

NOTITIE KIWK

Maatregel-effectiviteit beek- en rivierherstel

Macrofauna- en algenrespons op de aanpassing van de RWZI in de
Dommel benedenstrooms van Eindhoven



Gea van der Lee, Ralf Verdonschot, Mark Scheepens en Piet Verdonschot

Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research

Augustus 2021

Auteurs

Gea van der Lee, Ralf Verdonschot, Mark Scheepens en Piet Verdonschot (*correspondentie: gea.vanderlee@wur.nl*)

Opdrachtgever

Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK) – Waterschap de Dommel

Projectgroep

Gebruikerscommissie Kennisimpuls waterkwaliteit Systeemkennis ecologie en waterkwaliteit

Wijze van citeren

van der Lee G.H., Verdonschot R.C.M., Scheepens, M. en Verdonschot P.F.M. (2021). Maatregel-effectiviteit beek- en rivierherstel. Macrofauna- en algenrespons op de aanpassing van de RWZI in de Dommel benedenstrooms van Eindhoven. Notitie Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen. 18 pp.

Trefwoorden

Dommel, beekherstel, RWZI

Beeldmateriaal

Piet Verdonschot

DOI: <https://doi.org/10.18174/552807>

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	7
2.1 Metingen	7
2.2 Taxonomische afstemming	8
2.3 Zuurstofberekeningen	8
2.4 Data-analyse	8
3 Resultaten	10
3.1 Macrofauna	10
3.2 Diatomeeën	14
3.3 Zuurstof	15
4 Conclusies en aanbevelingen	17
5 Literatuur	18

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 macrofauna- en algengemeenschap door de aanpassing van de RWZI in de Dommel benedenstrooms van Eindhoven geanalyseerd.

Het onderzoekstraject in de Midden- en Beneden-Dommel van 21 km loopt vanaf de rioolwaterzuivering Eindhoven tot Sint Oedenrode door natuurgebieden afgewisseld met stedelijk gebied. Om de waterkwaliteit te verbeteren, is de RWZI Eindhoven gerenoveerd en deze was vanaf 2008 goed draaiende. Daarnaast zijn de afgelopen jaren ook nog maatregelen in de keten genomen, door slimmer gebruik te maken van sturing in de afvalwaterketen.

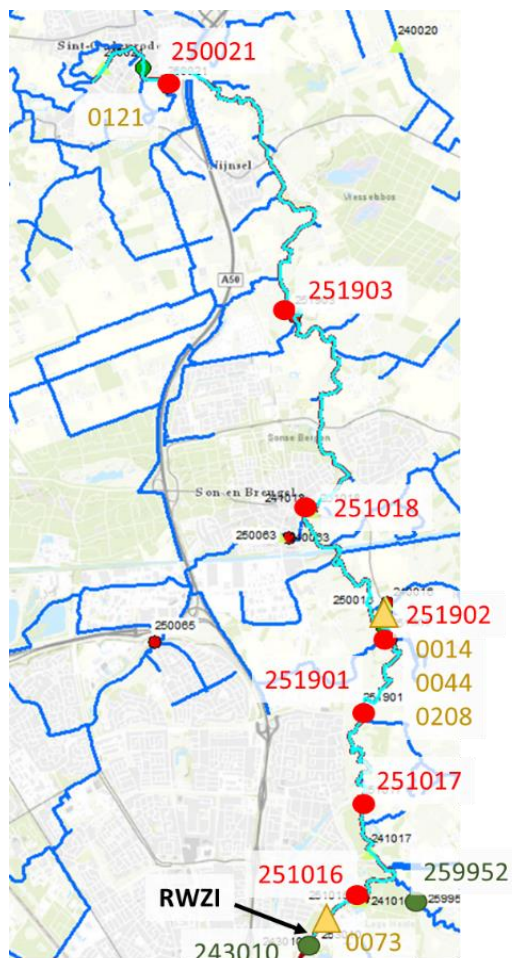
De renovatie van de RWZI in 2008 ging samen met een geleidelijke verandering in de macrofaunagemeenschap. Ook in het controletraject bovenstrooms is de macrofaunagemeenschap op vergelijkbare wijze veranderd. De afname in abundantie van Tubificidae duidt op een afname in organische belasting. Enkele taxa vertonen een verschillend effect in het voor- en najaar. In het voorjaar is het effect van stroming in de winter zichtbaar waardoor het slib vermindert, terwijl in het najaar de waterplanten zijn ontwikkeld en verslibbing optreedt. Sinds 2010 was geen duidelijke verandering in de diatomeeëngemeenschap waarneembaar en enkele soorten in het hersteltraject zijn kenmerkend voor saprobe en zuurstofarme omstandigheden. Over het gehele hersteltraject zijn ieder jaar incidenten met zuurstofconcentraties onder de 3 mg/L. Deze ontstaan zowel door de RWZI van Eindhoven en overstorten benedenstrooms daarvan. Soorten kunnen stress ondervinden van de daling in zuurstofconcentraties onder de 3 mg/L.

Samenvattend duiden de waargenomen trends in de ontwikkeling van de beekgemeenschap meer op een stroomgebiedsbredere ontwikkeling dan een die toe te schrijven is aan de maatregel. Op basis van de macrofauna en diatomeeën data is het daarom aan te bevelen om aanvullende maatregelen te nemen ten behoeve van de stroomsnelheid en vermindering in organische belasting.

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 macrofauna- en algengemeenschap door de aanpassing van de RWZI in de Dommel benedenstrooms van Eindhoven geanalyseerd.

