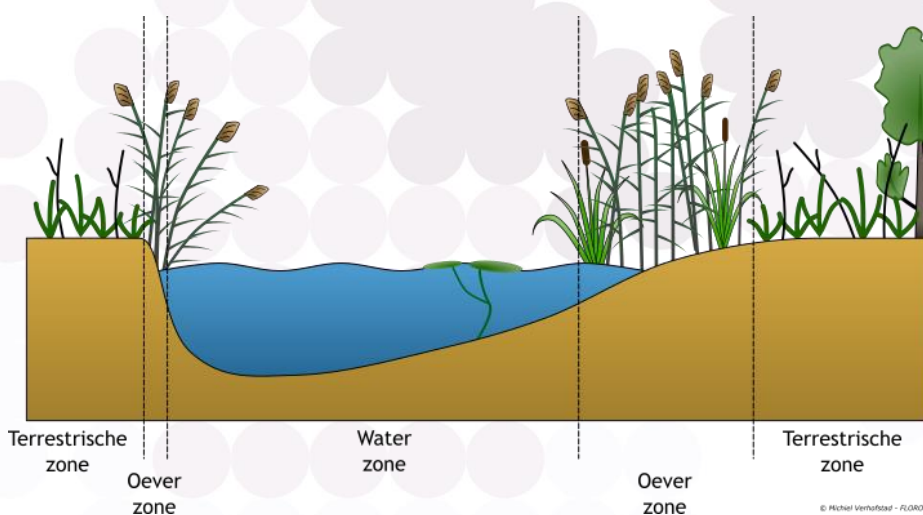


Kunstmatig natuurlijk

Een evaluatie van de meerwaarde van natuurvriendelijke oevers

M. Verhofstad, J.E. Herder, E.T.H.M. Peeters & J.P. van Zuidam



FLORON-rapport 2017.034.e2
Gegevens 2017 t/m 2020
16-april-2021



RAVON



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH



FLORON

Colofon

Rapportnummer:	FL2017.034.e2 - gegevens 2017 t/m 2020
Datum uitgave:	16 april 2021
Titel:	Kunstmatig natuurlijk
Subtitel:	Een evaluatie van de meerwaarde van natuurvriendelijke oevers
Wijze van citeren:	Verhofstad, M., J. Herder, E. Peeters & J. van Zuidam (2021). Kunstmatig natuurlijk. Een evaluatie van de meerwaarde van natuurvriendelijke oever. Gegevens: 2017 t/m 2020. Rapportnr. FL.2017.034.e2
Samenstellers:	M.J.J.M. Verhofstad (FLORON), J.E. Herder (RAVON), E.T.H.M. Peeters (WUR) & J.P. van Zuidam (FLORON)
Met een bijdrage van:	M. Janssen, M. Schiphouwer, F. Smith, T. Kroon, G. Jager, R. Beringen, A. de Bruin, J. Kranenbarg, J. Wissink, M. Kooiman, M. Vos & M. Buiks (allen RAVON/FLORON)
Foto's omslag:	Tekening van oevers langs lijnvormige wateren (links smal en steil, bijvoorbeeld een traditionele sloot of juist eroderende buitenbocht van stromend water; rechts breed en flauw, bijvoorbeeld een natuurvriendelijke slootoever of binnenbocht bij stromend water). M. Verhofstad.
Projectnummers FLORON/RAVON:	FL2017.034 / FL2018.023 / FL2019.029
Projectleider FLORON:	M. Verhofstad
Opdrachtgevers (tot nu toe):	Wetterskip Fryslân, Waterschap Vallei en Veluwe, Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, Waterschap Vechtstromen, Waternet, Hoogheemraadschap van Rijnland, Waterschap Brabantse Delta, Waterschap Drents Overijsselse Delta, Provincie Gelderland (incl. locaties Waterschap Rijn en IJssel), Provincie Noord-Holland & STOWA.
Akkoord voor uitgave:	J. van Zuidam (MT-lid RAVON, leidinggevende FLORON) 

© 2021 FLORON, Nijmegen. FLORON onderzoekt en beschermt wilde planten.

Dit rapport is met grote zorg samengesteld, mocht u desondanks nog onvolkomenheden aantreffen kunt u dit melden aan info@floron.nl - FLORON is een merknaam van Stichting RAVON.



Inhoud

1	Samenvatting	6
1.1	English summary	8
2	Gebruiksaanwijzing	10
3	Inleiding	11
3.1	Achtergrond – Een introductie in Nederlandse oevers	11
3.2	Oeverherstel	12
3.3	Een evaluatie van kunstmatig natuurlijke oevers	13
4	Methoden	16
4.1	Onderzoekslocaties	16
4.2	Gegevensverzameling	17
4.3	Burgerparticipatie	19
4.4	Analyse (beknopt)	19
5	Resultaten en bespreking	21
5.1	Meerwaarde van NVO's ten opzichte van referenties	21
5.2	Correlaties tussen omgevingsvariabelen en ecologische kwaliteitsvariabelen	27
5.2.1	Stilstaande wateren	28
5.2.2	Stromende wateren	32
5.2.3	Alle watertypen	33
5.3	Burgerparticipatie	36
5.4	Aanbevelingen	38
6	Referenties	44
7	Bijlagen	47
7.1	Toegepaste statistische methoden	47
7.1.1	Verschillen tussen NVO en gepaarde referentie (meerwaarde van de NVO)	47
7.1.2	Omgevingsvariabelen versus soortsaamenstelling en ecologische kwaliteit	48
7.2	Resultatengrafieken en -tabellen met beschrijving	49
7.2.1	Lijst met onderzochte locaties en metadata (beschrijving dataset)	49
7.2.2	Verschillen tussen NVO's en referenties	55
7.2.2.1.	<i>Soortgemeenschappen</i>	55
7.2.2.2.	<i>Aantal soorten, aantal individuen, diversiteit, beleving en EKR</i>	62
7.2.3	Omgevingsvariabelen	68
7.2.3.1.	<i>Soortgemeenschap</i>	68
7.2.3.2.	<i>Aantal soorten, aantal individuen, diversiteit en EKR</i>	73
7.3	Indeling in leeftijdsklassen per vissoort.	110
7.4	Voorbeelden adviesdocument met kengetallen per oever	111

1 Samenvatting

- De ecologische kwaliteit van 60+ natuurvriendelijke oevers (NVO's) die reeds enige jaren geleden door heel Nederland zijn aangelegd is in dit onderzoek geëvalueerd.
- Deze 2-jarige evaluatie van de meerwaarde van een NVO voor o.a. aanwezige flora, vissen en macrofauna resulteert in de volgende bevindingen:

Algemene kwaliteit

- Gemiddeld genomen over heel Nederland leveren de geëvalueerde NVO's een meerwaarde t.o.v. niet heringerichte oevers uit dezelfde regio (paarsgewijze vergelijking):
 - Er is gemiddeld 2-6x zo brede oeverzone aangetroffen (dus 6x meer moerashabitat)
 - Er zijn gemiddeld 11 plantsoorten meer (of 1.4x) aangetroffen in de oeverzone
 - De EKR (Ecologische KwaliteitsRatio)-deelscore planten was gemiddeld 0.05 hoger (of 1.1x) en voor macrofauna gemiddeld 0.07 hoger (of 1.1x). Voor vis was het verschil in EKR niet statistisch significant.
 - Ze zijn gemiddeld 1.1x mooier (belevingsscore, deelscore planten)
 - Er is gemiddeld 1 vissoort meer (of 1.2x) aangetroffen
 - Er zijn gemiddeld 1.1x zoveel taxa en in kanalen (m.n. uit Friesland) 2x zoveel individuen macrofauna aangetroffen.

Suggesties alle watertypen

- Over het algemeen blijkt de waterzone weinig te profiteren van de herinrichting.
 - *De waterzone leek vaak meegenomen in regulier beheer (o.a. maaien watervegetatie). Aanbevolen wordt in het beheer maatwerk toe te passen voor de waterzones langs NVO's om waterplanten een kans te geven zich goed te ontwikkelen. In eutroof water ligt wel de ontwikkeling van monoculturen op de loer (denk aan Riet of Smalle waterpest) probeer dit middels beheer en het verbeteren (chemische) standplaatscondities te voorkomen.*
- Gebruik zo min mogelijk beschoeiing, alleen waar deze echt nodig is.
- Variatie in waterdiepte en in breedte van de oeverzone waren vaak beperkt, maar zijn wel essentieel omdat deze variatie habitat biedt aan meer soorten.
 - *Hier kan zowel bij aanleg rekening mee worden gehouden alsook met beheer op worden bijgestuurd (variatie in methode, ruimte en tijd bij schonen en baggeren binnen een NVO) (zie Figuur 1).*
- Om voor vissen geschikt habitat te creëren is een minimale waterdiepte van ten minste 10-20cm aan te bevelen, toegankelijk vanuit de watergang, ondieper water bleek een aantal keer visloos.
- Variatie tussen verschillende oevers (van rietmoeras voor vogels in voedselrijke regio's tot helder water met kranswieren in armere gebieden) kan bijdragen aan de diversiteit van habitat en dus aan de totale biodiversiteit van het beheergebied. Kijk daarbij naar meerdere doelen zoals KRW, ecologische verbindingzones en biodiversiteitsdoelstellingen (NNN, N2000, Rode Lijst) en wijs concrete doelen aan locaties toe.
- Er is helaas weinig specifieke informatie bekend over het beheer. Vrijwilligers kunnen hier mogelijk een bijdrage aan leveren, maar bereidwilligheid hangt af van de individuele persoon, bereikbaarheid van oevers en complexiteit van de monitoring.

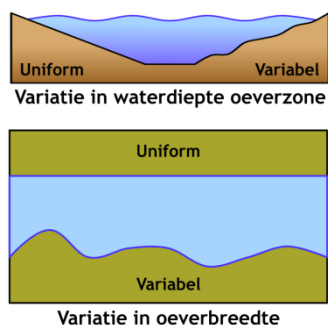
Daarnaast vraagt actieve deelname van vrijwilligers structurele begeleiding vanuit het waterschap of soortenorganisatie, waarbij de vrijwilligers zien wat hun werk oplevert.

Stilstaande wateren (M-typen / sloten & kanalen)

- Een bredere oeverzone vergroot de kans op meer plantsoorten in de oeverzone.
 - *Volledige verlanding kan, zeker bij hoge voedselrijkdom en beperkte waterdiepte, snel optreden en moet worden tegen gegaan middels gefaseerd beheer.*
- Een flauwer talud resulteerde in meer plantsoorten en een trendmatig hogere EKR.
 - *Daarom wordt aanbevolen het flauwe talud zo ver mogelijk onderwater door te laten lopen. De waterplanten kunnen weer geschikt habitat vormen voor vis.*
- Gebruik zo min mogelijk oeverbeschoeiing, om ruimte te bieden voor de natuurlijke ontwikkeling van planten en plantminnende vis
 - *als deze nodig is (bijv. om erosie te voorkomen in brede kanalen), zorg dan dat deze gedeeltelijk open is en dat er achter de beschoeiing ook onderwaterplanten kunnen groeien.*
- De waterkwaliteit was vaak niet op orde (troebel water), waardoor (voor de KRW) gewenste soorten (plant en dier) relatief weinig voorkwamen.
 - *Bij troebel water kan ondiep open water in NVO's, bij goed beheer, wel bijdragen aan waterplantengroei doordat licht in de ondiepe delen wel de bodem kan bereiken, maar vaak voor dichtgroeien met helofyten.*

Stromende wateren (R-typen / beken)

- Een brede NVO kan de stroomsnelheid verminderen wat een negatief effect heeft op de gewenste stromingsminnende soorten.
 - *Veel geëvalueerde beken stroomden niet of nauwelijks. Door (lokaal) te verondiepen of te versmallen kan mogelijk meer stroming gecreëerd worden. Deze stroming draagt bij aan de, nog vaak ontbrekende, typische variatie in de beek (verschillen in substraat: zand/kiezel tot slib/detritus en vegetatie: open tot dichte begroeiing).*
- Ondanks het voorkomen van gewenste stromingsminnende soorten (vis en macrofauna) vertaalt dit zich niet altijd in een hogere EKR. Door de lage stroomsnelheid kwamen er vaak ook veel andere algemene en plantminnende soorten voor. De aanwezigheid van deze soorten heeft potentieel een negatief effect op de EKR.
- Voor waterplanten is de waterkwaliteit nog niet altijd op orde (troebel water). De voorgestelde (lokale) verondieping kan bijdragen aan meer licht op de bodem, wat de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten stimuleert.



Figuur 1. Schematisch voorbeeld van een oever met uniforme en variabele waterdiepte / verticale variatie (boven: dwarsdoorsnede) en breedte / horizontale variatie (onder: bovenaanzicht).

1.1 English summary

- The ecological quality of 60+ nature-friendly banks (NVO's), that have been constructed throughout the Netherlands for some years now, has been evaluated in this study.
- This 2-year evaluation of the added value of an NVO for flora, fish and macrofauna resulted in the following findings:

Quality

- On average, across the whole of the Netherlands, the evaluated NVO's provide added value compared to unrestored banks from the same region:
 - On average 2-6x more marsh habitat was found (wider riparian zone)
 - On average 1 more plant species (or 1.4x more) have been found in the riparian zone.
 - The EKR-score for plants was on average 0.05 higher (or 1.1x higher) and the EKR-score for macrofauna on average 0.07 higher (or 1.1x higher). the difference in EKR-score for fish was not statistically significantly higher.
 - They are on average 1.1x more beautiful ("belevingsscore", partial score for how people perceive beauty of plants)
 - On average 1 fish species more (or 1.2x as many) were found
 - On average 1.1x as many taxa of macrofauna were found and 2.0x as many individuals in channels (mainly from the province of Friesland)

Suggestions for all water types

- In general, the aquatic zone (i.e. open water between the banks) appears to benefit little from restoration/construction of a nature-friendly bank
 - *The aquatic zone often seemed to be included in conventional management (e.g. mowing of the aquatic vegetation). It is recommended to manage the water zones along NVO's differently in a more ecological manner in order to give hydrophytes a chance to develop. In eutrophic water, the development of monocultures is lurking (e.g. Phragmites australis or Elodea nuttallii).*
- Use hard embankments as little as possible.
- Variation in water depth in, and width of the riparian zone were often absent, but are essential because this variation provides habitat for more flora and fauna.
 - *This can be taken into account both during construction/restoration and during management (i.e. variation in management method, location and time for mowing and dredging within an NVO) (see Figuur 1).*
- To create suitable habitat for fish (their occurrence), a minimum water depth of at least 10-20 cm is promising.
- Variation among different banks (from reed marshes for birds in nutrient-rich regions to clear water with high biodiversity and charophytes in more nutrient-poor areas) may contribute to the diversity of habitat and thus to the overall biodiversity on the landscape scale. In doing so, take several targets into account, such as: the WFD, ecological corridors and biodiversity targets (N-2000, Red List species).
- Unfortunately, little specific information about the management of the evaluated locations was available. Volunteers may be able to contribute to this, but willingness depends on the individual person, accessibility of the locations and complexity of monitoring. In addition, the active participation of volunteers requires structural support from the waterboard, government or NGO. Reporting back to the volunteers what the result of their labour is and how the data is used is important.

Stagnant waterways (M-types: ditches and channels)

- A wider riparian zone increases the chance of more plant species in the this zone.
 - *Succession and complete terrestrialization can occur quickly, especially in case of high nutrient availability and limited water depth, and must be prevented by means of phased (in time and space) management.*
- A more gradual slope (less steep) correlated with a higher EKR for plants.
 - *It is therefore recommended that the gradual incline of the riparian zone continues underwater. The, likely hereby stimulated aquatic plants, can be a suitable habitat for fish and other aquatic fauna.*
- Do not use hard embankments like stones or metal for plants and limnophilic fish
 - *When this is required, e.g. to prevent erosion in wide canals, make these dams partially open to allow fauna to migrate. Also create deeper water behind the dam to create habitat for submerged plants.*
- The water quality was often not high (turbid water), so the for the Water Framework Directive desired species (plants and animals) were relatively rare.
 - *In sites with turbid water, shallow open water in NVO's can potentially contribute to aquatic plant growth, if well managed, because light can reach the bottom in these shallow parts. However, fast helophyte growth can quickly fill up these sites if they become too shallow.*

Flowing waters (R-types: streams)

- A wide NVO can reduce the water flow rate, which has a negative effect on the desired rheophilic species.
 - *Many of the evaluated streams hardly flowed. By decreasing water depth or narrowing the stream locally, it may be possible to create more current. Helophytes might also be used to create these bottlenecks.*
 - *Water flow contributes to the typical variation in the stream, which is still often lacking (i.e. differences in substrate: sand/pebbles to silt/detritus and vegetation: open to dense vegetation).*
- Despite the presence of often desired rheophyllic species (fish and macrofauna), this view does not always translate into a higher EKR for these groups. This is due to the fact that many other species (i.e. generalists/limnophilic) often were also abundant (among other things due to the generally low water flow rate), which lead to a reduction in the EKR.
- The water quality is not always good enough (turbid water) for aquatic plants. The proposed (local) decrease in water depth (i.e. creation of shallow sites) can contribute to more light reaching the bottom, which stimulates the development of aquatic plants.

2 Gebruiksaanwijzing

Dit rapport beschrijft de resultaten van een landelijke evaluatie naar de ecologische meerwaarde van natuurvriendelijke oevers, welke tussen 2017 en 2020 onderzocht zijn. Het is daarmee een uitbreiding op het eerdere rapport uit 2019 (Verhofstad *et al.*, 2019) met de resultaten uit de eerste twee jaar (2017 & 2018) van het onderzoek.

Uit de resultaten volgen aanbevelingen voor (her)inrichting en beheer. De belangrijkste hiervan zijn tevens in de samenvatting (H1) puntsgewijs opgesomd. Hoofdstuk 3 leidt het onderzoek in en beschrijft de doelstellingen. In Hoofdstuk 4 worden de gebruikte monster- en analysemethoden toegelicht. Een meer gedetailleerde beschrijving van de gebruikte statistische methoden is in bijlage H7.1 te vinden. Hoofdstuk 5 (Resultaten en advies) beschrijft de belangrijkste resultaten. Ook worden hier aanbevelingen gedaan voor inrichting en beheer. Een uitgebreidere beschrijving van alle resultaten is in de bijlagen te vinden (H7.2).

Dit rapport (de proefopzet en methoden) kan gebruikt worden om een evaluatie naar het functioneren van een specifieke oever op te zetten en uit te voeren. De algemene conclusies uit dit rapport kunnen tevens gebruikt worden om de aanleg van nieuwe oevers met de nieuwste inzichten te optimaliseren. Daarnaast kunnen de algemene conclusies helpen bij het beheer van niet onderzochte bestaande oevers. We adviseren hierbij wel goed doordacht te werk te gaan. Dit rapport van het evaluatieproject gaat namelijk vooral in op de landelijk gemiddelde meerwaarde en kwaliteit van de onderzochte oevers. Maatwerk is vaak nodig om het optimale uit een NVO in een bepaald water te halen. Dit omdat abiotische en biotische randvoorwaarden per regio en zelfs per traject binnen een watergang kunnen verschillen. Voor de deelnemende waterbeheerders is daarom tevens voor elke NVO een beschrijving gegeven van de huidige kwaliteit en kansrijke maatregelen ter optimalisatie van deze specifieke oevers met inachtneming van het specifieke doel van de NVO. In bijlage H7.4 staan twee voorbeelden hiervan opgenomen.

Over dit onderzoek kan contact worden opgenomen met FLORON via: info@floron.nl o.v.v. 'Evaluatie natuurvriendelijke oevers – gegevens 2017-2020'.

3 Inleiding

3.1 Achtergrond - Een introductie in Nederlandse oevers

De wereld in en rondom het water is wonderlijk en vol leven. In Nederland, als zijnde grotendeels een rivierdelta, heeft water altijd een belangrijke rol gespeeld. Van oudsher is er in Nederland veel ondiep oppervlaktewater en moeras aanwezig. Later zijn door de ontginning van het veen in Nederland veel nieuwe ondiepe wateren ontstaan met een waterdiepte van maximaal enkele meters. Door de relatief beperkte diepte kunnen er potentieel over het gehele wateroppervlak waterplanten groeien welke weer als voedsel en leefgebied dienen voor allerlei soorten dieren, zoals vissen, macrofauna, maar ook watervogels (Hargeby *et al.*, 1994; Hansson *et al.*, 2010; Phillips *et al.*, 2016).



Figuur 2. Voorbeeld van een recht, strak kanaal met een harde grens tussen land en water en (links) nauwelijks een oeverzone. (Foto uit het onderzoek: T. Kroon - FLORON)

Toen Nederland steeds meer bevolkt raakte, ging de mens alsmaar innovatiever de strijd aan met het zo alom aanwezige water. Om land te kunnen gebruiken voor landbouw en huisvesting, maar ook voor transport van goederen, werden rechte sloten en kanalen gegraven en kronkelende beken rechtgetrokken en gefixeerd. Deze activiteiten hebben vrijwel al ons oppervlaktewater sterk beïnvloed (Bloemendaal & Roelofs, 1988; Foley *et al.*, 2005). Natuurlijke fluctuaties in bijvoorbeeld waterpeil of stroming zijn sterk verminderd of zelfs verdwenen (Bloemendaal & Roelofs, 1988; STOWA, 2017). Ook is er weinig ruimte meer voor natuurlijke processen als erosie, sedimentatie en verlanding/veenvorming. Kanalen en sloten hebben vaak weinig weg van natuurlijke lijnvormige wateren, zoals beken en rivieren. Sloten en kanalen zijn van oorsprong gericht op efficiëntie (zowel in het functioneren als het beheer ervan) en zijn daardoor vaak recht, strak en uniform. Het steeds intensiever beheer, met grotere machines, heeft waarschijnlijk ook bijgedragen aan de uniformiteit van de wateren (o.a. in waterdiepte & sterk gereguleerd waterpeil) en strakke oevers (smal en weinig variatie in de breedte). De overgang van land naar water is hierbij ook sterk veranderd t.o.v. het natuurlijke beeld. In stromend water is deze zone namelijk dynamisch, waarbij processen als erosie en sedimentatie belangrijk zijn (zie bijv. Garssen, 2019). In langzamer stromende en stilstaande wateren kon een brede amfibische zone (de zone tussen het hoogste en laagste waterpeil) ontstaan door een zeer flauwe hellingshoek en wisselend waterpeil. Bij veel van de

huidige sloten en kanalen is deze overgang tussen land en water gefixeerd (bijvoorbeeld met stortsteen) en strak met een zeer kleine amfibische zone (zie Figuur 2). Als er damwanden of andere harde beschoeiingen zijn geplaatst kan de amfibische zone zelfs helemaal afwezig zijn en is er een zeer harde grens tussen land en water. Vanuit ecologische studies is bekend dat juist geleidelijke gradiënten belangrijk zijn voor biodiversiteit, immers: door gradiënten kan leefgebied voor meer verschillende soorten planten en dieren ontstaan (zie o.a. Boedeltje *et al.*, 2001). Bij heel veel sloten en kanalen is de variatie in breedte en waterdiepte over de lengte verdwenen, niet alleen door de grootschalige en uniforme aanleg, maar ook doordat er veelal grootschalig en uniform beheer plaatsvindt. Hierdoor vermindert de variatie in abiotische omstandigheden (lees: leefgebied voor plant en dier) en neemt de biodiversiteit af. Samen met het opwerpen van verspreidingsbarrières, zoals stuwen, hebben de sterke regulatie in waterpeil (tot zelfs tegennatuurlijk) en uniformiteit van sloten en kanalen, samen met de verslechtering van de waterkwaliteit, bijgedragen aan soortenarm water, soortenarme oevers en algeheel lagere biodiversiteit (Bloemendaal & Roelofs, 1988; Babbist *et al.*, 2004; Foley *et al.*, 2005; STOWA, 2017).

3.2 Oeverherstel

Om de ecologische kwaliteit van Nederlands oppervlaktewater te verbeteren zijn waterbeheerders al jaren druk aan het werk. Zo wordt de vermessing teruggedrongen, de waterkwaliteit verbeterd en worden er veel herinrichtingsmaatregelen getroffen (zie o.a. STOWA, 2008, 2009 & 2017). Hierbij is al vele jaren de aanleg van de zogenaamde ‘Natuurvriendelijke oever’ erg in trek (Ter Veld, 2014). Een natuurvriendelijke oever, kortgezegd NVO, is eigenlijk een verzamelnaam voor allerlei herinrichtingsmaatregelen die het profiel van de oever (de overgang tussen land en water) weer ‘natuurlijker’ moet maken, waardoor de ecologische kwaliteit omhoog moet gaan (zie BOX 1).

BOX 1. Wat zijn natuurvriendelijke oevers?

Binnen dit rapport wordt een breed scala aan verschillende inrichtingsvormen onder de term ‘natuurvriendelijke oever’ geschaard, welke allemaal tot doel hebben om meerwaarde voor de natuur/ecologie te creëren. Denk hierbij aan:



Verflauwen

(m.n. in sloten en kanalen)



Plas-/drasberm (moeraszone) met of zonder vooroever.

(m.n. in sloten en kanalen)



Bypass of nevengeul

(m.n. in sloten en kanalen, of
beken als dit stroming creëert)



Beschoeiing weghalen

(stilstaand en stromend water,
in stromend water → erosie)



Vernauwen/verondiepen

(m.n. in beken → stroming
verhogen / handhaven)

In sneller stromende wateren, zoals rivieren en bepaalde beken, kan oeverbeschoeiing, zoals steen of hout, worden weggehaald waardoor processen als erosie weer vat kunnen krijgen op de oevers. In langzaam stromende en stilstaande wateren gaat het vaak om het vergroten van

de eerder genoemde amfibische zone, bijvoorbeeld door het verflauwen van het talud (het schuine vlak tussen water en aangrenzend land) of het aanleggen van een strook ondiep water aan de rand van de sloot of het kanaal (de zogenaamde plas-, of drasberm, zie Figuur 3).

De aanleg van NVO's wordt voornamelijk uitgevoerd als maatregel voor de Europese KaderRichtlijn Water (KRW), of als onderdeel van een Ecologische VerbindingsZone (EVZ).



Figuur 3. Links: NVO met flauw-talud. Rechts: NVO met plas-drasberm. Foto's van NVO's uit het onderzoek: T. Kroon - FLORON.

3.3 Een evaluatie van kunstmatig natuurlijke oevers

Tussen 2009 en 2014 is door de waterbeheerders in Nederland zo'n 2500 kilometer aan natuurvriendelijke oevers aangelegd, de kosten hiervoor bedroegen ongeveer 110 miljoen euro (Ter Veld, 2014). Nog steeds worden er elk jaar vele kilometers aangelegd, naar verwachting in totaal tot zo'n kleine 7000 in 2027 (Ter Veld, 2014). Maar werken ze eigenlijk wel voor biodiversiteit of KRW? Komen er in een NVO inderdaad meer (gewenste) plant- en diersoorten voor? Wanneer wel en wanneer niet? Om dit te onderzoeken zijn FLORON en RAVON, samen met de vakgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer van de WUR, in 2017 samen met 10 waterbeheerders en de STOWA begonnen met een grootschalig onderzoek naar de meerwaarde van aangelegde NVO's. De focus lag hierbij op Nederlandse lijnvormige wateren en de soortgroepen planten, vissen en macrofauna. Sindsdien zijn nog 2 waterschappen aangehaakt bij het onderzoek wat nog ten minste tot en met 2021 zal lopen. Binnen dit onderzoek laten we de grotere rivieren buiten beschouwing. Voor geïnteresseerden; er is de afgelopen jaren in Nederland onderzocht of natuurvriendelijke oevers langs o.a. de rivier de Maas effectief zijn (Soesbergen & Rozier, 2004; Van Kessel *et al.*, 2012; Buijse *et al.*, 2019).

