

NOTITIE KIWK

Maatregелеffectiviteit beekherstel

Macrofaunarespons op de herinrichting van de Lunterse beek



Gea van der Lee, Ralf Verdonschot, Ienke Bogerd, Dorien Roubos, Maarten Veldhuis en Piet Verdonschot

Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research

November 2020

Auteurs

Gea van der Lee, Ralf Verdonschot, Tenke Bogerd, Dorien Roubos, Maarten Veldhuis en Piet Verdonschot
(correspondentie: gea.vanderlee@wur.nl)

Opdrachtgever

Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK) – Waterschap Vallei en Veluwe

Projectgroep

Gebruikerscommissie Kennisimpuls waterkwaliteit Systeemkennis ecologie en waterkwaliteit

Wijze van citeren

van der Lee G.H., Verdonschot R.C.M., Bogerd, I., Roubos, D., Veldhuis, M. en Verdonschot P.F.M. (2020). Maatregel-effectiviteit beekherstel: Macrofaunarespons op de herinrichting van de Lunterse beek. Notitie Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen. 12 pp.

Trefwoorden

Lunterse beek, macrofauna, beekherstel

Beeldmateriaal

Ralf Verdonschot

DOI: <https://doi.org/10.18174/534935>

ISBN: 978-94-6395-612-3

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

© 2020 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	1
Samenvatting	2
1 Inleiding	3
2 Materiaal en methoden	4
2.1 Metingen	4
2.2 Taxonomische afstemming	4
2.3 Data-analyse	4
3 Resultaten	7
3.1 Macrofauna	7
4 Conclusies	9
5 Literatuur	10

Samenvatting

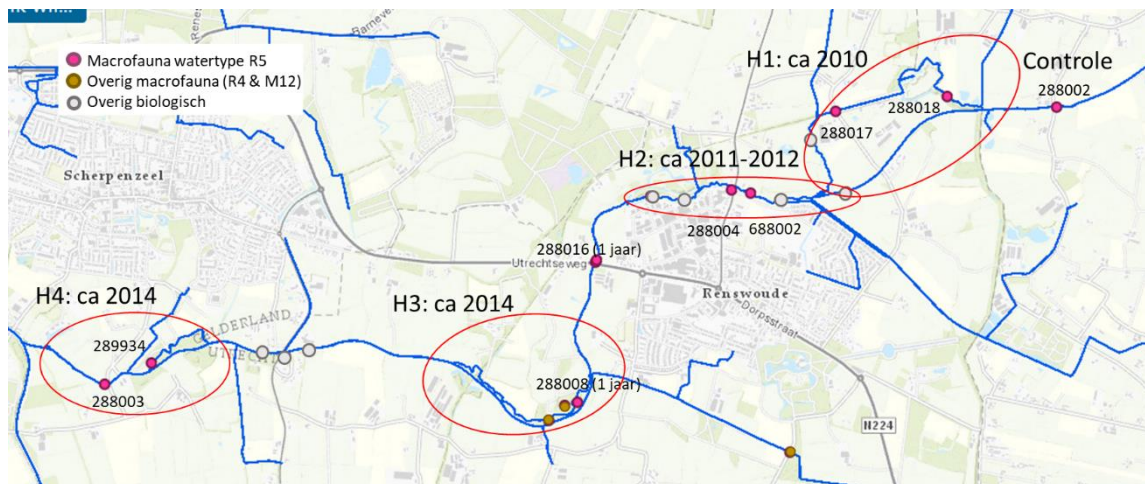
Een van de doelen van de Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK) is het kwantificeren van de effectiviteit van lokale maatregelen in verschillende watertypen op verschillende organismengroepen. In dit document is de effectiviteit van de herinrichting van de Lunterse beek op de macrofaunagemeenschap geanalyseerd. Er kan worden geconcludeerd dat er weinig veranderingen is in de macrofaunagemeenschap na het uitvoeren van de maatregelen ten op zichte van het bovenstroomse traject waar geen herstelmaatregelen zijn uitgevoerd.

