

# TIJDREEKSANALYSE VAN DE MACROFAUNA OP LANGJARIGE MEETPUNTEN IN STROMENDE WATEREN, SLOTEN EN KANALEN

▶▶ KIWK 2022-35



Kennisimpuls  
**WATERKWALITEIT**

# TIJDREEKSANALYSE VAN DE MACROFAUNA OP LANGJARIGE MEETPUNTEN IN STROMENDE WATEREN, SLOTEN EN KANALEN

►► KIWK 2022-35

Gea van der Lee,  
Ralf Verdonschot  
& Piet Verdonschot



## ▶▶ KIWK IN HET KORT

---

Dit rapport is geschreven in het kader van het project **Systeemkennis ecologie en waterkwaliteit** van de Kennisimpuls Waterkwaliteit.

In de Kennisimpuls werken Rijk, provincies, waterschappen, drinkwaterbedrijven en kennisinstututen aan meer inzicht in de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater en de factoren die deze kwaliteit beïnvloeden. Daarmee kunnen waterbeheerders en andere partijen de juiste maatregelen nemen om de waterkwaliteit te verbeteren en de biodiversiteit te vergroten.

In het programma brengen partijen bestaande en nieuwe kennis bijeen, en maken ze deze kennis (beter) toepasbaar voor de praktijk. Hiermee verstevigen ze de basis onder het waterkwaliteitsbeleid. Het programma is gestart in 2018 en duurt vier jaar. Het wordt gefinancierd door het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, STOWA, waterschappen, provincies en drinkwaterbedrijven.

**Kennisimpuls Waterkwaliteit.**

**Beter weten wat er speelt en wat er kan.**

## ▶▶ COLOFON

---

<b>Opdrachtgever</b>	Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK)
<b>Auteurs</b>	Gea van der Lee, Ralf Verdonschot en Piet Verdonschot (correspondentie: <a href="mailto:gea.vanderlee@wur.nl">gea.vanderlee@wur.nl</a> )
<b>Leesgroep</b>	Hermen Klomp (Waterschap Hunze & Aa's), Gertie Schmidt (Waterschap Vechtstromen)
<b>Gebruikerscommissie Kennisimpuls waterkwaliteit Systemekennis ecologie en waterkwaliteit</b>	
Rijkswaterstaat/WVL	Marjoke Muller
HH De Stichtse Rijnlanden (vrz)	Nikki Dijkstra
Ws Amstel, Gooi en Vecht/Waternet	Gerard ter Heerdt
Ws De Dommel	Ineke Barten
Ws Vechtstromen	Gertie Schmidt
Ws Hunze en Aa's	Hermen Klomp
Ws Rivierenland	Arnold Osté
HH Hollands Noorderkwartier	Sandra Roodzand
PBL	Peter van Puijenbroek
Ws Limburg	Esther de Jong
Hoogheemraadschap van Delfland	Roger Meijs
STOWA	Bas van der Wal
<b>Vormgeving</b>	Shapeshifter.nl   Utrecht
<b>Coverfoto</b>	Ralf Verdonschot
<b>STOWA-rapportnummer</b>	2022-35
<b>ISBN</b>	978.94.6447.254.7
<b>DOI</b>	<a href="https://doi.org/10.18174/570855">https://doi.org/10.18174/570855</a>
<b>Wijze van citeren</b>	van der Lee G.H. Verdonschot, R.C.M. en Verdonschot P.F.M. (2022). Tijdreeksanalyse van de macrofauna op langjarige meetpunten in stromende wateren, sloten en kanalen. Notitie KIWK, Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen. 40 pp.
<b>Trefwoorden</b>	Macrofauna, tijdreeksanalyse, trendanalyse, soortenrijkdom, milieupreferentie
<b>Copyright</b>	De informatie uit dit rapport mag worden overgenomen, mits met bronvermelding. De in het rapport ontwikkelde, dan wel verzamelde kennis is kosteloos verkrijgbaar.
<b>Disclaimer</b>	Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteur(s) en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud van dit rapport.

## ▶▶ VOORWOORD

---

We zijn als waterbeheerders steeds meer gestandaardiseerd onze waterkwaliteit gaan monitoren. Dit maakt het mogelijk om soms locatie-specifieke trendanalyses uit te voeren en deze te koppelen aan specifieke milieuomstandigheden. Zulke analyses helpen bij de beantwoording van de vraag welke ontwikkelingen hebben geleid tot grote verbeteringen in de ecologische waterkwaliteit en die kennis kunnen we weer inzetten om een goede ecologische kwaliteit in de Nederlandse oppervlaktewateren te bereiken. In deze rapportage zijn lange-termijn-monitoringsdata van de macrofauna van waterschappen geanalyseerd.

Hoewel er op veel plekken verspreid over het hele land macrofaunametingen verricht zijn, voldeden veel meetpunten toch niet aan de selectiecriteria voor een trendanalyse. Het zwaartepunt van de metingen lag in de stromende wateren in de grensgebieden. Op het merendeel van de meetpunten is de soortenrijkdom toegenomen, echter het laatste decennium stagneerde deze ontwikkeling. Ook bleken veranderingen vooral locatie-specifiek. Het lijkt erop dat we onder de huidige omstandigheden de maximale verbetering nog niet hebben bereikt. Mogelijk dat een recente toename van de stress door bijvoorbeeld de gevolgen van klimaatverandering of de invloed van toxische stoffen verdere verbetering in de weg staat. Dat stelt ons als waterbeheerders voor een grote uitdaging deze trend te doorbreken.

**Dr. Nikki Dijkstra (Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden)**

*Voorzitter gebruikerscommissie 'Systeemkennis ecologie en waterkwaliteit'*

## ►► SAMENVATTING

---

Waterkwaliteitsverbeteringen lijken de afgelopen jaren te hebben geleid tot de terugkeer van verschillende voorheen in Nederland verdwenen macrofaunasoorten. Ook zijn er aanwijzingen dat de biodiversiteit is toegenomen. Om een beeld te krijgen van welke veranderingen zijn opgetreden in de Nederlandse macrofauna in de afgelopen decennia is lange-termijn-monitoringsdata van de macrofauna verzameld door de waterschappen geanalyseerd.

Door op soortniveau locatie-specifieke trendanalyses uit te voeren is geprobeerd te duiden welke veranderingen er zijn opgetreden in de aquatische macrofauna gedurende de afgelopen decennia. Ook is er een relatie met het milieu en de kwaliteit daarvan gelegd op basis van de indicatieve waarden voor milieuomstandigheden van de aangetroffen macrofaunasoorten, waarbij de invloed van organische belasting, stroming, temperatuur en toxiciteit zijn geanalyseerd en vergeleken met de waarden die onder zeer goede ecologische omstandigheden worden gevonden.

Hoewel er op veel plekken verspreid over het hele land macrofaunametingen verricht zijn, voldeden veel meetpunten niet aan de selectiecriteria voor een trendanalyse. Er waren in totaal slechts 75 meetpunten in langzaam stromende wateren, snel stromende wateren, sloten en kanalen waarvan voldoende gegevens beschikbaar waren voor de analyse. Het zwaartepunt van de metingen lag in de stromende wateren in de grensgebieden.

Op het merendeel van de meetpunten (80-93%) is de soortenrijkdom tussen 1995 en 2020 toegenomen. De toename bedroeg gemiddeld 0.6-1.0 soort per jaar. Het betreft hier een gecorrigeerde toename, waarbij bijvoorbeeld soorten die in het verleden niet herkend konden worden, soorten die op basis van nieuwe taxonomische inzichten zijn gesplitst in meerdere soorten of die door de mens zijn geïntroduceerd niet zijn meegeteld. Na een periode van toename was in de stromende wateren in het laatste decennium een afvlakking zichtbaar.

De ruimtelijke verdeling van de vastgestelde veranderingen over de meetpunten en watertypen vertoonde geen herkenbare patronen op een groot ruimtelijk schaalniveau (regionaal) en bleek sterk waterlichaam-specifiek. Dit geeft aan dat de lokale context sterk bepalend was voor het waargenomen patroon.

De indicatieve waarde voor milieuomstandigheden van de macrofaunasoorten op de tijdreekslocaties liet een positief effect van een verbeterde waterkwaliteit - uitgedrukt als toename van de indicatie voor oligosaprobe omstandigheden, duidend op een lagere organische belasting - zien, met name in langzaam stromende wateren (79% van de locaties) en snel stromende wateren (93%). Een vergelijking met de situatie in wateren met een zeer goede ecologische kwaliteit liet wel zien dat er nog een aanzienlijke verbetering mogelijk is voordat dit niveau bereikt wordt. Voor de preferenties voor stroming, een lage gedempte watertemperatuur en weinig toxische belasting was het beeld minder rooskleurig; meer dan de helft van de locaties vertoonde een negatieve trend. Mogelijk duidt dit, in combinatie met de recente stagnatie van de biodiversiteitstoename op ofwel het bereiken van de maximale verbetering bij de huidige toestand (die nog niet op het gewenste niveau ligt) of op een recente toename van de stress door bijvoorbeeld de gevolgen van klimaatverandering of de invloed van toxische stoffen.

Tot slot bleek het moeilijk om voldoende meetlocaties te vinden om tijdreeksanalyses uit te kunnen voeren door een gebrek aan consistente lange-termijn-data. Aanbevolen wordt daarom om op nationaal niveau een beperkt aantal locaties te selecteren in verschillende watertypen waar op gestandaardiseerde wijze wordt gemeten en waarvan het materiaal volgens vaste methodieken wordt geanalyseerd. Dit zijn de zogenoemde lange-termijn-ecologisch-monitoren (LTEM) meetpunten. Juist deze gegevens zijn nodig om veranderingen gericht te kunnen duiden.

## ▶▶ INHOUD

---

	<b>Kennisimpuls Waterkwaliteit in het kort</b>	3
	<b>Voorwoord</b>	5
	<b>Samenvatting</b>	6
<b>1</b>	<b>INLEIDING</b>	8
1.1	Aanleiding	8
1.2	Doel	10
<b>2</b>	<b>METHODE</b>	11
2.1	Datavraag waterbeheerders	11
2.2	Selectie gegevens	11
2.3	Bewerking gegevens	11
2.4	Milieupreferenties van de soorten	12
2.5	Data-analyse	12
<b>3</b>	<b>RESULTATEN</b>	13
3.1	Overzicht meetpunten	13
3.2	Trends in soortenrijkdom	15
3.3	Trends in milieupreferenties	19
<b>4</b>	<b>DISCUSSIE EN CONCLUSIES</b>	27
<b>5</b>	<b>AANBEVELINGEN</b>	29
<b>6</b>	<b>LITERATUUR</b>	30
	<b>SUPPLEMENT 1</b>	32
	<b>SUPPLEMENT 2</b>	36

## ▶▶ 1 INLEIDING

### 1.1 AANLEIDING

De laatste twee decennia zijn een aantal als verdwenen beschouwde macrofaunasoorten opnieuw aangetroffen, waaronder diverse watermijten (Smit *et al.* 2012), waterkevers (Cuppen & van Maanen 2013), haften (Drukker *et al.* 2019), kokerjuffers (Wiggers *et al.* 2006), libellen (Ketelaar 2010, Termaat *et al.* 2015; [Figuur 1](#)) en waterwantsen (Van Mil 2011). Een recente studie naar insectentrends in de Nederlandse oppervlaktewateren - waarbij gebruik gemaakt is van de meetreeksen die beschikbaar zijn binnen de meetnetten van waterbeheerders - laat zien dat bij circa tweederde van de in totaal 213 aangetroffen insectengeslachten een toename in het aantal individuen is opgetreden sinds de jaren '90 (Hallmann & Jongejans 2021). Ook werd in de tijd een groter aantal geslachten per monster gevonden; een stijging van de diversiteit.

Deze patronen worden over het algemeen geïnterpreteerd als een gevolg van verbeteringen van de waterkwaliteit sinds het dieptepunt in de jaren 1960-1980, waarbij met name de organische belasting en eutrofiëring door het installeren van afvalwaterzuiveringsinstallaties, verbeterde zuiveringstechnieken, het saneren van overstorten en strengere mestwetgeving zijn teruggebracht (Van Gaalen *et al.* 2020, Schaub *et al.* in prep.). In 2000 is de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) aangenomen om de waterkwaliteit verder te verbeteren (Richtlijn 2000/60/EC). Dit heeft mede geresulteerd in een toename van het aantal uitgevoerde herstelprojecten (Dos Reis Oliveira *et al.* 2020), waarmee onder andere geprobeerd wordt de hydromorfologische aanpassingen uit het verleden, zoals het rechte trekken van beken en het normaliseren en overdimensioneren van het profiel, terug te brengen naar een meer natuurlijke staat (Lemm *et al.* 2021).

Ondanks dat de waterkwaliteit de laatste decennia is verbeterd en op steeds meer plaatsen herstelmaatregelen worden uitgevoerd hebben veel waterlichamen in Nederland echter nog steeds een matige tot slechte ecologische kwaliteit (PBL 2020). De verbeteringen zijn dan ook niet zodanig dat een toestand zoals die in referentiesystemen wordt aangetroffen wordt benaderd. Ook lijkt er recentelijk een teruggang op te treden in de positieve ontwikkelingen, zoals bijvoorbeeld bij libellen wordt waargenomen (Termaat & Strien, 2015; Kleijn *et al.* 2018). Als mogelijke verklaringen hiervoor worden naast de nog steeds te hoge concentraties nutriënten, klimaatgerelateerde stressoren (lage afvoeren, droogval) en insecticiden (neonicotinoïden) of andere toxische stoffen geopperd (Kleijn *et al.* 2018). Daarnaast lijken veel van de gevonden positieve trends zich te concentreren op (snel) stromende wateren in de grensregio's, met het zwaartepunt in Limburg (bijvoorbeeld de Roer, Drukker *et al.* 2019). Voor kleinere stilstaande wateren is geen duidelijk beeld van de ontwikkelingen.

Tijdreeksanalyses kunnen worden gebruikt om een beter beeld te krijgen van de patronen in soortensamenstelling in de tijd, zoals de studie van Hallmann & Jongejans (2021) laat zien voor de generieke grootschalige veranderingen in geslachten van aquatische insecten. Macrofaunageslachten kunnen echter veel soorten omvatten die verschillende eisen stellen aan het milieu waar ze voorkomen. Een toename in abundantie kan dan ook worden veroorzaakt door een toename van tolerante soorten in plaats van meer kritische doel- of indicatorsoorten. Meer ecologische informatie kan dan ook worden verkregen door trends te analyseren op soortniveau (Jones 2008). Daarnaast zijn in de studie van Hallmann en Jongejans alle meetpunten samengevoegd geanalyseerd, terwijl trends ook ruimtelijk kunnen verschillen (Desquilbet *et al.* 2020, Jähnig *et al.* 2021). Door op soortniveau een locatie-specifieke trendanalyse uit te voeren, kan mogelijk preciezer worden geduid welke veranderingen er zijn opgetreden in de aquatische macrofauna gedurende de afgelopen decennia.

Om vervolgens een stap te maken naar de waterbeheerpraktijk en een handelingsperspectief te bieden is het nodig in beeld te brengen waarom bepaalde veranderingen optreden. Voor ongewervelden zijn er echter een aantal complicerende zaken die dit bemoeilijken (Kleijn *et al.* 2018):

- Relaties tussen soorten en milieufactoren zijn vaak lastig meetbaar, enerzijds sterke correlaties tussen milieuv variabelen en anderzijds als gevolg van de complexiteit van ecosystemen en levensgemeenschappen, met allerlei interacties met positieve en negatieve feedbackmechanismen waardoor specifieke effecten van een individuele factor moeilijk te duiden zijn.
- Er kan een mismatch optreden tussen de soort-data en de milieu-data, omdat waarnemingen op een locatie niet altijd



goed te koppelen zijn aan de lokale milieufactoren (ruimtelijke mismatch). Dit is bijvoorbeeld het gevolg van dispersie, dat op een grotere schaal speelt dan het meetpunt, en het gevolg van 'spillovers' (overloopeffecten) naar minder geschikte gebieden vanuit grote populaties in geschikte gebieden. Ook in de tijd kan dit optreden (temporele mismatch) door vertragingseffecten bij lokaal uitsterven en herkolonisatie.