Om de effectiviteit van een NVO te evalueren zou je, als onderzoeker, het liefst de abiotische en biotische (alle soortgroepen) kwaliteit van de oever voor aanleg eerst in kaart brengen. Vervolgens (met replica's) heringerichte en niet-heringerichte oevers jarenlang volgen, om zo informatie te verzamelen over wat het effect van de inrichting was (op z'n minst op lokaal niveau). Helaas is dit, zowel om financiële als om personele redenen, over het algemeen niet mogelijk gebleken. Vaak is het effect van herinrichting dus niet goed onderzocht, of als dit wel

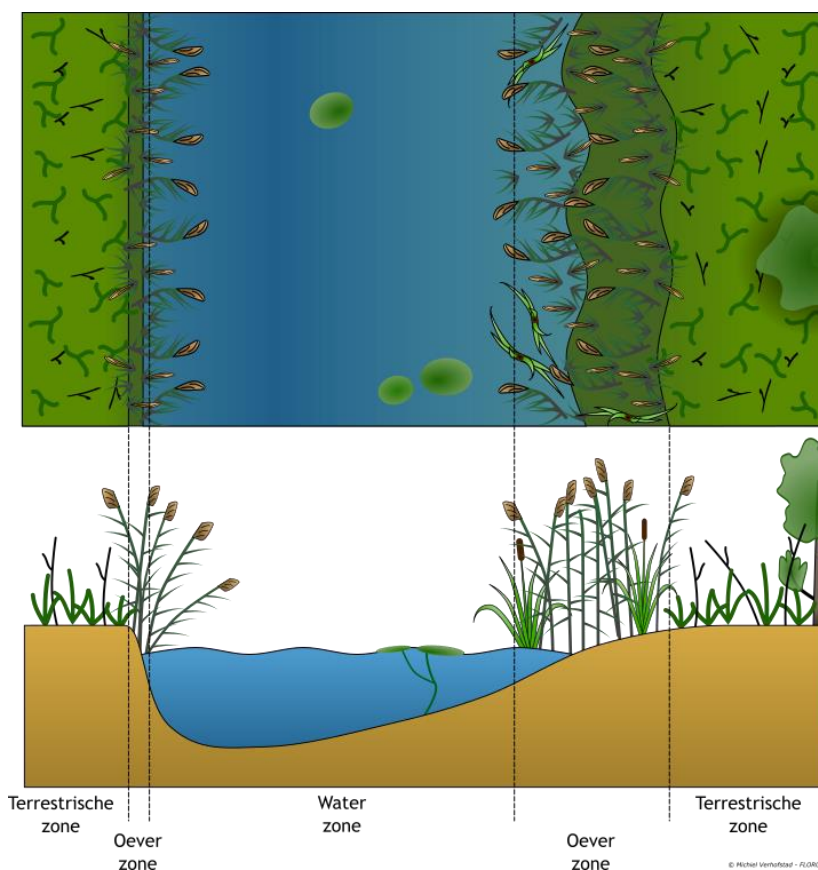
zo is, meestal maximaal één tot een paar jaar na aanleg. Kort na aanleg heerst er een pionierssituatie, waarbij nog nauwelijks in te schatten is hoe de oever zich in de loop der tijd precies zal ontwikkelen. Daarom is in dit onderzoek gefocust op oevers die al meerdere jaren geleden zijn aangelegd en tijd hebben gehad om zich te ontwikkelen (veelal: ≥ 5 jaar).

Met de huidige monitoringsgegevens vanuit de Kaderrichtlijn Water kan een 'score' voor het waterlichaam uitgerekend worden, bestaande uit Ecologische KwaliteitsRatio's (EKR) per soortgroep en voor abiotiek. Hierbij worden de abiotiek en soortensamenstelling vergeleken met een 'perfect voorbeeld' (maximaal ecologisch potentieel: MEP). Deze maatlaten zijn ontwikkeld voor de beoordeling van een compleet waterlichaam en gebaseerd op een minimaal aantal monsterpunten. Deze score geeft echter weinig inzicht in de feitelijke kansen en beperkingen die een specifieke oever in z'n huidige vorm biedt voor flora en fauna (zie ook Van Zanten *et al.*, 2016; Buijse *et al.*, 2019). Het is echter wel mogelijk om een EKR-score voor een enkele oever/enkel traject te berekenen, maar daar is de maatlat niet voor bedoeld. Het is hierdoor erg moeilijk om antwoorden te krijgen op de specifieke vragen als hiervoor gesteld. Tevens hebben De la Haye en collega's (2011) al bestaande waterschapsgegevens afkomstig van NVO's geanalyseerd met als doel om te evalueren of NVO's beter scoren voor de KRW in met name stilstaande zoete wateren. Hieruit kwam naar voren dat NVO's beter scoorden op de EKR voor planten en macrofauna dan met name beschoeide oevers. Een andere belangrijke conclusie uit het onderzoek van De la Haye en collega's (2011) was dat destijds goede en gevalideerde gegevens van de oevers vaak ontbraken. Binnen het onderhavige onderzoek is op uniforme wijze nieuwe data verzameld en wordt tevens breder gekeken; de EKR (KRW-score) is maar één van de onderzochte kwaliteitsvariabelen. Een NVO kan immers op meer manieren bijdragen aan de ecologische kwaliteit en heeft soms ook andere doelen (o.a. als EVZ of het bevorderen van de biodiversiteit in brede zin).

Omdat het in veel gevallen ook niet duidelijk is hoe de kwaliteit van de flora en fauna was voor aanleg van een NVO, is er voor gekozen om de huidige kwaliteit van een NVO te vergelijken met een referentie. De referentie is een nabijgelegen oever die niet is heringericht, maar nog het originele, vaak strakke, profiel heeft (zie Figuur 4). Op die manier kunnen uitspraken gedaan worden over het effect van de aanleg van de natuurvriendelijke oever. Op deze manier is het tevens mogelijk een vergelijking te maken tussen de EKR-scores van de NVO en haar referentie. Een andere unieke waarde van dit project is dat bij een groot aantal oevers naar verschillende soortgroepen (plant en dier) is gekeken en niet naar bijvoorbeeld alleen planten of vissen. Binnen dit project is ook onderzocht in hoeverre vrijwilligers een bijdrage kunnen leveren aan het verzamelen van belangrijke aanvullende informatie over de kwaliteit en het beheer van deze oevers, zowel tijdens een dergelijk project, maar ook nadat het project afgelopen is.

Projectdoelstellingen

- In beeld brengen van de ecologische kwaliteit van aangelegde natuurvriendelijke oevers, gericht op watergebonden flora en fauna. Het gaat hierbij zowel om de KRW-score van water en oeverzone alsook om het ecologisch functioneren van de oever in bredere zin, zoals de totale soortenrijkdom en biodiversiteit, en de schoonheid voor de mens van een oever.
- Overzicht maken van de belangrijkste kenmerken van de inrichting en het beheer die leiden tot het wel/niet behalen van de gestelde doelen voor de natuurvriendelijke oevers en het voorstellen van (eenvoudige) wijzigingen in de inrichting dan wel het beheer die kansrijk zijn voor (verdere) verbetering van de ecologische kwaliteit.
- Uitwerken en uitdragen van de geleerde lessen voor het brede waterbeheer in Nederland.
- Bij burgers het draagvlak en de betrokkenheid vergroten voor het waterkwaliteitsbeheer door burgers te informeren over de waarde van natuurvriendelijke oevers en, waar mogelijk, actief mee laten doen in de monitoring.



Figuur 4. Schematische weergave van een flauwe, gevarieerde oever met bijbehorende bredere oeverzone (rechts, veelal een NVO) en een steile, uniforme oever met smalle oeverzone (links, veelal een referentie in dit onderzoek, echter kan dit in de buitenbocht van een beek of rivier juist weer een NVO zijn waar erosie op mag treden).

Deze evaluatie van de huidige kwaliteit van de oevers, met inzicht in kansrijke verbetermogelijkheden, is belangrijk om ervoor te zorgen dat de investeringen ook een optimale verbetering van de ecologische waterkwaliteit opleveren. Daarnaast maakt deze kennis het mogelijk de effectiviteit van toekomstige inrichtingsprojecten te vergroten. In dit rapport bespreken we de resultaten van de eerste vier jaar onderzoek (2017-2020).

4 Methoden

4.1 Onderzoekslocaties

In de eerste vier jaar van het onderzoek (2017 t/m 2020) zijn in totaal ongeveer 120 oevers bemonsterd op ten minste één soortgroep, te weten op: flora (door FLORON: zowel in de oeverzone als in de waterzone, 61 NVO's met bijbehorende referenties), vissen en amfibieën (door RAVON: 52 NVO's met bijbehorende referenties) en op macrofauna (door de waterschappen: alle ongewervelde waterdieren, 30 NVO's met bijbehorende referenties; zie Figuur 5). Een enkel waterschap heeft ervoor gekozen om één referentie voor meerdere nabijgelegen NVO's te gebruiken, waardoor er in totaal meer NVO's zijn bemonsterd dan referenties. In totaal zijn er t.o.v. het vorige rapport over dit project (Verhofstad *et al.*, 2019) 11 NVO's en 10 referentielocaties bijgekomen; een toename van zo'n 20%.



Figuur 5. Kaart met tussen 2017 en 2020 bemonsterde locaties en beschikbare gegevens daarvan. Zie Bijlage H7.2.1 voor enkele locatie-eigenschappen. Achtergrondkaarten: PDOK & Open Street Map. Gemaakt in QGIS.

4.2 Gegevensverzameling

FLORON heeft de oevers in het groeiseizoen bezocht en de flora in zowel de waterzone, als in de gehele oeverzone opgenomen (zie Handboek Hydrobiologie (STOWA, 2014) voor afbakening van de zones). De flora-opname is gedaan over een lengte van 100m. Voor het opnemen van de vegetatie in de waterzone is, naast visuele opname, gebruik gemaakt van een werphark welke elke 5-10 strekkende meter van de geëvalueerde 100m in het water is gegooit. Indien de oeverzone te dicht begroeid was om de gehele zone goed te kunnen zien is er elke 5-10m dwars door de oever gelopen van land naar water voor de vegetatieopname. Ook is de abiotiek (zoals oeverbreedte en helderheid van het water) van de locatie beschreven (zie Tabel 1 voor alle genoteerde variabelen).

Tabel1. Lijst met in het veld gemeten of ingeschatte variabelen per oever met eenheid of klassen.

Categorie	Variabele	Eenheid/Klassen
Locatiebeschrijving (100m traject bekeken)	Coördinaten	Amersfoortcoördinaten & in WGS84
	Oevertype	Steil talud beschoeid; Steil talud onbeschoeid; Flauw talud; Plas-/drasberm
	Beschoeide oever	Ja; Nee
	Variatie oeverbreedte (vanaf 2018)	Uniform; Iets grillig; Zeer variabel
	Variatie waterdiepte in oeverzone (vanaf 2018)	Uniform; Iets grillig; Zeer variabel
	Helling talud (vanaf 2018) (m.u.v. plas-/drasberm)	1 op #
	Gemiddelde waterdiepte oeverzone (vanaf 2018; alleen plas-/drasberm)	cm
	Scherpe grens tussen oever- en waterzone (vanaf 2018)	Ja; Nee
	Breedte oeverzone	m (zone ondergrens: ten minste 75% emergenten; bovengrens: aanwezigheid inundatietolerante soorten)
	Breedte waterzone	m (zone tussen de 2 oeverzones)
	Geschatte waterdiepte (max.) (vanaf 2018)	0-50cm; 50-100cm; 1-2m; >2m
	Omliggend landgebruik	Stedelijk; Agrarisch; Natuur
	Troebelheid water	Troebel, nauwelijks doorzicht; Enig doorzicht, geen bodemzicht; Bodemzicht
	Beschaduwing	<10%; 10-39%; 40-69%; 70-100%
	Sporen van recent onderhoud (beschrijven indien aanwezig)	Nee; Gemaaid; Geschoond; Gebaggerd
	Schatting stroomsnelheid	Stilstaand (0-5cm/s); Matig (5-30cm/s); Snel (>30cm/s)
	Datum monstername	-
Flora (100m traject bekeken)	Abundantie per soort in oeverzone	Numerieke Tansley-schaal
	Abundantie per soort in waterzone	Numerieke Tansley-schaal
	Plantbedekking totaal en per groeivorm in de waterzone	% (groeivormen: Submers; Natans; Emergent; Kroos; FLAB)
	Plantbedekking totaal in de oeverzone	%
	Boomlaag	% beschaduwd oppervlak
Vis (250m traject bekeken)	Abundantie per soort gevangen met schepnet (incl. amfibie)	Aantal per schep (omgerekend naar aantal / 250m)
	Abundantie per soort gevangen met elektro (methode ook genoteerd)	Aantal / 250m
Macrofauna	Abundantie per taxa	Aantal (gestandaardiseerd per 5m monsterlengte)

RAVON heeft de oevers in de zomer op vis bemonsterd middels elektrovisserij. Daarnaast is additioneel met schepnet tussen de planten geschept/bemonsterd om eventueel gemiste soorten vis en amfibie nog toe te voegen aan de totale soortenlijst van vis. Voor analyse van abundanties zijn alleen de elektrovisserijgegevens gebruikt, aangezien deze methode beter aansluit bij de KRW en een uniformer beeld geeft (meer gestandaardiseerd is). De visbemonstering is over een lengte van 250m uitgevoerd en de macrofauna-opname volgens de KRW-voorschriften (STOWA, 2014). De visbemonstering richtte zich echter wel specifiek op het intensief vissen bij de vegetatierijke oeverzone, niet op de hoofdstroom. Hierdoor zijn bijv. grote volwassen rheofielen in de hoofdgeul mogelijk minder gevangen. Ook kan de aanleg van een NVO voor vis een uitstralingseffect hebben op de rest van het water, bijvoorbeeld als deze als kraamkamer dient voor vissen die verder in hun levenscyclus andere plekken in het waterlichaam bevolken. Kostentechnisch was het niet mogelijk binnen dit onderzoek volledige visstandbemonsteringen uit te voeren op elke locatie. De gebruikte bemonsteringsmethode voor vis zorgt er wel voor dat een goede evaluatie gedaan kan worden van de meerwaarde van de NVO zelf, het hoofddoel van dit onderzoek. In alle oevers (zowel NVO's als de referenties) zijn de in tabel 1 weergegeven variabelen gemeten (soorten/taxa) of ingeschat (stroming, troebelheid, afstanden en percentages).

Hierbij is ernaar gestreefd om alle oevers 2 jaar op rij te bemonsteren, om zo een robuuster beeld te krijgen van de oever en betrouwbaardere gegevens over de biodiversiteit in de oevers. Deze kan namelijk aardig verschillen tussen jaren (zie bijv. Van de Haterd & Achterkamp, 2019 en H7.2.2.1 van dit rapport), waardoor een éénmalige bemonstering van een oever een minder betrouwbaar beeld kan geven.

Met de verzamelde gegevens zijn per soortgroep (planten, vis, macrofauna) het aantal soorten, de diversiteit (Shannon index) en de EKR-deelscore (Maatlatten versie 2018 via QBWAT 6.05, ontwikkeld door Roelf Pot) per oever, per jaar berekend. Tevens is voor vis het aantal juveniele (<1 jaar oud) vis ingeschat a.d.h.v. de lengte van de vis (zie Bijlage H7.3 voor berekening). In een aantal oevers zijn minder dan 30 individuen van inheemse vissen gevangen. Dit is lager dan het minimale aantal dat voor het berekenen van de EKR wordt geadviseerd (zie EKR-maatlatten: STOWA, 2018a & b), waardoor de berekende EKR mogelijk onbetrouwbaar is bij deze oevers, al kan er natuurlijk wel gesteld worden dat er te weinig vis zit. Voor het berekenen van de EKR is naast het aantal gewenste soorten (positieve indicatoren) ook het relatieve aandeel gewenste soorten belangrijk. Zo kan het voorkomen dat er veel van de gewenste vissoorten aanwezig zijn, maar dat de EKR alsnog laag is omdat er ook veel individuen van andere, 'ongewenste', vissoorten aanwezig zijn. Voor de EKR gaat het hierbij veelal om algemene, eurytope soorten. De EKR geeft zodoende niet altijd voldoende inzicht in het ecologisch functioneren van een oever. Daarom is er ook gekeken naar andere kwaliteitsvariabelen binnen dit onderzoek.

De berekende EKR-deelscores dienen trouwens voorzichtig geïnterpreteerd te worden, omdat de maatlatten waarmee de EKR's berekend worden, zijn ontwikkeld voor hele waterlichamen op basis van een grotere bemonsteringsinspanning (meerdere monsterpunten/trajecten per waterlichaam). Hierdoor scoren deelmaatlatten voor bijvoorbeeld aantal kenmerkende soorten al snel slechter als slechts 1 traject bemonsterd wordt. Al geeft een vergelijking van EKR's tussen een NVO en zijn referentie wel degelijk inzicht in de relatieve meerwaarde van de NVO. Daarnaast zijn ook de belevingsscores uitgerekend a.d.h.v. de aanwezige plantensoorten om in te schatten of de NVO's ook aantrekkelijker gevonden zullen worden door burgers of recreanten ten opzichte van de referenties (STOWA, 2001). Het KRW-watertype is tevens aan de database toegevoegd. Deze watertypes zijn voor de analyses gegroepeerd in 3

hoofdgroepen: Groot lijnvormig (kanalen: M3/4/6/7/10), Klein stilstaand (sloten: M1/2/8/9/14) en Stromende wateren (beken: alle R-typen). M14 (ondiepe gebufferde plassen) is bij 'Klein stilstaand' gevoegd aangezien het enige M14-water qua vorm het meest weg had van een sloot. Al deze gemeten en berekende variabelen zijn gebruikt bij het vormen van een eindoordeel over de NVO's in Nederland.

4.3 Burgerparticipatie

Veel waterbeheerders in Nederland streven naar meer betrokkenheid van burgers bij het waterbeheer. Door burgers te betrekken wordt enerzijds begrip gekweekt voor de taken van het waterschap (door burgers te informeren), maar is het waterbeheer ook beter afgestemd op de behoeften vanuit de maatschappij (door burgers te bevragen en de kans te geven te participeren). Deze interactie draagt er aan bij dat het waterbeheer beter geaccepteerd en gewaardeerd wordt in de samenleving. Onder burgers is ook een vrij grote groep vrijwilligers actief betrokken bij inventarisaties van de flora en fauna van Nederland, mede gecoördineerd door RAVON en FLORON. Deze lokale vrijwilligers beschikken vaak over gedegen soortenkennis en kunnen een belangrijke signalerende functie vervullen als het gaat om optredende calamiteiten en (on)gewenste ontwikkelingen in een gebied.

Bij de start van het project in 2017 is het eigen netwerk van vrijwilligers en de vrijwilligers bij andere regionale organisaties (zoals KNNV en IVN) benut om te onderzoeken of het mogelijk is per waterbeheerder, die daar behoefte aan had, een vrijwilligersgroep samen te stellen. Deze groep is geïnformeerd over, en betrokken bij dit evaluatieproject natuurvriendelijke oevers. Deze groep geven we voorlichting over het doel van natuurvriendelijke oevers en we geven de vrijwilligers instructies voor het uitvoeren van inventarisaties. Inmiddels hebben we voor dit doel ook een invulformulier, kaartmodule en website gemaakt (zie: www.floron.nl/natuurvriendelijkeoevers).

4.4 Analyse (beknopt)

Voor de overkoepelende data-analyse zijn alleen oevers met 2 jaar data meegenomen. Helaas is dit om verschillende redenen niet voor alle oevers gelukt. Zo was de helofyten vegetatie in sommige wateren zo dicht, dat er niet met schepnet gevist kon worden. Ook zijn sommige oevers pas in het 2^e projectjaar van een waterschap toegevoegd aan de selectie, waardoor er alleen uit dit 2^e bemonsteringsjaar data beschikbaar was. Alle oevers zijn wel individueel geanalyseerd en besproken in de losse bijlagen per waterschap (zie H7.4 voor 2 voorbeelden, de overige bijlagen van de andere NVO's zijn alleen aangeleverd aan de betreffende waterbeheerders).

Binnen dit project zijn alle gegevens in het veld genoteerd op papier en later in MS-Excel gedigitaliseerd of direct digitaal opgenomen via de ODK-collect software (getodk.org). Databewerkingen en analyses zijn uitgevoerd met het statistische programma R (versie 4.0.2; R Core Team, 2020). Om de gemiddelde meerwaarde van NVO's ten opzichte van de bijbehorende referentie te toetsen zijn gepaarde toetsen uitgevoerd, zowel met alle NVO's uit het project samen, alsook opgesplitst in drie subsets van data op basis van de 3 hoofdwatertypen (kanalen, sloten & beken). Om te onderzoeken of bepaalde omgevingsvariabelen correleren met de biotische variabelen is een mixed-model, of random-effects model, benadering gebruikt. Hierbij zijn alle oevers meegenomen (NVO's en

referenties) en is de paarsgewijze benadering van het vergelijken van de NVO met zijn referentie losgelaten. Om inzichtelijk te krijgen in hoeverre soortsaamenstelling van een NVO verschilt van zijn referentie, zonder vooraf een verwachting aan de analyse op te leggen, is een PCA analyse gebruikt. Om te onderzoeken welke omgevingsvariabelen variatie in de soortsaamenstelling van een oever kunnen vatten is een RDA toegepast. Voor meer gedetailleerde informatie over gebruikte statistische methoden zie H7.1.

5 Resultaten en bespreking

Om de leesbaarheid te bevorderen bespreken we in dit hoofdstuk alleen de belangrijkste resultaten. Meer informatie en de uitkomsten van alle analyses zijn in bijlage H7.2 te vinden.

5.1 Meerwaarde van NVO's ten opzichte van referenties

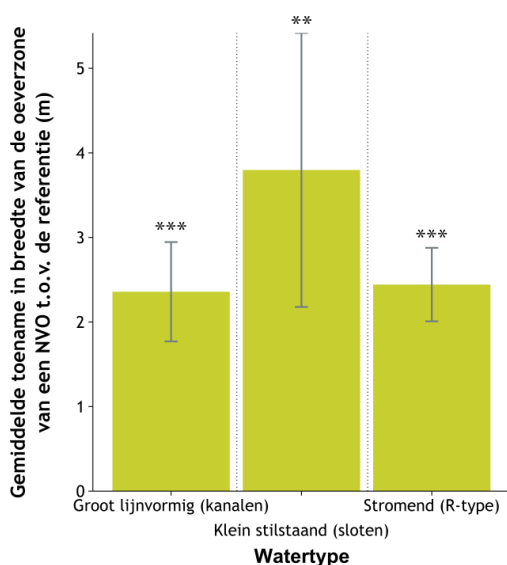
In Tabel 2 staat een beknopte samenvatting van de, over Nederland gemiddelde meerwaarde van een NVO t.o.v. de bijbehorende referentie voor de belangrijkste kwaliteitsvariabelen. Zoals in H4 vermeld, zijn voor deze overkoepelende analyses alleen NVO's gebruikt met twee jaar data. Het aantal NVO's dat uiteindelijk voor deze data-analyse gebruikt kon worden was voor de breedte- en plantvariabelen respectievelijk 49, 16, 10 & 23 (totaal, kanalen, sloten & beken). Voor de macrofaunavariabelen was het aantal NVO's respectievelijk 17, 6, 6 & 5 (totaal, kanalen, sloten & beken). Voor de visvariabelen was het aantal NVO's 35, 11, 8 & 16 (totaal, kanalen, sloten & beken) m.u.v. het aantal vissoorten waar het aantal: 32, 10, 8 & 14 was, omdat hier zowel 2jarige elektrovisdata, als schepnetvisdata voor nodig was (zie H4). Uiteraard zijn alle gegevens wel gebruikt voor de beschrijving en aanbevelingen van de individuele oevers naar de waterbeheerders (zie de voorbeelden van Bijlage H7.4).

Tabel 2. Beknopte opsomming van de gemiddelde verschillen tussen een NVO en de bijbehorende referentie in een aantal van de belangrijkste kwaliteitsvariabelen, zowel als totaal gemiddelden van alle NVO's, als per hoofdwaterstype. Een positief getal geeft aan dat de NVO gemiddeld meerwaarde had/hoger scoorde dan de bijbehorende referentie. Voor de analyse zijn de gemiddelden van de twee monsterjaren gebruikt, m.u.v. aantal soorten planten en vissen en het aantal taxa macrofauna. Hierbij is het totaal aantal unieke soorten/taxa uit de data van beide monsterjaren gebruikt. Indien het verschil statistisch significant was ($p < 0.05$) is de waarde dikgedrukt en groen gearceerd. Indien een trend is waargenomen ($0.05 < p < 0.10$) is het getal geel gearceerd en als geen statistische trend zichtbaar was ($p > 0.10$) is het getal grijs gedrukt. Voor grafieken, statistiek en meer variabelen, zie de volgende paragrafen en H7.2.

Kwaliteitsvariabele	Kanalen	Sloten	Beken	Totaal
Breedte oeverzone (m)	2.4	3.8	2.4	2.7
Aantal plantsoorten totaal	5.3	22.6	9.9	11.0
Aantal plantsoorten oeverzone	5.4	22.4	9.3	10.7
Aantal plantsoorten waterzone	1.0	1.1	0.9	1.0
Totale plantbedekking waterzone (%)	-12.3	-5.2	-1.4	-5.8
Totale plantbedekking waterzone (m ²)	-79.3	23.7	-16.6	-28.9
Plantendiversiteit oeverzone	0.07	0.86	0.45	0.41
Plantendiversiteit waterzone	0.12	0.28	0.08	0.14
EKR-planten	0.03	0.14	0.03	0.05
Belevingsscore (sierlijke planten)	2.3	5.3	3.8	3.6
Aantal taxa macrofauna	34.2	8.8	-2.0	14.6
Aantal individuen macrofauna	796.3	173.6	-47.9	328.2
Macrofaunadiversiteit	0.19	0.08	0.12	0.13
EKR-macrofauna	0.10	0.06	0.06	0.07
Aantal vissoorten	0.6	0.4	1.6	1.0
Aantal individuen juveniele (0+) vis	20.4	54.8	3.5	20.5
Aantal individuen limnofiele vis	15.0	14.5	2.1	9.0
Aantal individuen rheofiele vis	0.3	0.0	-6.2	-2.7
Vissendiversiteit	-0.14	-0.12	0.16	0.00
EKR-vis	-0.04	-0.12	-0.02	-0.05

Breedte oeverzone

Allereerst blijkt uit het onderzoek, dat ook jaren na aanleg, de oevers van de NVO's er gemiddeld anders uitzien dan die van de referentie. Over het algemeen is de oeverzone breder bij een NVO (zie Figuur 7; Wilcoxon test: $n=49$, $V=1217$, $p<0.001$). Hier is dus extra, door water beïnvloed, moerashabitat gecreëerd. Aanleg van meer moerashabitat biedt meer mogelijkheden voor aquatische soorten met een terrestrische fase, zoals de meeste insecten, maar ook voor amfibieën en reptielen. Zo kunnen libellen de aanwezige vegetatie die boven het water uitsteekt gebruiken om uit te sluipen en daarmee hun metamorfose voltooien (zoals de aangetroffen Bandheidlibel, zie Figuur 6). Tevens biedt de vegetatie die boven het water uitkomt schuilplekken en daarmee bescherming tegen bijvoorbeeld predatie. Die vegetatie zal ook terrestrische ongewervelde dieren aantrekken die, om wat voor reden dan ook, in het water kunnen belanden en dan voedsel kunnen worden voor de aquatische (on)gewervelde dieren. De terrestrische diersoorten zijn echter niet bemonsterd in dit onderzoek. De gemiddelde breedte van de oeverzone langs NVO's fluctueerde sterk met gemiddelden tussen zo'n 2.2-5.5m (t.o.v. gemiddeld zo'n 0.4-1.0m in referenties) wat aardig is en zeker breder dan de referentie, maar nog niet heel breed. Mogelijk vanwege ruimtegebrek voor het aanleggen van de NVO's en/of door beperkte variatie in waterpeil. Bij vaste waterpeilen kan de oeverzone van een te hoog aangelegde NVO structureel (te) droog blijven waardoor moerasvegetatie niet echt gestimuleerd wordt en de natte/vochtige oeverzone (met vooral helofyten) zich beperkt tot een smalle strook langs de waterlijn. Daarachter ontwikkelt zich dan een droogteminnende, terrestrische vegetatie in de zone die in feite bedoeld was voor natte oevervegetatie. Het verlagen van het complete oeverprofiel kan hier helpen, doordat dan het gehele oeverprofiel onder invloed van het oppervlaktewater gezet kan worden, al moet er wel genoeg water beschikbaar zijn. Daarnaast was de oeverzone van NVO's in beken en kanalen gemiddeld ook veel breder geworden (>2m breder) t.o.v. de referentie. In sloten was de oeverzone van de NVO gemiddeld zelfs bijna 4m breder dan bij de referentie (Figuur 7), maar dit komt vooral door 3 zeer brede oeverzones. In beken hoeft een brede oeverzone niet persé gewenst te zijn, aangezien in m.n. snelstromende beken een smallere, steil-geërodeerde oever mogelijk gewenst kan zijn en een bredere oever juist kan leiden tot een afname van de kenmerkende stroming.