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 wordt de effectiviteit van de herinrichting van de Lunterse beek op de macrofaunagemeenschap geanalyseerd.

De Lunterse beek is een langzaam stromende midden/benedenloop op zand (KRW type R5). De beek loopt 11 km van Lunteren tot het Valleikanaal door een agrarisch landschap. In het verleden is de beek op veel plaatsen genormaliseerd en gestuwd. Sinds 2010 zijn in vier trajecten herstelmaatregelen genomen (Figuur 1). In 2010 is de stuw in de Slaperdijk een vaste overstort geworden waardoor het water van Lunterse beek weer langs de slotgracht van fort Daatselaar stroomt. De herstelmaatregelen in de andere trajecten waren gericht op het ruimte geven aan de beek en bijbehorende beekprocessen. De herstelmaatregelen bestonden uit het verwijderen van stuwen, hermeanderen, het aanpassen van dwarsprofielen, het inrichten van natuurvriendelijke oevers en het aanplanten houtopstanden. Daarnaast is bij project de Klein Wolfswinkel-Engelaar (hersteltraject 3) is een slingerende beek van 1.8km naast de bestaande beek aangelegd.

A



B



Figuur 1: A) Kaart van de Lunterse beek. Hersteltrajecten zijn aangegeven met een rode cirkel. De macrofauna monsterpunten in watertype R5 zijn aangegeven met een roze stip. B) foto's van de Lunterse beek in een bostraject (links) en open traject (rechts).

2 Materiaal en methoden

2.1 Metingen

De macrofauna is op 10 locaties in de Lunterse beek bemonsterd met een standaard macrofaunanet (Figuur 1A). De meeste monsters zijn in het voorjaar (maart-mei) genomen en een beperkt aantal in het najaar (september-oktober). Voor de homogeniteit van de analyse zijn alleen monsters uit het voorjaar meegenomen. Op vier monsterpunten is maar één jaar bemonsterd. Voor twee locaties is deze meting bij een vergelijkbaar nabijgelegen monsterpunt gevoegd (Tabel 1). De andere twee monsterpunten (288016 en 288008) zijn niet meegenomen in de analyse. Hierdoor zijn er niet voldoende metingen in hersteltraject 3, om deze locatie mee te nemen in de analyse. In hersteltraject 4 ligt zowel in de oude beekmeander als de beek een monsterpunt. Het meest bovenstroomse monsterpunt (288002) dient als controle, omdat hier geen herstelmaatregelen zijn uitgevoerd.

Tabel 1: Overzicht macrofauna monsterlocaties

Traject	Naam	Code	Coördinaten	Metingen (voorjaar)
Controle 1	Lunterse beek bovenstrooms	288002	52.08444, 5.56731	2012, 2013, 2016
Herstel 1	Lunterse beek, loop voor fort Daatselaar	288018	52.08503, 5.55776	2011
		288017	52.08423, 5.54802	2008, 2010, 2013, 2016
Herstel 2	Luntersebeek Beekweide/ Luntersebeek Renswoude	688002/ 288004	52.07982, 5.54060/ 52.08003, 5.53892	2014, 2016-2018 2012
		289934	52.07075, 5.48833	2008, 2010, 2013, 2016
Herstel 4a (meander)	Lunterse Beek oude meander	289934	52.07075, 5.48833	2008, 2010, 2013, 2016
Herstel 4b (beek)	Luntersebeek, Scherpenzeel, Vlieterweg	288003	52.06961, 5.48419	2008, 2010, 2013, 2016

2.2 Taxonomische afstemming

Determinaties zijn uitgevoerd tot het taxonomisch niveau gevraagd in het betreffend project waardoor taxonomische afstemming voor deze analyse noodzakelijk was. Voor de analyse is de oorspronkelijke macrofaunadata taxonomisch op elkaar afgestemd op basis van frequentie van voorkomen in de monsters en totale abundantie. 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 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 (oligochaete wormen) zijn naast de soorten ook de gehele groep Tubificidae meegenomen, omdat een groot aantal juveniele Tubificidae indicatief is voor bepaalde milieumomstandigheden.