De Midden- en Beneden-Dommel is een langzaam stromende beek op zand (KRW type R6). Het onderzoekstraject van 21 km loopt vanaf de rioolwaterzuivering Eindhoven tot Sint Oedenrode door natuurgebieden afgewisseld met stedelijk gebied (Figuur 1). De fluctuaties van het debiet en waterstanden van de Midden- en Beneden-Dommel zijn zeer groot. De beek staat onder invloed van historische en huidige belasting door de zinkindustrie, rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI) Eindhoven en gemengde overstorten die op dit waterlichaam lozen. Om de waterkwaliteit te verbeteren, is de RWZI Eindhoven gerenoveerd en deze was vanaf 2008 goed draaiende. Daarnaast zijn de afgelopen jaren ook nog maatregelen in de keten genomen, door slimmer gebruik te maken van sturing in de afvalwaterketen.



Figuur 1: Traject Dommel benedenstrooms van Eindhoven in lichtblauw. De biologische monsterlocaties zijn aangegeven met een rode stip in het hersteltraject en een groene stip in het controletraject bovenstrooms van de RWZI en in de Kleine Dommel ten oosten van de RWZI. Locaties van de zuurstofmetingen zijn aangegeven met een gele driehoek.

2 Materiaal en methoden

2.1 Metingen

De macrofauna is op 7 locaties in de Dommel benedenstrooms van de RWZI van Eindhoven bemonsterd met een standaard macrofaunanet (Tabel 1). De monsters zijn afwisselend in het voorjaar (april-juni) en in de late zomer/najaar (augustus-september) genomen. Alleen op monsterpunten 251016 en 251018 is er voor de maatregelen van 2008 bemonsterd. Daarnaast dienen 2 locaties net bovenstrooms van de RWZI van Eindhoven als controletraject, namelijk 1) het monsterpunt meest benedenstrooms in het traject van de Kleine Dommel en 2) het monsterpunt net bovenstrooms van de RWZI in de Boven Dommel (Figuur 1; Tabel 1). Op dezelfde locaties als de macrofauna zijn na de herstelmaatregelen in het voorjaar van 2010-2018 de diatomeeën bemonsterd door middel van een krabber + schaar of schaar (Tabel 2). Daarnaast zijn op locatie 0073, 0044/0208/0014 en 0121 sinds 2010 elke 10 minuten zuurstof concentraties gemeten met online sensoren (zowel YSI sensoren als Endress en Hauser; Figuur 1). Op de locatie 0044/0208/0014 zijn loggers binnen 500 m verplaatst van de ontlaststuw (2010-2014), naar de watermolen (2015-2018) en vervolgens naar de Kerkhoef (2018-2020).

Tabel 1: *Overzicht macrofauna monsterlocaties*

Naam	Traject	Code	Coördinaten	Metingen
Kleine Dommel	Controle 1	259952	51.462544, 5.518410	Voorjaar: 2014, 2015, 2017-2019 Najaar: 2016
Boven Dommel	Controle 2	253010	51.456992, 5.498178	Voorjaar: 2004-2008, 2010-2015, 2017-2019 Najaar: 2004-2007, 2009, 2016
Beneden Eindhoven	Herstel 1	251016	51.463166, 5.508137	Voorjaar: 2004, 2006, 2007, 2011, 2015 Najaar: 2003-2010, 2012-2019
Beneden Eindhoven	Herstel 2	251017	51.474429, 5.508037	Voorjaar: 2011-2014, 2017-2019 Najaar: 2015, 2016
Beneden Eindhoven	Herstel 3	251901	51.485800, 5.508226	Voorjaar: geen Najaar: 2015-2019
Beneden Eindhoven	Herstel 4	251902	51.494935, 5.513780	Voorjaar: geen Najaar: 2015-2019
Beneden Eindhoven	Herstel 5	251018	51.510888, 5.497979	Voorjaar: 2003-2013, 2015-2019 Najaar: 2004-2007, 2016
Beneden Eindhoven	Herstel 6	251903	51.534792, 5.494809	Voorjaar: 2016, 2017, 2019 Najaar: 2015-2019
Beneden Eindhoven	Herstel 7	250021	51.563009, 5.469897	Voorjaar: geen Najaar: 2013-2019

Tabel 2: Overzicht diatomeeën monsterlocaties

Naam	Traject	Code	Coördinaten	Metingen (Voorjaar)
Kleine Dommel	Controle 1	259952	51.462544, 5.518410	2014-2018
Dommel boven RWZI	Controle 2	253010	51.456992, 5.498178	2010-2018
Beneden Eindhoven	Herstel 1	251016	51.463166, 5.508137	2011-2018
Beneden Eindhoven	Herstel 2	251017	51.474429, 5.508037	2011-2018
Beneden Eindhoven	Herstel 3	251901	51.485800, 5.508226	2016-2018
Beneden Eindhoven	Herstel 4	251902	51.494935, 5.513780	2016-2018
Beneden Eindhoven	Herstel 5	251018	51.510888, 5.497979	2010-2013, 2015, 2017, 2018
Beneden Eindhoven	Herstel 6	251903	51.534792, 5.494809	2016, 2017
Beneden Eindhoven	Herstel 7	250021	51.563009, 5.469897	2013-2018

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 naar 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. Voor mijten (Hydracarina) zijn alle gegevens geaggregeerd, omdat deze groep in een aantal jaar niet verder is gedetermineerd. Bij de Tubificidae zijn naast de soorten ook de gehele groep Tubificidae meegenomen, omdat een groot aantal juveniele Tubificidae indicatief is voor bepaalde milieuomstandigheden. Het lijkt erop dat de notatie in de eerdere jaren Oligochaeta in plaats van Tubificidae is geweest en daarom zijn de Oligochaeta ook op Tubificidae gezet.

