.1	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.5
<i>Tanytarsus</i>	-0.48	<10 cm/s	Negatief	n.v.t.	0.7	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Macropelopia</i>	-0.52	<b>10-15cm/s</b>	n.v.t.	2.5	0.4	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0
<i>Helobdella stagnalis</i>	-0.59	<10 cm/s	Negatief	2.6	0.2	0.1	0.0	0.5	0.0	0.3
<i>Polypedilum</i>	-0.59	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Micropsectra</i>	-0.74	<b>10-15cm/s</b>	Negatief	n.v.t.	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.7
<i>Conchapelopia agg.</i>	-0.84	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Microtendipes chloris agg.</i>	-1.02	n.v.t.	Geen score	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.



**Tabel 5:** Overzicht van preferentie voor stroming (volgens WEW autecologie), saprobie (volgens German Saprobic Index) en maatlatwaarde (volgens KRW watertype R13) en habitatpreferentie (volgens WEW autecologie) voor de macrofauna die uit de changepoint analyse op basis van 4 jaar gemiddeldes een significant breekpunt hebben. n.v.t. betekent dat (op dit taxonomisch niveau) geen informatie beschikbaar is.

Trend	Taxa	p-waarde	Verandering		Stroming (WEW)	Maatlat-waarde (KRW)	Saprobie (SIN)	Habitatpreferentie					
			1 <sup>ste</sup>	2 <sup>de</sup>				klei/fijne detritus	zand	leem	Waterplanten	grove detritus/hout	grind/stenen
Afname (dan verdere afname)	<i>Brillia longifurca</i>	<0.001	1983	1987	<10 cm/s	Negatief	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Cricotopus bicinctus</i>	<0.05	1983		n.v.t.	Negatief	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Proasellus coxalis</i>	<0.05	1985		<10 cm/s	Negatief	2.8	0.0	0	0	0.3	0.1	0.6
	<i>Eukiefferiella claripennis</i> agg.	<0.01	1986		n.v.t.	Geen score	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Simulium ornatum</i> gr.	<0.001	1989		n.v.t.	Negatief	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Chironomus</i>	<0.001	1998		<10 cm/s	Negatief	n.v.t.	0.6	0.1	0	0.4	0	0
Afname dan toename	<i>Hydropsyche</i> (78% <i>H. augustipennis</i> )	<0.05	1986	2004	n.v.t.	Positief	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Toename dan afname	<i>Microtendipes chloris</i> agg.	<0.05	1996	2003	n.v.t.	Geen score	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Baetis vernus</i>	<0.05	1998	2003	>15 cm/s	Positief	2.1	0.0	0	0	0.5	0	0.5
	<i>Cryptochironomus</i>	<0.05	1998	2005	<10 cm/s	Geen score	n.v.t.	0.4	0.3	0.3	0	0	0
	<i>Nebrioporus elegans</i>	<0.05	1998	2004	<10 cm/s	Positief	n.v.t.	0.0	0	0	0.5	0	0.5
	<i>Tanytarsus</i>	<0.05	1998	2003	<10 cm/s	Negatief	n.v.t.	0.7	0.3	0	0	0	0
	<i>Erpobdella vilnensis</i>	<0.05	1999	2005	n.v.t.	Negatief	2.2	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Haliplus</i>	<0.001	2000	2006	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Laccophilus hyalinus</i>	<0.05	2001	2007	<10 cm/s	n.v.t.	n.v.t.	0.7	0	0	0.3	0	0
	<i>Proasellus meridianus</i>	<0.05	2001	2006	<10 cm/s	Negatief	n.v.t.	0.0	0	0	0.3	0.1	0.6
	<i>Libellulidae</i>	<0.05	2002	2006	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Physella acuta</i>	<0.05	2002	2006	10-15cm/s	Negatief	2.8	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Ceratopogonidae</i>	<0.01	2003	2007	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	