Figuur 7. Gemiddelde ($\pm$ SE) meerwaarde van een NVO in de breedte van de oeverzone per watertype. ($p<0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 . >0.1 ns)

Soortsamenstelling

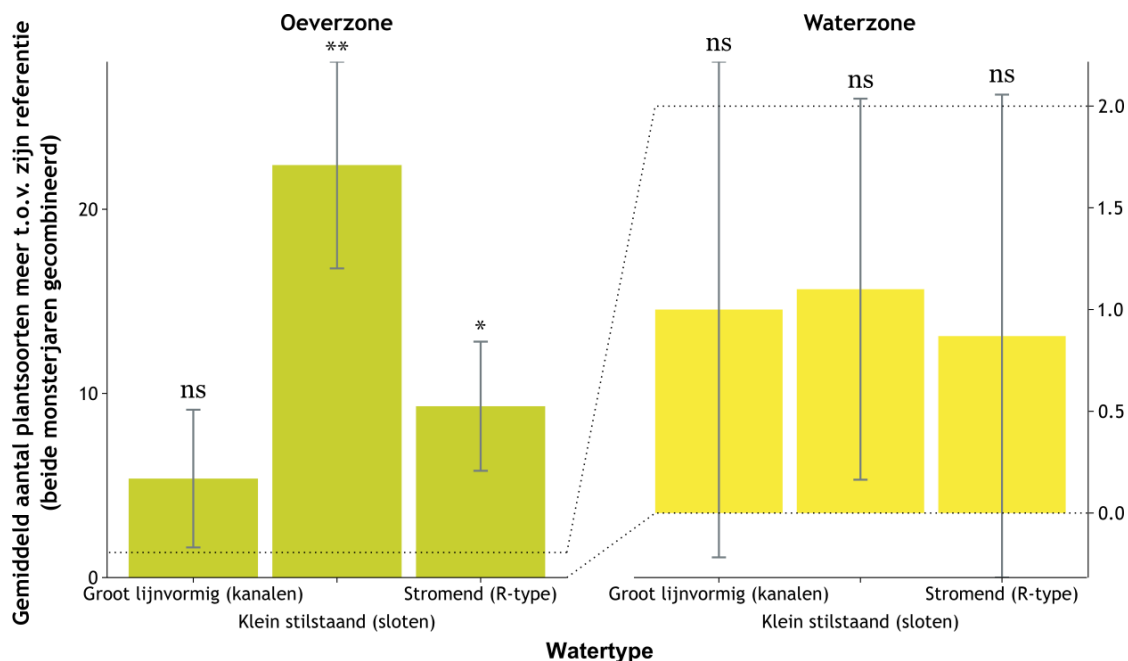
De meeste NVO's bleken te verschillen in soortsamenstelling t.o.v. hun referentie, zo suggereren de PCA-biplot (zie H7.2.2.1, Figuur 8: hoe langer de pijlen, hoe meer verschillend de soortsamenstelling is). Dit geldt voor alle onderzochte soortgroepen (flora, vis en macrofauna). De herinrichting heeft hier waarschijnlijk grotendeels voor gezorgd, aangezien de koppels van NVO's en de referenties redelijk dicht bij elkaar lagen (geografisch) en, m.u.v. de inrichting, naar verwachting vergelijkbare condities kenden. Of deze verschillen in soortsamenstelling gunstig of ongunstig waren is af te leiden uit o.a. de soortdiversiteit en EKR. Hierover gaat de volgende paragraaf. Uit de PCA analyse kwam namelijk geen duidelijke clustering in soortsamenstelling van macrofauna naar voren in de eerste 2 assen (zie H7.2.2.1, Figuur 8). Alleen voor de macrofauna liggen de locaties uit Friesland gescheiden van die van Brabantse Delta, Vallei & Veluwe en Vechtstromen. Dit duidt er op dat in Friesland (deels) andere taxa aangetroffen zijn. Tussen de twee bemonsteringsjaren zijn ook verschillen gevonden in soortsamenstelling, mogelijk mede veroorzaakt door de grote verschillen in weersomstandigheden in de verschillende onderzoeksjaren: 2017 kende redelijk normale weersomstandigheden, terwijl 2018 extreem droog was (met name de zomer), 2019 een erg warme zomer had en 2020 over het algemeen weinig koude dagen heeft gekend.



Figuur 6. Bandheidlibel, aangetroffen op droge deel bij een NVO uit het project (Foto: G. Jager).

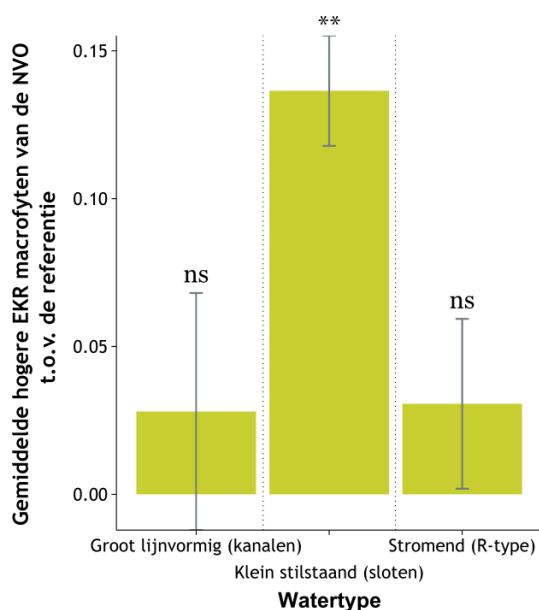
Biodiversiteit, EKR en beleving

Een NVO verschilt gemiddeld genomen niet alleen van de referentie in soortsamenstelling, maar ook in aantal soorten, de diversiteit (Shannon index), EKR en belevingswaarde (Tabel 2). Dit geldt met name voor planten in de oeverzone, deels ook voor macrofauna, maar in veel mindere mate voor vis en planten in de waterzone. Allereerst bleek de berekende schoonheid (belevingsscore, deelscore planten) gemiddeld hoger in NVO's t.o.v. de referentie (+3.6 punten, T-test: $df=48$, $t=4.1238$, $p<0.001$), al was dit niet bij alle oevers het geval (zie: H7.2.2.2 Figuur 9).



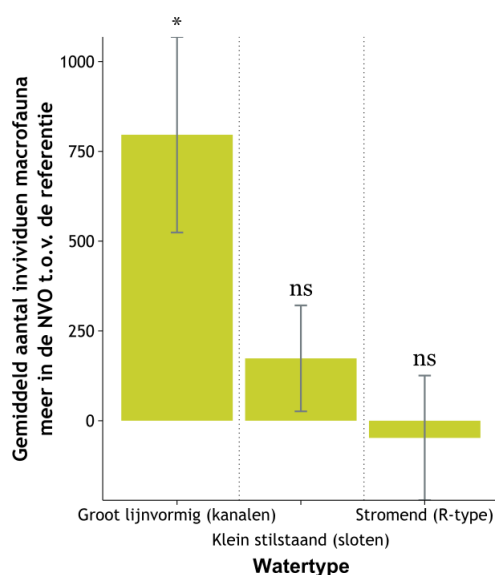
Figuur 10. Gemiddelde ($\pm$ SE) aantal plantsoorten meer aangetroffen in de oeverzone (links) en waterzone (rechts) van een NVO t.o.v. de referentie in elk van de 3 hoofdgroepen watertypen. Soortenlijsten van beide monsterjaren zijn hiervoor gecombineerd. ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 . > 0.1 ns)

Een NVO heeft gemiddeld een duidelijke meerwaarde voor het aantal plantsoorten in de oeverzone (gemiddeld +11.0, T-test: $df=48$, $t=4.3214$, $p < 0.001$; Figuur 10), hun diversiteit en hun bedekking (m^2 ; zie H7.2.2.2 voor details). De NVO's hebben duidelijk voor een grotere en beter ontwikkelde oeverzone gezorgd. Dit leidde gemiddeld over alle oevers echter slechts tot een verhoging van de EKR-deelmaatlat planten van +0.05 (T-test: $df=48$, $t=2.5894$, $p=0.013$; Figuur 11), maar binnen dit project zijn zowel goed scorende als slecht scorende NVO's aangetroffen. Waarschijnlijk is mede hierdoor de gemiddelde meerwaarde voor de EKR relatief laag, maar ook omdat een NVO vaak gemiddeld maar weinig meerwaarde heeft voor de waterzone t.o.v. de referentie, terwijl deze zone ook (of juist) zeer belangrijk is (zie Figuur 10). Dit blijkt ook uit het feit dat het positieve verschil tussen NVO en de referentie, m.b.t. de EKR voor planten, vooral veroorzaakt wordt door de hogere deelscore op 'soorten' en niet door de deelscore 'groeivorm' (zie H7.2.2.2.). Er is namelijk geen statistisch significante hogere bedekking aan planten in de waterzone van de NVO's t.o.v. de referenties gevonden; zeker ten aanzien van echte hydrofyten (ondergedoken planten en wortelende planten met drijfblad). Een vergelijkbare conclusie komt uit een recent onderzoek waarbij een klein aantal oevers in een 6-tal wateren gedurende 5 jaar op rij gemonitord zijn (Van de Haterd & Achterkamp, 2019).

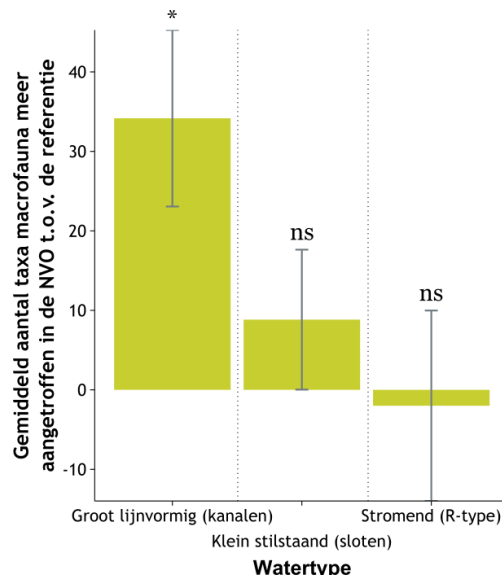


Figuur 11. Gemiddeld (± SE) verschil in EKR-macrofyten tussen het 100m traject van de NVO en van de referentie in elk van de 3 hoofdgroepen watertypen. EKR-scores van beide bemonsteringsjaren zijn hiervoor per locatie eerst gemiddeld. ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 . >0.1 ns)

Ook bij macrofauna zijn gemiddeld meer taxa gevonden in NVO's dan in de referentie (+14.6; T-test: $df=16$, $t=2.1291$, $p=0.049$; Figuur 13) en tevens statistisch significant meer individuen in de onderzochte NVO's van kanalen dan in hun referenties (gemiddeld +796; Wilcoxon test: $n=6$, $V=21$, $p=0.0313$; Figuur 12). Ook was de verhouding gewenste (lees: typische soorten voor de KRW voor het betreffende watertype) versus ongewenste soorten gemiddeld gunstiger in de onderzochte NVO's, zoals af te leiden uit een hogere EKR-deelmaatlat macrofauna (gemiddeld +0.1 in de NVO's; T-test: $df=16$, $t=3.2817$, $p=0.005$; Figuur 14).

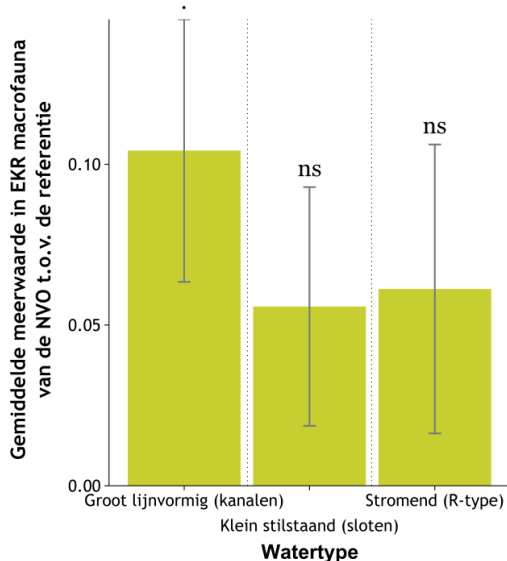


Figuur 12. Gemiddeld (± SE) aantal individuen macrofauna meer bij de NVO t.o.v. de referentie in elk van de 3 hoofdgroepen watertypen. Per oever zijn gemiddelden van beide bemonsteringsjaren gebruikt. ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 . >0.1 ns)



Figuur 13. Gemiddeld (± SE) aantal taxa macrofauna meer bij de NVO t.o.v. de referentie in elk van de 3 hoofdgroepen watertypen. Ruwe data is gebruikt van de totale soortenlijst uit beide bemonsteringsjaren gecombineerd. ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 . >0.1 ns)

De statistische analyses van de macrofaunadata zijn ook uitgevoerd met gegevens uit alleen 2018 (30 locaties met data uit alleen 2018 i.p.v. 17 locaties met data uit beide bemonsteringsjaren), zie hiervoor Bijlage H7.2.2.2.

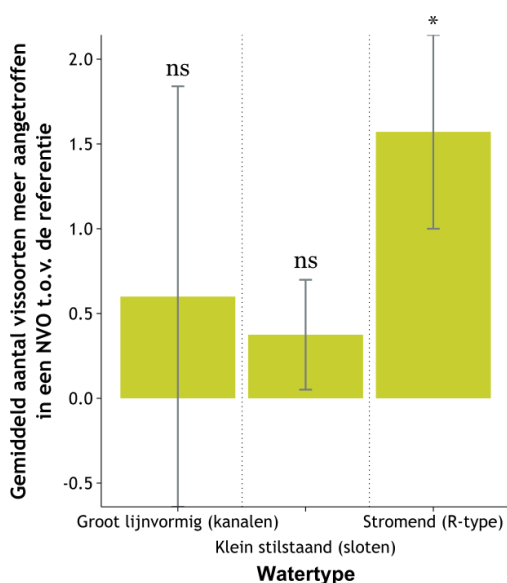


Figuur 14. Gemiddeld ($\pm$ SE) verschil in EKR-macrofauna tussen de NVO en van de referentie in elk van de 3 hoofdgroepen watertypen. EKR-scores van beide bemonsteringsjaren zijn hiervoor per locatie eerst gemiddeld. ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 . >0.1 ns)

De beter ontwikkelde, bredere oeverzone van een NVO zou positieve effecten kunnen hebben op de aanwezige vis, aangezien in het water staande planten als habitat (en voedsel) kunnen dienen. Er zijn inderdaad statistisch significant meer soorten vis gevonden in NVO's dan in de bijbehorende referenties, gemiddeld 1 soort extra (T-test: $df=31$, $t=2.0908$, $p=0.045$; Figuur 15). Ook uit recent onderzoek in de Maas blijkt dat vis ook in grote rivieren kan profiteren van NVO's en van het terugbrengen van natuurlijke processen als erosie (Buijse *et al.*, 2019; binnen het huidige onderzoek zijn grote rivieren niet geëvalueerd). Als de analyse per watertype uitgevoerd wordt, blijkt de meerwaarde van een NVO voor aantal soorten vis alleen statistisch significant in de onderzochte beken (R-type; Figuur 15). De gemiddelde diversiteit (Shannon index) aan vis was alleen in beken gemiddeld hoger in de NVO t.o.v. de referentie (Shannon-index +0.16; T-test: $df=15$, $t=2.3307$, $p=0.034$), maar niet in kanalen of sloten (zie H7.2.2.2). Dit duidt er op dat één of een aantal vissoorten in relatief grote aantallen aanwezig zijn in sloten en kanalen, maar dat een gemiddelde NVO niet voor een meer gebalanceerde verdeling (in aantallen) van de aanwezige vissoorten zorgt. Er zijn daarnaast gemiddeld niet statistisch significant hogere aantallen juvenielen, rheofielen of limnofielen gevonden in de oeverzone bij het elektrovisen (zie H7.2.2.2 Figuur 16). In sloten is wel een statistisch trendmatige meerwaarde gevonden (+21 juveniele vissen in de NVO: T-test: $df=34$, $t=1.9253$, $p=0.063$). NVO's kunnen wel een belangrijke kraamkamer- en/of opgroefunctie hebben voor vissen (zie bijv. Van de Haterd & Achterkamp, 2019). Zo blijkt ook uit recent onderzoek in Noord-Holland bij het Omval-Kolhorn Kanaal, waar een aantal relatief mooie NVO's (ondiep water met in sommige NVO's ook in het water groeiende planten) vergeleken is met referentieoeveren in een kanaal met stalen damwanden (Herder & Kranenbarg, 2018; Herder *et al.*, 2019; zie ook Soesbergen & Rozier, 2004 voor een zelfde vergelijk voor macrofauna). Daar zijn significant meer juveniele vissen (0+) aangetroffen in de NVO's dan in het kanaal zelf. Al zijn er zeker ook in het huidige onderzoek dergelijke voorbeelden gevonden waarbij er meer juveniele vissen gevangen zijn in de NVO, zeker als ook beschoeide oeveren vergeleken worden met goed aangelegde NVO's (zie bijlage H7.4, voorbeeld 1). De afwezigheid van een, over Nederland gemiddelde, sterke meerwaarde van de NVO voor juveniele vis komt mede doordat in veel gevallen de verschillen in vishabitat tussen de NVO en de referentie niet zo groot waren

in dit onderzoek: lang niet alle referenties waren kaal en beschoeid (zie ook H7.2.1, Tabel 3) en ook de NVO's bezaten lang niet altijd een beter ontwikkelde watervegetatie (habitat voor vis).

In dit onderzoek zijn te weinig amfibieën gevangen middels de gehanteerde vismethoden voor betrouwbare statistische analyse. Indien men het effect op specifiek amfibieën beter in beeld wil brengen, zou in de toekomst nog geëxperimenteerd kunnen worden met een extra vangstmethode toegespitst op amfibieën.



Figuur 15. Gemiddeld ($\pm$ SE) aantal vissoorten meer bij de NVO t.o.v. de referentie in elk van de 3 hoofdgroepen watertypen. De soortenlijst uit beide bemonsteringsjaren zijn hierbij gecombineerd. ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 . >0.1 ns)

Binnen het onderzoek is er een hele grote variatie aan NVO's en referenties gezien tijdens de veldbezoeken. Sommige NVO's scoorden beter dan de referentie op bepaalde variabelen, terwijl omgekeerd ook sommige referenties beter scoorden dan de NVO's. Voor vis is gemiddeld over Nederland ook geen statistisch significante hogere EKR-vis gemeten in NVO's ten opzichte van het referentie traject (Wilcoxon test: $n=35$, $V=237$, $p=0.3050$; H7.2.2.2 Figuur 16). Er is daarom voor gekozen om in de verdere analyses die hierna worden besproken de opdeling in 'NVO' en 'referentie' los te laten en te werken met een indeling op basis van morfologische eigenschappen, zoals oevertype (ofwel, het profiel: zie H3.2, BOX1). Zo is onderzocht of er correlaties bestaan tussen de biotische en abiotische eigenschappen van de oevers. Op veel van deze eigenschappen is immers ook te sturen middels beheer en inrichting.

5.2 Correlaties tussen omgevingsvariabelen en ecologische kwaliteitsvariabelen

Voor een samenvattende tabel met resultaten van de mixed-effect-model analyses (LMER), zie de tabel aan het begin van H7.2.3.2.

Inleiding

Zoals aan het eind van H5.1. vermeld, is in dit deel van het rapport de opdeling in 'NVO' en bijbehorende 'referentie' los gelaten. Alle oevers zijn samengevoegd en op morfologische eigenschappen geanalyseerd. Sommige referenties hadden immers betere ecologische kwaliteit dan NVO's binnen dit onderzoek. Door naar correlaties tussen morfologie en ecologische

kwaliteit te kijken, beoogden we kansrijke stuurfactoren te identificeren voor inrichting en beheer.

Om te beginnen blijkt uit dit onderzoek dat grofweg 25 tot 60% van de variatie in soortensamenstelling van de onderzochte oevers gevat kon worden door de onderzochte omgevingsvariabelen, waarbij de variatie in soortensamenstelling van planten in de waterzone en van vissen het minst verklaard kon worden (voor details zie RDAs in H7.2.3.1 Figuur 17). Het feit dat een groot deel van de variatie niet verklaard kon worden door de gemeten omgevingsvariabelen geeft aan dat er belangrijke factoren voor de soortensamenstelling van met name vis en de watervegetatie zijn, die niet in dit onderzoek meegenomen konden worden. Hierbij valt te denken aan historische aanwezigheid van waterplantsoorten, N en P in het water, in de bodem, de slibdikte en exact beheer van het bemonsterde traject (Lacoul & Freedman, 2006; Bornette & Puijalon, 2009). Uit een recente kiemproef met sediment van een NVO uit Noord-Holland blijkt tevens nog maar weer eens dat de ontwikkeling van waterplanten in de waterzone niet altijd vanzelf gaat (Verhofstad *et al.*, 2018, zie ook: Hilt *et al.*, 2006). Vraat door waterdieren en watervogels, maar ook beperkingen in de verspreiding vanaf bronpopulaties kan de ontwikkeling van waterplanten in de weg staan. Aan de andere kant kunnen dieren ook als zaadverspreider functioneren (zie Bakker *et al.*, 2013).

5.2.1 Stilstaande wateren

Beschoeiing

De oevertypes die we scharen onder natuurlijkere types voor vooral stilstaande wateren (flauw-talud & plas-/drasberm), scoren over het algemeen beter dan de meer kunstmatige, steile, beschoeide oevers. Dit geldt met name voor planten (zie Figuur 18 voor voorbeelden). Zo scoorden onbeschoeide oevers gemiddeld 0.1 hoger op de EKR-planten dan beschoeide oevers (LMER: $\chi^2=5.5202$, $df=1$, $p=0.019$ op log10 getransformeerde data). Mogelijk komt dit deels doordat de natuurlijkere oevertypen gemiddeld breder waren dan de traditionele oevers en er dus simpelweg meer ruimte was voor met name verschillende soorten planten. Voor vis had het oevertype alleen statistisch gezien een significante invloed op de soortensamenstelling (zie H7.2.3.1 Figuur 17) en het aantal limnofiele vissen (gemiddeld 23.2 bij onbeschoeide oevers vs 7.3 bij beschoeide oevers per 250m; LMER: $\chi^2=5.9067$, $df=1$, $p=0.015$ op log10 getransformeerde data), maar niet zozeer op het totaal aantal soorten of de EKR (zie H7.2.3.2 voor details).

Uit de eerdere analyses (H5.1) bleek al dat de waterzone zelf gemiddeld nog weinig profiteert van een NVO en de meerwaarde vooral behaald wordt in de oeverzone. Zowel in inrichting als beheer kan de meerwaarde nog verbeteren, waarbij op dit moment het beheer van de waterzone naast een NVO vaak nog traditioneel is (niet gericht op ontwikkeling van ondergedoken vegetatie) en dus vergelijkbaar met het beheer van de waterzone naast de referentie (zo bleek ook uit informatie deelnemende waterbeheerders).



Figuur 18. Voorbeelden van oevers uit het project met (met de klok mee vanaf linksboven) een steile beschoeide oever, een steile onbeschoeide oever, een plasberm en een flauw-talud.

Breedte oever- en waterzone en waterdiepte

Oevers met een bredere oeverzone hadden gemiddeld meer soorten planten in de oeverzone (LMER: $\chi^2=7.9026$, $df=1$, $p=0.005$; zie H7.2.3.2 Figuur 19 en zie H4.2 Tabel 1 voor onderscheid oever- en waterzone). Interessant om te vermelden is dat er in 2018, t.o.v. 2017, relatief weinig soortenarme oeverzones zijn gevonden (mogelijk door extra kieming, als gevolg van de lagere waterstanden tijdens de droogte van 2018, zie H7.2.3.2 Figuur 19). De breedte van de oeverzone kon tevens een deel van de variatie in soortsaamenstelling van planten in de oeverzone verklaren. Het aanleggen en behouden van een brede oeverstrook, waar water invloed heeft, is daarom een kansrijke maatregel als het doel is een hogere diversiteit aan oeverplanten te creëren.

In bredere waterzones zijn daarentegen relatief minder soorten waterplanten aangetroffen (LMER: $\chi^2= 11.1746$, $df=1$, $p<0.001$; zie Bijlage 7.2.3.2 Figuur 65), waarschijnlijk omdat bredere wateren gemiddeld ook dieper zijn gebleken (LMER: $\chi^2= 110.7942$, $df=3$, $p<0.001$; op log getransformeerde data), wat weer negatief correleerde met vegetatie in de waterzone, zowel m.b.t. het aantal plantsoorten (LMER: $\chi^2= 11.4241$, $df=3$, $p=0.010$ op wortel getransformeerde data; zie H7.2.3.2 Figuur III), als het percentage bedekking aan planten in de waterzone (LMER: $\chi^2=16.2400$, $df=3$, $p=0.001$ op wortel getransformeerde data).

Maximale waterdiepte in de waterzone kon ook een deel van de variatie in soortsaamenstelling van macrofauna verklaren (zie H7.2.3.1 Figuur 17) en er zijn gemiddeld meer vissoorten

gevonden in wateren breder dan 10m (LMER: $\chi^2 = 7.6698$, $df=1$, $p=0.006$; Bijlage 7.2.3.2 Figuur 20), mogelijk doordat er simpelweg meer m² leefgebied beschikbaar is. Al komt uit het onderzoek vooral naar voren dat wateren van meer dan 2m diep relatief slecht scoren op waterplanten (zie H7.2.3.2). Dit zijn veelal kanalen. Mogelijk wordt deze correlatie tussen waterdiepte en waterplanten deels veroorzaakt door scheepvaart of golfslag door wind, slecht doorzicht of omdat deze diepere wateren gemiddeld ook breder zijn (zie H7.2.3.2). Een oeverzone met vooroever kan de ontwikkeling van oeverplanten in dergelijke systemen helpen, maar de ontwikkeling van de echte waterplanten heeft daar nog weinig baat bij. Daarom is het bij dergelijke (voor)oeveren interessant om achter de vooroeverbeschoeiing ook een diepere waterzone (bijv. van ~1m diep) aan te leggen en te onderhouden waar waterplanten kunnen groeien en waar volledige verlandings wordt tegengegaan. Hiermee kan wel de ecologie van de waterzone gestimuleerd worden en kan een NVO ecologisch gezien nog meer bijdragen.

Horizontale en verticale variatie

Naast het resultaat dat bredere oeverzones positief bij kunnen dragen, is het ook aan te raden de oevers van NVO's in kanalen en sloten zo flauw mogelijk te maken met hier en daar variatie in waterdiepte. Flauwere oevers correleerde namelijk met een hogere aantal plantsoorten (LMER: $\chi^2 = 6.8687$, $df=1$, $p=0.009$; H7.2.3.2 Figuur 54), al zaten er relatief weinig hele flauwe oevers in de dataset (helling < 1:4). Daarom wordt aanbevolen indien een flauw talud wordt aangelegd, deze liefst ten minste 1:4 aan te leggen en ook onder water door te laten lopen, mogelijk tot aan het diepste punt van de watergang. Door een flauwere oever wordt de gradiënt van droog naar nat langer, waardoor er meer ruimte is voor allerlei plantsoorten. Dit is een bekend ecologisch principe, maar de analyses uit dit onderzoek laten het nu ook zien. Bij de meest flauwe oevers uit dit onderzoek zijn gemiddeld dan ook meer juveniele limnofiele vissen gevangen (respectievelijk LMER: $\chi^2 = 5.1745$, $df=1$, $p=0.023$ & LMER: $\chi^2 = 5.5641$, $df=1$, $p=0.018$ op log getransformeerde data).