2.3 Zuurstofberekeningen

Alle onbetrouwbare data zijn uit de dataset verwijderd. Vervolgens is berekend hoeveel totale tijd per jaar de zuurstofconcentraties onder de 7, 5 en 3 mg/L kwam en wat de maximale duur van deze incidenten was. Bij zuurstofconcentraties boven de 7 mg/L wordt verwacht dat soorten geen stress ondervinden, bij zuurstofconcentraties onder de 5 mg/L zullen verschillende soorten stress ondervinden en bij zuurstofconcentraties onder de 3 mg/L zal een groot aandeel van de soorten stress ondervinden (Davis, 1975).

2.4 Data-analyse

De abundantie is eerst $\log_{10}(x+1)$ getransformeerd om het effect van hoge dichtheden te verminderen en de rol van laag-abundante soorten te vergroten. Vervolgens is de data geanalyseerd volgens de 'Principal Response Curve (PRC)' methode (Van den Brink & ter Braak, 1999). Deze methode biedt de mogelijkheid om complexe veranderingen in de gemeenschap bij verschillende maatregelen (zogenoemde 'treatments') uit te zetten tegen de tijd. Dit resulteert in een grafiek met een naar nul gestandaardiseerde controle in de tijd op de x-as en het effect op de gemeenschap (zogenoemde 'canonical coefficient C_{dt} ') ten op zichte van deze controle op de y-as. Als controle voor de macrofaunadata hebben we de mediaan van de gemeenschap op de herstelde monsterpunten in de jaren voor de maatregelen gebruikt (d.w.z. 2003 - 2007). Voor de macrofauna data is met een variantieanalyse (ANOVA) getest of er significante verschillen waren in de gemeenschap tussen de BACI-groepen: hersteltraject voor maatregelen - hersteltraject na herstelmaatregelen - controletraject. Als controle voor de diatomeeëndata hebben we de mediaan van de gemeenschap controletraject 2 net bovenstrooms de RWZI van Eindhoven gebruikt, waar de maatregelen

geen effect op hebben gehad. Met een lineaire regressie is geanalyseerd of de diatomeeëngemeenschap veranderde over de jaren.

Ieder macrofauna en diatomeeën 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 hoog negatief gewicht vertonen een tegenovergestelde respons, ze zijn minder abundant aanwezig 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 R6 (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 langzaam stromend (< 15 cm/s) en matig tot snelstromend (> 15 cm/s). Voor genera is voor de stroming de gemiddelde waarde van alle soorten berekend. Voor de diatomeeën hebben we deze score vergeleken met gevoeligheid en indicatiewaarde voor vervuiling van soorten volgens IPS Indice de Polluosensitivité Spécifique zoals beschreven in de KRW maatlaten (Altenburg et al., 2018) en de zuurstof, saprobie en trofie waarde volgens Van Dam (1994).

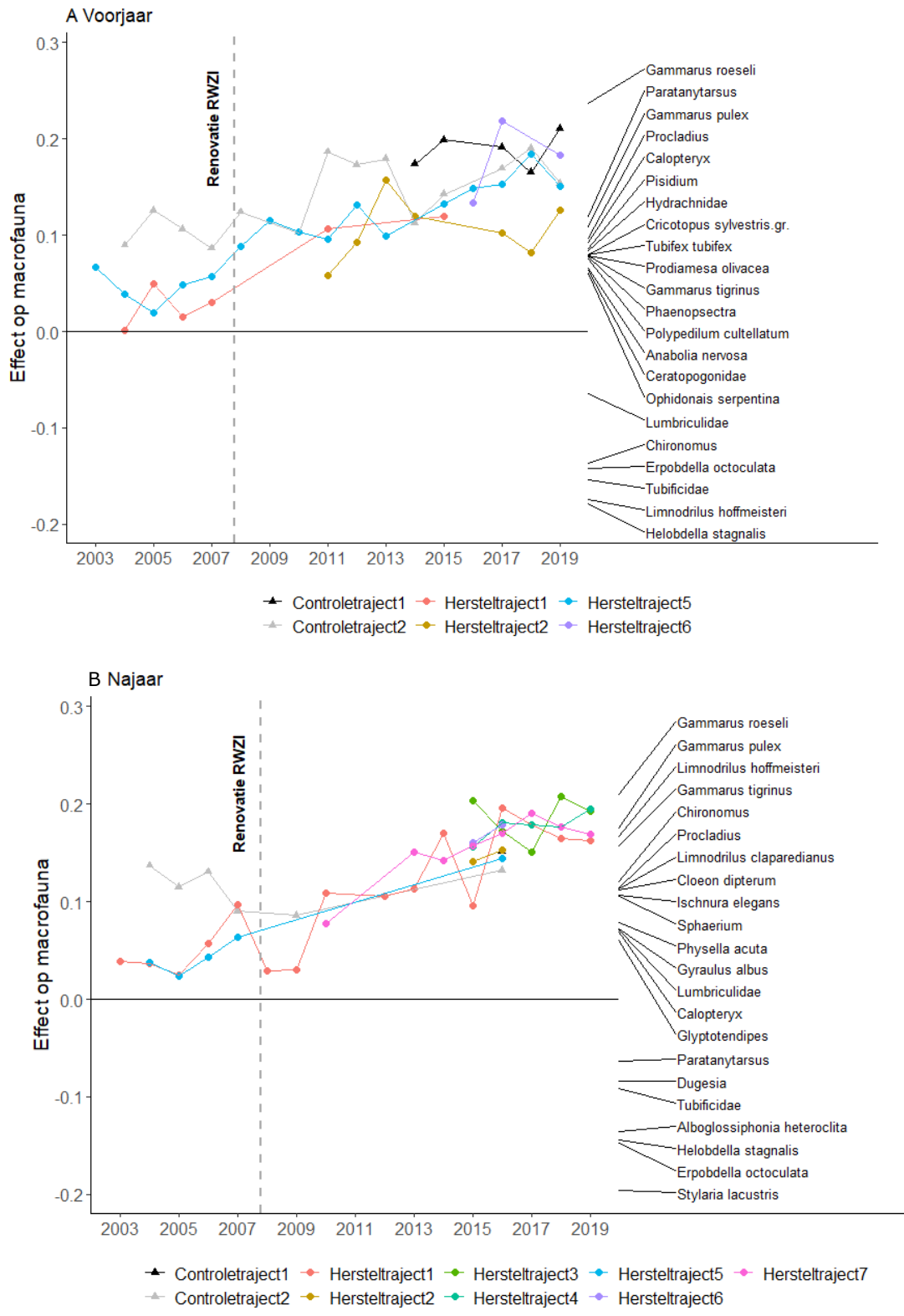
Daarnaast is met een lineaire regressie geanalyseerd of de totale duur van dat de zuurstofconcentraties onder een bepaalde waarde waren en de maximale duur per incident veranderde over de jaren. Alle analyses zijn gedaan in R (versie 3.6.3) met softwarepakket *vegan* (Oksanen et al., 2019).