Toename (dan verdere toename)	<i>Tubificidae</i>	<0.05	1995	n.v.t.	Negatief	3.6	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Asellus aquaticus</i>	<0.001	1996	<10 cm/s	Negatief	2.8	0.2	0	0	0.4	0.2	0.2
	<i>Cladotanytarsus</i>	<0.05	1996	<10 cm/s	Negatief	n.v.t.	0.2	0.1	0.1	0.1	0	0.5
	<i>Hydrachnidia</i>	<0.001	1996	2007	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Gammarus pulex</i>	<0.001	1998	<10 cm/s	Positief	2	0.0	0.1	0	0.3	0	0.6
	<i>Ilybius fuliginosus</i>	<0.01	1999	<10 cm/s	n.v.t.	n.v.t.	0.6	0	0	0.4	0	0
	<i>Rheotanytarsus</i>	<0.05	2000	<b>10-15cm/s</b>	Geen score	2	0.0	0	0	0.3	0	0.7
	<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>	<0.05	2001	<10 cm/s	n.v.t.	n.v.t.	0.5	0.1	0.1	0.4	0	0
	<i>Mystacides (74 % M. azureus)</i>	<0.05	2001	n.v.t.	Geen score	2.1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Procladius</i>	<0.001	2001	2007	n.v.t.	Negatief	n.v.t.	0.5	0.5	0	0	0
	<i>Dicranota</i>	<0.05	2002	<b>&gt;15 cm/s</b>	Positief	n.v.t.	0.3	0.2	0.1	0.2	0.2	0
	<i>Glossiphonia complanata</i>	<0.05	2002	<10 cm/s	Geen score	2.3	0.1	0	0	0.5	0	0.5
	<i>Gyrinus substriatus</i>	<0.001	2003	<10 cm/s	Positief	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Calopteryx (94% C. splendens)</i>	<0.05	2004	<b>&gt;15 cm/s</b>	Positief	2	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Elmis</i>	<0.01	2004	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	0.0	0	0	0.4	0	0.6
	<i>Ischnura elegans</i>	<0.05	2004	<10 cm/s	n.v.t.	n.v.t.	0.2	0	0	0.8	0	0
	<i>Nepa cinerea</i>	<0.01	2004	<10 cm/s	n.v.t.	n.v.t.	0.3	0.1	0.2	0.4	0	0
	<i>Paratanytarsus</i>	<0.05	2004	<10 cm/s	Negatief	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Sigara striata</i>	<0.05	2004	<10 cm/s	Geen score	n.v.t.	0.4	0	0	0.6	0	0
	<i>Athripsodes cinereus</i>	<0.05	2005	<b>&gt;15 cm/s</b>	Geen score	2	0.5	0	0	0	0.5	0
	<i>Clinotanypus nervosus</i>	<0.01	2005	<10 cm/s	Geen score	n.v.t.	0.4	0.3	0.3	0	0	0
	<i>Lymnaea stagnalis</i>	<0.05	2005	<10 cm/s	Geen score	n.v.t.	0.2	0	0	0.7	0.1	0
	<i>Notonecta glauca</i>	<0.05	2005	<10 cm/s	n.v.t.	n.v.t.	0.0	0	0	1	0	0
	<i>Pisidium</i>	<0.05	2006	<10 cm/s	Geen score	n.v.t.	0.6	0.3	0	0.1	0	0
	<i>Gammarus roeseli</i>	<0.05	2007	<b>&gt;15 cm/s</b>	Positief	2.2	0.0	0	0	1	0	0
	<i>Gerris</i>	<0.05	2007	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Piscicolidae</i>	<0.05	2007	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
	<i>Planorbis carinatus</i>	<0.05	2007	<10 cm/s	n.v.t.	2	0.3	0	0	0.7	0	0



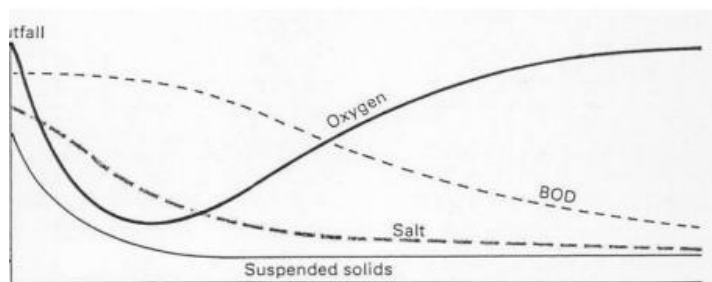
**Figuur 7:** Abundantie van verschillende soorten op meetpunt waaronder A) *Chironomus*, B) *Asellus aquaticus*, C) *Beatis vernus*, D) enkele zuurstofgevoeligere soorten. Let op y-as verschilt tussen grafieken.