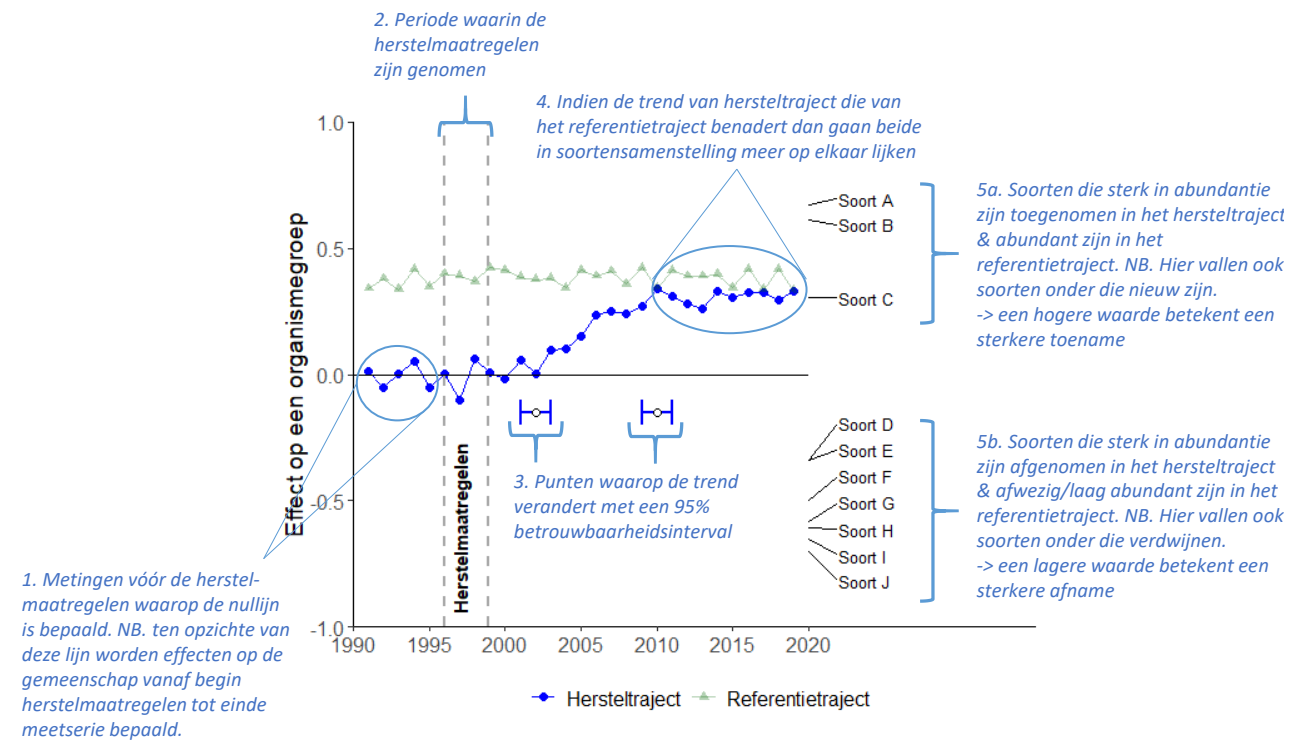
2.3 Data-analyse

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 geanalyseerd volgens 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 in een grafiek met de tijd op de x-as en de verandering in de gemeenschap (zogenoemde 'canonical coefficient C_{it} ') op de vijf meetpunten ten opzichte van de mediaan van de op het controletraject. Er zijn te weinig datapunten om een 'change point analysis' toe te passen, dus hebben we de grafiek 'op het oog' geïnterpreteerd.

Ieder taxon heeft een gewicht (zogenoemde 'species weight b_k ') gekregen, 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. Voor de macrofauna hebben we deze score vergeleken met de KRW-maatlatwaarden van soorten voor watertype R5 (Altenburg et al., 2018), de WEW autecologie score voor stroming (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). 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.