3 Resultaten

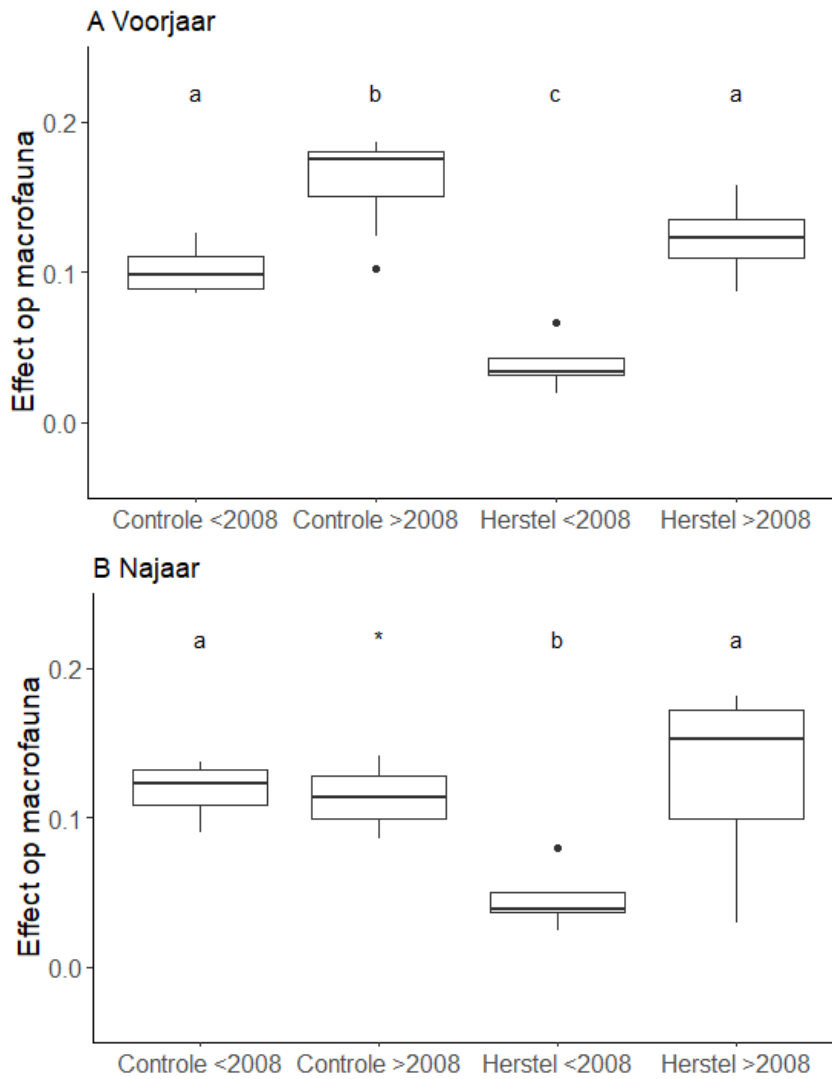
3.1 Macrofauna

De macrofaunagemeenschap is in het voor- en najaar sinds de renovatie van de RWZI in 2008 geleidelijk veranderd (Figuur 2). De trends zijn over het algemeen vergelijkbaar tussen de 7 monsterpunten benedenstrooms van de RWZI. Alleen hersteltraject 2 lijkt op basis van de voorjaarmonsters sinds 2017 wat achter te blijven bij deze trend (Figuur 2A). De macrofaunagemeenschap in de hersteltrajecten is na 2008 vergelijkbaar met die van het controletraject voor 2008 (Figuur 3). De voorjaarsmonsters laten zien dat de macrofaunagemeenschap ook in het controletraject is veranderd. Dit zou kunnen komen doordat de macrofaunagemeenschap in de Dommel bovenstrooms van de RWZI sinds 2011 is veranderd, maar ook doordat er sinds 2014 monsters uit de Kleine Dommel zijn meegenomen in de analyse (Figuur 2A). Er zijn te weinig monsters in het najaar genomen om vast te stellen of dezelfde trend heeft plaatsgevonden.