De oeverdpte van plas-/drasbermen (zie Figuur 18) varieerde van 0cm tot ongeveer 50cm diep. Ondiep water is van belang voor zowel flora als fauna. Voor vissen blijkt diepte ook van groot belang. Bij een waterdiepte groter dan 10-20cm werd altijd vis aangetroffen terwijl ondiepere oevers in een aantal gevallen visloos bleken (H7.2.3.2 Figuur 24). Dit heeft waarschijnlijk te maken met het feit dat vissen kwetsbaar zijn voor predatie (en droogval) in zeer ondiepe oevers. Door de aanleg en het behoud van dit diepere, maar nog steeds ondiepe, water kan de ecologische kwaliteit waarschijnlijk hoger worden. Tijdens dit onderzoek is over het algemeen weinig limnofiele vis gevangen. Dit zou gerelateerd kunnen zijn aan het achterwege blijven van een verandering in watervegetatie in NVO's in sloten en kanalen (zie H5.1). Een dergelijke maatregel (handhaven van ondiep open water met waterplanten) kan bijdragen aan het verbeteren van de waterzone. Daarom is het van belang volledige verlanding van de oever te voorkomen zodat er ruimte blijft voor echte waterplanten en vis. Uitzonderingen zijn situaties waarin de oever bijvoorbeeld een belangrijke functie heeft voor rietvogels of nat bos, waarbij volledige verlanding van een deel van de oever juist beoogd wordt. Bepaalde soorten macrofauna, zoals libellen en juffers, gebruiken voor het uittreden de begeleidende helofyten. Maar ook in deze situaties wordt aanbevolen om over het gehele profiel ten minste lokaal ondiep water (>20-45cm) te behouden, zodat het rietmoeras of nat bos niet over de gehele lengte direct overgaat in diep water.

Vanaf 2018 is voor alle oevers ook de mate van variatie in de breedte en waterdiepte van de oeverzone ingeschat, omdat deze zogenaamde horizontale en verticale variatie ecologisch gezien van grote meerwaarde kan zijn (zie STOWA, 2009 & 2011), maar zelden wordt ingeschat in onderzoeken. Uit het onderzoek bleek dat maar ongeveer de helft van de NVO's

een zeer variabele oeverbreedte had en slechts 20% veel variatie in waterdiepte in de NVO. Vaak bleken ze jaren na aanleg vrij 'technisch/strak' erbij te liggen, mogelijk als gevolg van de oorspronkelijke inrichting of door grootschalig en uniform beheer. Gemiddeld waren NVO's wel wat meer gevarieerd dan de referenties. In dit onderzoek is een correlatie gevonden tussen de mate van variatie van de breedte van de oeverzone en het aantal plantsoorten, waar gemiddeld bij zeer variabele oevers 8 plantsoorten meer gevonden zijn dan bij uniforme oevers (voor oeverzone: LMER: $\chi^2=8.7464$, $df=2$, $p=0.013$; Tukey: $p=0.009$ en zie Bijlage 7.2.3.2 Figuur 64). Dezelfde correlatie is gevonden voor de diversiteit (Shannon index) aan planten in de oeverzone.

Tot slot kan de aanwezigheid van migratiebarrières tussen wateren (zoals stuwen), de verspreiding van gewenste plant- en diersoorten belemmeren (Verhofstad *et al.*, 2018), maar hier is in deze studie geen onderzoek naar gedaan. Het zal echter naar verwachting een rol spelen in de kansen voor herkolonisatie met gewenste (ondergedoken) waterplanten (zie ook Soons *et al.*, 2016).

Waterkwaliteit

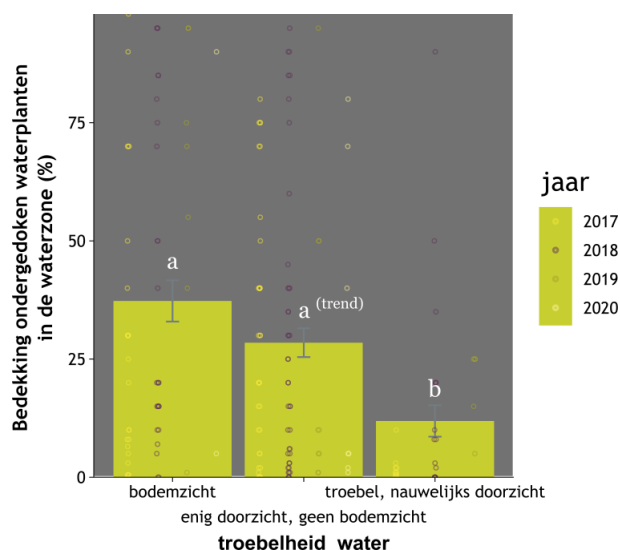
Doorzicht bleek een belangrijke variabele te zijn die met kwaliteitsvariabelen van alle soortgroepen correleerde (zie H7.2.3.2). Lichtbeschikbaarheid (waarschijnlijk dus waterkwaliteit) blijft daarmee belangrijk voor het halen van de gestelde doelen.

Zo zijn er relatief goed ontwikkelde watervegetaties (Figuur 25) en EKR voor planten gevonden in water met een groter doorzicht (zie H7.2.3.2). Hierbij werd de betere EKR voor planten door een betere deelscore in groeivorm (de bedekking van de verschillende groeivormen komt dichterbij het streefbeeld; H7.2.3.2 Figuur 26), en niet in soortensamenstelling, veroorzaakt.

In 2017 zijn grotere aantallen limnofiele vissen gevangen in helder water t.o.v. troebel water, maar deze correlatie is in de overige jaren niet meer gevonden (LMER: $\chi^2=2.712$, $df=2$, $p=0.258$ op log getransformeerde data; zie H7.2.3.2 Figuur 27).

Voor macrofauna is daarentegen een negatieve correlatie gevonden. Bij oevers met helder water (bodemzicht) was de gemiddelde EKR voor macrofauna lager dan bij water met enig doorzicht, maar geen bodemzicht (LMER: $\chi^2=9.7422$, $df=2$, $p=0.008$; zie H7.2.3.2 Figuur 28). Dezelfde correlatie is gevonden tussen waterhelderheid en de soortenrijkdom en diversiteit aan macrofauna (zie H7.2.3.2 Figuur 49 & 50). Belangrijk hierbij te vermelden is dat helder water gedeeltelijk gecorreleerd is met maximale waterdiepte. Zo is in ondiep water (0-50cm) vaker de troebelheidsklasse bodemzicht aangetroffen dan de klasse 'enig doorzicht, geen bodemzicht'. Mogelijk reageert de macrofauna dus niet zo direct op de troebelheid van het water, maar is een combinatie van factoren sturend. Goed om te vermelden is dat een correlatie geen causaal verband hoeft aan te duiden, er is geen gecontroleerd experiment uitgevoerd. Het is echter relevant om te vermelden dat ook de troebelheid slechts 1x in het groeiseizoen bepaald kon worden binnen dit onderzoek. Helaas konden binnen dit project geen specifieke chemische monsters genomen worden om hier verder inzicht in te krijgen. Dit raden we wel aan voor toekomstig onderzoek, waarbij zowel de waterbodem als de waterzone ten minste 1x in elk seizoen doorgemeten worden.

Als laatste viel op dat een bredere oeverzone gemiddeld niet statistisch significant met een hoger doorzicht correleerde. Een brede 'bufferende' oeverzone hoeft dus niet direct en jaarrond te leiden tot helder water, (maar kan wel bijdragen aan het verminderen van uitspoeling, zie bijvoorbeeld Lind *et al.*, 2019 en Sollie, 2007 voor een modelstudie).



Figuur 25. Gemiddelde relatieve bedekking aan ondergedoken planten in de waterzone (%) per klasse van watertroebelheid. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten gekleurd per bemonsteringsjaar. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asteriskken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$.). Bedekking - Troebelheid LMER: $\chi^2=12.4742$, $df=2$, $p=0.002$.

5.2.2 Stromende wateren

Stroming

Binnen dit onderzoek zijn ook veel beken en kleine riviertjes onderzocht (allen beken genoemd vanaf hier. Zie H7.2.1 voor een lijst.). De EKR voor vissen bleek gemiddeld hoger te zijn in stromend water dan in stilstaand water (LMER: $\chi^2=4.3112$, $df=1$, $p=0.038$ op log getransformeerde data; zie H7.2.3.2 Figuur 51), de EKR voor vissen was gemiddeld dus ook hoger in beken dan in sloten of kanalen (LMER: $\chi^2=97.0644$, $df=2$, $p<0.001$; zie H7.2.3.2 Figuur 55). In tegenstelling tot onze verwachting zijn er geen significant hogere aantallen rheofiele vis gevonden in stromend water dan in stilstaand water als alle oevers samen bekeken worden, maar zelfs niet als alleen beken geanalyseerd worden. In 2017 is slechts in 11 beken (6x NVO en 5x referentie) enige stroming waargenomen, in 2018, als gevolg van de droogte, zelfs maar in 5 beken (3x NVO en 2x referentie) en in 2019 is bij geen enkel water stroming waargenomen. Waarschijnlijk is door de geringe stroming over het algemeen relatief weinig rheofiele vis gevangen in dit onderzoek. Dit zou deels gerelateerd kunnen zijn aan het feit dat in sommige beken een NVO aangelegd was die beter geschikt is voor stilstaand water, waarbij de watergang verbreed is, terwijl verondieping of vernauwing waarschijnlijk effectiever is. Daarbij dient opgemerkt te worden dat de opname van de stroomsnelheid alleen plaats heeft gevonden tijdens de visbemonstering en dus slechts een momentopname was doordat de oevers slechts 1x per jaar bezocht zijn. Tevens was 2018 extreem droog, wat de stroomsnelheid nog verder beperkt zal hebben. In 2019 was de waterbeschikbaarheid ook nog een probleem.

Bij stromende wateren dient de abiotiek dus voorrang te krijgen bij herstel (creëren en vasthouden van stroming). Ook dient er verder gekeken te worden naar mogelijke verspreidingsbarrières voor de typische vissoorten van elk watertype (m.n. limnofiel/plantminnend voor sloten en kanalen en rheofiel/stromingsminnend en migrerend voor de beken).

Waterkwaliteit

Ook het aantal rheofiele vis was gemiddeld bijna 10x hoger in water met een groter doorzicht (LMER: $\chi^2=11.7596$, $df=2$, $p=0.003$ op log getransformeerde data; zie bijlage H7.2.3.2 Figuur 27). Dit laat zien dat lichtbeschikbaarheid (waarschijnlijk gelinkt aan waterkwaliteit) belangrijk blijft voor het halen van de gestelde doelen.

5.2.3 Alle watertypen

Inrichting

De aanwezigheid van een scherpe overgang tussen oever en water (een knik) correleerde niet eenduidig met hoge of lage kwaliteit (biodiversiteit/EKR) m.u.v. een hogere diversiteit aan planten in de oeverzone bij oevers zonder knik (LMER: $\chi^2=6.6339$, $df=1$, $p=0.010$). Maar daarbij dient opgemerkt te worden dat plasbermen met vooroevers ook veelal een scherpe overgang vertoonden tussen oever- en waterzone, terwijl deze (waarschijnlijk mede door hun grote breedte) vaak wel positiever scoren voor de verschillende soortgroepen. Wanneer gekeken wordt naar een echt harde overgang, beschoeide versus onbeschoeide oevers, dan komt naar voren dat de aanwezigheid van beschoeiing wel negatief correleerde met de soortenrijkdom van planten (m.n. in de waterzone; zie H7.2.3.2) en het aantal individuen limnofiele vis (LMER: $\chi^2=5.9067$, $df=1$, $p=0.015$ op log getransformeerde data), met name in 2017. De beschoeide oevers correleerden met een bredere watergang. In kanalen moeten oevers vaak beschoeiing hebben om erosie te voorkomen (zie bijvoorbeeld de foto van de plasberm in Figuur 18). Wanneer beschoeiing niet noodzakelijk is, bijvoorbeeld in smallere wateren zoals sloten, wordt aangeraden geen beschoeide oevers te gebruiken wanneer het doel is planten en plantminnende vis te stimuleren (m.u.v. eventuele gedeeltelijk open vooroever ter bescherming tegen erosie). Bepaalde soorten vis (zoals de inheemse Rivierdonderpad) en macrofauna zijn wel gebonden aan het leven tussen stenen en kunnen hier mogelijk een habitat vinden. Hier en daar wat steen (of andere vorm van grove structuur) kan de variatie in habitat en fauna op landschapsschaal dus mogelijk vergroten. Echter zijn sommige van deze soorten niet gewenst: de invasieve exoten (zoals Zwartbekgrondel), ook niet vanuit de KRW. De maatregelen moeten aansluiten bij gestelde doelen, waarbij de doelen dus zeer concreet dienen te zijn en tevens maatwerk nodig blijft in de inrichting en het daaropvolgende beheer.



Figuur 30. Voorbeelden van NVO's met veel (links) en weinig (midden), tot vrijwel geen (rechts) variatie in profiel (breedte van de oeverzone/waterdiepte). Zowel de NVO's links als midden hadden nog een aardige soortenrijkdom van oeverplanten, de NVO rechts niet.

Wat opviel tijdens de uitvoering van het onderzoek is dat veel van de NVO's zeer homogeen van inrichting waren over de gehele lengte. Daarom is vanaf 2018 additioneel nog een inschatting gemaakt van de aanwezige variatie in breedte en diepte van de oevers. Vaak was er sprake van weinig tot geen variatie in breedte van de oeverzone en waterdiepte in de oeverzone (zie Figuur 30 en H5.2.1), waardoor een vrij uniform habitat aanwezig is. We stellen dan ook voor om juist te proberen ook binnen een NVO variatie te creëren in diepte en breedte van de oeverzone. Zo ontstaat er een grotere variatie in abiotiek, wat leefruimte kan bieden aan meer verschillende soorten (Peeters *et al.*, 2014). In beken kan op deze manier, bijvoorbeeld door middel van versmallingen en verondiepingen, getracht worden om lokaal jaarrond stroming te

handhaven (zie ook: STOWA, 2017). Uit deze grove inschatting kwam al een positieve correlatie naar voren tussen de mate van variatie in de oeverzone en de aangetroffen planten op de oever. Ook is er een statistisch trendmatige correlatie gevonden tussen de mate van variatie en de diversiteit (Shannon) aan macrofauna (zie H5.2.1). Als laatste vatte de mate van variatie in de oeverzone nog een deel van de variatie in de samenstelling aan planten in de oeverzone en de samenstelling van de macrofauna (zie H7.2.3.1, Figuur 17).

Uit het onderzoek bleek dat bredere wateren vaak slechter scoren m.b.t. planten in de waterzone, maar gelijktijdig wel een groter aantal vissoorten en hogere EKR-macrofauna hebben (al was de spreiding bij deze laatste zeer groot; zie H5.2.1, 5.2.2 en H7.2.3.2), al is de breedte van de waterzone natuurlijk sterk aan watertype gecorreleerd. Om toch de watervegetatie te stimuleren in bredere wateren zou men kunnen proberen, bijvoorbeeld achter een vooroever of via een bypass, ruimte te creëren voor watervegetatie en de daarbij horende diersoorten. Deze dienen niet te diep te zijn (>4% licht moet op de bodem komen; zie: Lacoul & Freedman, 2006; Verhofstad, 2017), maar ook niet te ondiep en dienen niet volledig te verlanden of dicht te groeien met helofyten. In de doorgaans toch vrij productieve wateren met weinig hydrodynamiek om de vegetatie zelf periodiek te resetten, zal adequaat gefaseerd beheer dus nodig blijven.

Waterplanten

Naast de relaties met omgevingsvariabelen kunnen de soortgroepen onderling ook van elkaar afhankelijk zijn. Zo worden planten door velerlei dieren als leef-, paai- of foerageergebied gebruikt (Hargeby *et al.*, 1994; Hansson *et al.*, 2010). Veel van de gemeten en berekende kwaliteitsvariabelen correleerden binnen een soortgroep positief met elkaar, maar tussen soortgroepen stukken minder (zie H7.2.3.2 Figuur 31). Zo correleerde de flora op de oever weinig met de flora en fauna in het water. Echter, de flora in het water correleerde wel deels positief met vis- en macrofaunavariabelen. Om deze diersoorten verder te stimuleren is het daarom van belang de ontwikkeling van watervegetatie verder te stimuleren. Het is namelijk te verwachten dat de watervegetatie de fauna positief zal beïnvloeden, aangezien waterplanten zorgen voor structuur in de watergang en daarmee habitat voor macrofauna. Andere vormen van structuur, zoals grovere stenen of hout, kunnen ook voor extra variatie en leefgebied zorgen (Geist, 2011; STOWA, 2017).

De eisen die flora en fauna stellen aan de biotoop kunnen sterk uiteen lopen en daardoor soms ook tegengesteld zijn. Voor sommige vissoorten, zoals Grote modderkruiper, is vergaande verlanding gunstig, maar voor bijvoorbeeld Bittervoorn of pioniersoorten als kranswieren juist niet. De kans is dus groot dat een maatregel gericht op één soort/soortgroep niet persé een positief effect zal hebben op alle soortgroepen. Het formuleren van goed doordachte doelen is essentieel bij het kiezen van de juiste maatregelen en vraagt om maatwerk in inrichting en daarop volgend beheer.

Beheer

In het veld was, zoals beschreven, vaak nog steeds een scherpe overgang zichtbaar tussen de oeverzone en de aangrenzende waterzone. Mogelijk wordt dit veroorzaakt en/of in stand gehouden door het beheer. De oeverzone van een NVO wordt vaak wel anders beheerd t.o.v. de referentie (zo blijkt uit navraag bij de deelnemende waterbeheerders). Maar de waterzone (de watergang) in de NVO wordt veelal nog met de reguliere methode beheerd (net zoals de waterzone in de referentie). Deze waterzone zal dan logischerwijs ook niet sterk in kwaliteit verbeteren bij de NVO. Dit lijkt nog steeds vaak het geval te zijn. Zeker wanneer bij beheer de grens van helofyten wordt aangehouden als de grens tussen de NVO en het water. De oever

kan op den duur verlanden, waardoor weer een scherpe grens tussen de ondiepe oever en het diepe water kan ontstaan. Op die manier kan de ontwikkeling van waterplanten, groeiend in het water, tevens achterblijven, met een matige EKR tot gevolg. Waterplanten groeiend in het water kunnen, zoals eerder ook benadrukt, immers als leefgebied en voedsel dienen voor waterdieren. Planten groeiend op het land of in zeer ondiep water van maximaal enkele cm, zoals de oeverzone, leveren deze functies niet/veel minder. Indien de waterdoorvoer het toelaat, wordt aangeraden om in een strook langs de NVO het beheer van de watervegetatie aan te passen zodat ruimte wordt geboden aan de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten en wortelende drijfbladplanten. Door bij aanleg van een NVO te zorgen voor overdimensionering in het doorstroomprofiel (strook met dieper water langs de oeverzone van de NVO) kan zonder risico's voor de waterafvoer extra ruimte voor waterplanten gerealiseerd worden. Gelukkig zien we de laatste jaren steeds meer voorbeelden in het land van ecologisch waterbeheer.

Droge zomer van 2018 en de warmte van 2019/2020 – natuurlijk peilverloop?!

Uit zowel de PCA analyse als de RDA-analyse kwam naar voren dat de soortsamenvatting van alle soortgroepen deels verschilde tussen de 2 bemonsteringsjaren. Jaartal verklaart hoogstwaarschijnlijk relatief weinig van de variatie in soortsamenvatting ten opzichte van de andere relevante omgevingsvariabelen (zie H7.2.2.1 Figuur 8 & H7.2.3.1 Figuur 17). Uit de mixed-effect-model data-analyse (LMER) kwam naar voren dat 2018 gemiddeld hoger scoorde voor planten (EKR, aantal soorten) dan 2017 (zie H7.2.3.2; Figuur 32 & Figuur 33). Over 2019 en 2020 is dit vergelijk helaas niet betrouwbaar te maken gezien het lagere aantal onderzochte oevers. Voor de planten kan een mogelijke verklaring zijn dat door het warme, droge weer in 2018 de waterstanden (iets) verlaagd waren, wat de kieming van oevervegetatie op de (gedeeltelijk) drooggevallen stukken sterk kan hebben bevorderd (zie o.a. Sarneel *et al.*, 2014). In feite is een lagere zomerwaterstand, of zelfs gedeeltelijke droogval van (delen van) wateren een natuurlijk fenomeen. Het herstellen van natuurlijk peilverloop en het instellen van overstromings-/waterbergingszones zou zodoende zeker voor (oever)planten op meer locaties een meerwaarde kunnen hebben.

Voor vis is het een ander verhaal. Extreme droogte kan in sloten en kanalen ervoor zorgen dat de waterkwaliteit verandert. Bijvoorbeeld doordat het water langer blijft staan en niet wordt afgevoerd. Als dit voedselrijk is kan algengroei of dominantie van kroos bijdragen aan een afname van ondergedoken planten en dus structuur voor allerlei waterdieren (Van Zuidam, 2013; Van Gerven *et al.*, 2015). Ook kan dit leiden tot warmer water, zeer grote fluctuaties in zuurstofgehalten van het water en perioden van zuurstofloosheid (bijv. Goodwin *et al.*, 2008; Van Zuidam, 2013 en referenties daarin). Hier zijn maar weinig dieren tegen bestand, zeker indien dit langdurig aanhoudt. In stromende wateren kan dergelijke droogte leiden tot vermindering van de kenmerkende en zo belangrijke stroming, of zelfs volledige stagnatie (als het verhang klein is of het water gestuwd wordt), wat een risico is voor het behoud van stromingsminnende soorten. Ook kunnen beken, maar ook sloten, volledig droogvallen wat desastreus is voor de visstand in dergelijke systemen in Nederland, zoals met name in het oosten van Nederland in 2018 en 2019 is gezien. Wanneer (natuurlijke) refugia vervolgens ontbreken zijn de effecten op de soorten, en dus de ecologie, groot. Wanneer er nog diepere poelen, kommen of een smalle geul met permanent water aanwezig blijven, kan een deel van de waterdieren na de droogte de waterloop herkoloniseren vanuit de refugia, ervan uitgaande dat er geen migratiebarrières zoals stuwen tussen liggen. Eventuele refugia dienen bij voorkeur beschaduwd te liggen, zodat het water niet te snel opwarmt en zoveel mogelijk soorten de ongunstige periode kunnen overleven. Indien er geen natuurlijke beschaduwing

aanwezig is, kan hierop actie worden ondernomen in het beheer door bijvoorbeeld lokaal boomopslag toe te staan op dergelijke locaties.

Al deze uitkomsten van de analyses suggereren dat klimaat, of andere jaarlijks variërende variabelen, dus ook de kwaliteit van een NVO kunnen beïnvloeden.

5.3 Burgerparticipatie

Activiteiten en resultaat

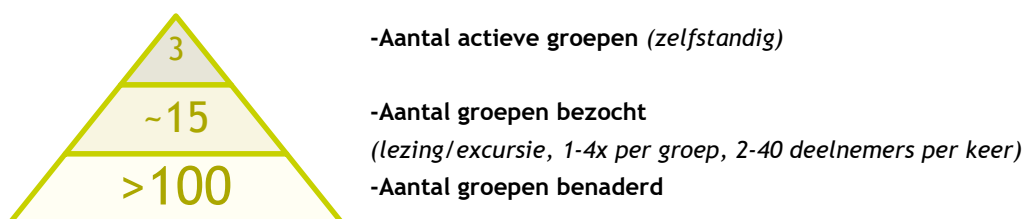
Om zowel draagvlak voor waterbeheer te creëren alsook burgers te betrekken bij de evaluatie van NVO's, zijn binnen dit project verschillende activiteiten uitgevoerd (Figuur 34). Daarnaast is getracht middels monitoring door burgers meer inzicht te krijgen in het exacte beheer van de geëvalueerde oevers.

Van de deelnemende waterbeheerders hebben we in meer of mindere mate informatie ontvangen over het beheer van de NVO's en referenties. Vaak ging het om beheer op hoofdlijnen met informatie over de periode waarbinnen er beheerd dient te worden, of er gemaaid of gebaggerd dient te worden en of het gefaseerd dient te gebeuren. Er is echter maar weinig specifieke informatie boven water gekomen over het precieze beheer (o.a. de precieze timing en gebruikt materiaal) van de verschillende geëvalueerde oevertrajecten, terwijl dit wel grote invloed kan hebben op de uiteindelijke meerwaarde van een oever. Het effect van beheer kon binnen dit onderzoek daardoor niet met beschikbare data statistisch geanalyseerd worden.

Hier was voor aanvang van het project al op voorzien. Vrijwilligers zouden hier namelijk een rol in kunnen spelen en een oogje in het zeil kunnen houden bij oevers die bijvoorbeeld langs paden liggen waar wordt hardgelopen, de hond wordt uitgelaten of regelmatig wordt gefietst. Binnen dit project is voor de onderzochte oevers daarom ook geprobeerd vrijwilligers te vinden. Naast het genereren van aanvullende informatie over beheer, is er binnen dit project ook getracht vrijwilligers te werven die na het project mogelijk ook gemotiveerd zijn om de monitoring van de oevers voort te zetten. Om deelnemers te werven is er contact gezocht met vrijwilligers die al actief zijn voor FLORON, werkgroepen van KNNV/IVN en andere groene partijen zoals natuurwerkgroepen en groene scholen. Voor deze partijen zijn lezingen verzorgd over het project en zijn er excursies georganiseerd naar oevers die voor de aangeschreven partijen in de buurt waren. Tijdens de excursies werden oevers met behulp van een door FLORON ontwikkeld digitaal veldformulier geïnventariseerd en werd de deelnemers gevraagd of zij ook daarna nog interesse hadden om de oevers te blijven inventariseren.

Hierbij blijkt dat de bereikbaarheid van de oevers/afstand tot de woning essentieel is voor de bereidwilligheid van mensen. Er zijn ruim 100 mensen/werkgroepen benaderd en voor zo'n 15-20 werkgroepen is een lezing of excursie verzorgd. De interesse in NVO's was groot, maar vervolgens was de bereidheid om zelfstandig (met ondersteuning door FLORON) oevers te bezoeken gering. Binnen het project zijn er ten tijde van het schrijven van deze rapportage drie groepen gevormd (Figuur 34), welke zelfstandig oevers bemonsteren en de bevindingen terug rapporteren. Daarnaast hebben we een aanvraag gekregen van een groep mensen die graag mee willen doen met de evaluatie. Helaas zijn ze actief in een beheergebied van een waterschap die niet aan dit project mee doet. Daardoor is onze beschikbare tijd voor opleiding en ondersteuning zeer beperkt. We verwachten tevens dat het draagvlak voor de aanleg van NVO's is vergroot door de vele lezingen en excursies bij natuurwerkgroepen en via lezingen op symposia die FLORON/RAVON hebben gegeven.

Het is erg positief dat met de beperkte inspanning die geleverd kon worden in dit project, toch al meerdere werkgroepen enthousiast zijn geworden voor dit werk. De ervaring uit andere projecten leert dat vaak veel grotere tijdsinvesteringen in werkgroepen nodig zijn om dit te bereiken. Het onderwerp is blijkbaar interessant voor een breed publiek. De follow-up na de eerste activiteiten is van essentieel belang om vrijwilligers enthousiast en actief te houden. Het gaat dan bijvoorbeeld om het organiseren van activiteiten en bijeenkomsten waarin vrijwilligers nieuwe kennis opdoen en de resultaten van hun werk te zien krijgen. Dit is een belangrijke uitdaging voor de periode na afronding van dit project.



Figuur 34. Uitgevoerde activiteiten om burgers te informeren en te betrekken.

Organisatie en energie

Vrijwilligers zijn in sommige gevallen erg lastig te bereiken. Contactgegevens van coördinatoren van werkgroepen zijn niet altijd beschikbaar en het invullen van een contactformulier levert vaak weinig op. De timing van het moment waarop contact gezocht wordt blijkt aanzienlijk van invloed te zijn op het aantal reacties. Vanaf de zomer van 2017 (na gunning van het project) is er geprobeerd om in contact te komen met actieve vrijwilligers, maar dit leverde relatief weinig reacties op. Een tweede poging voor de start van het voorjaar in 2018 werkte aanzienlijk beter. Dit is het moment waarop veel vrijwilligersgroepen gaan nadenken over de invulling van hun agenda en hierdoor worden mails eerder gelezen en is het inplannen van een excursie of lezing makkelijker.