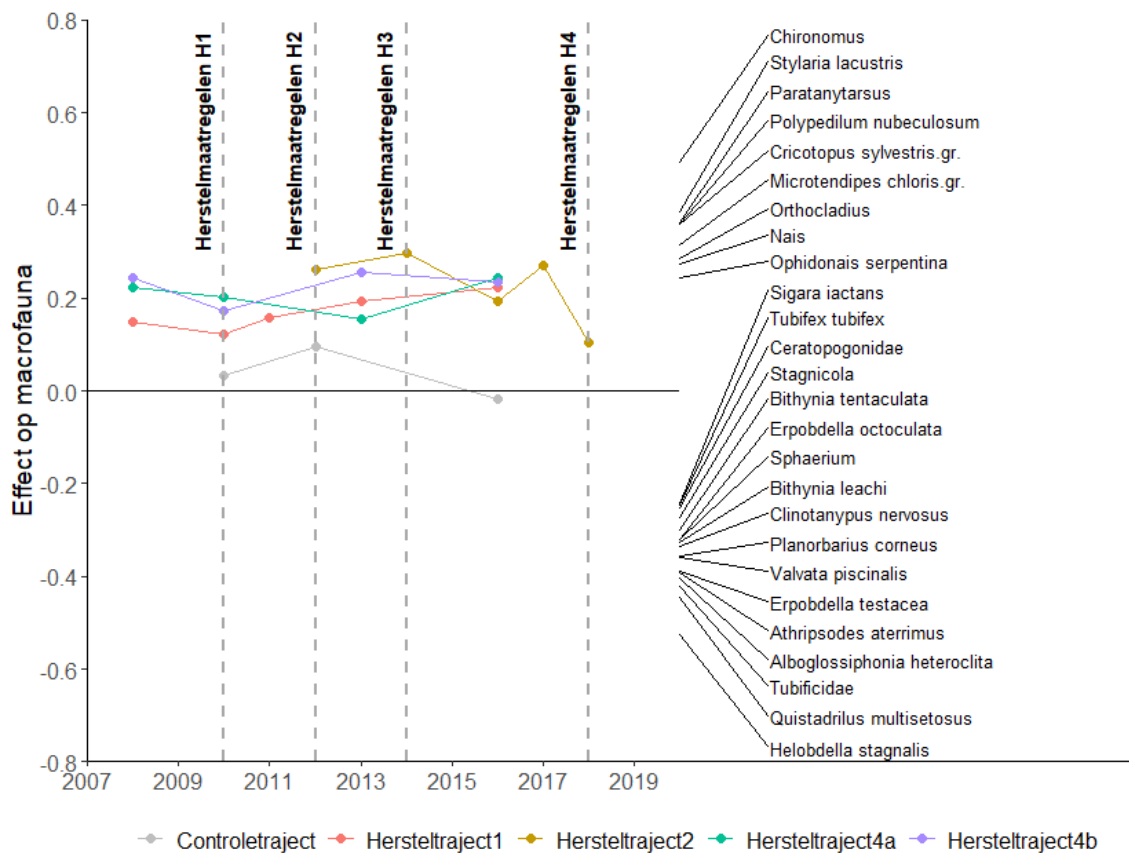
In de grafiek staat tijd op de x-as en de (eventuele) verandering in de gemeenschap (zogenoemde 'canonical coefficient C_{dt} ') op de y-as. De verandering in de gemeenschap wordt uitgezet tegen de mediaan van de gemeenschap vóór de herstelmaatregelen, de zogehete nullijn (het traject aangeduid door 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 Macrofauna

De macrofaunagemeenschap verschilt tussen de hersteltrajecten en het controletraject, maar de gemeenschap is in de hersteltrajecten sinds 2008 niet veranderd ten opzichte van het controletraject (Figuur 2). Het is niet met zekerheid vast te stellen of er helemaal geen verandering heeft plaatsgevonden, omdat er maar beperkte monsternames zijn van de verschillende trajecten voor en na de herstelmaatregelen. De soorten die typerend zijn voor beide trajecten, hebben allen behalve *Cricotopus sylvestris* gr. een preferentie voor stilstaand tot langzaam stromend water en meerdere taxa scoren negatief op de KRW maatlat watertype R5 (Tabel 2). Een hogere abundantie van Tubificidae in het controletraject dan in het hersteltraject kan duiden op hogere mate van saprobie (mate van organische belasting).