Van de taxa die in beide seizoenen zijn toegenomen scoren *Gammarus roeseli*, *Gammarus pulex* en *Calopteryx* (99% van de gedetermineerde specimen *Calopteryx splendens*) positief/kenmerkend op de KRW maatlat watertype R6 (Tabel 3). *Gammarus roeseli* en *Calopteryx splendens* hebben tevens een preferentie voor matig tot snel stromend water. De drie taxa die in beide seizoenen zijn afgenomen scoren negatief op de KRW maatlat en hebben een preferentie voor langzaam stromend water. De afname in abundantie in Tubificidae kan duiden op een afname in saprobie (mate van organische belasting). Daarnaast zijn er verschillende taxa die een specifiek patroon vertonen in het voorjaar of najaar. De meeste van deze taxa hebben een preferentie voor stilstaand tot langzaam stromend water. Opvallend is dat er in het voorjaar twee taxa die positief/kenmerkend scoren op de KRW maatlat zijn toegenomen. Daarnaast zijn er enkele taxa met een tegenovergesteld patroon, die of in het voorjaar zijn afgenomen en in het najaar zijn toegenomen zoals *Limnodrilus hoffmeisteri*, Lumbriculidae (91% gedetermineerde specimen *Lumbriculus variegatus*) en Chironomus (65% *Chironomus riparius*), of in het voorjaar zijn toegenomen en in het najaar zijn afgenomen zoals *Paratanytarsus* (alle gedetermineerde specimen *Paratanytarsus dissimilis agg.*). Deze taxa hebben allen een preferentie voor stilstaand tot langzaam stromend water.



Figuur 2: Verandering in de macrofaunagemeenschap in 7 hersteltrajecten en 2 controletrajecten over tijd ten op zichte van de mediaan van de gemeenschap in de hersteltrajecten voor de renovatie van de RWZI in 2008 ('Principal Response Curve') in het A) voorjaar en B) najaar. De soortgewichten in het rechterdeel van de diagram vertegenwoordigen de affiniteit van elke soort met de respons weergegeven in het diagram. Voor de duidelijkheid zijn alleen soorten met een gewicht < -0.4 en > 0.4 weergegeven en zijn de waarden geschaald.



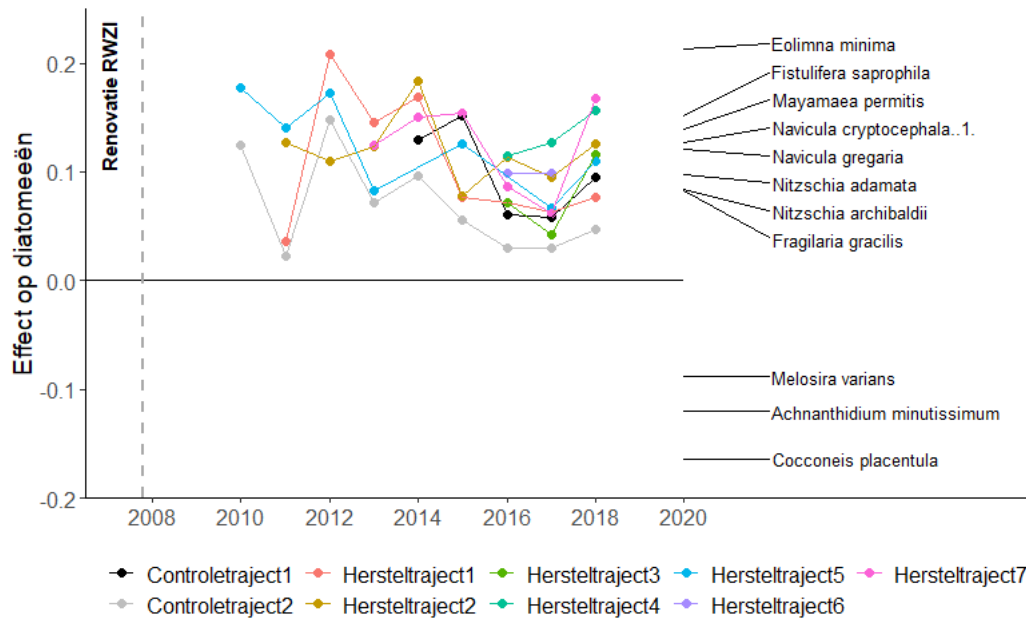
Figuur 3: Box-plot van het effect op de macrofaunagemeenschap op basis van de 'Principal Response Curve' in A) voorjaar en B) najaar. De boxen zijn interkwartielafstanden (25^e percentiel tot 75^e percentiel), de verticale lijnen ('whiskers') strekken zich uit tot maximaal 1,5 keer de breedte van de box en stippen zijn uitschieters. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de gemiddelde waarden per jaar van de controletrajecten voor 2008 (Vj: N = 4; Nj: N = 4) en na 2008 (Vj: N = 10; Nj: N = 2*) en de hersteltrajecten voor 2008 (Vj: N = 5; Nj: N = 5) en na 2008 (Vj: N = 12; Nj: N = 11) (ANOVA, Post-hoc Tukey's test, $p < 0.05$). * = Te weinig metingen om mee te nemen in de test.

Tabel 3: Overzicht van preferentie voor stroming (volgens WEW autecologie), saprobie (volgens German Saprobic Index) en maatlatwaarde (volgens KRW watertype R6) 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. Voor de genera is gekeken welke soorten in de Dommel beneden Eindhoven voorkomen en wat de waardes zijn.