Het vinden van trekkers voor een dergelijk project binnen een werkgroep is van essentieel belang. Elke werkgroep heeft vaak één trekker die (voor een deel) bepaalt waar de groep op excursie gaat en aan welke projecten ze mee willen doen. Het benaderen van alleen deze personen en de werving van deelnemers voor een activiteit via deze persoon te laten lopen scheelt veel tijd, mits men weet wie deze trekker is.

Inventarisatiemethode

De werkwijze voor het inventariseren van de oevers werd door verschillende deelnemers als ingewikkeld of lang ervaren. Men werkt liever op hun eigen manier en het blijkt lastig te zijn om deze methodiek te doorbreken. De werkwijze hebben we hierop aangepast, maar zelfs de eenvoudige variant werd soms als lang ervaren (15-45 min. per oever, geen soortkennis nodig, veel meerkeuze vragen). Floristen maken bijvoorbeeld liever soortenlijsten per gebied of kilometerhok (een kaartenheid van 1x1 km) dan per traject van 100 meter. Andere (potentiele) vrijwilligers zien hun gebrek aan soortkennis als struikelblok om deel te nemen aan een dergelijk project, ook al is hen op het hart gedrukt dat puur informatie over beheer ook zeer waardevol en welkom is.

Locaties

Het gestructureerd inventariseren van een watergang blijft voor veel van de benaderde vrijwilligers lastig, daarom zijn we in Noord-Brabant gestart met een project specifiek bedoeld om burgers & vrijwilligers te betrekken bij waterbeheer en -inventarisaties. Ook beogen we in 2021 de 'Mijn Berm Bloeit!' methodiek uit te breiden met een inventarisatie van

watervegetatie. De moeilijkheid die we tot nu toe ervaren heeft verschillende oorzaken. De gemiddelde vrijwilliger is vaak al wat ouder (50+) en het bemonsteren van een watergang vergt fysiek meer inspanning dan bijvoorbeeld het inventariseren van een hooiland. Mensen zijn ook bang om de oeverzone in te lopen met bijvoorbeeld laarzen. Zeker als de bodem zacht is en/of het talud steil. Tijdens de excursies werd al snel duidelijk dat een groot deel van de deelnemers normaal gesproken niet of nauwelijks in het water kijkt, laat staan met een (werp-)hark de watergang bemonsterd. Ook de bereikbaarheid van de oever speelt hier een grote rol. Voor sommige vrijwilligers is het lastig om ver te moeten lopen vanaf een parkeerplaats of door een dichte vegetatie. Het motiveert daarnaast als er in een oever interessante soorten te vinden zijn. De locaties dienen dus interessant te zijn voor de vrijwilligers(werkgroepen). Het merendeel van de geïnteresseerde werkgroepen waren plantenwerkgroepen. Deze vrijwilligers organiseren hun eigen excursie vaak naar gebieden waar zeldzame of bijzondere soorten voorkomen. Veel oevers die binnen dit project vallen voldoen hier nauwelijks aan, enkele uitzonderingen daargelaten. Des te belangrijker is het daarom dat vrijwilligers begrijpen dat naast het vinden van interessante soorten, ook de informatie over verbeterpunten uitermate belangrijk is.

5.4 Aanbevelingen

Na het uitvoeren en analyseren van de eerste 4 jaar van dit evaluatieonderzoek concluderen we dat de onderzochte NVO's gemiddeld genomen een hogere kwaliteit hebben t.o.v. niet heringerichte oevertrajecten, met name voor sloten en kanalen in de oeverzone. Ook blijkt uit ons onderzoek dat de spreiding heel groot is tussen NVO's, sommige scoren goed op de gemeten kwaliteitsvariabelen, andere slecht. Waterkwaliteit lijkt hier nog steeds een rol bij te spelen (zie ook Verhofstad, 2017). In deze paragraaf doen we enkele aanbevelingen voor beheer en (her)inrichting om de ecologische kwaliteit verder te verhogen; meer uit je NVO te halen. Al willen we benadrukken dat gebiedskennis (voor het bepalen van de effectieve randvoorwaarden en wat maximaal haalbaar is, zie ook STOWA, 2011) en vervolgens maatwerk essentieel is om het optimale uit een oever te halen (zie ook: Palmer *et al.*, 2010). Daarom is één van de producten van dit project een beschrijving van de huidige kwaliteit van iedere individuele NVO met bijbehorende suggesties voor kansrijke verbeteringen. Twee voorbeelden hiervan staan in de bijlagen (H7.4). Neem de uitvoerders van het beheer mee in het opstellen van een beheer- of herinrichtingsplan. Deze kunnen waardevol inzicht geven in de praktische mogelijkheden en krijgen zo inzicht in het beoogde doel.

*Voor snel inzicht in de belangrijkste hoofdzaken zie: **Hoofdstuk 1**, deze bevat een puntsgewijze samenvatting met de belangrijkste conclusies en aanbevelingen. **Tabel 2 in H5.2** met een samenvatting van de gepaarde toetsen naar de meerwaarde van een NVO en de **1^e tabel van H7.2.3.2** met een samenvatting van de mixed-effect-model analyses.*

Alle watertypen

Samenvattend adviseren we, aan de hand van dit onderzoek en onze gezamenlijke kennis over planten-, vis en macrofaunaecologie, om duidelijke doelen te definiëren. Niet alle soortgroepen en soorten binnen een groep stellen dezelfde eisen aan hun omgeving. Dezelfde maatregel/inrichting/beheer zal dus ook niet alles tegelijk kunnen stimuleren. Mogelijk moet gekozen worden tussen doelen of moeten ruimtelijk gescheiden verschillende maatregelen genomen worden. Voor KRW-wateren is vanzelfsprekend houvast te vinden in de maatlaten bij het stellen van doelen. Echter kan niet alles zomaar overal en bepalen de

standplaatscondities grotendeels wat de maximale potentie is op een bepaalde plek (zie ook STOWA, 2011). Met het creëren van verschillende typen natuurvriendelijk water, met bijbehorende oevers, kan een grote diversiteit aan leefgebieden gecreëerd worden voor een groot aantal plant- en diersoorten, wat bij kan dragen aan de totale biodiversiteit en schoonheid op landschapsschaal of in het beheergebied (Stendera *et al.*, 2012; Teurlincx *et al.*, 2018). In voedselrijke gebieden is een soortenrijk/biodivers water onwaarschijnlijk, maar kunnen andere, algemenere, soorten water- en oeverplanten wel structuur en voedsel bieden voor dieren. Ook kan een nat bos of rietmoeras zeer waardevol habitat zijn voor vogels, amfibische dieren en zelfs landdieren, bijvoorbeeld als onderdeel van een EVZ. In gebieden met een lagere voedselrijkdom kan juist ingezet worden op een hogere biodiversiteit en meer zeldzame soorten. Op die manier kan de biodiversiteit van het hele beheergebied geoptimaliseerd worden binnen de huidige standplaatscondities. Maak daarom goed afgewogen keuzes en zorg dat de doelen specifiek en haalbaar zijn.

Altijd geldt, dat de verschillende plant- en diersoorten de geschikte groeiplekken/leefgebieden wel moeten kunnen bereiken. Connectiviteit van de verschillende wateren blijft belangrijk. Voordat maatregelen genomen worden is het dan ook zinvol om eerst te beoordelen of de doelsoorten de locatie kunnen bereiken (of al aanwezig zijn) (zie ook Bakker *et al.*, 2013).

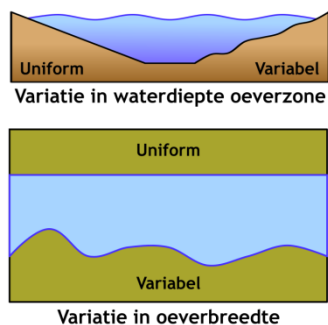
Algemeen kan wel geadviseerd worden om zo min mogelijk (harde) beschoeiing te gebruiken, maar te werken met natuurlijke gradiënten van land naar water. Neem in de doelen ook de hele gradiënt van land naar water op, niet alleen de oeverzone en/of waterzone, maar ook de terrestrische zone. De overgang van land naar water is van nature namelijk een gradiënt in vocht die al op het land begint. Pas beschoeiing alleen toe als gedeeltelijk open vooroever ter bescherming van erosie door golfslag in bijvoorbeeld brede kanalen als dit de ontwikkeling van de planten te veel belemmert. In beken kan lokaal erosie door stroming wel gewenst zijn.

In veel van de bezochte oevers mist een verbetering van de waterzone nog, terwijl deze juist zo belangrijk is voor alle onderzochte en scorende soortgroepen. Het profiel van de waterzone zelf is vaak niet echt aangepast en ook watervegetatie en vis profiteren vaak nog niet optimaal van een NVO. Voor diversiteit aan vis en macrofauna is de structuur en het voedsel dat waterplanten bieden van belang. Hierbij speelt mee dat de waterkwaliteit nog lang niet overal op orde is (zie ook: Lamers *et al.*, 2012; Hilt *et al.*, 2018). Herinrichting onderwater gaat naar verwachting pas echt zijn vruchten afwerpen voor lokale soortenrijkdom, beleving en EKR als de abiotiek, waaronder doorzicht (extinctiecoëfficiënt van het water), op orde is (zie ook Riis & Sand-Jensen, 2001; Ansari *et al.*, 2010; Palmer *et al.*, 2010; Verhofstad, 2017). Voor ondergedoken waterplanten dient (zeker in de vestigings- en kiemingsfase) ten minste 4-15% van het daglicht de bodem te bereiken (zie Lacoul & Freedman, 2006 en Bornette & Puijalon, 2009 voor een review).

Een NVO inrichten voordat de abiotiek op orde is kan bijvoorbeeld wel tot meer vierkante meters oeverplanten en dus moerasvegetatie (vooral interessant voor stilstaand water) en zelfs tot meer soorten leiden, maar uit ons onderzoek blijkt dat dit zowel negatief als positief scorende soorten kunnen zijn (voor de EKR). Positief scorende planten kunnen over het algemeen namelijk in hogere abundanties voorkomen in wateren met bodemzicht dan in bijvoorbeeld troebel water, terwijl negatief scorende soorten breder voor kunnen komen. Deze soorten kunnen zich vaak ook onder betere waterkwaliteit handhaven, zij het in lagere dichtheden. De score die een plantensoort heeft voor de EKR is dan ook abundantieafhankelijk.

Stilstaande watergangen

Bredere oevers met invloed van water functioneren beter bij sloten en kanalen, dus voorkom volledige verlanding en stimuleer/behoud ook in het water groeiende planten! De planten in de oeverzone kunnen hier sowieso sterk van profiteren. Een bredere oeverzone met een in natuurbeheer zijnde strook op het land kan ook zeer geschikt zijn als onderdeel van een EVZ, waardoor verscheidene diersoorten kunnen migreren. In een dergelijke oever zijn binnen dit onderzoek al slapende reeën aangetroffen.

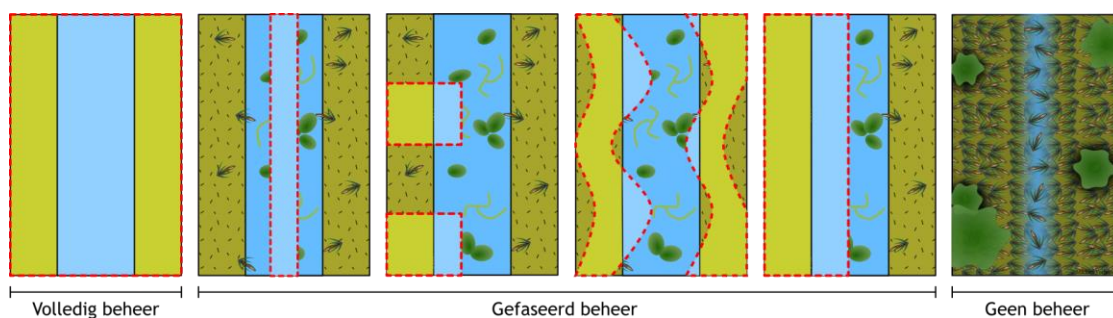


Figuur 1. Schematisch voorbeeld van een oever met uniforme en variabele waterdiepte (boven: dwarsdoorsnede) en breedte (onder: bovenaanzicht).

Veel van de onderzochte stilstaande watergangen hadden nog geen optimale waterkwaliteit en watervegetatie. Zeker bij grotere waterdiepte was vegetatie in de waterzone vaak onderontwikkeld. Idealiter wordt eerst op de abiotiek gefocust bij ecologisch herstel (bronaanpak). Als de abiotiek niet op orde is, lijkt ondiep (>20-50cm) open water nog een bijdrage te kunnen leveren aan planten en vis in de waterzone. Het creëren en behouden van een gevarieerde oever in breedte en diepte is ook aan te raden voor flora en fauna. Met gevarieerd bedoelen we zowel variatie aanbrengen in de breedte van de oeverzone, in de lengterichting van de waterloop, alsook variatie in waterdiepte van een NVO (horizontale en verticale variatie; Figuur 1, Figuur 30). Echter is het risico dat als het water zeer ondiep wordt, helofyten de overhand nemen en zodoende de ontwikkeling van de echte watervegetatie belemmeren. Als deze oevervegetatie zeer dicht wordt kunnen o.a. vissen er niet of nauwelijks meer gebruik van maken en lijkt de NVO niet veel anders meer dan de referentie (harde grens van water naar grotendeels ontoegankelijk groen). Ook kan een dichte vegetatie met emergenten de doorstroming belemmeren, tot vergaande verlanding leiden en dus extra beheerkosten met zich mee brengen. Dit proces van verlanding kan zeer snel gaan in voedselrijke systemen (Carpenter, 1981; Bakker *et al.*, 1994; Portieltje & Roijackers, 1995). Ook kan hoge overbegroeiing de watergang zelf beschaduwen, wat de groei van onderwaterplanten verder kan belemmeren (Barko *et al.*, 1986; Bornette & Puijalon, 2011).

Misschien is het beter om ervoor te kiezen om eerst de waterkwaliteit te verbeteren, of bij slechte waterkwaliteit juist voor een rietmoeras of nat bos te gaan. Dit draagt waarschijnlijk weinig tot niet bij aan de KRW, maar mogelijk wel aan een aantrekkelijk en biodivers landschap en kan mogelijk wel passen in een EVZ (voor land-/moerasdieren en bepaalde watervogels). Een dergelijke oever kan waarschijnlijk gemakkelijk en relatief snel ontstaan in voedselrijke condities en kan meerwaarde hebben voor allerlei vogels en groter wild.

Bij goede waterkwaliteit kan daarentegen gepoogd worden een hogere diversiteit aan (zeldzamere) planten en dieren te ontwikkelen door een oever niet te laten verlanden en ondiep open water te behouden. Dit kan bijvoorbeeld door cyclisch beheer in tijd én ruimte, zoals bijvoorbeeld ritsbeheer (Figuur 67).



Figuur 67. Boveenaanzicht van een watergang met oeverzone met daarin voorbeelden van verschillende ruimtelijk gefaseerde beheertypen met van links naar rechts: volledig en uniform beheer, stroombaanbeheer, ritsbeheer (of blokbeheer), sinusbeheer, enkelzijdig beheer en geen beheer. Al deze typen beheer kunnen variatie in de structuur van de vegetatie creëren en daarmee diversiteit in leefgebied voor dieren. Daarnaast kan nog gevarieerd worden in het tijdstip van maaien en de hoogte waarop de vegetatie wordt afgemaaid. Beheer dient rekening te houden met de lokale (standplaats)condities voor een optimaal resultaat.

Stromende waterlopen

De stroming, maar ook waterkwaliteit, was in de onderzochte beken en kleine riviertjes nog vaak niet op orde, waardoor het aandeel typische stromingsminnende planten en dieren vaak laag was. In een redelijk aantal gevallen had de NVO de watergang verbreed met een moeraszone, i.p.v. processen als stroming, erosie en sedimentatie terug te brengen of te versterken. In beken kunnen, te diepe, brede oevers juist leiden tot een afname van stroming en stromingsminnende soorten. Dit hebben we relatief vaak gevonden tijdens deze evaluatie, al bleek dit wel regelmatig de vegetatie, vis en belevingswaarde te stimuleren, maar vaak niet de vanuit de EKR gewenste stromingsminnende soorten.

In stromende wateren kan geëxperimenteerd worden om lokaal te verondiepen, dan wel te versmallen om op die manier lokaal stroming en dus open bodem (met zand/kiezel) te behouden, maar tegelijkertijd ook lokale poelen met stilstaand water en slib te creëren. Eventueel kunnen vernauwingen ook met vegetatie worden gecreëerd, door planten deels te laten staan bij beheer. Bovenstrooms en rond een dergelijke vernauwing/verondieping zal wel een overstromingsvlakte nodig zijn bij piekafvoer. Ook kan de stroomsnelheid bovenstrooms mogelijk afnemen (Eekhout *et al.*, 2014). Belangrijk is dus om het systeem als geheel te bekijken. Gezien de zeer beperkte stroming die in veel stromende wateren is aangetroffen tijdens het veldwerk, zal er naar verwachting ook in het hele stroomgebied naar de beschikbare hoeveelheid water gekeken moeten worden. Zeker in het droge 2018 stroomden veel R-typen niet of nauwelijks (<5cm/s). Mogelijk kan het herinrichten van de R-typen ook bijdragen aan het klimaatbestendig maken van de systemen, doordat er zo altijd ergens (relatief koel) water blijft staan dat als refugium kan dienen voor waterdieren. Deze variatie in stroming en bodem is in beken zeker gewenst (gezien de EKR-maatlatten, zie ook de bijlage H7.4 voorbeeld 2 als voorbeeld).

Beheer (alle watertypen)

Bij veel van de geëvalueerde NVO's was nog steeds een strakke grens tussen de oeverzone en de waterzone te zien, waardoor de biodiversiteit nog niet optimaal is (zie Figuur 30). Vaak was een dichte begroeiing met helofyten te zien die direct aan het diepere open water grensde. Gezien de hoge productiviteit van veel geëvalueerde NVO's, zal beheer hoogstwaarschijnlijk noodzakelijk blijven om de variatie en dus verschillende soorten te behouden na aanleg en verlandings tegen te gaan. Het beheer dient dan ook niet te uniform te zijn. En dergelijke verlande/uniforme oever kan mogelijk ontstaan als de watergang jarenlang wordt beheerd en

als de uitvoerder van het beheer de grens met helofyten aanhoudt als grens tot waar gemaaid/geschoond moet worden. De watergang blijft dan leeg, maar doordat de helofyten langs de randen blijven staan kan hier verlanding optreden, waardoor een flauwe helling mogelijk kan verdwijnen (overgaan in een steile helling). Waarschijnlijk is gefaseerd beheer geschikt om oevervegetatie pleksgewijs terug te zetten, te zorgen voor horizontale variatie in de oeverzone en daarbij hydrofyten te behouden/stimuleren (zie Figuur 67).



Figuur 35. Twee voorbeelden van NVO's uit het project met sporen van intensief beheer (links) en geen beheer (rechts).

Let er wel op dat beheer voor de specifieke locatie niet te intensief is (verdwijnen stressgevoelige soorten en stimuleren woekersoorten), maar ook niet volledig afwezig (volledige verlanding; zie Figuur 35) over de gehele NVO (zie ook: Baattrup-Pedersen *et al.*, 2018). Het periodiek lokaal terugzetten van verlande delen is niet per definitie ongewenst, net als het tijdelijk laten verlanden van stukjes. Dit zorgt voor variatie en variatie kan gunstig zijn voor biodiversiteit (zie ook Peeters *et al.*, 2014; STOWA, 2017; Teurlincx *et al.*, 2018, maar zie ook Palmer *et al.*, 2010).

Voor waterfauna, zoals vis, is het tevens van belang hoe er precies beheerd wordt. Zo zijn er indicaties dat langzamer maaien, boven de bodem maaien en, bij gebruik van een maaikorf, het deel van de watergang naast de oever waar de machine op staat niet maaien schade aan populaties van bepaalde vissoorten kan verminderen (Patberg *et al.*, 2016). Gerepliceerd onderzoek naar de meetbare effecten van verschillende (nieuwe) beheermethoden op verschillende soortgroepen blijft ook in de toekomst belangrijk om onderbouwd uitspraken te kunnen doen over de effecten van een bepaalde methode en daarmee de meest geschikte methode voor een locatie en doel te kiezen.

Betrek ook de buitendienst bij het opstellen van streefbeelden en het beheerplan, om de kans te vergroten dat het plan uitvoerbaar is en ook voor de uitvoerder duidelijk is welk doel/beeld nagestreefd wordt.

Burgerparticipatie

We merken dat er veel interesse is in de natuur en het klimaat. Allereerst blijkt dat er onder burgers ook redelijk wat interesse was voor ecologisch waterbeheer en NVO's in het bijzonder. Als het doel niet (alleen) is om burgers te informeren, maar juist ook om ze informatie te laten verzamelen (burgerwetenschap/citizen science) is een andere methode nodig. Uit de lezingen en excursies, georganiseerd vanuit dit project, is gebleken dat het beter werkt om eerst te zoeken naar actieve (natuurwerk)groepen en vervolgens in overleg met deze groepen de locaties te bepalen waar ze onderzoek willen doen, in dit geval dus NVO's. Dit zorgt ervoor dat de groepen nauwer betrokken worden bij het project, aangezien ze de locatie kennen, en dat de locaties in gebieden liggen die voor de vrijwilligers interessant en bereikbaar zijn. Afstand van het werkgebied van vrijwilligersgroepen tot de oevers en bereikbaarheid van de oevers zelf

lijken voor een groot deel bepalend of men mee wil doen, evenals de aanwezigheid van zeldzame en/of bijzondere soorten. Vrijwilligers hebben natuurlijk ook maar beperkt tijd die ze willen en kunnen besteden. Daarom is het ook van belang ze niet te overvragen. Wat er eventueel aan andere projecten loopt bepaald ook deels of er animo voor een nieuw project is.

6 Referenties

- Ansari A.A., Khan F.A., Gill S.S. & Varshney J. (2010). Aquatic Plant Diversity in Eutrophic Ecosystems. In: Ansari A., Singh Gill S., Lanza G. & Rast W. (eds) Eutrophication: causes, consequences and control. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9625-8_12
- Baatrup-Pedersen A., Ovesen N.B., Larsen S.E., Andersen D.K., Riis T., Kronvang B., *et al.* (2018). Evaluating effects of weed cutting on water level and ecological status in Danish lowland streams. *Freshwater Biology*.
- Bakker S.A., Berg N.J. van den & Speleers B.R. (1994). Vegetation transitions of floating wetlands in a complex of turbaries between 1937 and 1989 as determined from aerial photographs with GIS. *Vegetatio*, 114, 161-167.
- Bakker E.S., Sarneel J.M., Gulati R.D., Liu Z. & van Donk E. (2013). Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: Biotic versus abiotic constraints. *Hydrobiologia* 710, 23-37.
- Baptist M.J., Penning W.E., Duel H., Smits A.J.M., Geerling G.W., van der Lee G.E.M., *et al.* (2004). Assessment of the Effects of Cyclic Floodplain Rejuvenation on Flood Levels and Biodiversity Along the Rhine River. *River Research and Applications*, 20, 285-297.
- Barko J. W., Adams M. S., & Clesceri N. L. (1986). Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation: a review. *Journal of Aquatic Plant Management*, 24(1), 1-10.
- Bloemendaal F.H.J. L. & Roelofs J.G.M. (1988). Waterplanten en waterkwaliteit. Natuurhistorische Bibliotheek no 45, Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Natuurhistorische Vereniging te Utrecht en Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie van de Katholieke Universiteit te Nijmegen. 189 pp.
- Boedeltje G., Smolders A.J.P., Roelofs J.G.M. & Van Groenendaal J.M. (2001). Constructed shallow zones along navigation canals : vegetation establishment and change in relation to environmental characteristics. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 11, 453-471.
- Bornette G. & Puijalon S. (2009). Macrophytes: Ecology of Aquatic Plants. In: *Encyclopedia of Life Sciences*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
- Bornette G. & Puijalon S. (2011). Response of aquatic plants to abiotic factors: A review. *Aquatic Sciences* 73, 1-14.
- Buijse T., Geerling G., Chrzanowski C., Dorenbosch M. & Peters B. (2019). Natuurvriendelijke oevers langs de Maas: toestand en trend na 10 jaar ontwikkeling. Deltares rapportnr. 11201679-000.
- Carpenter S.R. (1981). Submersed Vegetation : An Internal Factor in Lake Ecosystem Succession. *The American Naturalist*, 118, 372-383.
- De la Haye M., Verduin E., Blom C. & Everaert, G. (2011). Zijn natuurvriendelijke oevers effectief voor de KRW? *H₂O*, 25/26, 42-44.
- Eekhout J. P. C., Hoitink A. J. F., Mosselman E., Kits M., & Talsma M. (2014). Veldexperiment in de Hooge Raam: winst voor beekherstel én wetenschap. *Stromingen: vakblad voor hydrologen*, 20(2), 11-21.
- Foley J.A., Defries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., *et al.* (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309, 570-574.
- Garssen A.G. (2019). Effects of increased drought and Flooding episodes on stream riparian vegetation. PhD thesis. Utrecht University, Utrecht, the Netherlands.
- Geist J. (2011). Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological indicators* 11, 1507-1516.
- Goodwin K., Caraco N. & Cole J. (2008) Temporal dynamics of dissolved oxygen in a floating-leaved macrophyte bed. *Freshwater Biology* 53, 1632-1641.

- Hansson L.A., Nicolle A., Bronmark C., Hargeby A., Lindstrom A. & Andersson G. (2010). Waterfowl, macrophytes, and the clear water state of shallow lakes. *Hydrobiologia*, 646, 101-109.
- Hargeby A., Andersson G., Blindow I. & Johansson S. (1994). Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia*, 279, 83-90.
- Herder J.E. & J. Kranenbarg (2018). Effectiviteit van natuurvriendelijke oevers voor vis in het Omval-Kolhorn Kanaal. RAVON rapportnummer 2017-052.
- Herder J.E., J. Kranenbarg, M. Groen & M. Verhofstad (2019). Oevers voor vissen. *Visionair* 51: p18-21.
- Hilt S., Gross E.M., Hupfer M., Morscheid H., Mählmann J., Melzer A., *et al.* (2006). Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes - A guideline and state of the art in Germany. *Limnologia* 36, 155-171.
- Hilt S., Alirangues Nuñez M.M., Bakker E.S., Blindow I., Davidson T.A., Gillefalk M., *et al.* (2018) Response of Submerged Macrophyte Communities to External and Internal Restoration Measures in North Temperate Shallow Lakes. *Frontiers in Plant Science* 9, article 194.
- Lacoul P. & Freedman B. (2006). Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 14, 89136.
- Lind L., Maher E. & Laudon H. (2019). Towards ecologically functional riparian zones : A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 249, article 109391.
- Palmer, M., Menninger, H. & Bernhardt, E. (2010). River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, 55, 205-222.
- Patberg W., De Bruin, A., Berg, G.J. en Kranenbarg, J. (2016). Onderzoek naar het directe effect van schonen en baggeren van sloten op beschermde vissoorten. In relatie tot de schadebeperkende maatregelen uit de Gedragscode Flora- en faunawet voor waterschappen. KenB rapport 2015-081. Koeman en Bijkerk bv, Haren.
- Peeters, E., 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 i.s.m. STOWA en Universiteit Wageningen.
- Phillips G., Willby N. & Moss B. (2016). Submerged macrophyte decline in shallow lakes: What have we learnt in the last forty years? *Aquatic Botany*, 135, 37-45.
- Portielje R. & Roijackers R.M.M. (1995) Primary succession of aquatic macrophytes in experimental ditches in relation to nutrient input. *Aquatic Botany*, 50, 127-140.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- Riis T., & Sand-Jensen K. (2001). Historical changes in species composition and richness accompanying perturbation and eutrophication of Danish lowland streams over 100 years. *Freshwater Biology*, 46(2): 269-280.
- Sarneel J.M., Janssen R.H., Rip W.J., Bender I.M.A. & Bakker E.S. (2014). Windows of opportunity for germination of riparian species after restoring water level fluctuations: A field experiment with controlled seed banks. *Journal of Applied Ecology*, 51, 1006-1014.
- Soesbergen, M. & Rozier, W. (2004). De betekenis van natuurvriendelijke oevers voor de macrofauna. *Nederlandse Faunistische Mededelingen* 21, 123-136.
- Sollie, S. (2007). Littoral zones in shallow lakes. Contribution to water quality in relation to water level regime. PhD thesis, Utrecht University, Faculty of Science. 144 pp.
- Soons M.B., Brochet A., Kleyheeg E. & Green A.J. (2016). Seed dispersal by dabbling ducks : an overlooked dispersal pathway for a broad spectrum of plant species. *Journal of Ecology*, 104, 443-455.
- Stendera S. & Bonada R.A.N. (2012). Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales : a review. *Hydrobiologia*. DOI: 10.1007/s10750-012-1183-0.