## 4 Discussie en conclusies

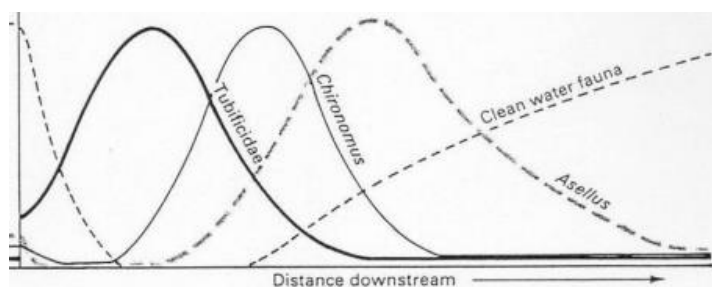
De macrofaunagemeenschap in de Roode Beek (ORODE500) is het sterkst veranderd direct nadat de RWZI is gesaneerd in 1997. De abundantie van *Chironomus* is sterk afgenomen en er zijn meerdere ubiquistische taxa, waaronder bijvoorbeeld *Asellus aquaticus* teruggekeerd, waardoor de soortenrijkdom is toegenomen. Tussen 2003 en 2007 zijn vervolgens ook weer enkele negatief scorende taxa op de KRW-maatlatten in abundantie afgenomen. Rond deze periode zijn ook enigszins zuurstofgevoeligere soorten, zoals *Dicranota*, *Calopteryx*, *Athripsodes cinereus* en *Gammarus roeseli* (tijdelijk) teruggekeerd. De verandering in soortensamenstelling geeft een klassiek voorbeeld van het saneren van een RWZI, waarbij de organische lozing verdwijnt en de zuurstofhuishouding verbetert (Figuur 8; Hynes 1960).

Het is onduidelijk of de verandering na het nemen van de herstelmaatregelen onderdeel is van een trend die al gaande was als gevolg van de sanering van de RWZI of (verder) wordt veroorzaakt door de herstelmaatregelen zelf. Hoewel de stroming/zuurstof op basis van de macrofaunagemeenschap iets lijkt te zijn toegenomen, is de beek nog onvoldoende geschikt voor de typische soorten van laaglandbeekmilieu's. Het is echter ook mogelijk dat een deel van de effecten van het herstel niet terug worden gevonden in de macrofaunadata, omdat het meetpunt zich na de herstelmaatregelen in 2013-2016 in de oude loop bevond en niet in de nieuwe loop. Om de effecten van de herstelmaatregelen goed in beeld te krijgen zou de macrofaunagemeenschap in de nieuwe loop moeten worden bemonsterd over meerdere jaren.

A



B



**Figuur 7:** Verloop van enkele fysisch-chemische parameters (A) en macrofaunagemeenschap (B) benedenstrooms van organische vervuiling door rioolwaterzuivering volgens Hynes 1960.

## 5 Literatuur

- Altenburg, W., Arts, G., Baretta-Bekker, J. G., van den Berg, M. S., van den Broek Broek, T., Buskens, R., ... & Evers, C. H. M. (2018). *Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027*. STOWA.
- Friedrich, G., & Herbst, V. (2004). Eine erneute Revision des Saprobiensystems-weshalb und wozu?. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 32(1), 61-74.
- Hynes, H. B. N. (1960). *The biology of polluted waters*. Liverpool University Press: Liverpool.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2019). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Van den Brink, P. J., & Braak, C. J. T. (1999). Principal response curves: Analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 18(2), 138-148.
- Verberk, W. C. E. P., Verdonschot, P. F. M., Haaren, T. V., & Maanen, B. V. (2012). Milieu-en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwater-macrofauna. STOWA.