Taxonnaam	Effect	Soort gewicht b_k		Stroming (WEW)	Saprobie (SIN)	Maatlatwaarde (KRW)
		Vj	Nj			
<i>Gammarus roeseli</i>	Toename beide	1.58	1.40	>15 cm/s	2.2	Positief
<i>Gammarus pulex</i>		0.72	1.17	<15 cm/s	2	Positief
<i>Procladius</i>		0.65	0.76	<15 cm/s	n.v.t.	n.v.t. *Taxa onbekend
<i>Calopteryx</i>		0.61	0.46	>15 cm/s	2	n.v.t. *Taxa positief
<i>Gammarus tigrinus</i>		0.52	1.05	<15 cm/s	2.4	n.v.t.
<i>Pisidium</i>	Toename voorjaar	0.57	0.11	<15 cm/s	n.v.t.	n.v.t.
Hydrachnidae		0.56	0.27	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Cricotopus sylvestris gr.</i>		0.53	0.36	>15 cm/s	n.v.t.	Negatief
<i>Tubifex tubifex</i>		0.53	0.34	<15 cm/s	3.6	Geen waarde
<i>Prodiamesa olivacea</i>		0.53	0.21	<15 cm/s	n.v.t.	Geen waarde
<i>Phaenopsectra</i>		0.52	0.07	<15 cm/s	n.v.t.	Geen waarde
<i>Polypedilum cultellatum</i>		0.50	0.28	<15 cm/s	n.v.t.	Positief
<i>Anabolia nervosa</i>		0.43	0.00	<15 cm/s	2	Positief
Ceratopogonidae		0.43	0.21	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Ophidonais serpentina</i>		0.40	0.28	<15 cm/s	n.v.t.	Geen waarde
<i>Limnodrilus claparedianus</i>		Toename najaar	-0.19	0.76	n.v.t.	3.3
<i>Cloeon dipterum</i>	0.07		0.74	<15 cm/s	2.3	Negatief
<i>Ischnura elegans</i>	0.26		0.71	<15 cm/s	n.v.t.	Geen waarde
<i>Sphaerium</i>	-0.23		0.70	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Physella acuta</i>	0.30		0.52	<15 cm/s	2.8	Geen waarde
<i>Gyraulus albus</i>	0.17		0.48	<15 cm/s	2	Geen waarde
<i>Glyptotendipes</i>	0.05		0.40	<15 cm/s	n.v.t.	Negatief
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Tegenovergesteld		-1.16	1.11	<15 cm/s	3.3
<i>Chironomus</i>		-0.91	0.81	<15 cm/s	n.v.t.	Geen waarde
Lumbriculidae		-0.43	0.47	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Paratanytarsus</i>		0.79	-0.42	<15 cm/s	n.v.t.	n.v.t.
<i>Dugesia</i>	Afname najaar	0.04	-0.56	<15 cm/s	n.v.t.	n.v.t.
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>		-0.37	-0.90	<15 cm/s	2.5	Geen waarde
<i>Stylaria lacustris</i>		0.38	-1.31	<15 cm/s	n.v.t.	Negatief
<i>Erpobdella octoculata</i>	Afname beide	-0.95	-0.98	<15 cm/s	2.8	Negatief
Tubificidae		-1.03	-0.61	n.v.t.	3.6	Negatief
<i>Helobdella stagnalis</i>		-1.20	-0.96	<15 cm/s	2.6	Negatief

3.2 Diatomeeën

Sinds 2010 toont de diatomeeëngemeenschap in de hersteltrajecten geen duidelijke verandering ten opzichte van het controletraject 2 in de Dommel net bovenstrooms van de RWZI Eindhoven (Figuur 4). In de hersteltrajecten is een hogere abundantie van onder andere *Eolimna minima*, *Fistulifera saprophila* en *Nitzschia adamata* dan in controletraject 2, wat kan duiden op saprobe en zuurstofarme omstandigheden in de hersteltrajecten (zie Tabel 4).



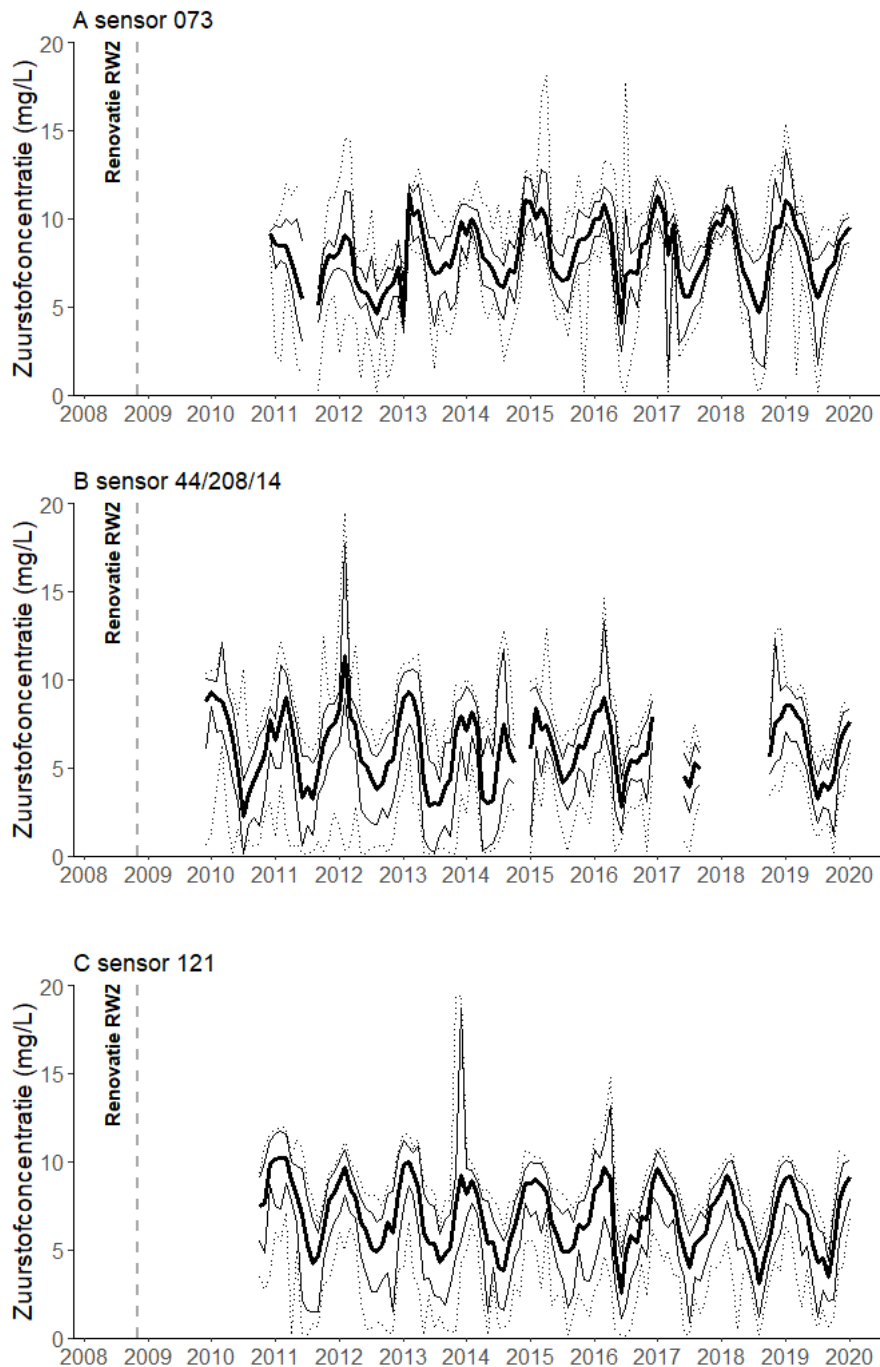
Figuur 4: Verandering in de diatomeeëngemeenschap in 7 hersteltrajecten en 2 controletrajecten over tijd ten opzichte van de mediaan van de gemeenschap in de controletraject 2 bovenstrooms van de RWZI van Eindhoven ('Principal Response Curve'). De soortgewichten in het rechterdeel van de diagram vertegenwoordigen de affiniteit van elke soort met de respons weergegeven in het diagram. Voor de duidelijkheid zijn alleen soorten met een gewicht < -0.4 en > 0.4 weergegeven en zijn de waardes geschaald. Lineaire regressie voor gemiddelde van hersteltrajecten $R^2_{adj.} = 0.20$, $p = 0.12$.