- Ongewervelden kunnen sterke populatiefluctuaties vertonen, bijvoorbeeld onder invloed van verstoringen (weersextremen), lokale milieuomstandigheden en stochastische processen. Dit kan leiden tot verkeerde interpretaties van tijdreeksdata.
- Methodische verschillen treden snel op door de manier waarop bemonsteringen, verwerking en determinatie plaatsvinden.

Ondanks deze problemen biedt de grote hoeveelheid macrofaunagegevens die door de waterbeheerders verzameld zijn mogelijkheden om tijdreeksanalyses te kunnen uitvoeren. De gegevens zijn vanaf omstreeks 1980 verzameld op een relatief consistente en semi-kwantitatieve manier. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat er bij deze data beperkingen zijn in de tijdsperiode die geanalyseerd kan worden, bijvoorbeeld als gevolg van veranderingen in de determinatie van taxa (taxonomische ontwikkelingen en sterke doorontwikkeling determinatiekennis en -mogelijkheden) en de gegevensvastlegging (Verdonschot & Van Oosten-Siedlecka 2010). Verder zijn milieugegevens van de meetpunten vaak slechts beperkt voorhanden, waardoor een directe koppeling tussen het voorkomen van soorten en het milieu niet gemaakt kan worden. Dit laatste punt is echter, tot op zekere hoogte, te ondervangen door indirect deze relaties te leggen via bijvoorbeeld de milieupreferenties van de aangetroffen soorten. Ondanks deze beperkingen leent deze data zich in potentie voor tijdreeksanalyses, iets wat in deze studie verder is verkend.

---

#### FIGUUR 1

*De weidebeekjuffer (*Calopteryx splendens*) heeft zich de afgelopen decennia sterk uitgebreid in de Nederlandse stromende wateren.*



## 1.2 DOEL

Het doel van deze studie is te verkennen welke waarde tijdreeksdata van macrofauna heeft om te kunnen duiden welke veranderingen zijn opgetreden in de Nederlandse macrofauna en of deze veranderingen kunnen worden gerelateerd aan veranderingen in de toestand van de Nederlandse wateren.

De volgende onderdelen worden uitgewerkt:

- Vaststellen welke macrofaunameetpunten van de waterschappen op dit moment geschikt zijn om tijdreeksanalyses op uit te voeren.
- Identificeren of de soortenrijkdom van de macrofauna veranderingen laat zien in de tijd in verschillende watertypen, na correctie voor de komst van exoten en methodische artefacten zoals determinatieverschillen.
- Duiden van de veranderingen in relatie tot het milieu en de kwaliteit daarvan op basis van de indicatieve waarde voor milieuomstandigheden van de macrofauna.
- In beeld brengen hoe de vastgestelde veranderingen ruimtelijk verdeeld zijn over de meetpunten en watertypen.

Door de combinatie soorttrend-indicatiewaarde-geografische locatie te interpreteren kan mogelijk meer inzicht worden gekregen in de oorzaken van de waargenomen trends.

## ►► 2 METHODE

### 2.1 DATAVRAAG WATERBEHEERDERS

Bij de start van het project is bij de Nederlandse waterbeheerders een datavraag uitgezet om locaties waar minimaal 10 meetjaar beschikbaar was te verzamelen om de onderzoeksvragen te beantwoorden. Een aantal waterschappen heeft vooraf een selectie gemaakt, terwijl andere waterschappen/waterlaboratoria hun gehele gegevensbestand hebben gestuurd.

### 2.2 SELECTIE GEGEVENS

De minimale periode die nodig is om betrouwbare trends te detecteren hangt af van de sterkte van de trend en de natuurlijke variabiliteit. White (2019) schatte op basis van verschillende diersoorten dat gemiddeld een periode van 15 jaar nodig is om trends te detecteren. Een analyse van het herstel van de macrofauna van verzuring in beken liet bijvoorbeeld zien dat de eerste veranderingen na 15 jaar fragmentarisch aantoonbaar waren en dat na 20 jaar de trends met meer zekerheid konden worden aangetoond (Murphy *et al.* 2014). Ook andere recente studies wijzen erop dat een periode van 20 jaar nodig is voor een trendanalyse voor macrofauna (Jähnig *et al.* 2021).

Om tot een database met een redelijk consistent bemonsteringsprotocol en vergelijkbare meetperiode te komen, hebben we een subset van de jaren 1995-2020 gebruikt. Omdat geschikte determinatieliteratuur voor deze periode vaak niet voorhanden was (Van Maanen & Van Haaren 2007), is de oudere data niet voor iedere groep even volledig wat betreft soortensamenstelling, wat een aanvullende reden was oudere gegevens niet mee te nemen in de tijdreeksanalyses.

De samenstelling van de macrofauna kan sterk verschillen tussen de maanden van het jaar, doordat de levenscyclus van veel soorten is gerelateerd aan seizoenen (Verdonschot 1990, Šporka *et al.* 2006, Vlek 2006). De metingen zijn daarom onderverdeeld in het voorjaar (maart-mei), zomer (juni-augustus) en najaar (september-november). We hebben meetpunten geselecteerd met minimaal 10 meetjaren genomen in hetzelfde seizoen. Indien voldoende data beschikbaar was voor meerdere seizoenen zijn de gegevens van het seizoen met de meeste meetjaren geselecteerd. In het enkele geval dat er meer dan twee metingen uit 1 seizoen waren, is de meting uit de meest voorkomende maand in de meetreeks meegenomen. Om te zorgen dat de dataset niet te grote gaten tussen metingen zou omvatten, hebben we alleen meetpunten geselecteerd waar om de 5 jaar in ieder geval 1 meting was genomen (m.a.w. een maximum van 5 opeenvolgende jaren zonder data). Hierdoor was de periode met metingen van alle locaties in ieder geval tussen 2000 en 2016.

Meetpunten zijn mogelijk over tijd verplaatst en/of hebben een andere naam gekregen. Om een zo compleet mogelijke dataset te genereren, hebben we hiervoor gecontroleerd door om alle meetpunten in QGIS een buffer van 100m te trekken. Overlappende buffers hebben we samengevoegd. Indien een combinatie van meetpunten in dezelfde buffer vervolgens voldoende data omvatte voor een trendanalyse, hebben we handmatig gecontroleerd of de meetpunten daadwerkelijk in hetzelfde waterlichaam lagen en door hetzelfde waterschap waren bemonsterd. Waar dit het geval was hebben we de metingen gecombineerd tot één meetpunt (Supplement 1, Tabel S1).

De selectiestappen leverden uiteindelijk een consistente lange-termijn-meetpunten dataset op voor de Nederlandse wateren.

### 2.3 BEWERKING GEGEVENS

Alleen taxa die tot op soortniveau waren gedetermineerd, zijn meegenomen in de analyse. De soortnamen zijn afgestemd aan de hand van de meest recente TWN-lijst (Taxa Waterbeheer Nederland, 06-04-2020). Forma en ondersoorten zijn teruggebracht naar soortniveau. Een aantal soorten zijn uit het gegevensbestand verwijderd:

- Soorten met bemonsterings- en determinatieproblemen volgens de zeldzaamheidslijst (Hop & Moonen, 2021; Supplement 1 Tabel S2)
- Soorten die niet op eigen kracht Nederland hebben bereikt, maar door de mens zijn binnengebracht, opzettelijk of niet opzettelijk. Deze soorten zijn aangeduid volgens de Naturalis exotenlijst als soorten die <100 jaar in Nederland zijn of door incidentele import in Nederland terecht zijn gekomen ([www.nederlandsesoorten.nl](http://www.nederlandsesoorten.nl)).

- Alle data van waterschap de Dommel uit 1995 en 1996, toen daar nog niet tot op soort werd gedetermineerd. De soorten die vallen binnen de groepen Arachnida, Oligochaeta en Bivalvia in de data van waterschap de Dommel, omdat die slechts een deel van de totale tijdsperiode tot op soort op naam zijn gebracht.

## 2.4 MILIEUPREFERENTIES VAN DE SOORTEN

Voor iedere meting hebben we de soortenrijkdom berekend door het totaal aantal soorten te bepalen. Vervolgens hebben we de gemiddelde ecologische preferentie van deze soorten bepaald (abundantie is niet meegenomen) op basis van milieupreferentieklassen uit de WEW-autecologielijst (Verberk *et al.* 2012), die - in theorie - inzicht zouden kunnen geven in de veranderingen in de abiotiek die in de tijd zijn opgetreden (Tabel 1). De milieupreferenties zijn op soortniveau aan de hand van de 10-punten-fuzzy-coding-schaal geïnclassificeerd.

Daarnaast hebben we gemiddelde SPEAR-klassen van de soorten berekend om de gevoeligheid voor toxische stoffen te bepalen (Liess & van der Ohe 2005; [www.systemecology.de/indicate](http://www.systemecology.de/indicate)). De SPEAR-klassen zijn veelal op genus of familie-niveau gedefinieerd en uitgedrukt als gevoelig (1) of ongevoelig (0). Om deze waarden in dezelfde orde van grootte weer te geven als gehanteerd wordt in de WEW-autecologie lijst hebben we dit omgezet naar 10 en 0 punten.

Een toename in de gemiddelde milieupreferentie voor stroming, saprobie, temperatuur en toxiciteit van de aanwezige soorten betekent een toename in gevoelige soorten op het meetpunt en daarmee een afname in de mate dat stressoren invloed uitoefenen op de locatie.

### TABEL 1

*Metrics gebruikt voor de bepaling van de ecologische preferentie van de soorten op basis van de WEW-autecologielijst (Verberk *et al.* 2012) met het aantal soorten dat scoort in de lange-termijn-dataset.*

Parameter	Milieupreferentieklaas(e)n	Belangrijke stressor(en)	Aantal soorten
Stroming	Matig stromend + snel stromend	Stroming/zuurstof	678
Saprobie	Oligosaproob (weinig organisch belast)	Zuurstof	696
Temperatuur	Zeer ondiep (bron)	Temperatuur	586

## 2.5 DATA-ANALYSE

Voor elk lange-termijn-meetpunt hebben we de trend in de soortenrijkdom en gemiddelde milieupreferenties van de soorten geschat als de hellingscoëfficiënt van een lineaire regressie. Om te bepalen hoe de verandering over tijd is verlopen hebben we de soortenrijkdom en gemiddelde milieupreferenties per hoofdwatertype uitgezet in de tijd. Een kanttekening hierbij is dat niet ieder meetpunt ieder jaar is bemonsterd, waardoor de meetpunten die zijn meegenomen per jaar kunnen verschillen.

We hebben dit effect proberen te minimaliseren door alleen meetpunten mee te nemen die minimaal om de 5 jaar zijn bemonsterd. Voor de kanalen was tussen 1995-2000 maar voor 1 lange-termijn-meetpunt data beschikbaar, waardoor is gekozen om de data van de kanalen alleen vanaf 2000 te analyseren (Supplement S1 Tabel S3).

Om deze waarden te ijken aan een 'referentie situatie', hebben we de gemiddelde ecologische preferentie berekend van alle aangeleverde meetpunten binnen een watertype met een EKR score >0.8. De EKR score is berekend met R package 'krw' (Van Tent, 2021). Daarnaast hebben we de trends per meetpunt op een kaart geploteerd om ruimtelijke patronen te onderscheiden. De analyses zijn uitgevoerd in R studio (v 4.0.5) en QGIS (v 3.10.1).

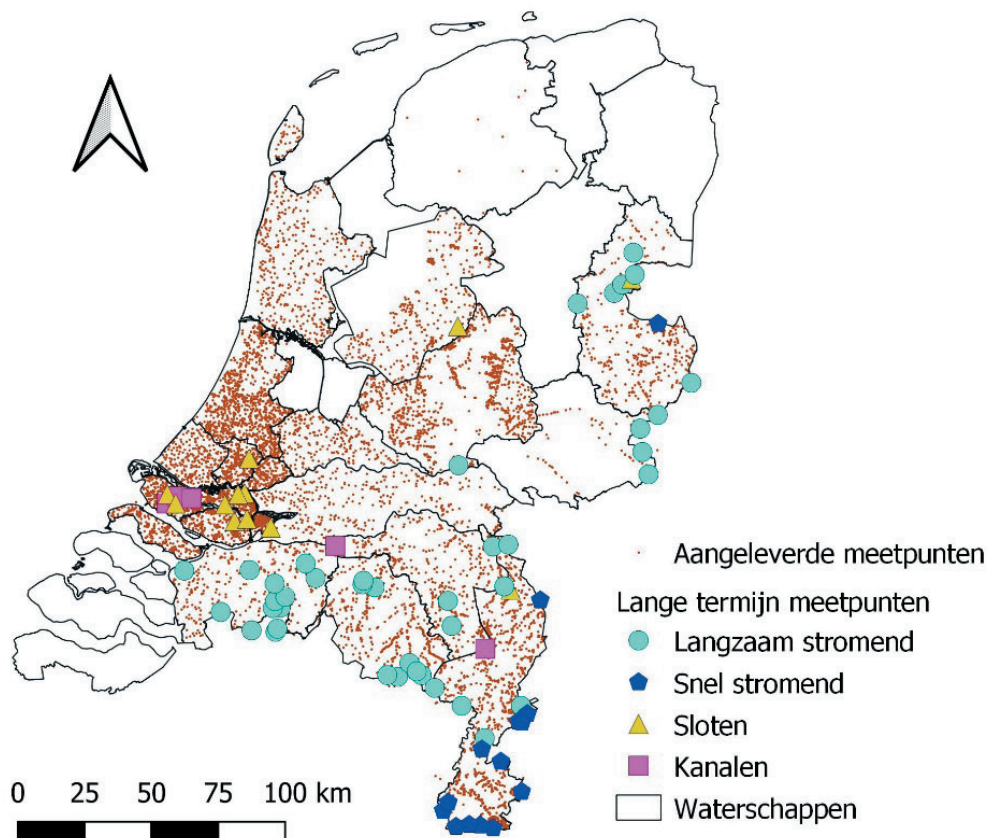
## ▶▶ 3 RESULTATEN

### 3.1 OVERZICHT MEETPUNTEN

Hoewel er op veel plekken verspreid over het hele land macrofaunametingen verricht zijn, voldeden veel punten niet aan de selectiecriteria voor een trendanalyse. Er waren in totaal 75 meetpunten waarvan voldoende gegevens beschikbaar waren voor de analyse, waarbij het zwaartepunt van de verspreiding op de grens met België en Duitsland lag (Figuur 2, Tabel 2).

#### FIGUUR 2

Alle aangeleverde macrofaunameetpunten (rode stippen), waarbij met gekleurde symbolen de lange-termijn-meetpunten zijn aangegeven opgesplitst naar watertype. De contouren geven de waterschapsgrenzen aan.

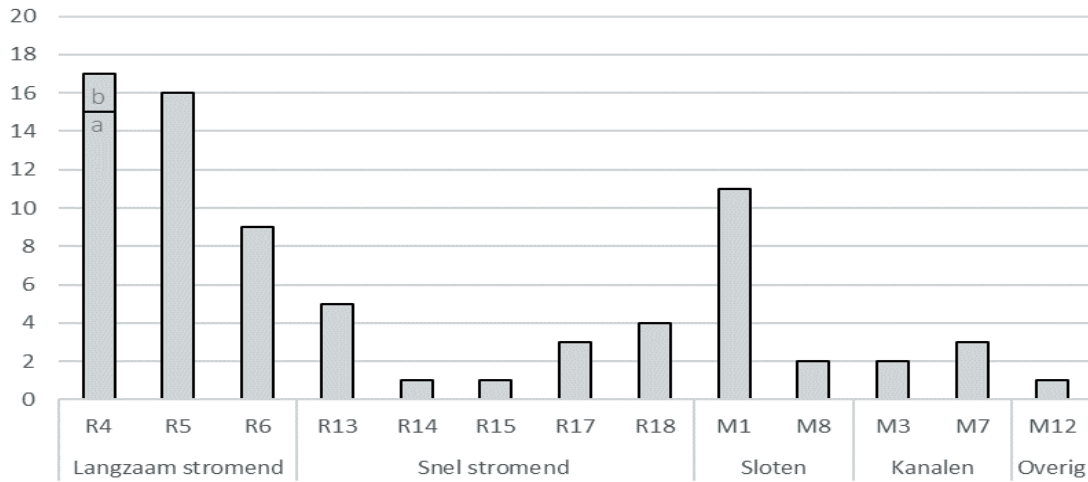


De meeste meetpunten liggen in langzaam stromende wateren (42 meetpunten), gevolgd door snel stromende wateren (14), sloten (13) en tenslotte kanalen (5) (Figuur 3). Omdat meerdere meetpunten nodig zijn om landelijke veranderingen te duiden hebben we ons in dit rapport niet gericht op de kleine ondiepe zwak gebufferde plassen (vennen, watertype M12) waarvan slechts 1 meetpunt geschikt was.