- STOWA (2001). Ecologisch beoordelingssysteem voor stadswateren; gebruikshandleiding. STOWA-rapport: 2001-18.
- STOWA (2008). Van helder naar troebel... en weer terug. STOWA-rapport: 2008-04.
- STOWA (2009). Handreiking natuurvriendelijke oevers. STOWA-rapport: 2009-37.
- STOWA (2011). Handreiking natuurvriendelijke oevers. - Een standplaatsbenadering STOWA-rapport: 2011-19.
- STOWA (2014). Handboek Hydrobiologie. STOWA-rapport: 2014-02.
- STOWA (2017). Kennisoverzicht kleinschalige maatregelen in Brabantse beken. STOWA-rapport: 2017-16.
- STOWA (2018a). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water 2021-2027. STOWA-rapport: 2018-49.
- STOWA (2018b). Omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen voor de kaderrichtlijn water 2021-2027. STOWA-rapport: 2018-50.
- Ter Veld, D. (2014). Natuurvriendelijke oevers. Decoratief of effectief? *H₂O*, 12, 30-33.
- Teurlincx, S., Verhofstad, M., Bakker, E. S., & Declerck, S. A. (2018). Managing successional stage heterogeneity to maximize landscape-wide biodiversity of aquatic vegetation in ditch networks. *Frontiers in plant science*, 9, 1013.
- Van de Haterd, R.J.W. & Achterkamp, B. (2019). Ecologische effectiviteit van natuurvriendelijke oevers. Hoogheemraadschap van Delfland. Bureau Waardenburg Rapportnr. 19-127.
- Van Gerven L.P.A., De Klein J.J.M., Gerla D.J., Kooi B.W., Kuiper J.J. & Mooij W.M. (2015). Competition for Light and Nutrients in Layered Communities of Aquatic Plants. *The American Naturalist*, 186 (1).
- Van Kessel, N., M. Dorenbosch & F. Spikmans (2012). Vismonitoring natuurvriendelijke oevers Maas 2011: Onderzoek naar de functionaliteit voor juveniele vis. Onderzoeksrapport.
- Van Zanten, J.W., Klaarenbeek, R.J., Wielakker, D. & Teunis, M. (2016). Doel en effectiviteit van duurzame oevers bij Waterschap Zuiderzeeland - Onderzoek voor de Rekenkamercommissie van Waterschap Zuiderzeeland. Eindrapport bij project: 042-16-BWZ.
- Van Zuidam J.P. (2013). Macrophytes in drainage ditches. Functioning and perspectives for recovery.
- Verhofstad M.J.J.M. (2017) To Mow or Not to Mow. An ecological and societal perspective on submerged aquatic plant growth. PhD-thesis. Utrecht University. ISBN: 978-94-6332-277-5
- Verhofstad M., T. Kroon & J.E. Herder (2018). Natuurvriendelijke oevers Omval-KolhornKanaal - Onderzoek naar de afwezigheid van waterplanten. FLORON, Nijmegen.
- Verhofstad M., J. Herder, E. Peeters & J. Van Zuidam (2019). Kunstmatig natuurlijk. Een evaluatie van de meerwaarde van natuurvriendelijke oever. Gegevens: 2017 & 2018. Rapportnr. FL.2017.034.e1

7 Bijlagen

7.1 Toegepaste statistische methoden

7.1.1 Verschillen tussen NVO en gepaarde referentie (meerwaarde van de NVO)

Abiotiek en soortsamenstelling

Allereerst is een paarsgewijze analyse uitgevoerd naar verschillen in abiotische eigenschappen tussen de NVO en bijbehorende referentie. Vervolgens zijn de soortenlijsten per soortgroep (abundanties per soort) onderzocht om te evalueren of er een verschil zit in soortsamenstelling tussen een NVO en bijbehorende referentie. Dit is door middel van een PCA-analyse gedaan per soortgroep (waterplanten oeverzone, waterplanten waterzone, vissen en macrofauna), waarbij de NVO en de referentie met pijlen aan elkaar verbonden zijn (r functie: prcomp). Zo is goed te zien welke NVO's veel en welke weinig van hun referentie verschillen in soortsamenstelling. Er is hierbij voor een PCA-analyse gekozen omdat het model dan vrij is zelf eventueel aanwezige patronen te gebruiken i.p.v. door ons voor opgelegde patronen, zoals of een oever een NVO of referentie is bijvoorbeeld. Dit laatste is ook uitgevoerd en staat onder H7.1.2 beschreven. Enkele beschrijvende ordinatie analyses m.b.t. macrofauna zijn tevens in het programma Canoco uitgevoerd. De macrofauna data is door de verschillende waterschappen verzameld en is daarom eerst taxonomisch gestandaardiseerd voor deze ordinatie-analyses. Voor het berekenen van het totaal aantal aanwezige taxa per oever zijn wel de ruwe data gebruikt, aangezien veel soorten samengevoegd moesten worden tot bijvoorbeeld geslacht tijdens de standaardisatie.

Kwaliteitsvariabelen

Om vervolgens te onderzoeken of bestaande NVO's gemiddeld een hogere ecologische kwaliteit hebben dan de, niet-heringerichte, bijbehorende referenties zijn gepaarde toetsen uitgevoerd. Hiermee is gekeken of een NVO gemiddeld bijvoorbeeld meer soorten of een hogere EKR heeft voor de verschillende soortgroepen dan de bijbehorende referentie. Indien de verschillen tussen NVO's en hun referenties in de kwaliteitsvariabelen normaal verdeeld waren, is een one-sample t-test uitgevoerd over dit verschil (vergelijkbaar met een gepaarde t-toets; R-functie: t.test). Indien dit niet het geval was zijn de data getransformeerd (wortel of $\log_{10}(+1)$). Indien de data nog steeds niet normaal verdeeld was, is de non-parametrische variant van de gepaarde t-toets uitgevoerd: Wilcoxon signed rank test (R-functie: wilcox.test). Uit de resultaten van beide toetsen bleek dat de keuze voor een test vrijwel geen invloed had op de statistische significantie van het gemiddeld verschil tussen NVO's en bijbehorende referenties.

Voor de gepaarde testen zijn alleen locaties meegenomen met gegevens uit twee bemonsteringsjaren (m.u.v. macrofauna, daar zijn extra analyses voor uitgevoerd met alleen gegevens uit 2018, aangezien er door 1 waterschap alleen in 2018 macrofauna is bemonsterd en deze monsters het aantal locaties aanzienlijk vergroten). Voor de gepaarde toetsen zijn de gemiddelden gebruikt van de kwaliteitsvariabelen uit beide jaren van een specifieke oever, m.u.v. aantal soorten/taxa. Voor het aantal soorten/taxa is juist de totale soortenlijst van beide jaren samen genomen.

In de resultaten wordt gesproken over een statistisch significant verschil als de p-waarde kleiner is dan 0.05 (i.e. de berekende kans dat het gemiddelde verschil tussen een NVO en zijn referentie op toeval berust is kleiner dan 5%). Als er over een trend wordt gesproken betekent dit dat de p-waarde tussen de 0.05 en 0.10 lag.

7.1.2 Omgevingsvariabelen versus soortsaamenstelling en ecologische kwaliteit

Om te analyseren of, en zo ja welke, omgevingsvariabelen (zoals breedte van de oeverzone) variatie in soortsaamenstelling van flora en fauna tussen de oevers kunnen verklaren is een RDA-analyse uitgevoerd per soortgroep (R-functie: `rda` uit de `vegan` package, versie 2.5-4). Hierbij is geprobeerd de volgende variabelen de soortsaamenstelling te laten verklaren (zie ook H4.2 Tabel 1):

- Oevertyp
- Bemonsteringsjaar
- Variatie in oeverbreedte
- Variatie in oevertiepte
- Aanwezigheid van een scherpe overgang tussen oever en water
- Troebelheid water,
- Breedte oeverzone
- Breedte waterzone
- Aanwezigheid van beschoeiing
- Maximale watertiepte waterzone
- Watertyp (3 Klassen)
- Totaal plantbedekking in de waterzone (% , alleen voor analyse vis en macrofauna)

Deze variabelen zijn gekozen omdat (1) verwacht wordt dat ze een belangrijke rol kunnen spelen en/of (2) goed gebruikt kunnen worden om het beheer en de inrichting te optimaliseren. Daarnaast had het mogelijk meerwaarde gehad om ook waterkwaliteit op uniforme wijze te meten en zo in het onderzoek mee te nemen, maar hier was helaas geen mogelijkheid toe bij de start van dit onderzoek (monsternamen en analyse op alle locaties en analyse). Omgevingsvariabelen die correleren met planten, vissen en/of macrofaunasamenstelling kunnen namelijk gebruikt worden om het beheer en/of inrichting van NVO's verder te optimaliseren. Net als bij de gepaarde toetsen zijn bij de RDA alleen oevers geanalyseerd met gegevens uit twee bemonsteringsjaren (wederom m.u.v. macrofauna, waarbij extra analyses zijn uitgevoerd op gegevens uit alleen 2018). Er is een stepwise variabele selectie uitgevoerd (additief en substractief) om omgevingsvariabelen te identificeren die ten minste een statistisch significant (bij $\alpha=0.1$, dus tenminste trendmatig) deel van de variatie in soortsaamenstelling kan/kunnen verklaren (R-functie: `ordistep` uit de `vegan` package).

Daarnaast is onderzocht of de eerder opgesomde omgevingsvariabelen correleren met de andere bepaalde biotische variabelen, zoals aantal soorten, aantal individuen, diversiteit, EKR voor plant (oever- en waterzone apart), vis en macrofauna of belevingswaarde. Hier zijn de omgevingsvariabelen: *helling van de oever* en *watertiepte in de oever van een plas-/drasberm* ook nog getest. Let wel dat deze variabelen pas vanaf 2018 ingeschat zijn. Foto's uit 2017 zijn met foto's uit 2018 vergeleken om te controleren of er verschil te verwachten was.

Om correlaties tussen deze abiotiek (omgevingsvariabelen) en biotiek te vinden is vooral gebruik gemaakt van lineaire/guassiaanse 'Mixed models' (R-functie: `lmer` uit de `lme4` package), waarbij elke biotische variabele is vergeleken met elke abiotische variabele en het

bemonsteringsjaar. De oeverlocatie (specifiek: de unieke oevercode) is als randomfactor meegegeven aan het model. Indien nodig (geen normale verdeling model-residuals of homogene verdeling variantie) is de biotische variabele getransformeerd (wortel of $\log_{10}(+1)$). Indien dit niet hielp is een generalized mixed model (R-functie: glmer uit de lme4 package) toegepast met een Poisson verdeling.

Als laatste is ook nog geanalyseerd of de verschillende abiotische en biotische variabelen onderling met elkaar correleren. Voor continue variabelen onderling is gebruik gemaakt van Spearman rank correlaties (R-functie: cor.test, $\alpha=0.05$) en voor continue variabelen met klasse variabelen zijn tevens mixed models, zoals eerder beschreven, gebruikt. Hieruit is af te leiden of verschillende soortgroepen gezamenlijk kunnen profiteren van eenzelfde eigenschap van een oever, of dat elke soortgroep geheel eigen eisen stelt aan de oever. Daarnaast kunnen bijvoorbeeld planten als voedsel en leefgebied voor dieren dienen en dus naar verwachting positief met dieren correleren. Dit is hierbij ook getest. Daarnaast is deze correlatieanalyse ook gebruikt bij de interpretatie van de RDA- en Mixedmodel-analyses. Als een omgevingsvariabele namelijk statistisch significant met een biotische variabele correleert, maar zelf ook weer sterk correleert met een andere abiotische variabele, is het niet mogelijk het effect van beide abiotische variabelen volledig uit elkaar te halen.

Het aantal waarnemingen (ofwel, aantal oevers) van bepaalde groepen omgevingsvariabelen, maar ook met macrofaunadata in geheel, is relatief klein waardoor de betrouwbaarheid van de uitkomsten voor deze variabelen beperkter is dan voor bijvoorbeeld planten. Voor zowel de RDA analyse als de mixed models rapporteren we daarom ook statistische trends ($0.05 < p < 0.1$), naast statistisch significante uitkomsten ($p < 0.05$).

7.2 Resultatengrafieken en -tabellen met beschrijving

7.2.1 Lijst met onderzochte locaties en metadata (beschrijving dataset)

Tabel 3. Opsomming van onderzochte oevers (met korte beschrijving) en beschrijving van welke soortgroepen bruikbare gegevens beschikbaar waren. Onder de Code staan, bij benadering, de coördinaten (Rijksdriehoekstelsel) van de oever weergegeven (in km).

Code (RD x;y in km)	Waterschap	Type	Paar nr.	Schatting breedte watergang (m)	Watertype (3 Hoofdklassen a.d.h.v. KRW- watertype)	Oever- profiel	Flora data	Vis & amfibie data	Macrofauna data
FLNVO1 (173;585)	Wetterskip Fryslân	nvo	1	4	Klein stilstaand (sloten)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLNVO2 (183;588)	Wetterskip Fryslân	nvo	2	9.5	Groot lijnvormig (kanalen)	plas- drasberm (bypass)	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLNVO3 (192;560)	Wetterskip Fryslân	nvo	3	16	Groot lijnvormig (kanalen)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLNVO4 (202;550)	Wetterskip Fryslân	nvo	4	16	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLNVO5 (190;541)	Wetterskip Fryslân	nvo	5	22.5	Groot lijnvormig (kanalen)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLNVO6 (195;584)	Wetterskip Fryslân	nvo	6	4.5	Klein stilstaand (sloten)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLNVO7 (168;574)	Wetterskip Fryslân	nvo	7	7.5	Groot lijnvormig (kanalen)	flauw-talud	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018

Code (RD x;y in km)	Waterschap	Type	Paar nr.	Schatting breedte watergang (m)	Watertype (3 Hoofdklassen a.d.h.v. KRW- watertype)	Oever- profiel	Flora data	Vis & amfibie data	Macrofauna data
FLNVO8 (215;588)	Wetterskip Fryslân	nvo	8	7.5	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLNVO9 (204;572)	Wetterskip Fryslân	nvo	9	11	Groot lijnvormig (kanalen)	flauw-talud	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLNVO10 (213;589)	Wetterskip Fryslân	nvo	10	11.5	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLREF1 (173;585)	Wetterskip Fryslân	ref	1	4.5	Klein stilstaand (sloten)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLREF2 (182;588)	Wetterskip Fryslân	ref	2	14.5	Groot lijnvormig (kanalen)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLREF3 (193;562)	Wetterskip Fryslân	ref	3	14	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- beschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLREF4 (203;551)	Wetterskip Fryslân	ref	4	15.5	Stromend (R- type)	steil- beschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLREF5 (189;542)	Wetterskip Fryslân	ref	5	28.5	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- beschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLREF6 (195;584)	Wetterskip Fryslân	ref	6	3.25	Klein stilstaand (sloten)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLREF7 (168;574)	Wetterskip Fryslân	ref	7	8	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLREF8 (215;588)	Wetterskip Fryslân	ref	8	5	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLREF9 (203;571)	Wetterskip Fryslân	ref	9	5	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
FLREF10 (213;589)	Wetterskip Fryslân	ref	10	14	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
RLNVO3 (115;483)	Rijnland	nvo	13	4.5	Klein stilstaand (sloten)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
RLNVO5 (114;478)	Rijnland	nvo	15	7	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- beschoeid (bypass)	2018	2017 & 2018	niet
RLNVO6 (110;489)	Rijnland	nvo	100	2	Klein stilstaand (sloten)	plas- drasberm	2018	2018	niet
RLNVO7 (114;478)	Rijnland	nvo	15	2	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- beschoeid (bypass)	2018	2018	niet
RLREF2 (113;486)	Rijnland	ref	12	11.5	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- beschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
RLREF3 (115;484)	Rijnland	ref	13	4.75	Klein stilstaand (sloten)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
RLREF5 (115;479)	Rijnland	ref	15	30	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- beschoeid	2018	2017 & 2018	niet
RLREF6 (110;489)	Rijnland	ref	100	1.5	Klein stilstaand (sloten)	steil- onbeschoeid	2018	2018	niet
RYNVO1 (213;473)	Rijn en IJssel	nvo	16	11	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
RYNVO2 (250;463)	Rijn en IJssel	nvo	17	9	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
RYNVO3 (213;444)	Rijn en IJssel	nvo	18	25	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
RYNVO4 (213;449)	Rijn en IJssel	nvo	19	6	Stromend (R- type)	flauw-talud	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
RYNVO5 (231;459)	Rijn en IJssel	nvo	20	11	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
RYREF1 (213;473)	Rijn en IJssel	ref	16	11	Stromend (R- type)	steil- beschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
RYREF2 (249;463)	Rijn en IJssel	ref	17	7	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	niet

Code (RD x;y in km)	Waterschap	Type	Paar nr.	Schatting breedte watergang (m)	Watertype (3 Hoofdklassen a.d.h.v. KRW- watertype)	Oever- profiel	Flora data	Vis & amfibie data	Macrofauna data
RYREF3 (213;445)	Rijn en IJssel	ref	18	27.5	Stromend (R- type)	flauw-talud	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
RYREF4 (213;449)	Rijn en IJssel	ref	19	5.5	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
RYREF5 (231;459)	Rijn en IJssel	ref	20	11	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
SRNVO1 (145;450)	Stichtse Rijnlanden	nvo	21	10.5	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017	niet
SRNVO2 (148;446)	Stichtse Rijnlanden	nvo	22	16.5	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017	niet
SRNVO3 (134;452)	Stichtse Rijnlanden	nvo	23	12	Groot lijnvormig (kanalen)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017	niet
SRNVO4 (143;455)	Stichtse Rijnlanden	nvo	24	8	Klein stilstaand (sloten)	flauw-talud	2017 & 2018	2017	niet
SRNVO5 (115;449)	Stichtse Rijnlanden	nvo	25	22.5	Groot lijnvormig (kanalen)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017	niet
SRNVO6 (145;452)	Stichtse Rijnlanden	nvo	101	2	Stromend (R- type)	flauw-talud	2018	niet	niet
SRNVO7 (114;446)	Stichtse Rijnlanden	nvo	102	15	Groot lijnvormig (kanalen)	plas- drasberm	2018	niet	niet
SRNVO8 (139;449)	Stichtse Rijnlanden	nvo	103	8	Klein stilstaand (sloten)	plas- drasberm	2018	niet	niet
SRNVO9 (130;457)	Stichtse Rijnlanden	nvo	104	2	Groot lijnvormig (kanalen)	plas- drasberm	2018	niet	niet
SRREF1 (145;450)	Stichtse Rijnlanden	ref	21	9.5	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017	niet
SRREF2 (148;447)	Stichtse Rijnlanden	ref	22	16.5	Stromend (R- type)	steil- beschoeid	2017 & 2018	2017	niet
SRREF3 (134;452)	Stichtse Rijnlanden	ref	23	11	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017	niet
SRREF4 (143;455)	Stichtse Rijnlanden	ref	24	8	Klein stilstaand (sloten)	steil- beschoeid	2017 & 2018	2017	niet
SRREF5 (115;449)	Stichtse Rijnlanden	ref	25	25	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- beschoeid	2017 & 2018	2017	niet
SRREF6 (145;451)	Stichtse Rijnlanden	ref	101	8	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2018	niet	niet
SRREF7 (114;446)	Stichtse Rijnlanden	ref	102	15	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2018	niet	niet
SRREF8 (138;449)	Stichtse Rijnlanden	ref	103	10	Klein stilstaand (sloten)	steil- beschoeid	2018	niet	niet
SRREF9 (130;457)	Stichtse Rijnlanden	ref	104	2	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2018	niet	niet
VSNVO1 (256;484)	Vechtstromen	nvo	26	1.5	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VSNVO2 (254;482)	Vechtstromen	nvo	27	2.5	Stromend (R- type)	flauw-talud	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
VSNVO3 (245;535)	Vechtstromen	nvo	28	4.25	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VSNVO4 (237;524)	Vechtstromen	nvo	29	5	Klein stilstaand (sloten)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VSREF1 (255;484)	Vechtstromen	ref	26	1	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VSREF2 (251;482)	Vechtstromen	ref	27	4.25	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2017 & 2018
VSREF3 (245;535)	Vechtstromen	ref	28	4	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VSREF4 (237;524)	Vechtstromen	ref	29	5	Klein stilstaand (sloten)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2018

Code (RD x;y in km)	Waterschap	Type	Paar nr.	Schatting breedte watergang (m)	Watertype (3 Hoofdklassen a.d.h.v. KRW- watertype)	Oever- profiel	Flora data	Vis & amfibie data	Macrofauna data
VVNVO1 (168;463)	Vallei en Veluwe	nvo	30	4	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VVNVO2 (165;464)	Vallei en Veluwe	nvo	30	5	Stromend (R- type)	flauw-talud	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VVNVO3 (172;460)	Vallei en Veluwe	nvo	34	6	Stromend (R- type)	flauw-talud	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VVNVO4 (196;476)	Vallei en Veluwe	nvo	31	6.5	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VVNVO5 (199;486)	Vallei en Veluwe	nvo	32	4.5	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VVNVO7 (198;483)	Vallei en Veluwe	nvo	31	4.6	Stromend (R- type)	flauw-talud	2017 & 2018	2017	2018
VVNVO8 (196;476)	Vallei en Veluwe	nvo	31	3	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VVNVO9 (165;474)	Vallei en Veluwe	nvo	33	2.5	Stromend (R- type)	steil- beschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VVNVO10 (160;463)	Vallei en Veluwe	nvo	37	0.5	Stromend (R- type)	plas- drasberm (bypass)	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VVNVO13 (188;499)	Vallei en Veluwe	nvo	36	8	Groot lijnvormig (kanalen)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
VVNVO14 (189;499)	Vallei en Veluwe	nvo	36	8	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
VVNVO15 (208;464)	Vallei en Veluwe	nvo	38	8	Groot lijnvormig (kanalen)	plas- drasberm	2017 & 2018	2018	niet
VVNVO16 (195;473)	Vallei en Veluwe	nvo	31	2	Stromend (R- type)	flauw-talud	2017 & 2018	2018	2018
VVREF1 (167;463)	Vallei en Veluwe	ref	30	4	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VVREF2 (196;477)	Vallei en Veluwe	ref	31	4.5	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VVREF3 (200;487)	Vallei en Veluwe	ref	32	6	Stromend (R- type)	steil- beschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VVREF4 (165;474)	Vallei en Veluwe	ref	33	3.75	Stromend (R- type)	steil- beschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VVREF5 (170;460)	Vallei en Veluwe	ref	34	6.5	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VVREF7 (189;499)	Vallei en Veluwe	ref	36	6	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
VVREF10 (161;463)	Vallei en Veluwe	ref	37	9	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	2018
VVREF12 (208;464)	Vallei en Veluwe	ref	38	8	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2018	niet
WNNVO1 (116;483)	Waternet	nvo	39	6.5	Groot lijnvormig (kanalen)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
WNNVO2 (116;483)	Waternet	nvo	140	4.25	Groot lijnvormig (kanalen)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
WNNVO3 (116;483)	Waternet	nvo	141	4.25	Klein stilstaand (sloten)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
WNNVO4 (113;485)	Waternet	nvo	42	7	Klein stilstaand (sloten)	flauw-talud	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
WNNVO5 (113;488)	Waternet	nvo	43	17.75	Groot lijnvormig (kanalen)	plas- drasberm	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
WNREF1 (116;483)	Waternet	ref	39	9	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
WNREF4 (112;486)	Waternet	ref	42	5	Klein stilstaand (sloten)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	niet

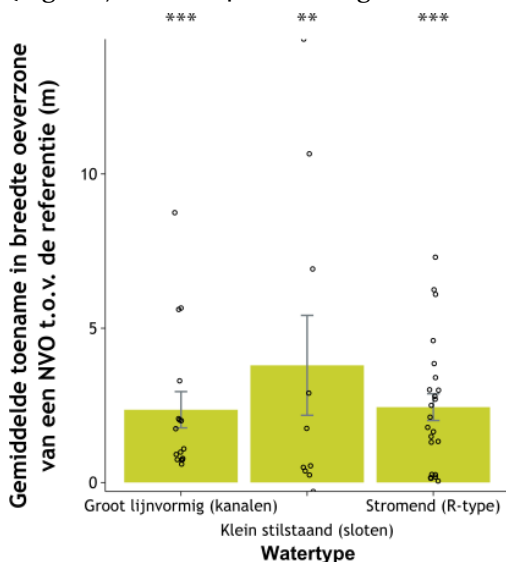
Code (RD x;y in km)	Waterschap	Type	Paar nr.	Schatting breedte watergang (m)	Watertype (3 Hoofdklassen a.d.h.v. KRW- watertype)	Oever- profiel	Flora data	Vis & amfibie data	Macrofauna data
WNREF5a (113;488)	Waternet	ref	43	5	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2017 & 2018	2017 & 2018	niet
WNREF6 (116;483)	Waternet	ref	140	14	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2018	2018	niet
WNREF7 (117;483)	Waternet	ref	141	14	Klein stilstaand (sloten)	steil- onbeschoeid	2018	2018	niet
BDNVO1 (110;392)	Brabantse delta	nvo	150	2.75	Stromend (R- type)	plas- drasberm	2018 & 2019	2018 & 2019	2018 & 2019
BDREF1 (111;392)	Brabantse delta	ref	150	2.5	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2018 & 2019	2018 & 2019	2018 & 2019
BDNVO2 (106;389)	Brabantse delta	nvo	151	5.5	Stromend (R- type)	flauw-talud	2018 & 2019	2018 & 2019	2018 & 2019
BDREF2 (106;389)	Brabantse delta	ref	151	4	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2018 & 2019	2018 & 2019	2018 & 2019
BDNVO3 (87;398)	Brabantse delta	nvo	152	10	Klein stilstaand (sloten)	flauw-talud	2018 & 2019	2018 & 2019	2018 & 2019
BDREF3 (87;398)	Brabantse delta	ref	152	4	Klein stilstaand (sloten)	steil- onbeschoeid	2018 & 2019	2018 & 2019	2018 & 2019
BDNVO4 (95;407)	Brabantse delta	nvo	153	5	Klein stilstaand (sloten)	plas- drasberm	2018 & 2019	2018 & 2019	2018 & 2019
BDREF4 (95;407)	Brabantse delta	ref	153	4.5	Klein stilstaand (sloten)	steil- onbeschoeid	2018 & 2019	2018 & 2019	2018 & 2019
BDNVO5 (92;409)	Brabantse delta	nvo	154	5	Klein stilstaand (sloten)	flauw-talud	2018 & 2019	2018 & 2019	2018 & 2019
BDREF5 (92;409)	Brabantse delta	ref	154	5.5	Klein stilstaand (sloten)	steil- onbeschoeid	2018 & 2019	2018 & 2019	2018 & 2019
BDNVO6 (111;412)	Brabantse delta	nvo	155	2.5	Klein stilstaand (sloten)	plas- drasberm	2018 & 2019	2018 & 2019	2018 & 2019
BDREF6 (112;413)	Brabantse delta	ref	155	3	Klein stilstaand (sloten)	steil- onbeschoeid	2018 & 2019	2018 & 2019	2018 & 2019
DDNVO1 (217;513)	Drents Overijsselse Delta	nvo	201	7.5	Klein stilstaand (sloten)	flauw-talud	2019 & 2020	niet	niet
DDNVO2 (224;495)	Drents Overijsselse Delta	nvo	202	15.5	Groot lijnvormig (kanalen)	flauw-talud	2019 & 2020	niet	niet
DDNVO3 (213;498)	Drents Overijsselse Delta	nvo	203	12.5	Groot lijnvormig (kanalen)	plas- drasberm	2019 & 2020	niet	niet
DDNVO4 (217;501)	Drents Overijsselse Delta	nvo	204	5	Stromend (R- type)	flauw-talud	2019 & 2020	niet	niet
DDNVO5 (215;501)	Drents Overijsselse Delta	nvo	204	4.75	Stromend (R- type)	flauw-talud	2019 & 2020	niet	niet
DDREF1 (217;513)	Drents Overijsselse Delta	ref	201	7	Klein stilstaand (sloten)	steil- onbeschoeid	2019 & 2020	niet	niet
DDREF2 (220;496)	Drents Overijsselse Delta	ref	202	11	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2019 & 2020	niet	niet
DDREF3 (210;498)	Drents Overijsselse Delta	ref	203	20	Groot lijnvormig (kanalen)	steil- onbeschoeid	2019 & 2020	niet	niet
DDREF4 (219;502)	Drents Overijsselse Delta	ref	204	3	Stromend (R- type)	steil- onbeschoeid	2019 & 2020	niet	niet

Tabel 4. Gemiddelden $\pm$ SD (van alle onderzochte oeveren over heel Nederland) van enkele belangrijke gemeten variabelen in natuurvriendelijke oevers (NVO) en referentieoevers (REF) per monsterjaar (2017 t/m 2020). Het aantal oevers waarop de statistieken zijn berekend staan tussen haakjes achteraan.