Tabel 4: Overzicht van gevoeligheid en indicatiewaarde voor vervuiling (volgens de IPS Indice de Polluosensitivité Spécifique), zuurstof, saprobie en trofie volgens Dam et al. (1994) voor de diatomeeën die het sterkst zijn gerelateerd aan de respons in de PRC van figuur 4 (soortgewicht < -0.4 of > 0.4).

Taxonnaam	Soortgewicht b_k	Gevoeligheid	Indicatie waarde	Zuurstof	Saprobie	Trofie
<i>Eolimna minima</i>	1.06					
<i>Fistulifera saprophila</i>	0.76	2	1	4	4	5
<i>Mayamaea permitis</i>	0.70	2.3	1	4	4	5
<i>Navicula cryptocephala</i> [1]	0.63	3.5	2	3	3	7
<i>Navicula gregaria</i>	0.61	3.4	1	4	3	5
<i>Nitzschia adamata</i>	0.49			4	5	6
<i>Nitzschia archibaldii</i>	0.42	3.8	2	2	2	7
<i>Fragilaria gracilis</i>	0.41	4.8	1	1	1	2
<i>Melosira varians</i>	-0.44	4	1	3	3	5
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	-0.60	5	1	1	2	7
<i>Cocconeis placentula</i>	-0.82	2.6	2	3	2	5

3.3 Zuurstof

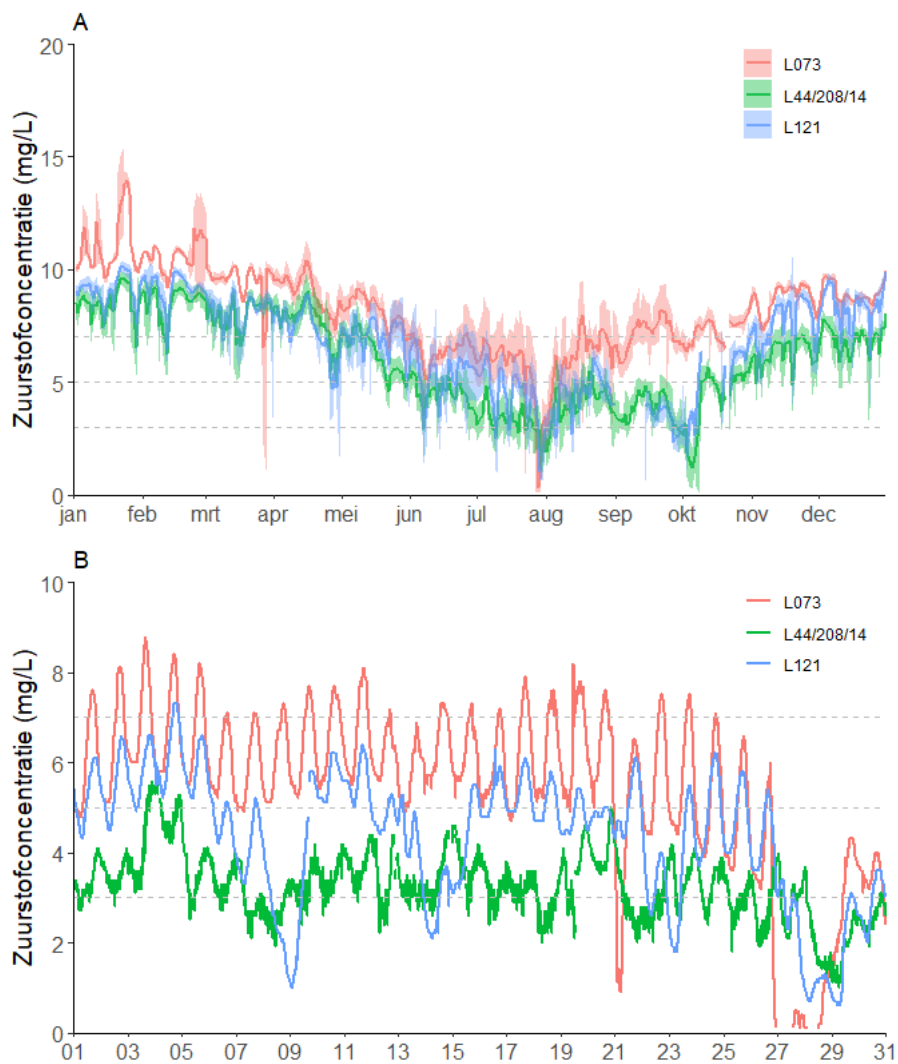
In bijna alle jaren is er een dip in de zuurstofverzadiging geweest, waarbij de zuurstofverzadiging tot (bijna) 0 mg/L is gedaald (Figuur 5). Over het algemeen duurden de incidenten met zuurstofconcentraties < 7 mg/L en < 5 mg/L net benedenstrooms van de RWZI van Eindhoven (sensor 073) korter dan de locaties benedenstrooms daarvan (sensoren 44/208/14 en 121) (Tabel 4). De incidenten met zuurstofconcentraties < 3 mg/L duurden over het algemeen het langste bij sensor 44/208/14. Incidenten met lage zuurstofconcentraties kunnen ontstaan door piekbelasting vanuit de RWZI van Eindhoven wat benedenstrooms doorwerkt, zoals bijvoorbeeld op 27 augustus 2019 (Figuur 6). Er zijn ook incidenten die alleen bij sensor 121 zichtbaar zijn, zoals bijvoorbeeld op 9 en 14 augustus 2019, wat duidt op overstorten benedenstrooms.