Gemiddeld ( $\pm$  sd) zijn er meer jaren bemonsterd op de meetpunten in de stromende wateren (langzaam stromend:  $16 \pm 3$ ; snel stromend:  $18 \pm 6$ ) dan in de stilstaande wateren (sloten:  $11 \pm 1$ ; kanalen:  $12 \pm 2$ ).

### FIGUUR 3

Overzicht van het aantal lange-termijn-meetpunten voor macrofauna verdeeld aan de hand van de KRW-watertypen waartoe het meetpunt behoort. Voor watertype R4 is het aandeel R4a en R4b aangegeven.

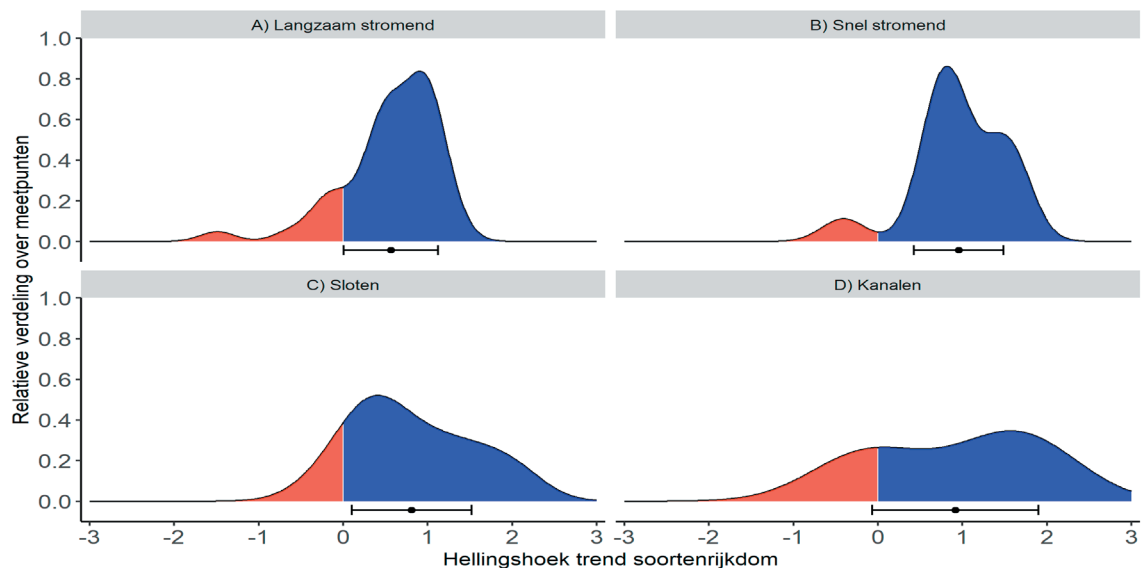


### 3.2 TRENDS IN SOORTENRIJKDOM

Op 80-93% van de meetpunten is de soortenrijkdom tussen 1995 en 2020 toegenomen; een stijging die in alle onderzochte watertypen optrad (Figuur 4). De toename in de verschillende watertypen bedroeg gemiddeld 0.6-1.0 soort per jaar.

### FIGUUR 4

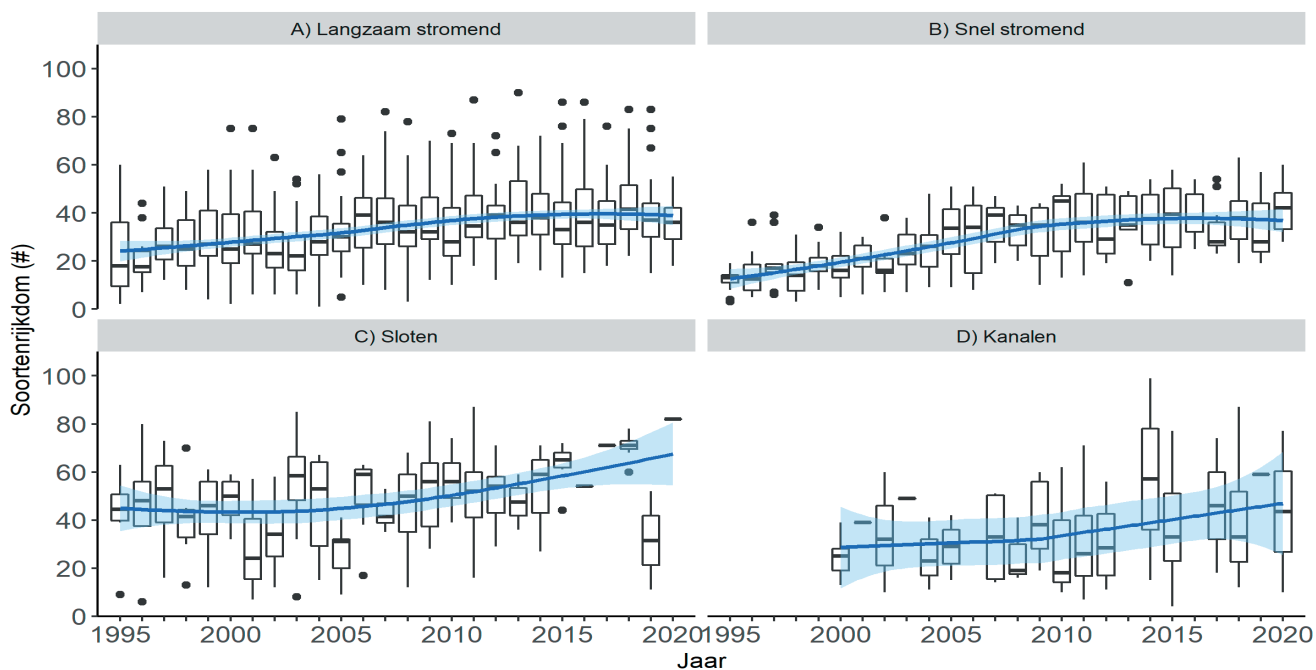
Gemiddelde en verdeling van trends in de macrofauna-soortenrijkdom tussen 1995 en 2020 in A) langzaam stromende wateren (42), B) snel stromende wateren (14), C) sloten (13) en D) kanalen (5). De foutbalk geeft de gemiddelde trend met standaard deviatie weer. De lijn laat de verdeling van de trends over de verschillende meetpunten zien. Trends zijn berekend als een lineaire verandering in soortenrijkdom, waarbij positieve waarden een toename in het aantal soorten/ jaar (blauw) weergegeven en negatieve waarden een afname (rood).



De toename in soortenrijkdom in stromende wateren heeft met name tussen 1995 en 2010 plaatsgevonden, waarna de soortenrijkdom op ongeveer hetzelfde niveau bleef (Figuur 5). In de sloten en kanalen lijkt dat de toename in soortenrijkdom daarentegen tussen 2005 en 2010 is begonnen. Voor de sloten was echter minder data beschikbaar tussen 2015-2020, waardoor de resultaten voor deze periode minder betrouwbaar zijn (Supplement S1 Tabel S3).

### FIGUUR 5

Verloop in macrofauna-soortenrijkdom tussen 1995 en 2020 in de A) langzaam stromende wateren (42), B) snel stromende wateren (14), C) sloten (13) en D) kanalen (5). De boxen zijn inter-kwartiel-afstanden (25<sup>e</sup> percentiel tot 75<sup>e</sup> percentiel), de verticale lijnen ('whiskers') strekken zich uit tot maximaal 1,5 keer de breedte van de box en stippen zijn uitschieters. De blauwe lijn geeft de lokaal gewogen afvlakingscurve door alle metingen met een 95% betrouwbaarheidsinterval (loess functie) weer.



**TABEL 2**

Overzicht van de lange-termijn-meetpunten voor macrofauna per waterschap sinds 1995. \*Voedingskanaal Hartelbrug is meegenomen als M7.

Waterschap	Naam	Meetpunt	KRW	RD_X	RD_Y	Seizoen	Periode	Aantal meetjaren
Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard	Scheislout Middelweg	614	M8	103714	446506	zomer	1995 - 2020	12
	Sloot Derde Tochtweg	656	M8	102173	445871	zomer	1995 - 2016	11
Waterschap Aa & Maas	Campagnebeek	140368	M1a	200099	396833	voorjaar	1999 - 2019	10
	Koningsvliet	342410	M3	134459	413200	voorjaar	2000 - 2020	14
	Astense Aa	140233	R4a	178016	383343	voorjaar	2000 - 2020	15
	Esperloop	140258	R4a	176620	392650	voorjaar	1995 - 2020	11
	Oeffeltse Raam	340415	R5	193435	412995	zomer	2000 - 2020	14
Waterschap de Brabantse Delta	Chaamse Beek	210803	R4a	115740	394180	voorjaar	1995 - 2019	20
	Donge (DON1)	110001	R4a	127040	401230	voorjaar	1998 - 2018	14
	Donge (DON5)	590801	R4a	123350	406650	voorjaar	1998 - 2018	15
	Galderse Beek	210703	R4a	111880	392580	voorjaar	1995 - 2020	12
	Leijloop	210506	R4a	111040	390000	voorjaar	1995 - 2019	20
	Merkske	210201	R4a	112760	382280	voorjaar	1995 - 2019	20
	Strijbeekse Beek	210406	R4a	114000	390220	voorjaar	1995 - 2019	22
	Aa/Weerij (AAW1)	220013	R5	111740	399140	voorjaar	1997 - 2019	18
	Aa/Weerij (AAW9)	220005	R5	103100	381650	voorjaar	1995 - 2019	19
	Molenbeek	240103	R5	91550	388550	voorjaar	1995 - 2020	20
	Boven Mark (BOV8)	210012	R6	112960	390950	voorjaar	1995 - 2019	20
	Boven Mark (BOV9)	210016	R6	112050	381130	voorjaar	1995 - 2019	20
	Mark en Dintel	200029	R6	102360	404170	voorjaar	1998 - 2019	16
Steenbergse Vliet	300001	R6	77900	404000	voorjaar	1998 - 2019	15	
Waterschap de Dommel	Beekloop Woeste Polderhoeve	250031	R4a	153924	364930	najaar	1997 - 2020	16
	Buulder Aa	250053	R4a	166757	364918	najaar	1997 - 2016	15
	Rosep	250091	R4a	144676	398886	voorjaar	1999 - 2020	17
	Strijper Aa	250055	R4a	164930	366346	najaar	1997 - 2017	16
	Beerze	250087	R5	149194	397747	najaar	2000 - 2020	11



Waterschap	Naam	Meetpunt	KRW	RD_X	RD_Y	Seizoen	Periode	Aantal meetjaren
Waterschap de Dommel	Boven Dommel	250011	R5	157874	364277	najaar	1997 - 2020	18
	Tongelreep	250014	R5	162249	369414	najaar	1997 - 2020	20
	Essche Stroom	250092	R6	145004	400185	najaar	1999 - 2020	10
Waterschap Hollandse Delta	Singel Zevenbergsedijkje	YOP_0712	M1a	98072	432497	zomer	2000 - 2018	12
	Sloot Achterdijk	BOP_0906	M1a	71543	432561	zomer	1995 - 2018	15
	Sloot anthonypolder	HOP_1701	M1a	96708	422451	zomer	1997 - 2018	11
	Sloot Gorsdijk	HOP_2602	M1a	101337	423287	zomer	1997 - 2020	11
	Sloot Hilseweg Abbenbroek	BOP_1406	M1a	74676	429076	zomer	1995 - 2018	10
	Sloot Molenpolder	YOP_0204	M1a	93111	428722	zomer	2000 - 2018	11
	Sloot Nieuwe Merwedeweg	DWOP0806	M1a	110268	420096	zomer	1997 - 2018	12
	Sloot Randweg Ridderkerk	YOP_0606	M1a	100458	432897	zomer	1997 - 2018	12
	Voedingskanaal Hartelbrug	BO_46	M7*	80681	431073	zomer	2000 - 2020	14
	Kanaal Hellevoetsluis	BO_16	M7a	71337	429111	zomer	2000 - 2018	10
	Kanaal Wellebrug	BO_17	M7a	75157	431715	zomer	2000 - 2018	11
	Waterschap Limburg	Tungelroysebeek	OTUNG100	R4a	171630	360170	zomer	1998 - 2019
Bosbeek		ORBME300	R4b	203954	353448	voorjaar	1995 - 2020	14
Middelsgraaf		OMIDD300	R4b	190373	341366	najaar	1996 - 2019	11
Afleidingskanaal Smakt		OAFLE900	R5	197730	398110	voorjaar	1995 - 2019	12
Uffelsebeek		OUFFE050	R5	181770	353450	voorjaar	1995 - 2018	13
Niers		ONIER200	R6	199260	413710	voorjaar	1995 - 2020	13
Muhlenbach		OMUHL800	R13	202966	347625	najaar	1995 - 2017	16
Rode Beek (Millen)		ORODE800	R13	189284	337226	najaar	1995 - 2019	18
Rode Beek (Mindergangelt)		ORODE500	R13	196419	332630	najaar	1995 - 2019	17
Rodebeek (Rothenbach)		ORBRO500	R13	206383	350463	voorjaar	1995 - 2020	10
Geldernsnierskanaal		OGELD100	R14	211190	392950	voorjaar	1995 - 2020	13
Roer		OROER100	R15	204302	347123	najaar	1995 - 2020	25
Gulp		OGULP100	R17	188673	308764	voorjaar	1995 - 2020	26
Noor		ONOOR500	R17	184598	309027	voorjaar	1995 - 2020	26
Voer		OVOER100	R17	179666	308283	voorjaar	1995 - 2020	21
Geul	OGEUL100	R18	193537	307776	voorjaar	1995 - 2020	25	

Waterschap	Naam	Meetpunt	KRW	RD_X	RD_Y	Seizoen	Periode	Aantal meetjaren
Waterschap Limburg	Jeker (OJEKE100)	OJEKE100	R18	174862	314269	voorjaar	1995 - 2019	15
	Jeker (OJEKE900)	OJEKE900	R18	176748	317332	voorjaar	1996 - 2018	10
	Worm	OWORM100	R18	204216	321336	najaar	1995 - 2020	17
	Melickerven	OMELIC10	M12	203366	354198	zomer	1995 - 2019	12
	Kanaal Deurne Meijel	OKDEU200	M3	190590	374770	zomer	1995 - 2015	10
Waterschap Vallei & Veluwe	Heelsumsebeek	289051	R4a	180546	443368	voorjaar	1997 - 2019	13
Waterschap Vechtstromen	Randwaterleiding	IRWL01	M1a	245350	513125	najaar	1995 - 2015	12
	Mosbeek	06-203	R13	255309	496345	najaar	1996 - 2017	12
	Bruchterbeek	IBRB55	R5	238801	507774	najaar	1995 - 2016	15
	Bruchterbeek	IBRB55	R5	238801	507774	voorjaar	1999 - 2019	17
	Loodiep	ALO080	R5	246056	522851	voorjaar	1998 - 2019	17
	Radewijkerbeek	IRWB65	R5	241854	510901	voorjaar	2000 - 2019	16
	Ruenbergerbeek	41-001	R5	267774	474179	najaar	1995 - 2016	21
	Vecht (Laar)	MVEC00	R6	246550	514640	najaar	1995 - 2016	22
Vecht (Ommen)	MVEC55	R6	225143	503819	najaar	2000 - 2016	17	
Waterschap Rijn en IJssel	Beurzerbeek	BZB08	R5	249437	448321	voorjaar	1999 - 2019	12
	Boven Slinge	BOS42	R5	251730	439960	voorjaar	1995 - 2019	18
	Buurserbeek	BUB03	R5	255174	462219	voorjaar	1997 - 2019	14
	Berkel grens	BER00	R6	248631	457056	voorjaar	1995 - 2019	17
Zuiderzeeland	Bremerbergtocht	27AN-022-01	M1a	180325	495319	voorjaar	1995 - 2019	10