Variabelen	NVO				REF			
	2017	2018	2019	2020	2017	2018	2019	2020
Gemiddelde $\pm$ SD geschatte breedte oeverzone (m)	2.64 $\pm$ 3.26 (44)	4.08 $\pm$ 3.27 (57)	5.54 $\pm$ 5.88 (11)	2.15 $\pm$ 0.99 (5)	0.53 $\pm$ 0.63 (37)	0.81 $\pm$ 1.03 (51)	0.35 $\pm$ 0.35 (10)	0.98 $\pm$ 0.45 (4)
Gemiddelde $\pm$ SD Plant EKR (alle jaren)		0.43 $\pm$ 0.16 (62)				0.4 $\pm$ 0.14 (55)		
Gemiddelde $\pm$ SD Plant EKR deelscore groeivorm	0.27 $\pm$ 0.18 (44)	0.36 $\pm$ 0.16 (57)	0.38 $\pm$ 0.23 (11)	0.36 $\pm$ 0.1 (5)	0.26 $\pm$ 0.15 (37)	0.34 $\pm$ 0.17 (51)	0.31 $\pm$ 0.13 (10)	0.39 $\pm$ 0.23 (4)
Gemiddelde $\pm$ SD Plant EKR deelscore soorten	0.51 $\pm$ 0.26 (44)	0.57 $\pm$ 0.25 (57)	0.57 $\pm$ 0.32 (11)	0.53 $\pm$ 0.3 (5)	0.49 $\pm$ 0.22 (37)	0.5 $\pm$ 0.23 (51)	0.46 $\pm$ 0.23 (10)	0.7 $\pm$ 0.15 (4)
Gemiddelde $\pm$ SD Vis EKR (elektrovisserij, alle jaren)		0.35 $\pm$ 0.25 (53)				0.39 $\pm$ 0.25 (46)		
Gemiddelde $\pm$ SD Macrofauna EKR (alle jaren)		0.51 $\pm$ 0.16 (29)				0.48 $\pm$ 0.14 (25)		
Gemiddelde $\pm$ SD aantal plantsoorten oeverzone	24.02 $\pm$ 10.43 (44)	35.98 $\pm$ 10.35 (57)	33 $\pm$ 13.76 (11)	26.2 $\pm$ 5.36 (5)	15.51 $\pm$ 7.9 (37)	26.1 $\pm$ 0.25 (51)	15.4 $\pm$ 9.89 (10)	26.25 $\pm$ 12.74 (4)
Gemiddelde $\pm$ SD aantal plantsoorten waterzone	6.05 $\pm$ 3.99 (44)	8.19 $\pm$ 5.58 (57)	8.55 $\pm$ 4.8 (11)	12.2 $\pm$ 3.96 (5)	6.81 $\pm$ 3.96 (37)	8.25 $\pm$ 4.32 (51)	7.9 $\pm$ 3.96 (10)	9.5 $\pm$ 4.65 (4)
Gemiddelde $\pm$ SD aantal zeldzame en rodelijst plantsoorten (alle jaren)		0.58 $\pm$ 0.92 (62)				0.4 $\pm$ 0.68 (55)		
Gemiddelde $\pm$ SD aantal cat. 1 & 2 plantsoorten (alle jaren)		4.35 $\pm$ 4.02 (62)				2.75 $\pm$ 2.3 (55)		
Gemiddelde $\pm$ SD aantal cat. 4 & 5 plantsoorten (alle jaren)		11.65 $\pm$ 5.11 (62)				10.35 $\pm$ 5.09 (55)		
Gemiddelde $\pm$ SD schatting plantbedekking waterzone (%)	32.5 $\pm$ 33.29 (44)	38.6 $\pm$ 31.75 (57)	31.73 $\pm$ 34.83 (11)	38.2 $\pm$ 40.97 (5)	39.16 $\pm$ 34.52 (37)	46.2 $\pm$ 35.21 (51)	46.5 $\pm$ 29.91 (10)	42.75 $\pm$ 39.37 (4)
Gemiddelde $\pm$ SD schatting bedekking emergente planten waterzone (%)	1.83 $\pm$ 3.66 (44)	5.35 $\pm$ 12.04 (57)	2.45 $\pm$ 3.08 (11)	2.6 $\pm$ 2.19 (5)	3.58 $\pm$ 10.56 (37)	6.75 $\pm$ 17.83 (51)	1 $\pm$ 0.82 (10)	4.25 $\pm$ 4.35 (4)
Gemiddelde $\pm$ SD schatting bedekking submerse planten waterzone (%)	22.12 $\pm$ 25.69 (44)	24.91 $\pm$ 29.49 (57)	28.82 $\pm$ 35.84 (11)	32.4 $\pm$ 39.07 (5)	27.35 $\pm$ 30.82 (37)	32.49 $\pm$ 33.63 (51)	43.6 $\pm$ 30.94 (10)	34 $\pm$ 41.24 (4)
Gemiddelde $\pm$ SD schatting bedekking natans planten waterzone (%)	5.7 $\pm$ 12.61 (44)	6.95 $\pm$ 11.91 (57)	3 $\pm$ 3.29 (11)	4.4 $\pm$ 3.71 (5)	7.76 $\pm$ 15.77 (37)	9.9 $\pm$ 17.73 (51)	4.6 $\pm$ 5.25 (10)	7.75 $\pm$ 6.08 (4)
Gemiddelde $\pm$ SD schatting bedekking kroos waterzone (%)	3.56 $\pm$ 11.13 (44)	3.44 $\pm$ 8.21 (57)	0.73 $\pm$ 0.47 (11)	1.8 $\pm$ 1.79 (5)	1.82 $\pm$ 2.6 (37)	9.94 $\pm$ 22.39 (51)	2.1 $\pm$ 3.14 (10)	2.75 $\pm$ 2.63 (4)
Gemiddelde $\pm$ SD schatting bedekking FLAB waterzone (%)	7.07 $\pm$ 16.26 (44)	3.96 $\pm$ 10.35 (57)	0.91 $\pm$ 1.58 (11)	1.6 $\pm$ 2.07 (5)	8 $\pm$ 20.82 (37)	4.75 $\pm$ 13.01 (51)	0.4 $\pm$ 0.84 (10)	2 $\pm$ 2.16 (4)
Gemiddelde $\pm$ SD aantal vissoorten (schepnet & elektrovisserij)	6.19 $\pm$ 3.3 (43)	5.11 $\pm$ 2.99 (47)	4 $\pm$ 2.45 (6)		4.89 $\pm$ 2.08 (36)	4.78 $\pm$ 2.69 (41)	3 $\pm$ 1.79 (6)	
Gemiddelde $\pm$ SD aantal juveniele (0+) vissen (elektrovisserij)	52.34 $\pm$ 88.7 (41)	40.83 $\pm$ 76.68 (42)	42.5 $\pm$ 59.13 (6)		21.15 $\pm$ 28.44 (34)	33.61 $\pm$ 59.34 (38)	6.17 $\pm$ 7.22 (6)	
Gemiddelde $\pm$ SD aantal limnofiele vissen (elektrovisserij)	28.24 $\pm$ 58.36 (41)	18.62 $\pm$ 27.87 (42)	25.83 $\pm$ 48.38 (6)		12.44 $\pm$ 20.39 (34)	18.66 $\pm$ 33.3 (38)	5.5 $\pm$ 5.79 (6)	
Gemiddelde $\pm$ SD aantal rheofiele vissen (elektrovisserij)	24.93 $\pm$ 76.63 (41)	6 $\pm$ 16.48 (42)	0 $\pm$ 0 (6)		24.65 $\pm$ 86.39 (34)	6.47 $\pm$ 15.64 (38)	0.33 $\pm$ 0.82 (6)	
Gemiddelde $\pm$ SD aantal macrofauna taxa	91.09 $\pm$ 25.72 (11)	84.1 $\pm$ 27.81 (30)	74.17 $\pm$ 10.19 (6)		68.91 $\pm$ 22.05 (11)	79.81 $\pm$ 25.2 (26)	72.33 $\pm$ 24.03 (6)	
Gemiddelde $\pm$ SD aantal individuen macrofauna	1599 $\pm$ 858 (11)	1161 $\pm$ 637 (30)	736 $\pm$ 257 (6)		776 $\pm$ 365 (11)	1104 $\pm$ 635 (26)	786 $\pm$ 389 (6)	
Aantal met flauw-talud		19		1		1		
Aantal met plas-drasberm		33		3		3		
Aantal met plas-drasberm (bypass)		2		0		0		
Aantal met steil-beschoeid		1		12		12		
Aantal met steil-beschoeid (bypass)		2		0		0		
Aantal met steil-onbeschoeid		5		39		39		
Aantal met bodemzicht (helder water)	19	18	3	1	11	13	4	1
Aantal met enig doorzicht, geen bodemzicht	20	26	5	4	20	26	4	3
Aantal met troebel water, nauwelijks doorzicht	5	13	3	0	5	12	2	0
Aantal met stilstaand water (schatting: 0-5 cm/s)	31	40	6	0	23	37	5	0
Aantal met matige stroming (schatting: 5-30 cm/s)	11	5	0	0	11	5	0	0
Aantal met snelle stroming (schatting: >30 cm/s)	1	1	0	0	0	0	0	0
Aantal met uniforme breedte van de oeverzone	0	0	3	1	0	28	5	0
Aantal met iets grillige breedte van de oeverzone	0	18	5	3	0	18	4	2
Aantal met zeer variabele breedte van de oeverzone	0	34	3	1	0	5	1	2
Aantal met uniforme waterdiepte in de oeverzone	0	14	3	2	0	31	8	4
Aantal met iets grillige waterdiepte in de oeverzone	0	32	5	3	0	20	2	0
Aantal met zeer variabele waterdiepte in de oeverzone	0	11	3	0	0	0	0	0
Aantal met scherpe overgang van land naar water	0	21	5	4	0	38	3	3
Aantal met flauwe overgang van land naar water	0	36	6	1	0	13	7	1
Gemiddelde $\pm$ SD helling van de oever (1 op #) (excl. plad-drasberm)		3.64 $\pm$ 3.52 (32)				1.23 $\pm$ 1.17 (55)		
Gemiddelde $\pm$ SD waterdiepte van een plas-dras oever (cm)		13.77 $\pm$ 10.91 (39)	21.75 $\pm$ 17.1 (6)	28.12 $\pm$ 19.72 (4)		28.33 $\pm$ 17.56 (3)	5 (1)	25.69 $\pm$ 11.25 (4)
Aantal locaties met geschatte maximale waterdiepte van 0-50cm	0	11	0	0	0	6	0	0
Aantal locaties met geschatte maximale waterdiepte van 50-100cm	0	8	0	0	0	10	0	0
Aantal locaties met geschatte maximale waterdiepte van 100-200cm	0	28	0	0	0	23	0	0
Aantal locaties met geschatte maximale waterdiepte van >200cm	0	10	0	0	0	12	0	0

7.2.2 Verschillen tussen NVO's en referenties

Allereerst blijkt uit de paarsgewijze analyse dat NVO's gemiddeld een ongeveer 2.7m bredere oeverzone hebben dan de referenties (Wilcoxon: $n=49$, $V=1217$, $p<0.001$). Specifiek in kanalen en beken was deze meerwaarde ook statistisch significant, bij sloten is een trend waargenomen (Figuur 7 en zie H4.2 voor de gebruikte classificering in kanaal, sloot en beek).



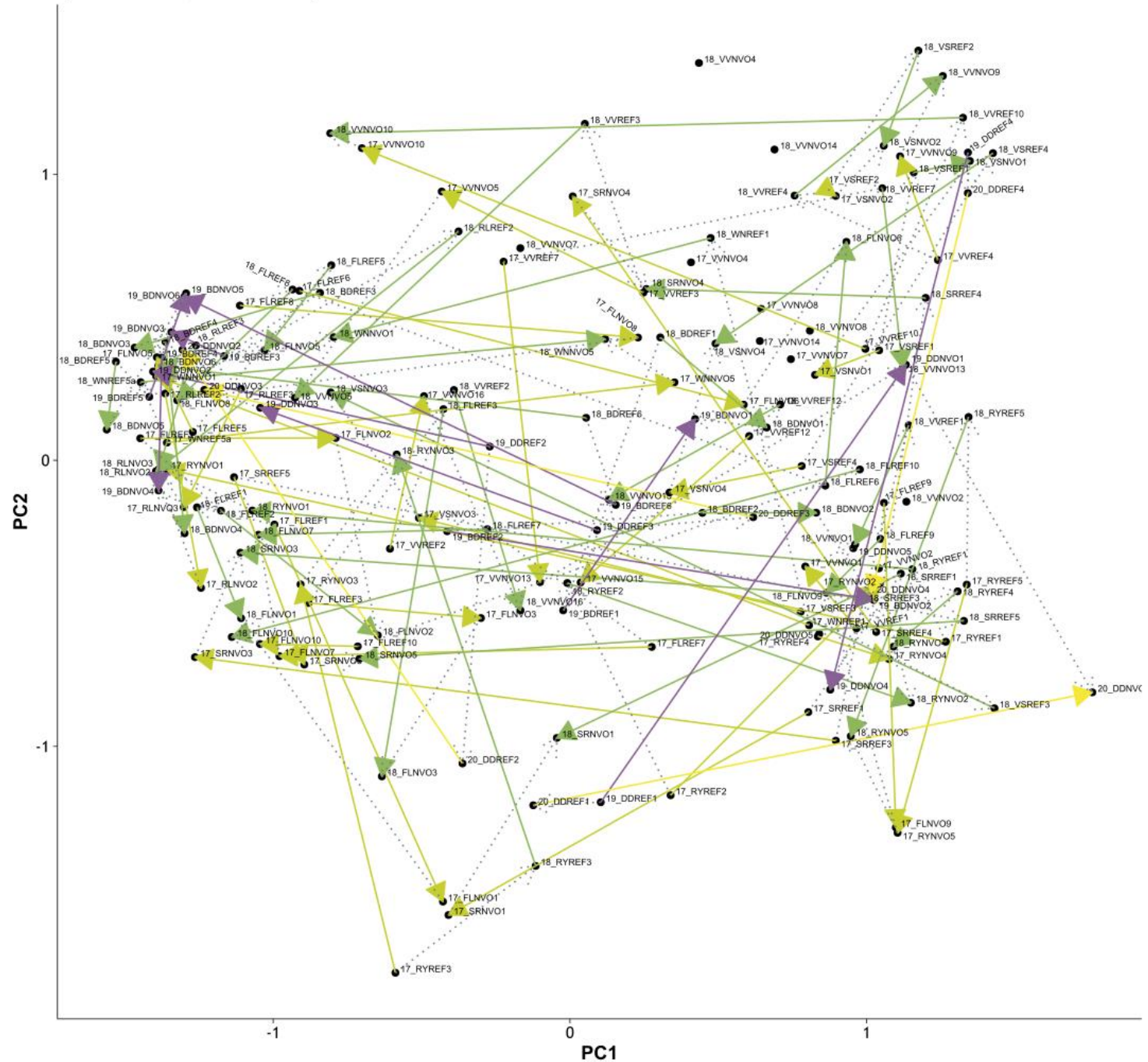
Figuur 7. Gemiddelde ($\pm$ SE) meerwaarde van een NVO in de breedte van de oeverzone per watertype. De cirkels geven de individuele datapunten weer. ($p<0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 . >0.1 ns)

7.2.2.1. Soortgemeenschappen

Uit de PCA analyses blijkt dat een NVO over het algemeen in meer of mindere mate een andere soortsaamenstelling van planten, vis en macrofauna heeft dan de referentie, wat valt af te leiden uit de pijlen in de PCA figuren (Figuur 8). Er zijn echter ook NVO's die weinig verschillen in soortsaamenstelling t.o.v. de referentie laten zien. We hebben het verschil tussen de NVO en zijn referentie niet kunnen herleiden naar een verschil in één uniform abiotische variabele, zoals een toename in oeverbreedte van de NVO t.o.v. zijn referentie. Allerlei factoren kunnen dus op een bepaald moment beperkend zijn voor de ontwikkeling van een soortenrijke NVO, maar op een ander moment niet. Daarnaast zijn er ook verschillen in soortsaamenstelling tussen de jaren gevonden. Mogelijk heeft de extreem warme en droge zomer van 2018 en de warme zomer van 2019 hier invloed op gehad, maar zeker voor de diergroepen kunnen stochastische processen ook een rol spelen. Hiermee wordt in dit geval specifiek bedoeld dat diersoorten mobiel zijn en er dus een bepaalde kans is dat een soort gevangen wordt tijdens een bemonstering. In 1 bemonstering van 1 traject zal men nooit alle aanwezige soorten kunnen vangen. Wat gevangen wordt hangt ook sterk samen met de hoeveelheid vanginspanningen. Doorgaans wordt maximaal zo'n 60% van de macrofauna soorten gevangen bij een standaard bemonstering (persoonlijke ervaring dr. E. Peeters, zie ook Figuur 8). Mede hierom is getracht elke locatie 2 jaar te bemonsteren. De clustering in het PCA-plot van bijvoorbeeld planten in de waterzone, wordt veroorzaakt doordat bij deze locaties relatief weinig soorten aangetroffen zijn.

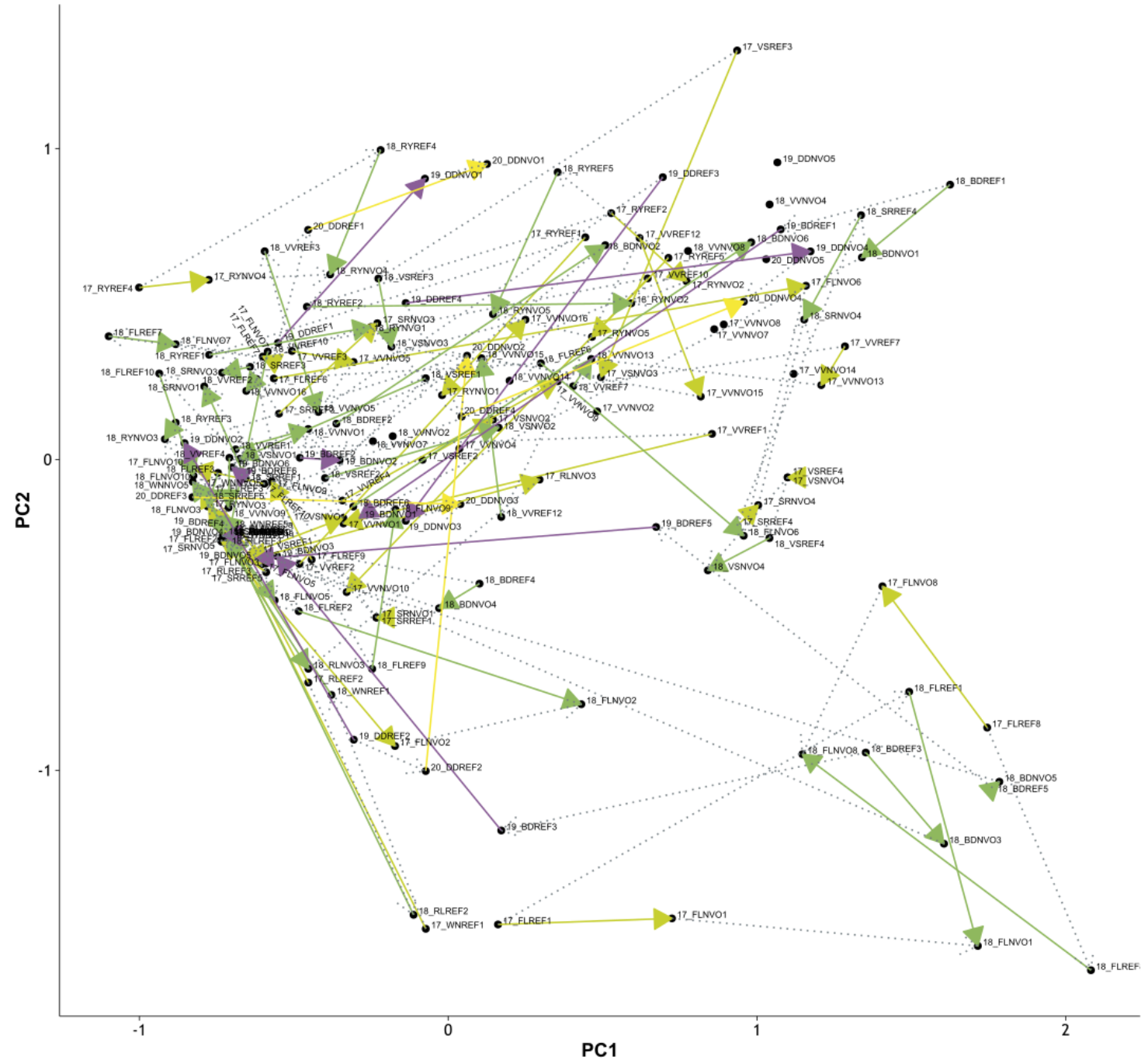
Flora - oeverzone: PCA.[log10+1].centered.not.scaled (PC1=15.3%, PC2=6.9%)

Figuur 8 (deel 1 van 4; flora oeverzone). PCA biplots per soortgroep (zie grafiektitel). De groen-gele pijlen wijzen van de referentie naar de bijbehorende NVO in 2017; de groene pijlen van de referentie naar de NVO in 2018, de paarse pijlen van de referentie naar de NVO in 2019 en de gele pijlen van de referentie naar de NVO in 2020. De gestippelde pijlen van dezelfde oever in het eerste meetjaar naar het tweede jaar. Het percentage getoonde variatie in de eerste 2 assen van de totale variatie is vermeld in de grafiektitel. De stippen zijn de locaties, waarbij de eerste twee cijfers het jaartal indiceren (17=2017, etc.), de twee daaropvolgende letters indiceren het waterschap (VV = Vallei en Veluwe, VS = Vechtstromen, FL = Wetterskip Fryslân, RY = Rijn en IJssen, RL = Rijnland, WN = Waternet, SR = Stichtse Rijnlanden, BD = Brabantse Delta, DD= Drents Overijsselse Delta). De volgende drie letters indiceren of het een NVO (NVO) of referentie (REF) is. De cijfers daarna zijn niet van belang (indiceren een arbitrair oevernummer).



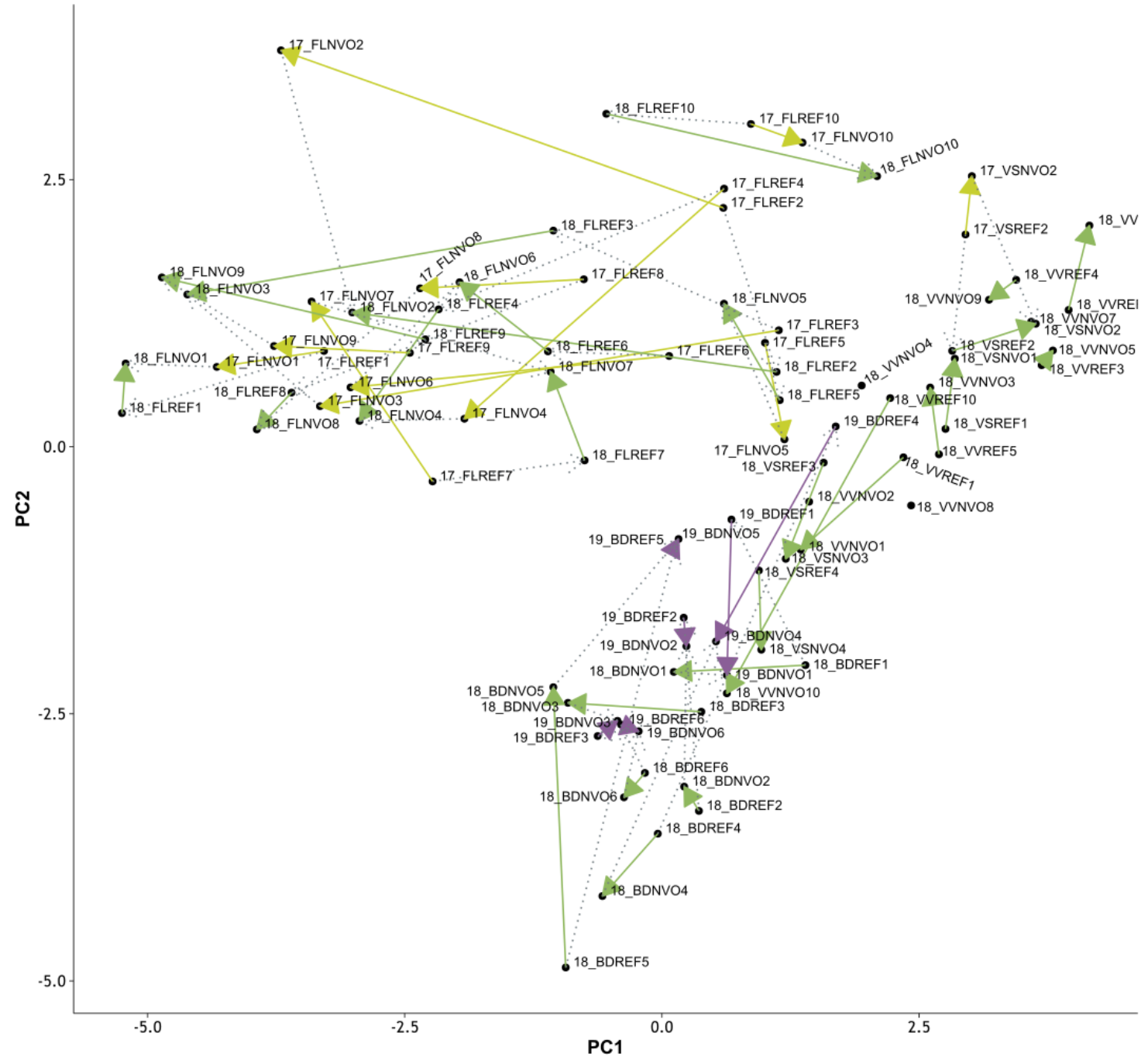
Flora - waterzone: PCA.[log10+1].centered.not.scaled (PC1=20%, PC2=10.7%)

Figuur 8 (deel 2 van 4; flora waterzone)