Figuur 5: Zuurstofconcentraties per maand gemiddelde (dikke lijn), 5% en 95% percentiel (dunne lijn), minimale en maximale waarde (stippel lijn) voor A) sensor 073, B) sensor 44/208/14, en C) sensor 121.

Tabel 4: Overzicht van de totale duur en maximale duur per incident van verschillende zuurstofconcentraties. Gegeven zijn de gemiddelde \pm standaarddeviatie per locatie. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de gemiddelde waarden per jaar van de locaties 073 ($N = 9$) 44/208/14 ($N = 8$) en 121 ($N = 9$).

		073	44/208/14	121
Totale duur (dagen/jaar)	<7mg/L	109.0 \pm 44.3a	197.0 \pm 45.8b	181.0 \pm 20.1b
	<5mg/L	23.0 \pm 14.0a	102.0 \pm 27.6b	69.9 \pm 12.6c
	<3mg/L	3.5 \pm 4.3a	32.4 \pm 17.4b	15.4 \pm 5.3a
Maximale duur per incident (dagen)	<7mg/L	22.8 \pm 17.9a	97.1 \pm 48.9b	68.0 \pm 17.2b
	<5mg/L	5.4 \pm 3.4a	16.7 \pm 6.9b	14.7 \pm 9.3b
	<3mg/L	1.1 \pm 1.0a	6.5 \pm 3.1b	3.2 \pm 2.6a



Figuur 6: A) Zuurstofconcentraties per dag in 2019. Gemiddelde waarden aangegeven met een lijn en maximale en minimale waarden met een band. B) zuurstofconcentraties in augustus 2019. Grenswaarden van 7, 5 en 3 mg/L zijn aangegeven met een stippellijn.

4 Conclusies en aanbevelingen

De renovatie van de RWZI in 2008 ging samen met een geleidelijke verandering in de macrofaunagemeenschap. Ook in het controletraject bovenstrooms is de macrofaunagemeenschap op vergelijkbare wijze veranderd. Enkele taxa die zijn toegenomen scoren positief op de KRW-maatlatten R6 en hebben een preferentie voor hogere stroomsnelheden. De afname in abundantie van Tubificidae duidt op een afname in organische belasting. Enkele taxa vertonen een verschillend effect in het voor- en najaar. In het voorjaar is het effect van stroming in de winter zichtbaar waardoor het slib vermindert, terwijl in het najaar de waterplanten zijn ontwikkeld en verslibbing optreedt. Sinds 2010 was geen duidelijke verandering in de diatomeeëngemeenschap waarneembaar en enkele soorten in het hersteltraject zijn kenmerkend voor saprobe en zuurstofarme omstandigheden. Over het gehele hersteltraject zijn ieder jaar incidenten met zuurstofconcentraties onder de 3 mg/L. Deze ontstaan zowel door de RWZI van Eindhoven en overstorten benedenstrooms daarvan. Soorten kunnen stress ondervinden van de daling in zuurstofconcentraties onder de 3 mg/L.

Samenvattend duiden de waargenomen trends in de ontwikkeling van de beekgemeenschap meer op een stroomgebiedsbredere ontwikkeling dan een die toe te schrijven is aan de maatregel. Op basis van de macrofauna en diatomeeën data is het daarom aan te bevelen om aanvullende maatregelen te nemen ten behoeve van de stroomsnelheid en vermindering in organische belasting. Deze maatregelen kunnen bestaan uit:

- Het verkleinen van het zomerbed waardoor meer water door een kleiner profiel stroomt wat de verslibbing in de zomer tegengaat.
- Het verdergaand bebossen van de oevers waar door een deel van de beek beschaduwd raakt en wat de waterplantengroei vermindert.
- Het inbrengen van dood hout zodat profielverkleining zorgt voor meer doorstroming en betere zuurstofcondities.
- Het verdergaand saneren van de RWZI en het verminderen en opheffen van de overstorten om de organisch belasting verder terug te dringen.
- Het onderzoeken van mogelijke maatregelen in het bovenstroomse deel van het stroomgebied om daardoor een meer gedempte afvoer te verkrijgen en een hogere basisafvoer in de zomer.

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.
- Davis, J. C. (1975). Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 32(12), 2295-2332.
- 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 Dam, H., Mertens, A., & Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 28(1), 117-133.
- 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.