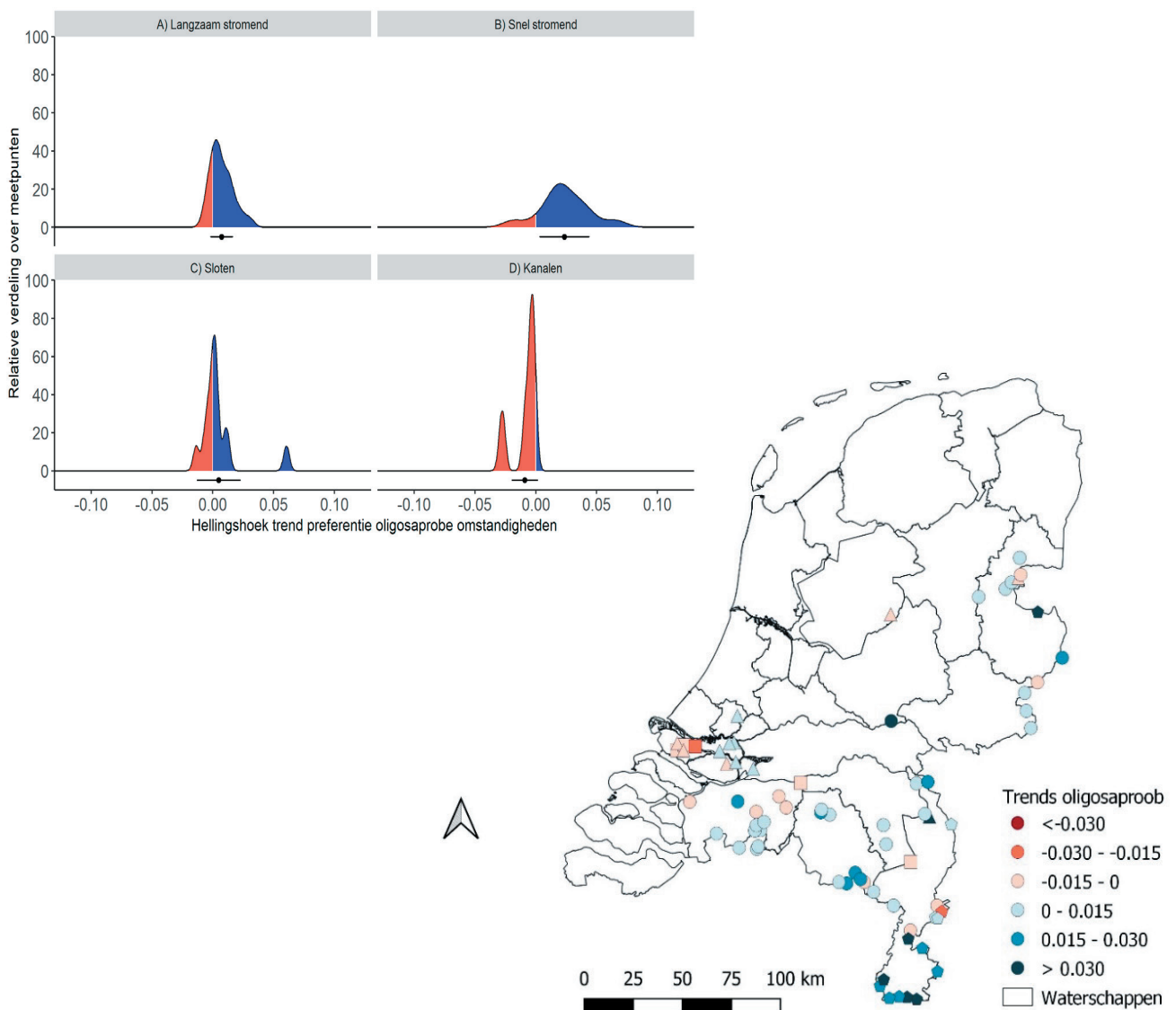
### 3.3 TRENDS IN MILIEUPREFERENTIES

#### Organische belasting

De preferentie voor oligosaprobe omstandigheden is het sterkst toegenomen in de snel stromende wateren, wat duidt op een afname van de mate van organische belasting in dit watertype (Figuur 6; 93% van de wateren heeft een positieve trend). Deze trend was al aanwezig bij de start van de tijdsreeks in 1995 en vlagt af rond 2010 (Figuur 7). De preferentie voor oligosaprobe omstandigheden is daarnaast licht toegenomen in langzaam stromende wateren (79% van de locaties) en in sloten (62%), terwijl deze licht is afgenomen in de kanalen (Figuur 6). Wel is de richting van de trend locatie-specifiek en zijn er geen duidelijk herkenbare regionale patronen zichtbaar.

#### FIGUUR 6

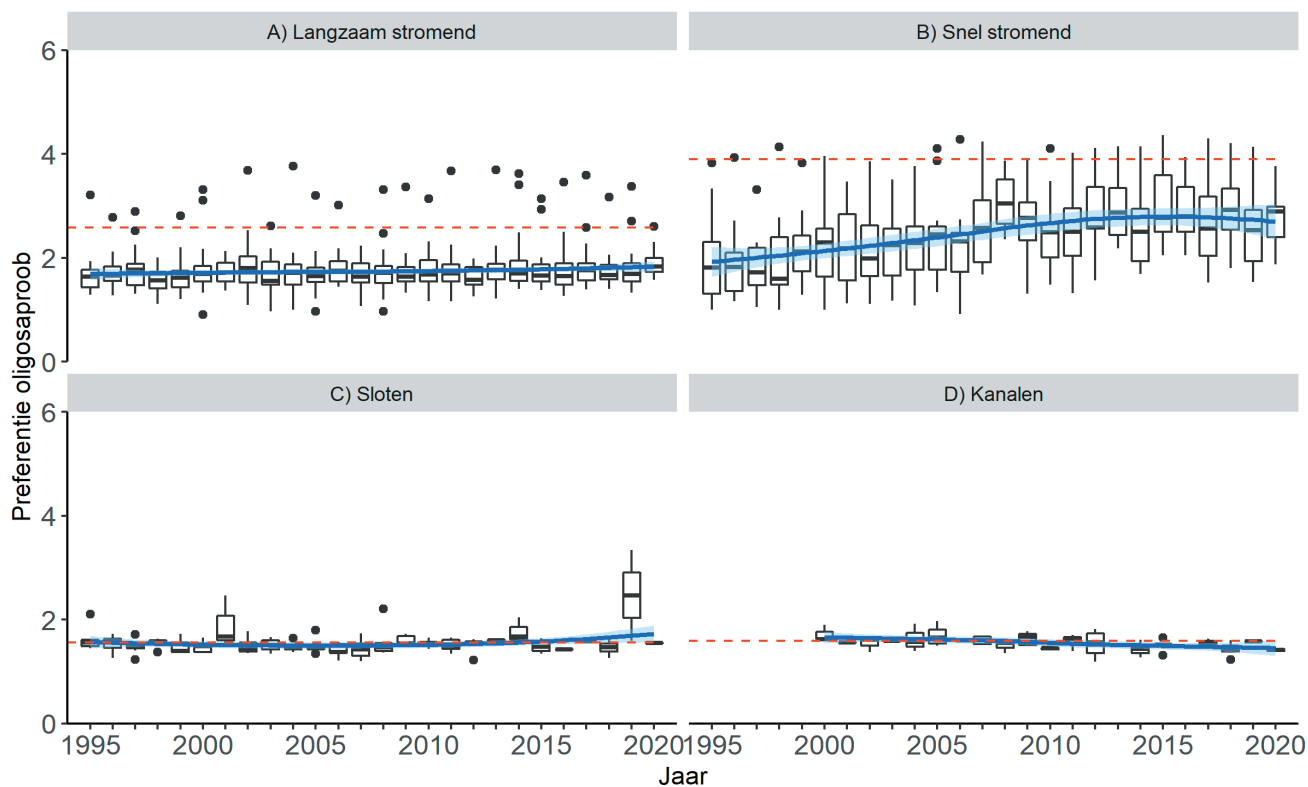
Gemiddelde en verdeling van trends in de preferentie voor oligosaprobe omstandigheden tussen 1995 en 2020 in de A) langzaam stromende wateren (42), B) snel stromende wateren (14), C) sloten (13) en D) kanalen (5). De foutbalk geeft de gemiddelde trend met daarbij 1 standaard deviatie weer. De lijn laat de verdeling van de trends over de verschillende meetpunten zien. Trends zijn berekend als een lineaire verandering in soortenrijkdom, waarbij positieve waarden een toename in het aantal soorten (blauw) per jaar weergeven en de negatieve waarden een afname (rood). Op het kaartje is de ruimtelijke verdeling weergegeven, waarbij de vorm van de symbolen het watertype indiceert, met: ○ = langzaam stromend, ◇ = snel stromend, △ = sloten en □ = kanalen.



In vergelijking met de preferentiescores die behaald worden in de wateren met een zeer goede beoordeling van de ecologische kwaliteit (macrofauna EKR-score >0.8) in Nederland heeft de preferentie voor oligosaprobe omstandigheden in stromende wateren over het geheel genomen nog niet dit niveau bereikt (Figuur 7). Dit geeft aan dat er nog een stijging van de score te verwachten is wanneer de milieuomstandigheden verder verbeteren. Voor sloten en kanalen is de preferentie voor oligosaprobe omstandigheden niet differentiërend; deze ligt zowel voor de geanalyseerde tijdreekslocaties als voor de locaties die vallen binnen de EKR-klasse zeer goed op een laag niveau (ter vergelijking zie stromende wateren Figuur 7AB).

### FIGUUR 7

Verloop in de preferentie voor oligosaprobe omstandigheden tussen 1995 en 2020 in de A) langzaam stromende wateren (42), B) snel stromende wateren (14), C) sloten (13) en D) kanalen (5). De boxen zijn inter-kwartiel-afstanden (25<sup>e</sup> percentiel tot 75<sup>e</sup> percentiel), de verticale lijnen ('whiskers') strekken zich uit tot maximaal 1,5 keer de breedte van de box en stippen zijn uitschieters. De blauwe lijn geeft de lokaal gewogen afvlakingscurve door alle metingen met een 95% betrouwbaarheidsinterval (loess functie) weer. De rode stippellijn is de preferentie van meetpunten binnen een watertype met een zeer goede KRW EKR-score ( $\geq 0.8$ ).

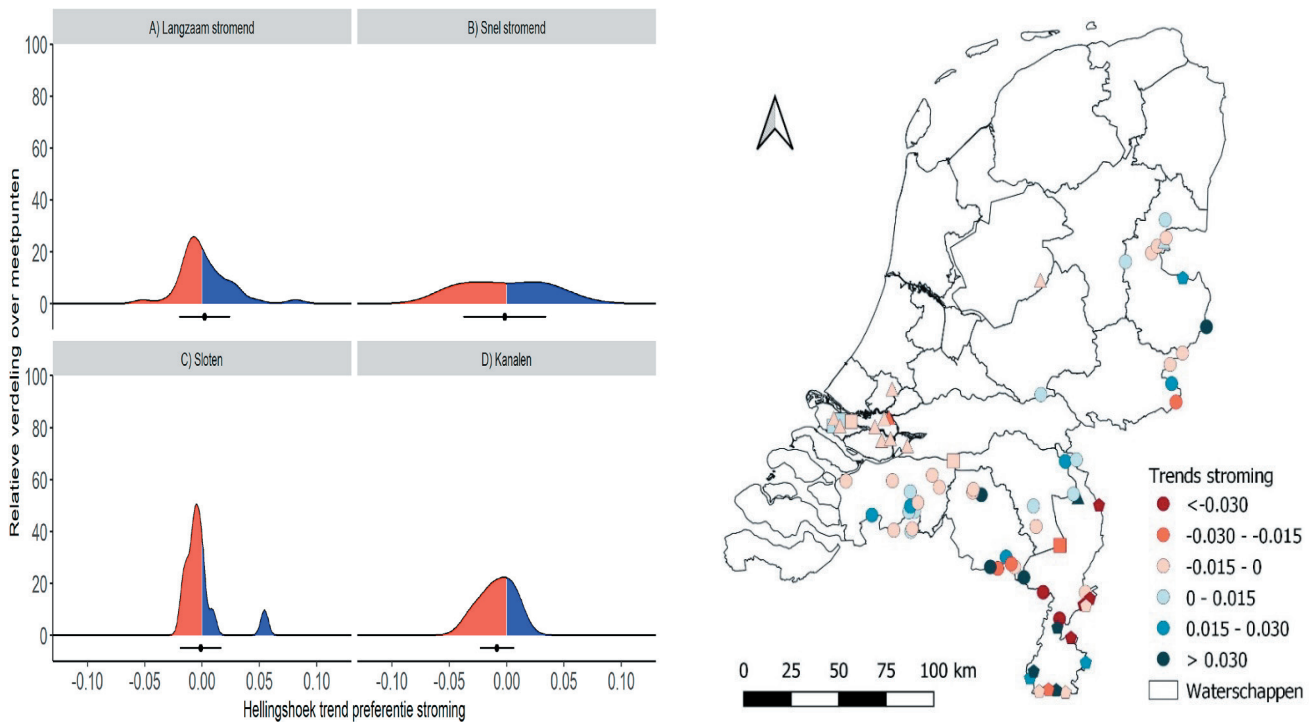


## Stroming/zuurstof

Meer dan de helft van de meetpunten in de langzaam stromende wateren (55%), snel stromende wateren (57%) heeft een negatieve trend met betrekking tot de preferentie voor matig tot snel stromend water (Figuur 8). Voor de stilstaande typen is de stromingspreferentie ook berekend, maar dan als indicatie voor een continu hoog zuurstofgehalte in de watergang. Ook hier is de trend overwegend negatief; voor kanalen (60%) en voor sloten (80%). Wel is de richting van de trend locatie-specifiek en zijn er geen duidelijk herkenbare regionale patronen zichtbaar; positieve en negatieve trends kunnen optreden in waterlichamen die dicht bij elkaar liggen.

### FIGUUR 8

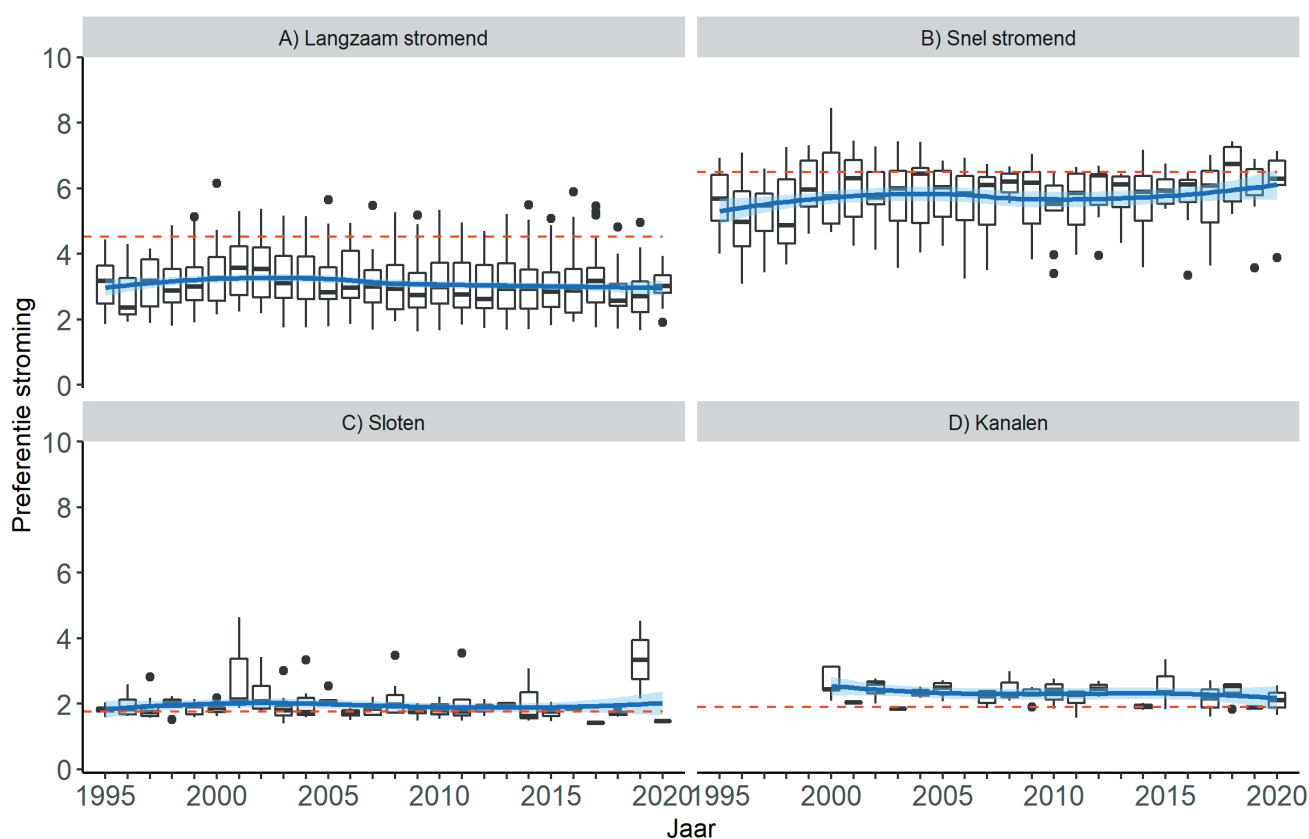
Gemiddelde en verdeling van trends in de preferentie voor stromend water tussen 1995 en 2020 in de A) langzaam stromende wateren (42) en B) snel stromende wateren (14). Als indicatie voor een hoog zuurstofgehalte zijn ook de waarden voor C) sloten (13) en D) kanalen (5) bepaald. De foutbalk geeft de gemiddelde trend met standaard deviatie weer. De lijn laat de verdeling van de trends over de verschillende meetpunten zien. Trends zijn berekend als een lineaire verandering in soortenrijkdom, waarbij positieve waarden een toename in het aantal soorten/jaar (blauw) weergeven en negatieve waarden een afname (rood). Op het kaartje is de ruimtelijke verdeling weergegeven, waarbij de vorm van de symbolen het watertype indiceert, met: ○ = langzaam stromend, ◇ = snel stromend, △ = sloten en □ = kanalen.