Figuur 2: Verandering in de macrofaunagemeenschap in hersteltrajecten 1, 2 en 4 over tijd ten opzichte van de mediaan van de gemeenschap in het controletraject en gepresenteerd volgens de zogeheten 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.

Tabel 2: Overzicht van preferentie voor stroming (volgens WEW autecologie), saprobie (volgens German Saprobie Index) en maatlatwaarde (volgens KRW watertype R5) voor de macrofauna die het sterkst zijn gerelateerd aan de respons in de PRC van figuur 2 (soortgewicht < -0.4 of > 0.4). n.v.t. betekent dat op dit taxonomisch niveau geen informatie beschikbaar is.

Taxonnaam	Soort gewicht b_k	Stroming (WEW)	Saprobie (SIN)	Maatlatwaarde (KRW)
<i>Chironomus</i>	0.82	n.v.t.	n.v.t.	Negatief
<i>Stylaria lacustris</i>	0.64	<15 cm/s	n.v.t.	Negatief
<i>Paratanytarsus</i>	0.60	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Polypedilum nubeculosum</i>	0.60	<15 cm/s	n.v.t.	Negatief
<i>Cricotopus sylvestris gr.</i>	0.60	>15 cm/s	n.v.t.	Negatief
<i>Microtendipes chloris gr.</i>	0.52	<15 cm/s	n.v.t.	geen score
<i>Orthocladius</i>	0.48	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Nais</i>	0.46	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Ophidonais serpentina</i>	0.41	<15 cm/s	n.v.t.	Negatief
<i>Sigara iactans</i>	-0.41	<15 cm/s	n.v.t.	geen score
<i>Tubifex tubifex</i>	-0.41	<15 cm/s	3.6	geen score
<i>Ceratopogonidae</i>	-0.42	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Stagnicola</i>	-0.45	n.v.t.	2	n.v.t.
<i>Bithynia tentaculata</i>	-0.50	<15 cm/s	2.3	Negatief
<i>Erpobdella octoculata</i>	-0.53	<15 cm/s	2.8	Negatief
<i>Sphaerium</i>	-0.53	n.v.t.	0	n.v.t.
<i>Bithynia leachi</i>	-0.54	<15 cm/s	n.v.t.	Negatief
<i>Clinotanypus nervosus</i>	-0.56	<15 cm/s	n.v.t.	Negatief
<i>Planorbarius corneus</i>	-0.60	<15 cm/s	2.2	geen score
<i>Valvata piscinalis</i>	-0.60	<15 cm/s	2	Negatief
<i>Erpobdella testacea</i>	-0.65	<15 cm/s	n.v.t.	geen score
<i>Athripsodes aterrimus</i>	-0.65	<15 cm/s	2.2	geen score
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	-0.67	<15 cm/s	2.5	geen score
Tubificidae	-0.70	n.v.t.	3.6	Negatief
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	-0.74	<15 cm/s	n.v.t.	geen score
<i>Helobdella stagnalis</i>	-0.88	<15 cm/s	2.6	Negatief

4 Conclusies

De analyse laat weinig veranderingen zien na het uitvoeren van de maatregelen. De autecologie van de soorten die voor verschillen indicatief zijn laten geen verbetering in beekkenmerken zien. Dat kan een gevolg zijn van een nog steeds overheersende stress van bijvoorbeeld belasting met nutriënten en organisch materiaal. De resultaten kunnen ook een gevolg zijn van te lage aantallen metingen van voor het nemen van de maatregelen (hersteltraject 1 en 2) en van na het nemen van de maatregelen (hersteltraject 4) om vast te stellen wat de effecten zijn van de herstelmaatregelen. Voor hersteltraject 4 bestaat een goede reeks metingen voor de herstelmaatregelen van 2018. Om te onderzoeken of deze maatregelen effect hebben gehad is het belangrijk deze metingen in de toekomst voort te zetten.

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.
- 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.