Doordat de trend verschilt tussen de meetpunten, is er geen duidelijke verandering in de gemiddelde preferentie voor stroming over tijd (Figuur 9). In de snel stromende wateren benaderde de preferentie voor stroming het niveau van wateren met een zeer goede EKR score, terwijl de stromingspreferentie in langzaam stromende wateren lager lag dan in situaties met een zeer goede ecologische kwaliteit. Voor de stilstaande typen bleek deze parameter weinig differentiërend en deze lag daarnaast op een laag niveau.

### FIGUUR 9

Verloop in de preferentie voor stroming tussen 1995 en 2020 in de A) langzaam stromende wateren (42), B) snel stromende wateren (14), C) sloten (13) en D) kanalen (5). De boxen zijn interkwartielafstanden (25<sup>e</sup> percentiel tot 75<sup>e</sup> percentiel), de verticale lijnen ('whiskers') strekken zich uit tot maximaal 1,5 keer de breedte van de box en stippen zijn uitschieters. De blauwe lijn geeft de lokaal gewogen afvlakingscurve door alle metingen met een 95% betrouwbaarheidsinterval (loess functie) weer. De rode stippellijn is de preferentie van meetpunten binnen een watertype met een zeer goede EKR score.

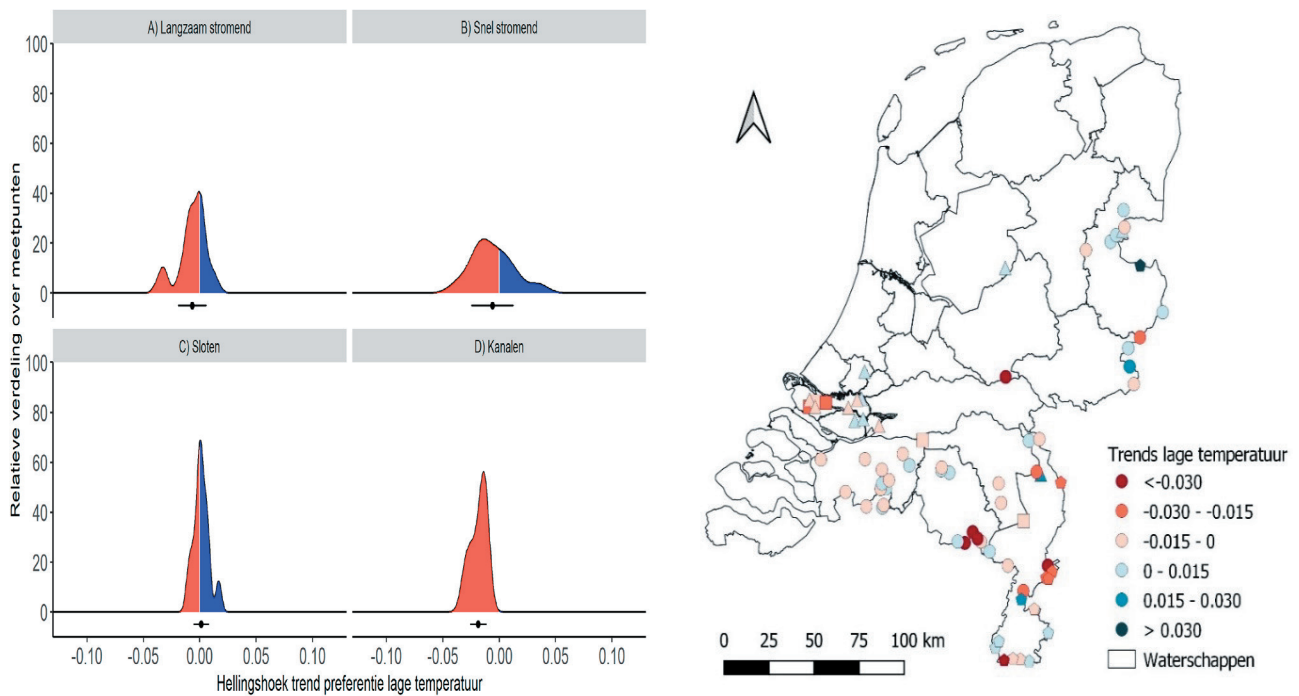


## Watertemperatuur

Er is een negatieve trend in de preferentie voor een lage gedempte watertemperatuur in 58% van alle meetpunten in de snel stromende wateren, 64% van de langzaam stromende wateren en in alle kanalen (Figuur 10), wat lijkt te duiden op een verhoogde watertemperatuur door opwarming en/of verminderde grondwaterinvoer. De preferentie voor lage temperatuur is in de meeste sloten weinig veranderd. Wel is de richting van de trend locatie-specifiek en zijn er geen duidelijk herkenbare regionale patronen zichtbaar; positieve en negatieve trends kunnen optreden in waterlichamen die dicht bij elkaar liggen.

### FIGUUR 10

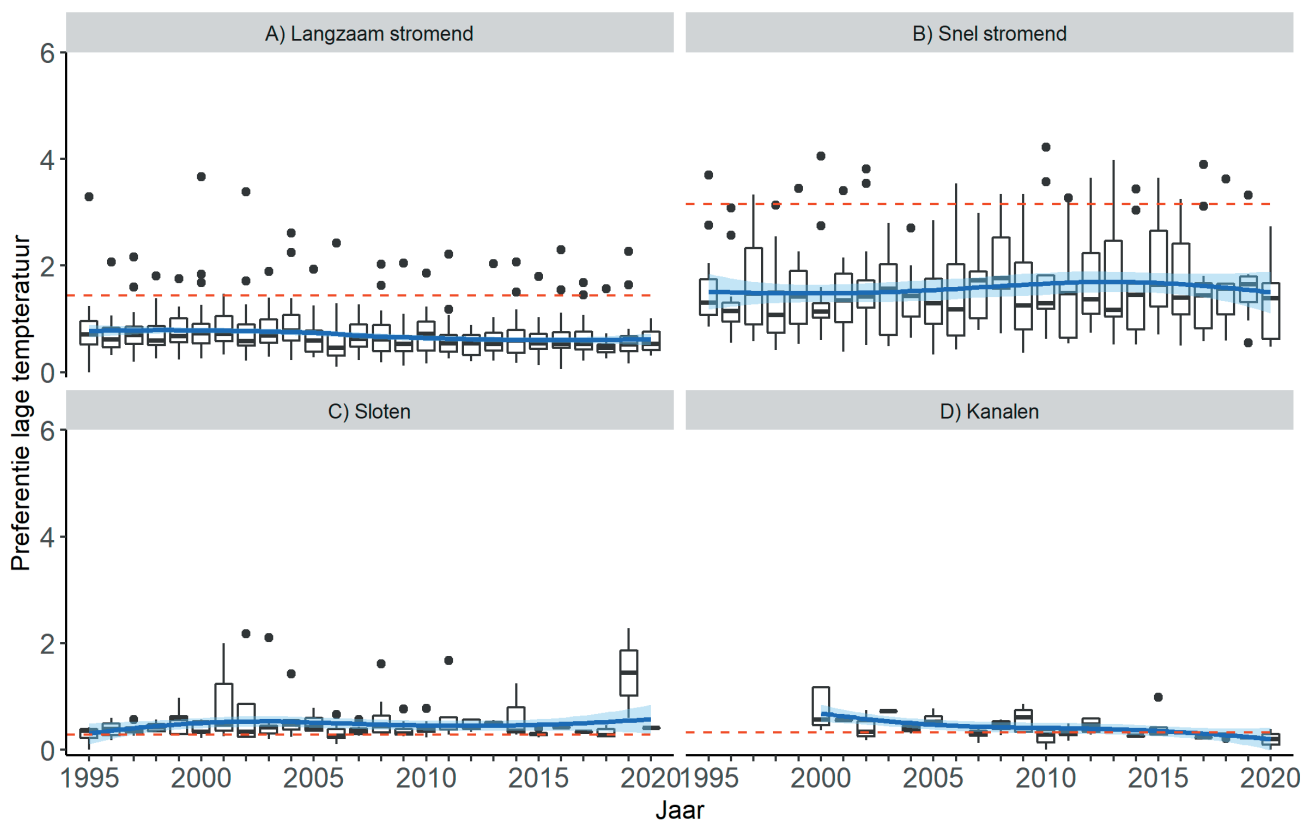
Gemiddelde en verdeling van trends in de preferentie voor lage temperatuur tussen 1995 en 2020 in de A) langzaam stromende wateren (42), B) snel stromende wateren (14), C) sloten (13) en D) kanalen (5). De foutbalk geeft de gemiddelde trend met standaard deviatie weer. De lijn laat de verdeling van de trends over de verschillende meetpunten zien. Trends zijn berekend als een lineaire verandering in soortenrijkdom, waarbij positieve waarden een toename in het aantal soorten/ jaar (blauw) weergeven en negatieve waarden een afname (rood). Op het kaartje is de ruimtelijke verdeling weergegeven, waarbij de vorm van de symbolen het watertype indiceert, met: ○ = langzaam stromend, ◇ = snel stromend, △ = sloten en □ = kanalen.



Zowel voor de langzaam als de snel stromende wateren ligt de preferentie voor lage temperatuur onder het niveau van wateren met een zeer goede EKR score, voor de stilstaande wateren is de temperatuurpreferentie wederom niet differentiërend (Figuur 11).

### FIGUUR 11

Verloop in de preferentie voor lage temperatuur tussen 1995 en 2020 in de A) langzaam stromende wateren (42), B) snel stromende wateren (14), C) sloten (13) en D) kanalen (5). De boxen zijn interkwartielafstanden (25<sup>e</sup> percentiel tot 75<sup>e</sup> percentiel), de verticale lijnen ('whiskers') strekken zich uit tot maximaal 1,5 keer de breedte van de box en stippen zijn uitschieters. De blauwe lijn geeft de lokaal gewogen afvlakingscurve door alle metingen met een 95% betrouwbaarheidsinterval (loess functie) weer. De rode stippellijn is de preferentie van meetpunten binnen een watertype met een zeer goede EKR score.



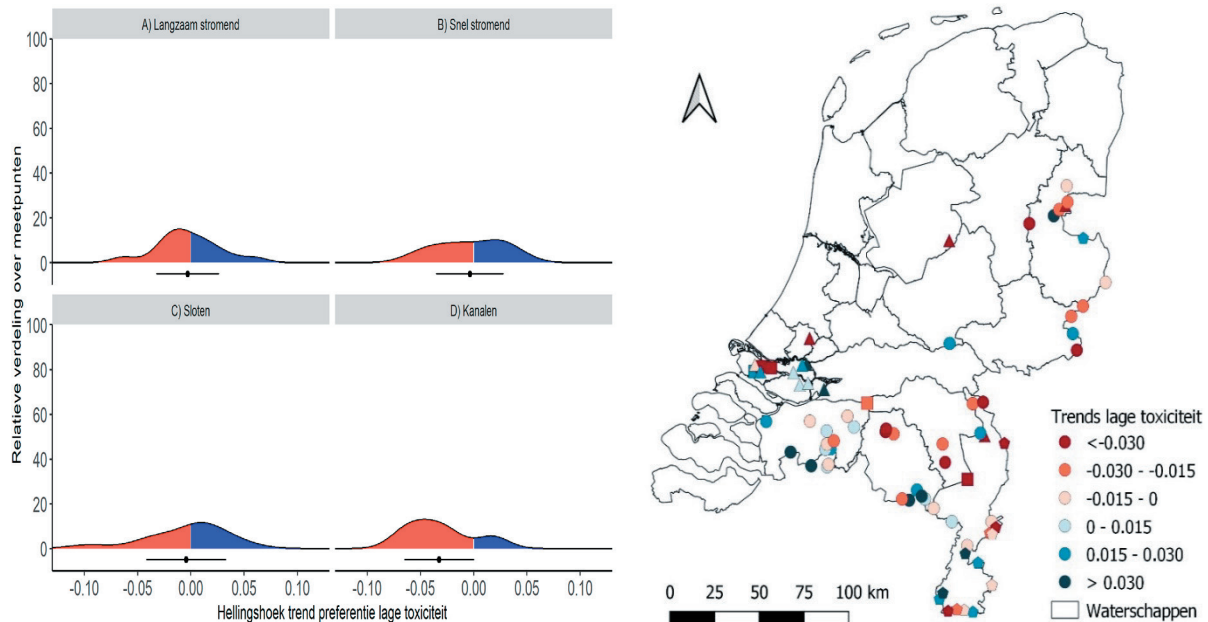


## Toxiciteit

Op 57% van de meetpunten in beide typen stromende wateren en op 80% van de kanalenlocaties is een negatieve trend aanwezig in de preferentie voor een lage toxische belasting (Figuur 12). Dit lijkt te duiden op een toename van de toxiciteit in deze watertypes. In de sloten is de preferentie voor lage toxiciteit op 62% van de meetpunten toegenomen, maar doordat de preferentie voor lage toxiciteit in een aantal sloten sterker is afgenomen, valt de gemiddelde trend echter nog negatief uit. Wel is de richting van de trend locatie-specifiek en zijn er geen duidelijk herkenbare regionale patronen zichtbaar; positieve en negatieve trends kunnen optreden in waterlichamen die dicht bij elkaar liggen.

### FIGUUR 12

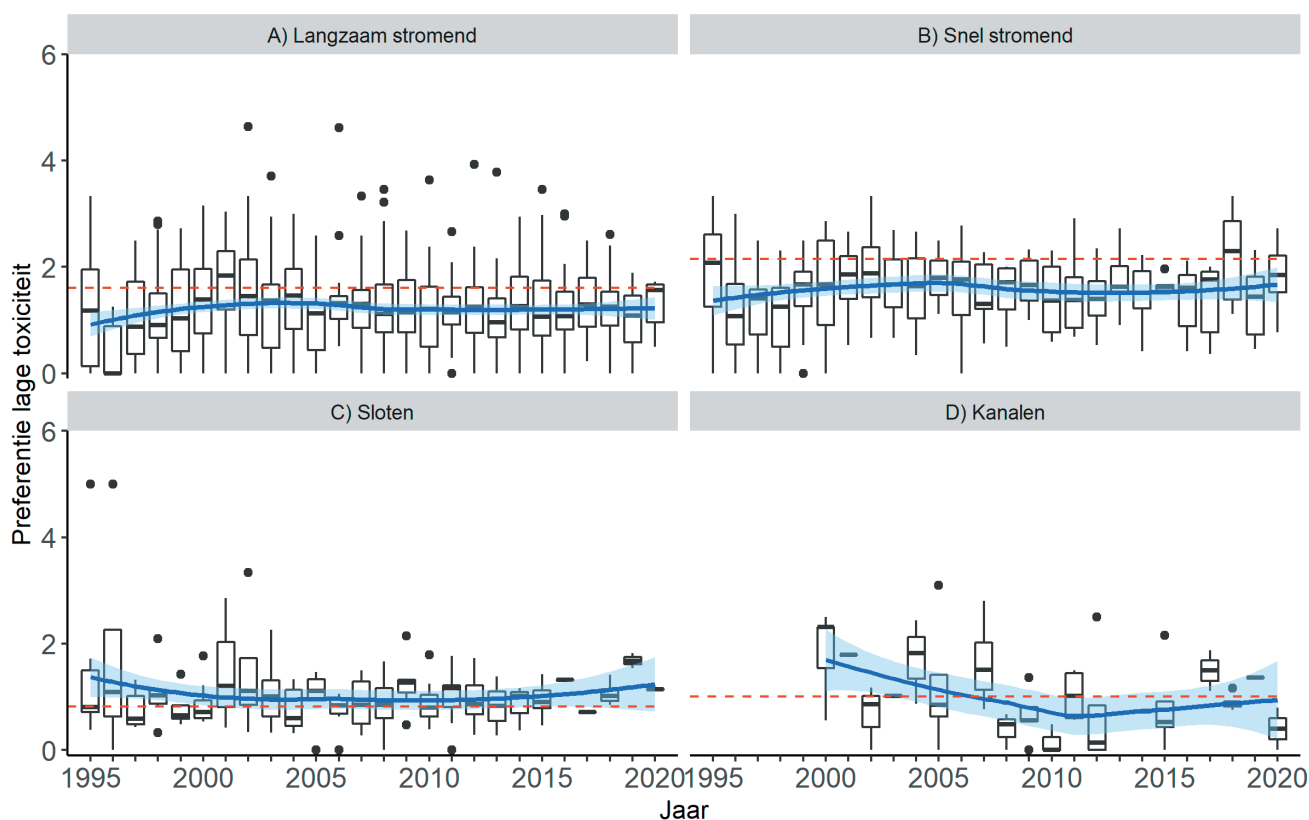
Gemiddelde en verdeling van trends in de preferentie voor lage toxiciteit tussen 1995 en 2020 in de A) langzaam stromende wateren (42), B) snel stromende wateren (14), C) sloten (13) en D) kanalen (5). De foutbalk geeft de gemiddelde trend met standaard deviatie weer. De lijn laat de verdeling van de trends over de verschillende meetpunten zien. Trends zijn berekend als een lineaire verandering in soortenrijkdom, waarbij positieve waarden een toename in het aantal soorten/ jaar (blauw) weergegeven en negatieve waarden een afname (rood). Op het kaartje is de ruimtelijke verdeling weergegeven, waarbij de vorm van de symbolen het watertype indiceert, met: ○ = langzaam stromend, ◇ = snel stromend, △ = sloten en □ = kanalen.



De toxiciteitsscores liggen over het algemeen iets onder de waarden die gevonden worden op locaties met een zeer goede ecologische kwaliteit voor de stromende wateren en schommelen rond de gevonden waarden voor de stilstaande wateren (Figuur 13).

### FIGUUR 13

Verloop in de preferentie voor een lage toxiciteit tussen 1995 en 2020 in de A) langzaam stromende wateren (42), B) snel stromende wateren (14), C) sloten (13) en D) kanalen (5). De boxen zijn interkwartielafstanden (25<sup>e</sup> percentiel tot 75<sup>e</sup> percentiel), de verticale lijnen ('whiskers') strekken zich uit tot maximaal 1,5 keer de breedte van de box en stippen zijn uitschieters. De blauwe lijn geeft de lokaal gewogen afvlakingscurve door alle metingen met een 95% betrouwbaarheidsinterval (loess functie) weer. De rode stippellijn is de preferentie van meetpunten binnen een watertype met een zeer goede EKR score.



## ►► 4 DISCUSSIE EN CONCLUSIES

In deze studie is verkend hoe macrofaunatijdreeksdata afkomstig van de reguliere waterschapsbemonsteringen die worden uitgevoerd in het kader van de toestand- en trendmonitoring kan worden toegepast om te kunnen duiden welke veranderingen zijn opgetreden in de Nederlandse macrofauna. Ook is bekeken of de eventuele veranderingen kunnen worden gerelateerd aan veranderingen in de toestand van deze wateren.

Geschikte macrofaunatijdreekslocaties zijn schaars en hebben hun  
zwaartepunt in stromende wateren in de grensgebieden.

Er bleken slechts 75 meetpunten geschikt om een tijdreeksanalyse uit te kunnen voeren. Van deze meetpunten bleek een groot deel afkomstig uit stromende wateren die in de grensgebieden liggen. Een belangrijke oorzaak hiervan is dat de meeste meetpunten niet specifiek worden gemonitord met als doel een trendanalyse uit te kunnen voeren, waardoor vaak slechts korte meetseries van dezelfde locaties beschikbaar zijn. Ook een vaak relatief lage meetfrequentie (eenmaal in de 3-5 jaar) speelt een rol, waardoor het lang duurt voordat een voldoende lange reeks is opgebouwd die geschikt is om analyses op uit te voeren. Op de landsgrenzen wordt vaak al lange tijd met een grotere regelmaat gemeten, waardoor deze punten vaker geschikt waren om een tijdreeksanalyse op uit te voeren met een oververtegenwoordiging in deze studie tot gevolg.

De soortenrijkdom in de Nederlandse wateren is toegenomen, maar deze  
toename lijkt in het laatste decennium te stagneren.

De analyse van de Nederlandse lange-termijn-meetpunten laten een duidelijke toename in soortenrijkdom van de macrofaunagemeenschap zien over de afgelopen 25 jaar. Op het merendeel van de meetpunten (80-93%) in langzaam stromende beken, snel stromende beken, sloten en kanalen is de soortenrijkdom tussen 1995 en 2020 toegenomen. De toename bedroeg gemiddeld 0.6-1.0 soort per jaar. Het betreft hier overigens een gecorrigeerde toename, waarbij bijvoorbeeld soorten die in het verleden niet herkend konden worden, soorten die op basis van nieuwe taxonomische inzichten zijn gesplitst in meerdere soorten of die door de mens zijn geïntroduceerd niet zijn meegeteld. De waargenomen toename past in het beeld dat al eerder geschetst is door Hallmann & Jongejans (2021), die een toename in het aantal insectengeslachten in de Nederlandse oppervlaktewateren vaststelden.

Opvallend is dat dit biodiversiteitsherstel in de stromende wateren rond 2010 lijkt te zijn gestagneerd; een patroon dat ook wordt waargenomen in de rest van Europa (Haase *et al.*, in review). In de stilstaande wateren lijkt de toename in soortenrijkdom later te zijn gestart, maar doordat er minder meetpunten omvatten zijn deze resultaten mogelijk minder betrouwbaar (Jähnig *et al.* 2021). Een verklaring hiervoor zou kunnen zijn dat het niveau waarop de huidige stressoren (bijvoorbeeld organische belasting, eutrofiëring, toxische stoffen) zijn teruggedrongen niet voldoende is om een verdere toename mogelijk te maken, oftewel de soorten die nog niet zijn teruggekeerd stellen hogere eisen aan het milieu. Daarnaast zou het kunnen dat er de laatste jaren een toename van de hoeveelheid stress plaatsvindt. Mogelijke oorzaken zouden onder andere kunnen liggen in de voortschrijdende gevolgen van de huidige klimaatverandering (opwarming, droogval en stagnatie als gevolg van hoge temperaturen, neerslagtekorten in het zomerhalfjaar, Verdonschot *et al.* 2020) en toxische druk door niet of slecht toetsbare (nieuwe) toxische stoffen (Verschoor *et al.* 2019).

Een verbetering van de waterkwaliteit, in termen van minder organische belasting, lijkt ten  
grondslag te liggen aan de toename in soortenrijkdom, terwijl voor stroming, temperatuur en  
toxiciteit op veel plekken juist een negatieve trend optreedt.

De indicatieve waarde voor milieuomstandigheden van de macrofaunasoorten op de tijdreekslocaties liet een positief effect van een verbeterde waterkwaliteit - uitgedrukt als toename van de indicatie voor oligosaprobe omstandigheden,

duidend op een lagere organische belasting - zien, met name in langzaam stromende wateren (79% van de locaties) en snel stromende wateren (93%). Een vergelijking met de situatie in wateren met een zeer goede ecologische kwaliteit liet wel zien dat er nog een verbetering mogelijk is voor alle parameters voordat dit hoogste ecologische niveau bereikt wordt. Voor de preferenties voor stroming, een lage gedempte watertemperatuur en weinig toxische belasting was het beeld minder positief; meer dan de helft van de locaties vertoonde een negatieve trend. Dit laatste ondersteunt de hypothesen uit de vorige paragraaf.

#### Biodiversiteitstrends verschillen op waterlichaam-niveau en zijn daarmee context-afhankelijk.

De ruimtelijke verdeling van de vastgestelde veranderingen over de meetpunten en watertypen vertoonde geen herkenbare patronen op een groot ruimtelijk schaalniveau en bleek sterk waterlichaam-specifiek. Dit geeft aan dat de lokale context sterk bepalend was voor het waargenomen patroon, waarschijnlijk samenhangend met de stressoren die in dat specifieke waterlichaam een rol speelden, de uitgevoerde herstelmaatregelen en effectiviteit ervan (welk type maatregelen, omvang, leeftijd) en tenslotte de aanwezigheid van bronpopulaties van ontbrekende soorten in de omgeving (binnen overbrugbare afstand). Dit laatste speelt bijvoorbeeld een rol bij grensoverschrijdende wateren met een groot deel van het stroomgebied in het buitenland waarin nog weinig aangetaste trajecten te vinden zijn, zoals de Roer waar verschillende uitgestorven gewaande soorten zijn teruggekeerd (Drukker *et al.* 2019).

#### Laag differentiërend vermogen milieu- en habitatpreferenties sloten en kanalen

De milieu- en habitatpreferenties van de macrofauna zijn voor sloten en kanalen onvoldoende differentiërend. Omdat het deels dezelfde soorten als in de stromende wateren betreft (waar wel differentiatie werd waargenomen voor de gebruikte parameters) kan het een indicatie zijn dat in de stilstaande wateren voor macrofauna andere factoren een belangrijkere rol spelen die niet goed worden gevat in de huidige systematiek. Een voorbeeld hiervan kan de habitatstructuur zijn, bijvoorbeeld samenhangend met het beheer en onderhoud (Peeters *et al.* 2014). Een andere oorzaak zou kunnen liggen in de beoordeling van de ecologische kwaliteit van de meetpunten. Mogelijk is de lijst van positieve soorten in de maatlatten voor sloten en kanalen onvoldoende differentiërend waardoor het oordeel niet de werkelijke toestand aangeeft.

## ▶▶ 5 AANBEVELINGEN

---

Het bleek moeilijk om voldoende meetlocaties te vinden om tijdreeksanalyses uit te kunnen voeren door een gebrek aan consistente lange-termijn-data van de macrofauna. Om het probleem met steeds veranderende meetlocaties en meetinspanning te verkleinen verdient het aanbeveling om op nationaal niveau een beperkt aantal locaties te selecteren waar voldoende grote monsters in verschillende seizoenen op gestandaardiseerde wijze (bij voorkeur door één instantie) worden genomen en geanalyseerd, zodat de variatie en onzekerheid van deze data zo laag mogelijk is. Door deze monsters centraal op te slaan en te beheren, kunnen ze in de toekomst beschikbaar blijven. Dit zijn de zogenaemde lange-termijn-ecologisch-monitoren (LTEM) meetpunten.

Bij voorkeur worden LTEM-meetpunten geselecteerd in verschillende watertypen (stromend, stilstaand, meren etc.), die worden omgeven door verschillend landgebruik (urbaan, natuur en verschillende soorten agrarisch gebied). Indien mogelijk is er overlap met de meetpunten die in het verleden al op lange termijn op gestandaardiseerde wijze zijn bemonsterd, maar mogelijk zouden ook meetpunten moeten worden toegevoegd om een representatief beeld van de trends in Nederland te verkrijgen.

Voor LTEM meetpunten is het van belang dat de variatie en onzekerheid in deze data zo laag mogelijk is (Clarke & Hering 2006). Dit dient te worden bereikt door (Van der Lee *et al.* 2021):

- Voldoende grote monsters te nemen en niet te sub-samplen. De precisie van de monstername wordt hoger bij een groter aantal replica's, wanneer er zo veel mogelijk habitatvariatie wordt meegenomen en/of wanneer een groter oppervlak wordt bemonsterd (Clarke & Hering 2006, Vlek *et al.* 2006).
- Meerdere seizoenen te bemonsteren waarbij de periode waarin wordt bemonsterd zo kort mogelijk wordt gehouden (bijv. voorjaar (maart-mei) en najaar (september-november), waardoor soorten die alleen in een bepaald seizoen voorkomen niet worden gemist (Verdonschot 1990).
- De bemonstering bij voorkeur door één instantie gestandaardiseerd uit te voeren (bijv. bemonsteringsmethode, de totale monsterlengte, het monstervolume en het monsteroppervlak, standaardnetbreedtes en maaswijdten). Daarnaast verdient het aanbeveling om alle kenmerken die samenhangen met de bemonsteringsmethode als ruwe basisinformatie op te slaan bij het databestand (Verdonschot & Van Oosten-Siedlecka 2010).
- Het opzetten van professionele training voor het bemonsteren, het sorteren en het determineren van organismen met 5-jaarlijkse verplichte certificering van de taxonomische kennis (zoals de North American Benthological Society's Taxonomist Certification Program, <https://stroudcenter.org/sfstcp>) (Haase *et al.* 2006).

Tenslotte is het belangrijk een selectie van het verzamelde materiaal langdurig op te slaan, zodat achteraf (bijvoorbeeld bij nieuwe taxonomische inzichten) correcties kunnen worden uitgevoerd of eventueel metingen kunnen worden verricht aan de in het verleden verzamelde organismen.

## ▶▶ 6 LITERATUUR

- Clarke, R. T., & Hering, D. (2006). Errors and uncertainty in bioassessment methods-major results and conclusions from the STAR project and their application using STARBUGS. In: Furse, M.T., Hering, D., Brabec, K., Buffagni, A., Sandin, L., Verdonschot, P.F.M. (eds). *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods*. Springer, Dordrecht, pp. 433-439.
- Cuppen, J. G. M., & van Maanen, B. (2013). De waterkevers van de Meinweg: een vergelijking tussen de waterkeverfauna van 1999 en 2012. *Natuurhistorisch Maandblad*, 102(10), 257-265.
- Desquilbet, M., Gaume, L., Grippa, M., Céréghino, R., Humbert, J. F., Bonmatin, J. M., ... & Goulson, D. (2020). Comment on "Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances". *Science*, 370(6523).
- Dos Reis Oliveira, P. C., van der Geest, H. G., Kraak, M. H., Westveer, J. J., Verdonschot, R. C., & Verdonschot, P. F. (2020). Over forty years of lowland stream restoration: Lessons learned?. *Journal of environmental management*, 264, 110417.
- Drukker, D., Korsten, M., Klink, A., van Maanen, B., & Hop, H. J. (2019). Nieuwe en teruggekeerde haften in Nederland (Ephemeroptera). *Nederlandse Faunistische Mededelingen*, 52, 1-15.
- Haase, P., Bowler, D.E., Baker, N.J., Bonada, N..... & Welti, E.A.R. (onder review). The recovery of European freshwater biodiversity has come to a halt.
- Hallmann, C. A. & Jongejans, E. (2021). Long term trends and drivers of aquatic insects in the Netherlands. STOWA.
- Hop, H., & Moonen, J. (2021). Zeldzaamheid van de macrofauna van Nederlandse Binnenwateren op basis van de meetgegevens van de waterbeheerders. *Aqualysis waterlaboratoria*.
- Jähnig, S. C., Baranov, V., Altermatt, F., Cranston, P., Friedrichs-Manthey, M., Geist, J., ... & Domisch, S. (2021). Revisiting global trends in freshwater insect biodiversity. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 8(2), e1506.
- Jones, F. C. (2008). Taxonomic sufficiency: the influence of taxonomic resolution on freshwater bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Environmental Reviews*, 16, 45-69.
- Ketelaar, R. (2010). Recovery and further protection of rheophilic Odonata in the Netherlands and North Rhine-Westphalia. *Brachytron*, 12(1/2), 38-49.
- Kleijn, D., Bink, R. J., ter Braak, C. J., van Grunsven, R., Ozinga, W. A., Roessink, I., ... & Zeegers, T. (2018). Achteruitgang insectenpopulaties in Nederland: trends, oorzaken en kennislacunes (No. 2871). Wageningen Environmental Research.
- Lemm, J. U., Venohr, M., Globevnik, L., Stefanidis, K., Panagopoulos, Y., van Gils, J., ... & Birk, S. (2021). Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. *Global Change Biology*, 27(9), 1962-1975.
- Liess, M., & Ohe, P. C. V. D. (2005). Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 24(4), 954-965.
- Murphy, J. F., Winterbottom, J. H., Orton, S., Simpson, G. L., Shilland, E. M., & Hildrew, A. G. (2014). Evidence of recovery from acidification in the macroinvertebrate assemblages of UK fresh waters: a 20-year time series. *Ecological Indicators*, 37, 330-340.
- PBL. (2020). Waterkwaliteit KRW. <https://www.clo.nl/indicatoren/nl1438-kwaliteit-oppervlaktewater-krw>
- Peeters, E.T.H.M., Veraart, A.J., Verdonschot, R.C.M., van Zuidam, J.P., de Klein, J.J.M., Verdonschot, P.F.M. (2014) Sloten; ecologisch functioneren en beheer. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>.
- Schaub, B., Van der Lee, G. H., Vonk, J. A., Kraak, M. H. S., Verdonschot, P. F. M. (in prep). Half a century of eutrophication in the river Rhine delta: scale dependent trends.
- Smit, H., Boonstra, H., Duijts, O. W. M., Maanen, B. V., & Wiggers, R. (2012). meer dan 250 soorten watermijten in nederland (acari: hydrachnidia, halacaridae)!. *Nederlandse faunistische mededelingen*, 38, 95-113.
- Šporka, F., Vlek, H. E., Bulankova, E., & Krno, I. J. (2006). Influence of seasonal variation on bioassessment of streams using macroinvertebrates. In: Furse, M.T., Hering, D., Brabec, K., Buffagni, A., Sandin, L., Verdonschot, P.F.M. (eds). *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods*. Springer, Dordrecht, pp. 543-555.

- Termaat, T., & van Strien, A. (2015). Libellen: is de grootste winst voorbij?. *Vlinders*, 30(2), 10-12.
- Termaat, T., van Grunsven, R. H., Plate, C. L., & van Strien, A. J. (2015). Strong recovery of dragonflies in recent decades in The Netherlands. *Freshwater Science*, 34(3), 1094-1104.
- Van der Lee G.H., Verdonschot R.C.M. en Verdonschot P.F.M. (2021). Advies voor het monitoren van de ecologische waterkwaliteit. Notitie Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen.
- Van Galen, F., Osté, L., & van Boekel, E. M. P. M. (2020). Nationale analyse waterkwaliteit: Onderdeel van de Delta-aanpak Waterkwaliteit (No. 4002). Planbureau voor de Leefomgeving.
- Van Maanen, B. & Van Haaren, T. (2007). Geannoteerde standaardlijst van determinatieliteratuur voor Nederlandse aquatische macro-invertebraten. WEW-themanummer 21, Werkgroep Ecologisch Waterbeheer.
- Van Mil, J. (2011). Leefwijze en verspreiding van de rivierbodembwants in Limburg. *Natuurhistorisch Maandblad*, 100(5), 73-77.
- Van Tent, J. (2021). krw: KRW-toetsing. R package v. 0.2.2.
- Verberk, W. C. E. P., Verdonschot, P. F. M., Haaren, T. V., & Maanen, B. V. (2012). Milieu-en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwater-macrofauna. STOWA.
- Verdonschot, R., Verdonschot, P., Knol, B., Schmidt, G., Scheepens, M., Brugmans, B., van Beers, P., Lenssen, J. (2020) Effecten van de droge zomer van 2018 op de macrofauna in laaglandbeken. H2O online 3 juni 2020.
- Verdonschot, P. F. (1990). Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel, The Netherlands. PhD thesis. Wageningen University and Research, Wageningen.
- Verdonschot, P. F. M., & Van Oosten-Siedlecka, A. M. (2001). Graadmeters aquatische natuur: analyse gegevenskwaliteit Limnodata (No. 21). Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu.
- Verschoor, A., J. Zwartkruis, M. Hoogsteen, J. Scheepmaker, F. de Jong, Y. van der Knaap, P. Leendertse, S. Boeke, R. Vijftigschild, R. Kruijne & W. Tamis (2019). Tussenevaluatie van de nota 'Gezonde groei, duurzame oogst' : Deelproject milieu. RIVM rapport 2019-0044, RIVM, Bilthoven.
- Vlek, H. E. (2006). Influence of seasonal variation on bioassessment of streams using macroinvertebrates. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 29(4), 1971-1975.
- White, E. R. (2019). Minimum time required to detect population trends: the need for long-term monitoring programs. *BioScience*, 69(1), 40-46.
- Wiggers, R., van den Hoek, T. H., van Maanen, B., Higler, L. W. G., & van Kleef, H. (2006). Some rare and new caddis flies recorded for the Netherlands (Trichoptera). *Nederlandse faunistische mededelingen*, 25, 53-68.

## ►► SUPPLEMENT 1

**TABEL S1**

*Metingen gecombineerd tot één meetpunt om tot voldoende data te komen voor een trendanalyse.*

Wateren	Oude code	Nieuwe code
Roode beek (Rothenbach)	ORBR0450	ORBR0500
Esperloop	149012	140258
Campagnebeek	343505	140368
Sloot Achterdijk	VP_297/03	BOP_0906
Rosep	259093	250091
Sloot Derde Tochtweg	S_0656	656
Sloot Middelweg	S_0614	614

**TABEL S2**

*Bemonsterings- en determinatieproblemen uit de zeldzaamheidslijst van Hop & Moonen (2021) die zijn verwijderd uit de analyse.*

- determinatieprobleem, synoniem P. haranti
- vaak niet doorgedetermineerd
- 4 oude waarnemingen in NL van imago's. Larvendeterminaties onbetrouwbaar
- alleen mannetjes op soort determineerbaar, onderbemonsterd oevers
- als larve niet te determineren
- bestaat mogelijk uit de Chaetocladus soorten suecicus / perennis / vitellinus
- betreft pop / exuvium determinatie
- betreft pop/exuvium of gedetermineerd met oude publikatie van Wiederholm (ed.) 1986.
- betreft waarschijnlijk alleen waarnemingen van E. squalida
- Bevat de soorten P. inopertus en P. confusus.
- Bevat de soorten T. bavarica en T. calvescens
- bevat ook Psectrocladius sordidellus/ventricosus
- Bevat T. nemorusus en T. spec vijver Vollenhove
- Bevat T. pallidicornis, T. buchonius, T. usmaensis en T. gibbosiceps
- Bevat T.ejuncidus, T. longitarsis, T.stratulus, T. eminulus, T. lestagei, T. medius
- controle nodig
- de taxonomische status van deze soort is onduidelijk (Gerecke et al 2016) In Ned. zijn alleen vr. exemplaren gevonden.
- determinatieprobleem
- determinatieprobleem (mogelijk niet in Nederland)
- determinatieprobleem met larven, vaak als soortencombi opgevoerd met C. obreptans
- determinatieprobleem met larven, vaak als soortencombi opgevoerd met C. supplicans
- determinatieprobleem, = Tipula (Yamatotipula)
- determinatieprobleem, alleen te herkennen als ze sexueel volwassen zijn.
- determinatieprobleem, in Ned 2 VA soorten
- determinatieprobleem, synoniem Mochlonyx martinii
- determinatieprobleem.
- Determinatieprobleem. Bijna niet tot op soort te determineren
- determinatieprobleem. Determinatie met Cuppen & Tempelman in prep. Syn.Pogonocladus consobrinus
- Determinatieprobleem. Larve niet tot op soort te determineren
- Determinatieprobleem. Moeilijk te onderscheiden van C. puella



- Determinatieprobleem. Moeilijk te onderscheiden van *C. pulchellum*
- determinatieprobleem. Mogelijk niet in NL
- determinatieprobleem: excavatus en glabripennis zijn niet te scheiden
- determinatieprobleem; als volwassen individu goed te determineren
- determinatieprobleem; waarnemingen in de database hebben vermoedelijk betrekking op goed herkenbare coconnen
- Eerder als *Laonome calida* gerapporteerd.
- Enchytraeidae zijn niet of nauwelijks te determineren en worden nauwelijks gedetermineerd
- gebaseerd op gedetermineerde mannetjes.
- gebaseerd op gedetermineerde mannetjes. synoniem *Haliplus wehncke*
- gesplitst, combinatie van *Hygrobates arenarius* en *Hygrobates fluviatilis* [1]
- gesplitst, combinatie van *Hygrobates longipalpis* [1] en *Hygrobates prosiliens*
- het is onduidelijk of *A. spirorbis* en *A. leucostoma* al dan niet als één soort beschouwd (*A. leucostoma*) moeten worden.
- Het voorkomen van *P. ambigua* is gebaseerd op verkeerd gedetermineerd materiaal van *P. laminata* (Smit & Van Maanen, 2012).
- In het verleden vaak opgevoerd als *F. wautieri* of *F. clessiniana* en het wordt mogelijk *Ferissia californica*.
- in oude literatuur *Cricotopus cylindraceus/festivellus* gr. In Cuppen, H., Gresens, S.E. & Tempelman, D. (2020) als aparte soorten
- in oude literatuur *Cricotopus triannulatus* agg. In Cuppen, H. & Tempelman, D. (2018) als aparte soort
- In Vallenduuk 2019 *G. kaluginae*
- incl. waarnemingen *Chaetocladius piger* agg.
- Incl. waarnemingen *E. brevicar*
- Incl. waarnemingen *E. gracei*
- is incl. *G. crista* f. *cristata* en *G. crista* f. *spinulosa*, synoniem *Armiger crista*
- is moeilijk te onderscheiden van *E.aenea*
- klein, vaak gemist
- klein, vaak gemist; vrij algemeen in de grote rivieren
- Larve determinatie onduidelijk, mogelijk als *P. spec* Pluizenven welke beschreven is in oudere tabellen.
- larven in het hele vroege voorjaar, daardoor onder bemonsterd.
- larven moeilijk determineerbaar
- larven niet te determineren
- larven niet te onderscheiden van *S. ornatum*
- larven nog niet zo lang op soort te determineren, Vallenduuk, 2019
- lastig te onderscheiden van *L. inaequalis*, waarschijnlijk minder zeldzaam
- leeft verborgen in *Anodonta cygnea*, daardoor onderbemonsterd (Smit & Van der Hammen)
- Mogelijk betreft *T. spec*. Landweerven deze soort, zie Cuppen *et al.* 2015
- mogelijk gaat he hier om *T. vittata*
- mogelijk onderbemonsterd door hun leven diep in de bodem
- mogelijk onderbemonsterd, leeft in slakken
- mogelijk slecht herkend en verward met bleke *Erpobdella*
- mogelijk synoniem *T. spec*. Vollenhove
- niet consequent verzameld
- niet consequent verzameld, leeft commensaal met slakken
- niet gecontroleerde waarnemingen? Voorkomen in Ned. onzeker.
- niet representatief bemonsterd
- oevergraafkevers, niet standaard bemonsterd
- oeverspin die niet iedereen invoert
- onbetrouwbare waarnemingen

- onderbemonsterd door periode van bemonstering het is een vroege soort
- onderbemonsterd semi-aquatisch
- onderbemonsterd wanneer KRW-bemonsteringsperiode wordt aangehouden, want is vroeg uitvliegende soort
- onderbemonsterd, larven in het vroege voorjaar te vangen, buiten KRW-monsterperiode
- onderbemonsterd, larven in vroege voorjaar
- Onderbemonsterd, larven in vroege voorjaar in poeltjes etc
- onderbemonsterd, omdat de larven op stenen leven
- onderbemonsterd. vroeg uitvliegende soort. Veel nieuwe vindplaatsen in recente jaren van imago's
- onderscheid met *F. brevipes* blijkt lastig door overlappende kenmerken
- onderscheid met *F. spatulifera* blijkt lastig door overlappende kenmerken
- onzekere determinatie
- Onzekere waarneming. Soort is uitgestorven in Ned. (Gittenberger *et al.* 1998)
- Oudere waarnemingen van vrouwtjes zijn als *S. denticulatus* (gr) opgevoerd.
- overwegend terrestrisch
- pop of exuvium determinatie
- Pop of exuvium waarneming Larve onbekend
- *S. corneum* lijkt zeldzaam, oudere waarnemingen zijn gegeven zonder dat er gecontroleerd is op *S. ovale* of *S. nucleus*
- semi-aquatisch
- semi-aquatisch en onderbemonsterd
- semi-aquatisch/terrestrisch en weinig gedetermineerd
- semi-aquatisch/terrestrisch vnl. larven vondsten
- semi-aquatisch/terrestrisch, boomholtes
- semi-aquatisch/terrestrisch, op drijfbladeren
- sinds 2017 als larve te determineren Van Nieuwenhuijzen 2017
- Sinds 2018 te determineren uitwerking *Parachironomus arcuatus* gr.
- soort afsplitsing
- soort afsplitsing, vooral voorkomed op de Veluwe en Limburg
- soort splitsing
- Soortcombi *G. pallens* en *G. glaucus*
- taxonomie onduidelijk
- taxonomie onduidelijk, terrestrische soort
- taxonomie/determinatieprobleem
- taxonomische interpretatie gewijzigd, volgens Vallenduuk 2019
- taxonomische interpretatie gewijzigd, volgens Vallenduuk 2019 bijna alle waarnemingen *M. pedellus* agg.
- terrestrische soort
- terrestrisch
- terrestrische soort
- terrestrische soort en *Cercyon* wordt door weinig mensen gedetermineerd
- vaak als *S. gr aureum* gedetermineerd synoniem *Eusimulium aureum*
- vaak als *S. gr ornatum*, synoniem *Odagmia ornata*
- vaak niet doorgedetermineerd
- vaak niet gedetermineerd
- vaak niet gedetermineerd; goed te herkennen
- vaak niet gedetermineerd; wel goed te herkennen maar is een voorjaarssoort en wordt daardoor vaak gemist
- vaak niet herkend
- Vaak op gevoerd als *Orchestia cavimana* of als *Cryptorchestia cavimana*
- veel overlap in metingen in tabel Vallenduuk
- verspreiding onduidelijk door gewijzigde naamgeving, synoniem *Simulium austeni*
- verspreiding onduidelijk door vernieuwde literatuur

- verzamel en determinatieprobleem
- vroeger verward met *T.bykowskii*, een soort uit centraal Europa
- vrouwtjes moeilijk van *H. flavipes* te onderscheiden (Drost *et al.* 1992)
- vrouwtjes moeilijk van *H. obscurus* te onderscheiden (Drost *et al.* 1992)
- waarneming heeft betrekking op *Nais cf stolci*. Onderscheid met *N.pardalis* is subtiel
- waarnemingen hebben betrekking op vrouwtjes
- Waarnemingen hebben waarschijnlijk allemaal betrekking op *S. vaginosis*
- Waarnemingen van *P. tenuis* en *P. laetipes*
- Waarschijnlijk zijn veel *G.parvus* als *G. laevis* gedetermineerd
- werd voor lange tijd gesynonymiseerd met *T.tubifex* en is hiervan pas recent afgesplitst omdat deze soort geen haarcheata heeft.
- wordt niet vaak gevangen met macrofauna net bemonstering.
- wordt zelden gedetermineerd

### TABEL S3

Overzicht van het aantal lange termijn meetpunten dat per jaar is meegenomen in de analyse.

Jaar	Langzaam stromend	Snel stromend	Sloten	Kanalen
1995	18	12	6	1
1996	14	12	4	0
1997	20	10	8	0
1998	29	12	6	1
1999	29	12	5	1
2000	27	13	9	5
2001	18	11	3	1
2002	22	13	4	3
2003	29	11	10	1
2004	27	10	6	3
2005	32	12	5	4
2006	16	11	7	0
2007	29	7	8	4
2008	33	7	9	3
2009	31	8	8	5
2010	33	9	8	3
2011	28	11	9	4
2012	26	7	7	4
2013	26	7	2	0
2014	28	10	3	2
2015	30	6	8	5
2016	34	8	1	0
2017	29	11	1	2
2018	26	5	7	4
2019	27	8	2	1
2020	13	8	1	2
<b>Totaal aantal meetpunten</b>	<b>42</b>	<b>14</b>	<b>13</b>	<b>5</b>

## ►► SUPPLEMENT 2

**TABEL S1**

Overzicht van de hellingscoëfficiënten per meetpunt.

Watertype	Naam	Meetpunt	Stroming	Saprobie	Temp	Toxiciteit	Rijkdom
Langzaam stromend	Aa/Weerij (AAW1)	220013	0.006	-0.001	-0.004	0.006	0.73
	Aa/Weerij (AAW9)	220005	-0.010	0.012	-0.010	0.050	0.88
	Afleidingskanaal Smakt	OAFLE900	0.013	0.001	-0.016	0.021	1.10
	Astense Aa	140233	-0.005	0.001	0.000	-0.067	1.09
	Beekloop Woeste Polderhoeve	250031	0.030	0.010	0.003	-0.019	0.35
	Beerze	250087	0.032	0.005	0.000	-0.022	0.55
	Berkel grens	BER00	0.000	0.007	0.001	-0.016	0.84
	Beurzerbeek	BZB08	0.026	0.013	0.016	0.016	-0.62
	Bosbeek	OBME300	-0.007	-0.003	-0.038	-0.009	0.53
	Boven Dommel	250011	-0.019	0.020	-0.034	0.060	0.82
	Boven Mark (BOV8)	210012	-0.007	0.005	-0.011	0.004	1.01
	Boven Mark (BOV9)	210016	0.007	0.004	0.003	0.002	1.08
	Boven Slinge	BOS42	-0.015	0.001	-0.008	-0.032	0.10
	Bruchterbeek	IBRB55	-0.010	0.005	0.001	0.037	0.47
	Buulder Aa	250053	-0.013	-0.005	-0.010	0.006	0.48
	Buurserbeek	BUB03	-0.012	-0.006	-0.016	-0.029	-0.24
	Chaamse Beek	210803	-0.004	0.006	-0.008	-0.019	0.91
	Donge (DON1)	110001	-0.009	-0.002	0.001	0.012	0.53
	Donge (DON5)	590801	-0.011	-0.003	-0.009	-0.006	0.33
	Esperloop	140258	0.000	0.007	-0.006	-0.017	-0.25
	Essche Stroom	250092	-0.009	0.012	-0.007	-0.033	0.48
	Galderse Beek	210703	0.023	0.004	0.002	-0.010	0.34
	Heelsumsebeek	289051	0.008	0.031	-0.031	0.016	0.78
	Leijloop	210506	0.001	0.001	-0.011	0.002	1.00
	Loodiep	ALOO80	0.000	0.013	0.011	-0.003	1.10
	Mark en Dintel	200029	-0.009	0.015	-0.002	-0.007	0.38
	Merkske	210201	-0.006	0.013	-0.011	-0.012	1.02
	Middelsgraaf	OMIDD300	-0.052	-0.005	-0.019	-0.015	1.24
	Molenbeek	240103	0.021	0.010	-0.002	0.064	0.89
	Niers	ONIER200	0.012	0.022	-0.005	-0.055	0.97
	Oeffeltse Raam	340415	0.028	0.003	0.005	-0.016	-0.02
	Radewijkerbeek	IRWB65	-0.010	0.002	0.001	-0.023	1.04
	Rosep	250091	-0.006	0.016	0.001	-0.065	-0.19
Ruenbergerbeek	41-001	0.082	0.028	0.011	0.000	-1.49	
Steenbergse Vliet	300001	-0.013	-0.001	0.000	0.028	-0.07	
Strijbeekse Beek	210406	0.014	0.013	0.009	0.016	0.47	
Strijper Aa	250055	-0.020	0.017	-0.033	0.033	1.01	
Tongelreep	250014	0.015	0.023	-0.031	0.027	0.58	
Tungelroysebeek	OTUNG100	0.047	0.003	0.001	-0.009	0.93	
Uffelsebeek	OUFFE050	-0.031	0.004	-0.011	0.013	1.35	
Vecht (Laar)	MVEC00	-0.002	-0.003	-0.006	-0.019	0.68	
Vecht (Ommen)	MVEC55	0.004	0.003	-0.004	-0.034	0.61	
Snel stromend	Geldernnierskanaal	OGELD100	-0.042	0.012	-0.019	-0.053	1.47
	Geul	OGEUL100	-0.010	0.035	0.001	0.024	1.52
	Gulp	OGULP100	0.033	0.033	-0.013	-0.008	1.61
	Jeker (OJEKE100)	OJEKE100	0.022	0.020	0.011	0.020	0.77
	Jeker (OJEKE900)	OJEKE900	0.042	0.039	0.001	0.039	0.60
	Mosbeek	06-203	0.027	0.047	0.035	0.017	-0.41
	Muhlenbach	OMUHL800	-0.040	0.012	-0.018	-0.027	0.77
	Noor	ONOOR500	-0.021	0.018	-0.008	-0.025	0.87
	Rode Beek (Millen)	ORODE800	0.058	0.066	0.016	0.039	0.93
	Rode Beek (Mindergangelt)	ORODE500	-0.052	0.025	-0.010	0.024	1.61
	Rodebeek (Rothenbach)	ORBRO500	-0.047	-0.019	-0.026	-0.039	0.83
	Roer	OROER100	-0.007	0.001	-0.017	-0.009	1.26
	Voer	OVOER100	-0.008	0.019	-0.037	-0.048	0.85
	Worm	OWORM100	0.023	0.022	0.003	-0.003	0.71

Watertype	Naam	Meetpunt	Stroming	Saprobie	Temp	Toxiciteit	Rijkdom
Sloten	Bremerbergtocht	27AN-022-01	-0.014	-0.007	0.005	-0.095	1.98
	Campagnebeek	140368	0.054	0.061	0.017	-0.033	0.43
	Randwaterleiding	IRWL01	0.000	-0.004	0.007	-0.040	0.38
	Scheisloot Middelweg	614	0.009	0.001	0.008	0.007	-0.24
	Singel Zevenbergsedijkje	YOP_0712	-0.008	0.002	-0.007	0.025	0.24
	Sloot Achterdijk	BOP_0906	-0.005	-0.002	-0.010	-0.005	1.09
	Sloot anthonypolder	HOP_1701	0.000	-0.001	0.000	0.006	0.78
	Sloot Derde Tochtweg	656	-0.005	0.002	0.004	-0.031	0.12
	Sloot Gorsdijk	HOP_2602	-0.006	0.004	0.001	0.006	0.70
	Sloot Hilseweg	BOP_1406	-0.008	-0.014	-0.001	0.018	1.47
	Abbenbroek						
	Sloot Molenpolder	YOP_0204	-0.014	0.001	-0.005	0.006	1.36
	Sloot Nieuwe Merwedeweg	DWOP0806	-0.001	0.010	0.000	0.030	0.30
	Sloot Randweg	YOP_0606	-0.017	0.012	0.000	0.049	1.96
	Ridderkerk						
Kanalen	Kanaal Deurne Meijel	OKDEU200	-0.030	-0.004	-0.013	-0.037	1.72
	Kanaal Hellevoetsluis	BO_16	0.006	-0.002	-0.022	0.018	1.20
	Kanaal Wellebrug	BO_17	0.005	-0.008	-0.013	-0.053	0.04
	Koningsvliet	342410	-0.015	-0.003	-0.014	-0.022	1.90
	Voedingskanaal Hartelbrug	BO_46	-0.009	-0.028	-0.029	-0.067	-0.27

**TABEL S1**

Soorten die significant zijn veranderd op minimaal 1 van de meetpunten in de tijdsreeksen van stromende wateren, maar waarbij de determinatie over tijd niet eenduidig was.

Taxongroep	Familie	Soort
Annelida/Platyhelminthes - Hirudinea	Erpobdellidae	<i>Erpobdella nigricollis</i>
Annelida/Platyhelminthes - Hirudinea	Erpobdellidae	<i>Erpobdella testacea</i>
Annelida/Platyhelminthes - Hirudinea	Erpobdellidae	<i>Erpobdella vilnensis</i>
Annelida/Platyhelminthes - Hirudinea	Glossiphoniidae	<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>
Annelida/Platyhelminthes - Hirudinea	Glossiphoniidae	<i>Alboglossiphonia hyalina</i>
Annelida/Platyhelminthes - Hirudinea	Glossiphoniidae	<i>Glossiphonia complanata</i>
Annelida/Platyhelminthes - Hirudinea	Glossiphoniidae	<i>Glossiphonia concolor</i>
Annelida/Platyhelminthes - Hirudinea	Glossiphoniidae	<i>Glossiphonia nebulosa</i>
Annelida/Platyhelminthes - Hirudinea	Piscicolidae	<i>Piscicola geometra</i>
Annelida/Platyhelminthes - Oligochaeta	Naididae	<i>Nais variabilis</i>
Annelida/Platyhelminthes - Oligochaeta	Tubificidae	<i>Aulodrilus japonicus</i>
Annelida/Platyhelminthes - Oligochaeta	Tubificidae	<i>Tubifex tubifex</i>
Annelida/Platyhelminthes - Turbellaria	Dugesidae	<i>Schmidtea lugubris</i>
Annelida/Platyhelminthes - Turbellaria	Planariidae	<i>Polycelis tenuis</i>
Arachnida	Hydrodromidae	<i>Hydrodroma despiciens</i>
Arachnida	Hygrobatidae	<i>Atractides nodipalpis [1]</i>
Arachnida	Hygrobatidae	<i>Atractides pennatus</i>
Arachnida	Hygrobatidae	<i>Hygrobates arenarius</i>
Arachnida	Hygrobatidae	<i>Hygrobates fluviatilis [1]</i>
Arachnida	Hygrobatidae	<i>Hygrobates fluviatilis [2]</i>
Arachnida	Hygrobatidae	<i>Hygrobates longipalpis</i>
Arachnida	Hygrobatidae	<i>Hygrobates longipalpis [2]</i>
Arachnida	Hygrobatidae	<i>Hygrobates nigromaculatus [1]</i>
Arachnida	Hygrobatidae	<i>Hygrobates nigromaculatus [2]</i>
Arachnida	Hygrobatidae	<i>Hygrobates setosus</i>

Taxongroep	Familie	Soort
Arachnida	Limnesiidae	<i>Limnesia maculata</i> [1]
Arachnida	Limnesiidae	<i>Limnesia maculata</i>
Arachnida	Mideopsidae	<i>Mideopsis orbicularis</i>
Arachnida	Mideopsidae	<i>Mideopsis roztoczensis</i>
Arachnida	Hygrobatidae	<i>Hygrobates fluviatilis</i>
Arachnida	Hygrobatidae	<i>Hygrobates nigromaculatus</i>
Arachnida	Pionidae	<i>Piona nodata</i>
Arachnida	Sperchontidae	<i>Sperchon insignis</i>
Arachnida	Sperchontidae	<i>Sperchon setiger</i> [1]
Insecta - Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis vardarensis</i>
Insecta - Heteroptera	Corixidae	<i>Sigara semistriata</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Chironomus bernensis</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Chironomus nuditarsis</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Chironomus obtusidens</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Chironomus riparius</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Cryptochironomus rostratus</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Cryptotendipes holsatus</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Glyptotendipes pallens</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Paracladopelma camptolabis</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Phaenopsectra flavipes</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Polypedilum convictum</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Polypedilum cultellatum</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Polypedilum laetum</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Polypedilum nubeculosum</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Polypedilum pedestre</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Polypedilum pullum</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Polypedilum sordens</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Orthoclaadiinae	<i>Cricotopus triannulatus</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Orthoclaadiinae	<i>Cricotopus trifasciatus</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Orthoclaadiinae	<i>Eukiefferiella ilkleyensis</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Orthoclaadiinae	<i>Orthocladus oblidens</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Orthoclaadiinae	<i>Orthocladus rhyacobius</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Orthoclaadiinae	<i>Orthocladus rubicundus</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Orthoclaadiinae	<i>Tvetenia calvescens</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Orthoclaadiinae	<i>Tvetenia discoloripes</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Orthoclaadiinae	<i>Tvetenia verralli</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Tanypodinae	<i>Arctopelopia barbitarsis</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Tanytarsini	<i>Cladotanytarsus vanderwulpi</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Tanytarsini	<i>Micropsectra atrofasciata</i> [1]
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Tanytarsini	<i>Tanytarsus ejuncidus</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Tanytarsini	<i>Tanytarsus eminulus</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Tanytarsini	<i>Tanytarsus pallidicornis</i>
Insecta (Diptera) - Remaining	Limoniidae	<i>Antocha vitripennis</i>
Insecta (Diptera) - Remaining	Pediciidae	<i>Dicranota bimaculata</i>
Insecta (Diptera) - Simuliidae	Simuliidae	<i>Simulium ornatum</i>
Mollusca - Gastropoda	Lymnaeidae	<i>Radix labiata</i>

**TABEL S2**

Soorten die significant zijn veranderd op minimaal 1 van de meetpunten in de tijdsreeksen van stromende wateren, maar waarbij de naamgeving over tijd niet eenduidig was.

Taxongroep	Familie	Soort
Annelida/Platyhelminthes - Oligochaeta	Tubificidae	<i>Lophochaeta ignota</i>
Annelida/Platyhelminthes - Oligochaeta	Tubificidae	<i>Quistadrilus multisetosus</i>
Arachnida	Aturidae	<i>Aturus scaber</i>
Arachnida	Lebertiidae	<i>Lebertia glabra</i>
Arachnida	Limnesiidae	<i>Limnesia marmorata</i>
Arachnida	Sperchontidae	<i>Sperchon thienemanni</i>
Insecta - Coleoptera	Dytiscidae	<i>Nebrioporus elegans</i>
Insecta - Coleoptera	Haliplidae	<i>Haliplus sibiricus</i>
Insecta - Ephemeroptera	Ephemerellidae	<i>Serratella ignita</i>
Insecta - Heteroptera	Corixidae	<i>Callicorixa praeusta</i>
Insecta - Heteroptera	Gerridae	<i>Aquarius paludum</i>
Insecta - Heteroptera	Naucoridae	<i>Ilyocoris cimicoides</i>
Insecta - Heteroptera	Notonectidae	<i>Notonecta glauca</i>
Insecta - Heteroptera	Pleidae	<i>Plea minutissima</i>
Insecta - Heteroptera	Veliidae	<i>Velia caprai</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Chironomini	<i>Paratendipes albimanus</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Orthoclaadiinae	<i>Brillia bifida</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Orthoclaadiinae	<i>Brillia longifurca</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Orthoclaadiinae	<i>Thienemanniella flaviforceps</i>
Insecta (Diptera) - Chironomidae	Tanytarsini	<i>Stempellinella edwardsi</i>
Mollusca - Gastropoda	Lymnaeidae	<i>Radix balthica</i>

**TABEL S3**

Soorten die significant zijn veranderd op minimaal 1 van de meetpunten in de tijdsreeksen van stromende wateren, maar die zijn aangeduid als exoot.

Taxongroep	Familie	Soort
Annelida/Platyhelminthes - Turbellaria	Dugesiidae	<i>Girardia tigrina</i>
Crustacea - Amphipoda	Crangonyctidae	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>
Crustacea - Amphipoda	Gammaridae	<i>Dikerogammarus villosus</i>
Crustacea - Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus roeseli</i>
Crustacea - Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus tigrinus</i>
Crustacea - Amphipoda	Talitridae	<i>Cryptorchestia cavimana</i>
Crustacea - Decapoda	Astacidae	<i>Pacifastacus leniusculus</i>
Crustacea - Decapoda	Atyidae	<i>Atyaephyra desmaresti</i>
Crustacea - Decapoda	Cambaridae	<i>Orconectes limosus</i>
Crustacea - Isopoda	Asellidae	<i>Proasellus coxalis</i>
Crustacea - Mysida	Mysidae	<i>Limnomysis benedeni</i>
Mollusca - Bivalvia	Cyrenidae	<i>Corbicula fluminea</i>
Mollusca - Bivalvia	Dreissenidae	<i>Dreissena polymorpha</i>
Mollusca - Gastropoda	Ancylidae	<i>Ferrissia fragilis</i>
Mollusca - Gastropoda	Hydrobiidae	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>
Mollusca - Gastropoda	Physidae	<i>Physella acuta</i>



Kennisimpuls  
**WATERKWALITEIT**