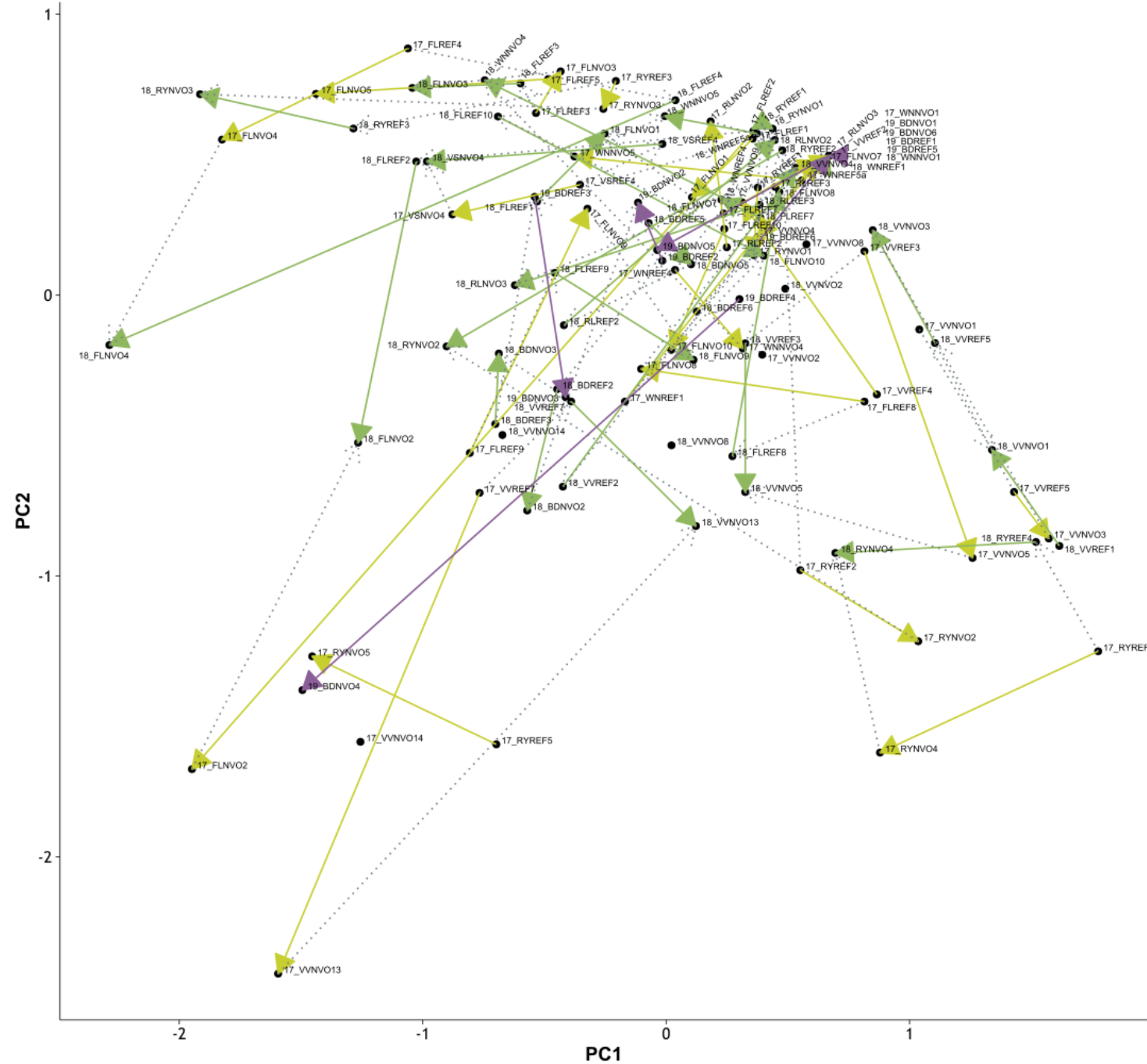
MaFa: PCA.[log10+1].centered.not.scaled - MVA
(PC1=12.8%, PC2=7.7%)

Figuur 8 (deel 3 van 4; macofauna)



Vis - elektro - alle leeftijden: PCA.[log10+1].centered.not.scaled
(PC1=21.8%, PC2=14.7%)

Figuur 8 (deel 4 van 4; vissen)

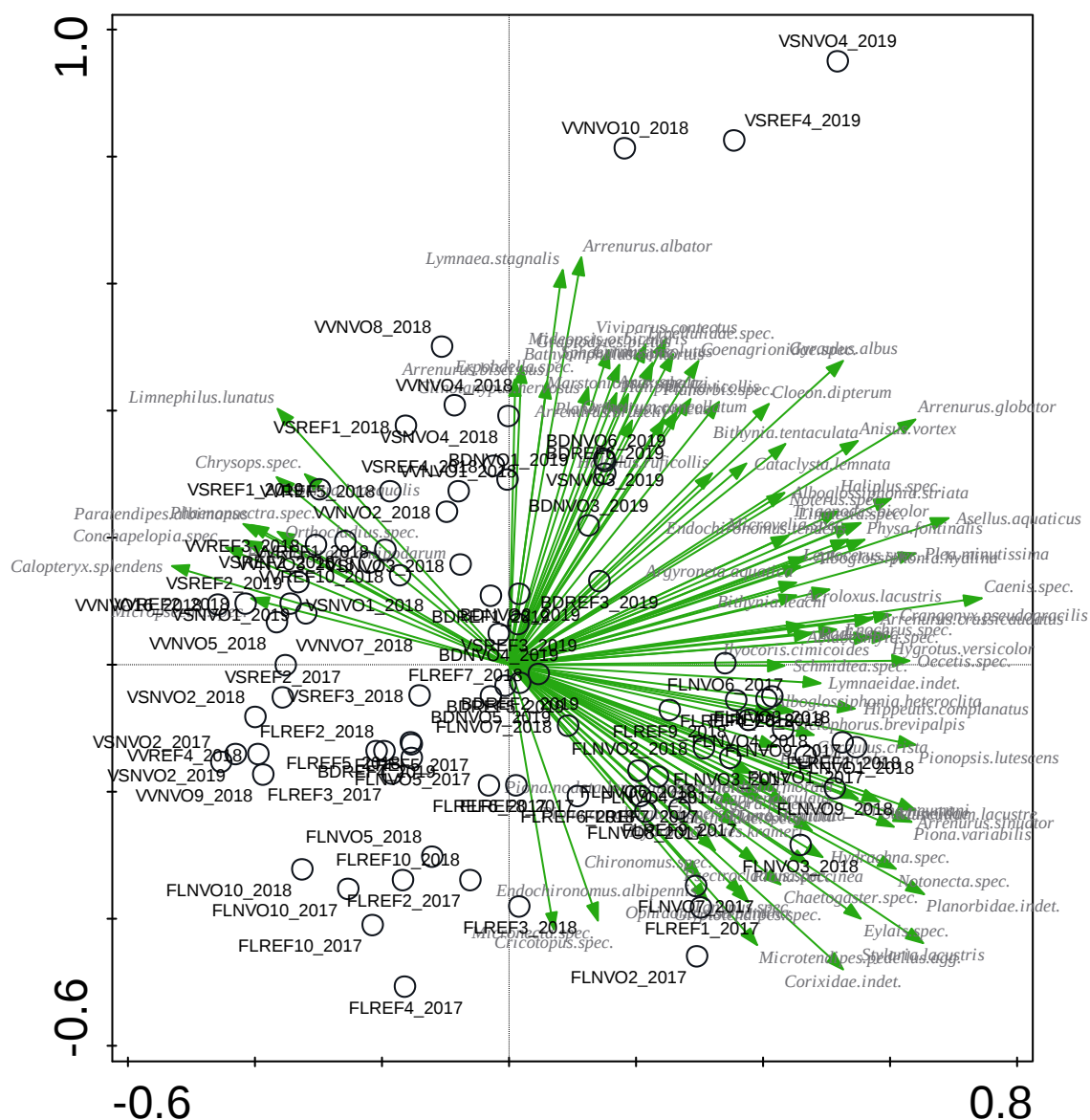


Inzoomen op de macrofauna (alle locaties, inclusief vervallen locaties)

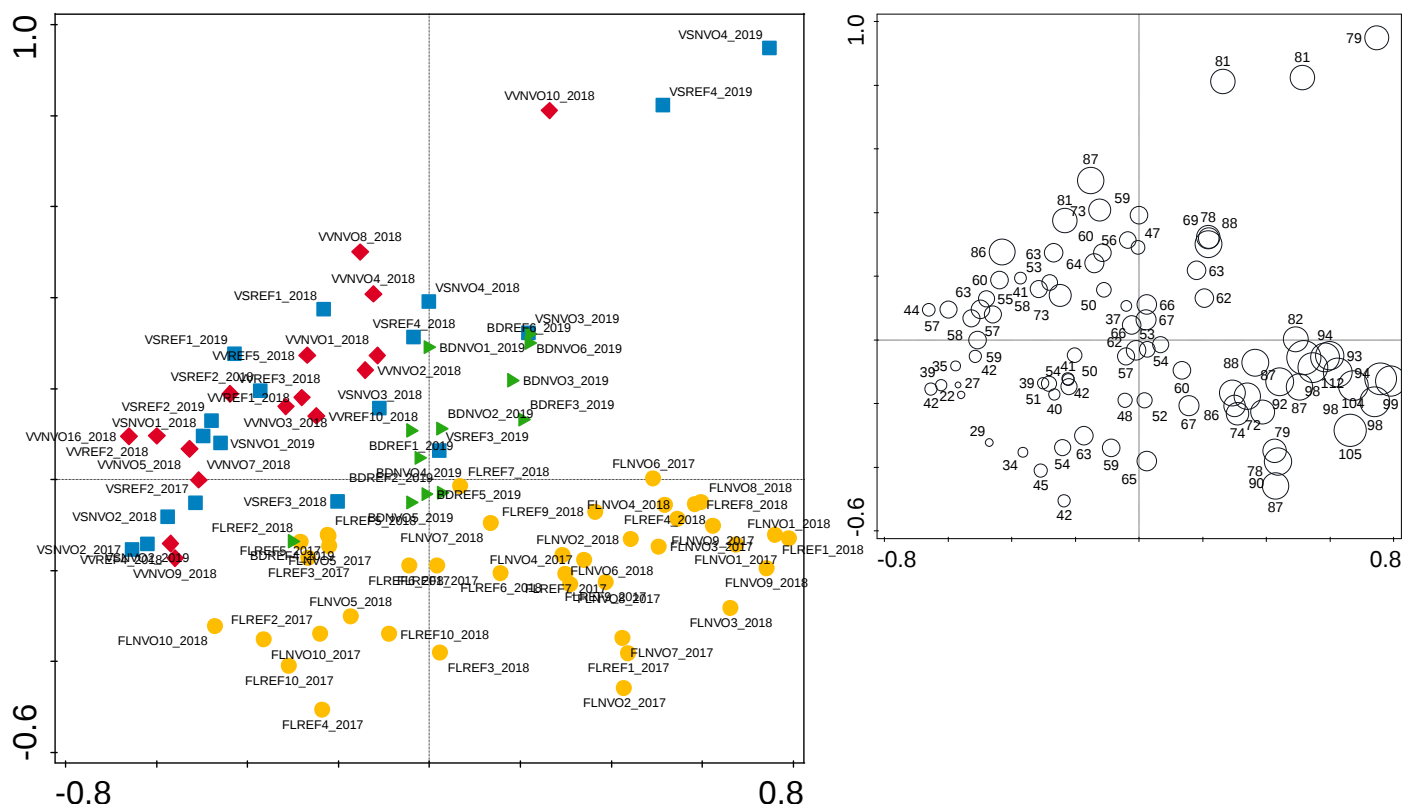
In de eerdere eindrapportage van dit project waren de macrofauna gegevens van Waterschap Brabantse Delta uit 2019 nog niet beschikbaar (Verhofstad *et al.*, 2019). Inmiddels zijn deze gegevens van 12 locaties beschikbaar gekomen en toegevoegd aan de andere gegevens (74 monsters). De totale dataset (FL 2017 & 2018, VS 2018 & 2019, VV 2018 en BD 2018 & 2019) bestaat uit 86 locaties met in totaal 442 taxa.

Een initiële analyse laat zien dat de lengte van de gradiënt beperkt is (2.7) en daarom beveelt Canoco een analyse aan waarin het lineaire responsie model aan ten grondslag ligt. Met de methode Principale Componenten Analyse (PCA) kan zo'n analyse uitgevoerd worden.

De resultaten van een eerste, indirecte analyse worden grafisch weergegeven in Figuur 36. Uit deze figuur en Figuur 37 (links) komt duidelijk naar voren dat de monsters uit Friesland (FL) afgezonderd liggen ten opzichte van die van Brabantse Delta (BD), Vechtstromen (VS) en Vallei en Veluwe (VV). De monsters uit Friesland liggen in het onderste deel van het diagram en zijn van rechts tot links gesitueerd, waarbij referenties en NVO's door elkaar lijken te liggen. De monsters van VS en VV liggen verspreid over een denkbeeldige lijn van rechtsboven naar linksonder. De monsters uit beide gebieden liggen door elkaar heen en ook referenties en NVO's liggen door elkaar. De monsters afkomstig uit Brabantse Delta lijken te liggen tussen die van Friesland en die van Vechtstromen en Vallei en Veluwe. Bijna een kwart (23%) van de totale variatie in de dataset wordt omvat door beide assen. De hiervoor besproken ordening van de monsters lijkt in verband gebracht te kunnen worden met het aantal taxa dat op de locaties is aangetroffen, want in Figuur 37 (rechts) is een duidelijke toename zichtbaar van links naar rechts in het aantal taxa.



Figuur 36: Ligging van de monsters (cirkels) en taxa (pijlen) op de eerste (horizontale) en tweede (verticale) ordinarie-as van een principale componenten analyse uitgevoerd met macrofauna van een NVO of Referentie uit BD, FL, VS en VV. Aantallen logaritmisches getransformeerd. Het diagram toont 25.7% van de totale variatie in de dataset.



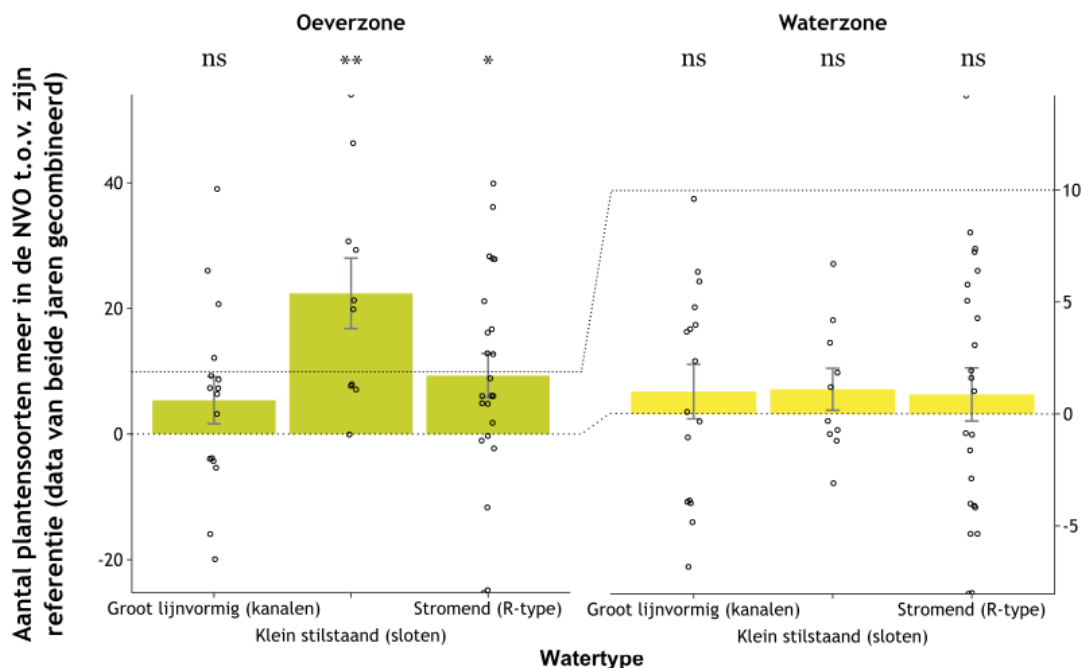
Figuur 37. Ligging van de monsters van de eerste PCA (zelfde als figuur 1) waarbij (figuur links) de monsters gekleurd zijn per beheerder (BD: groene driehoek; FL: gele punt; VS: rode ruit; VV: blauw vierkant) en waarbij (figuur rechts) de monsters (cirkels) gelabeld zijn met het totaal aantal macrofaunataxa uit dat monster (cijfer).

7.2.2.2. Aantal soorten, aantal individuen, diversiteit, beleving en EKR

FLORA

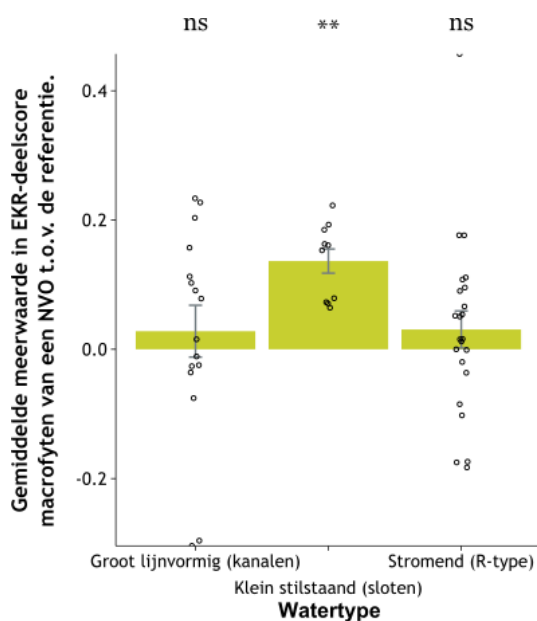
De gepaarde testen laten zien dat NVO's gemiddeld 11.0 plantsoorten meer herbergen dan de bijbehorende referentie (T-test: $df=48$, $t=4.3214$, $p<0.001$) en dat deze meerwaarde voornamelijk komt door meer plantsoorten op de oeverzone (+10.7, T-test: $df=48$, $t=4.3402$, $p<0.001$). Opgesplitst in watertypen was deze meerwaarde statistisch significant bij beken en sloten, maar niet significant bij kanalen (Figuur 10). Het verschil in Shannon diversiteit laat hetzelfde beeld zien (gemiddeld +0.41 in de oeverzone van de NVO t.o.v. de referentie; T-test: $df=49$, $t=3.2869$, $p=0.0019$).

In de waterzone zijn niet statistisch significant meer plantsoorten gevonden (+1.0; T-test: $df=48$, $t=1.3730$, $p=0.176$; Figuur 10) en ook is de Shannon diversiteit niet significant hoger (+0.14; T-test: $df=48$, $t=1.8176$, $p=0.075$). Daarnaast was er ook geen statistisch significant verschil in bedekking van planten in de waterzone, maar de spreiding was groot.



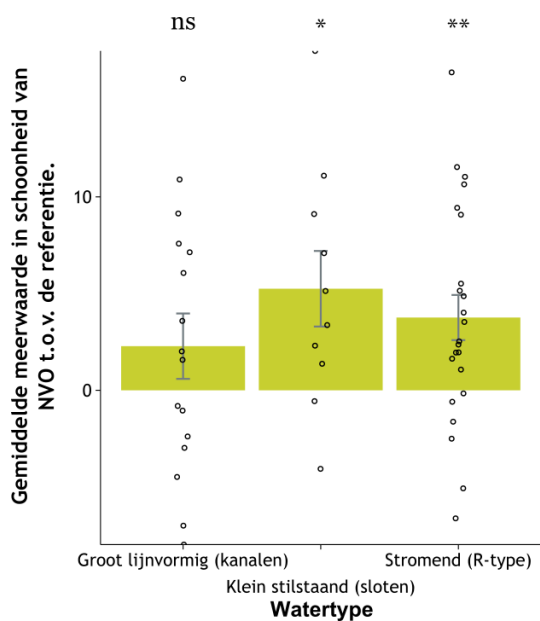
Figuur 10. Gemiddelde ($\pm$ SE) aantal plantsoorten meer aangetroffen in de oeverzone (links) en waterzone (rechts) van een NVO t.o.v. de referentie in elk van de 3 hoofdgroepen watertypen. Soortenlijsten van beide monitoringsjaren zijn hiervoor gecombineerd. De kleine cirkels geven de individuele datapunten weer. ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$. > 0.1 ns)

Verder is de EKR-planten gemiddeld iets hoger in de NVO dan in de referentie ($+0.05$, T-test: $df=48$, $t=2.5894$, $p=0.013$). Dit wordt vooral veroorzaakt door de aanwezige soorten (EKR deelscore soorten gemiddeld $+0.08$; T-test: $df=48$, $t=3.1237$, $p=0.003$) en niet door de bedekking van groeivormen (gemiddeld $+0.02$; $df=48$, $t=1.1636$, $p=0.25$). Als de NVO's apart per watertype geanalyseerd werden, hadden alleen NVO's in sloten statistisch gezien een meerwaarde in EKR-planten t.o.v. de referentie (Figuur 11, Sloten: Wilcoxon: $n=10$, $V=55$, $p=0.002$). De relatief kleine toename in EKR-score hangt mogelijk samen met het feit dat zowel het aantal positief scorende soorten als het aantal negatief scorende soorten hoger is in de NVO dan in de referentie (respectievelijk: $+1.7$ & $+1.4$; Wilcoxon: $n=49$, $V=483.5$, $p < 0.001$ & Wilcoxon: $n=49$, $V=568$, $p=0.013$).



Figuur 11. Gemiddeld ($\pm$ SE) verschil in EKR-macrofyten tussen het 100m traject van de NVO en van de referentie in elk van de 3 hoofdgroepen watertypen. EKR-scores van beide monitoringsjaren zijn hiervoor per locatie eerst gemiddeld. De cirkels geven de individuele datapunten weer. ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 . > 0.1 ns)

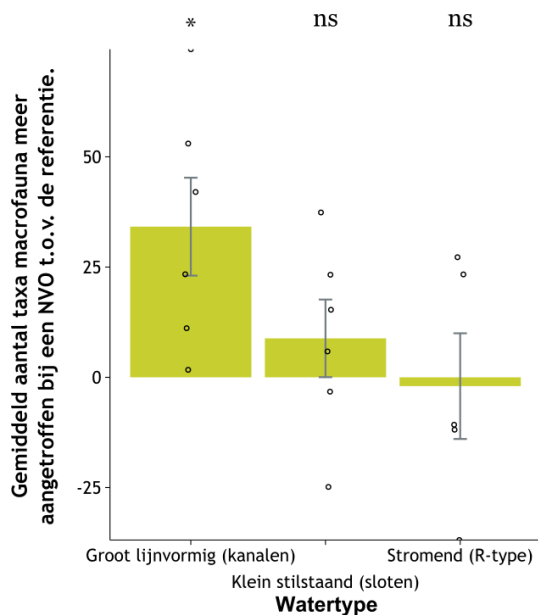
Ook de schoonheid (belevingsscore, deelscore planten) van de oever is gemiddeld hoger in NVO's (+3.6 punten, T-test: $df=48$, $t=4.1239$, $p < 0.001$; zie Figuur 9 voor de gemiddelde meerwaarde per watertype).



Figuur 9. Gemiddeld ($\pm$ SE) verschil in schoonheid voor de mens van de NVO t.o.v. de referentie in elk van de 3 hoofdgroepen watertypen. De deelscore voor planten van de belevingsscore (STOWA, 2001) is gebruikt (gemiddelde beide monitoringsjaren). De cirkels geven de individuele datapunten weer. (T-toets: $p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 . > 0.1 ns)

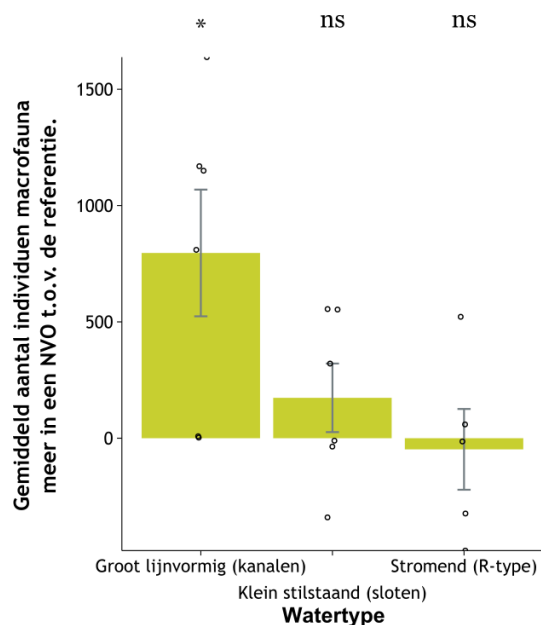
MACROFAUNA

Tijdens dit evaluatieonderzoek zijn de ongewervelde zoetwaterdieren (de macrofauna) het minst vaak geïnventariseerd. Het gemiddeld aantal taxa macrofauna over alle NVO's bleek statistisch significant hoger t.o.v. de referenties (gemiddeld +14.6 in de NVO: alleen paren met data van 2017 t/m 2019 ($n=17$): T-test: $df=16$, $t=2.1291$, $p=0.049$; +5.8 in de NVO: data alleen 2018 van alle paren met data uit 2018 ($n=30$): T-test: $df=29$, $t=1.5773$, $p=0.126$). Specifiek in kanalen zijn ook statistisch significant meer taxa macrofauna gevonden dan in de referentie (Kanalén: T-test: $df=5$, $t=3.077$, $p=0.028$), bij de andere watertypen niet (Figuur 13).



Figuur 13. Gemiddeld ($\pm$ SE) aantal taxa macrofauna meer bij de NVO t.o.v. de referentie in elk van de 3 hoofdgroepen watertypen. Ruwe data is gebruikt van de totale soortenlijst uit beide monitoringsjaren gecombineerd. De cirkels geven de individuele datapunten weer. ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 . >0.1 ns)

Ook zijn er gemiddeld (statistische trend) meer individuen macrofauna gevonden in NVO's dan de bijbehorende referenties (+328; Wilcoxon: $n=17$, $V=114$, $p=0.080$; T-test $p=0.037$, maar verdeling data niet geschikt). In kanalen was de meerwaarde groot en statistisch significant (Wilcoxon: $n=6$, $V=21$, $p=0.0313$; Figuur 12). Daarnaast is tevens de EKR deelscore voor macrofauna gemiddeld hoger in NVO's dan de bijbehorende referentie (+0.07; T-test: $df=16$, $t=3.2817$, $p=0.005$).

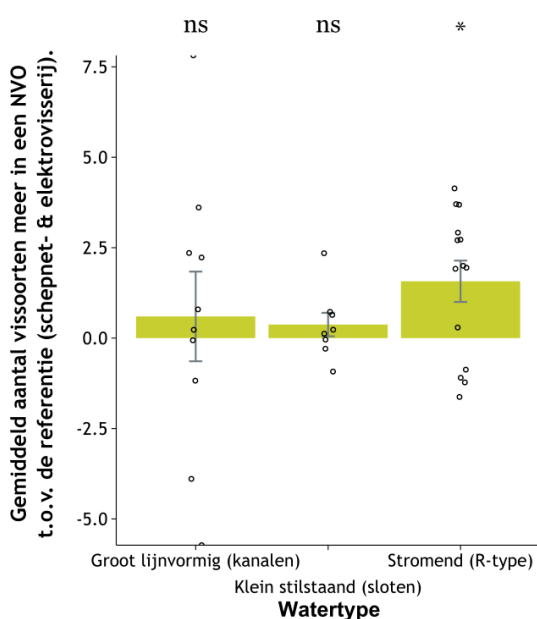


Figuur 12. Gemiddeld ($\pm$ SE) aantal individuen macrofauna meer bij de NVO t.o.v. de referentie in elk van de 3 hoofdgroepen watertypen. Per oever zijn gemiddelden van beide monitoringsjaren gebruikt. De cirkels geven de individuele datapunten weer. ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 . >0.1 ns)

Tevens zijn dezelfde analyses uitgevoerd met alleen gegevens uit 2018 (30 NVO's beschikbaar voor analyse i.p.v. 17 NVO's met data uit 2 monitoringsjaren). Hieruit kwamen geen significante ($p < 0.05$) of trendmatige ($p < 0.10$) verschillen tussen de NVO en referenties, m.u.v. een trend in het aantal taxa in kanalen (+24 in de NVO: T-test: $df=5$, $t=2.5402$, $p=0.052$). In 2018 zijn dus waarschijnlijk relatief meer NVO's meegenomen met geen/minder meerwaarde van de NVO t.o.v. de referentie voor macrofauna t.o.v. de totale dataset.

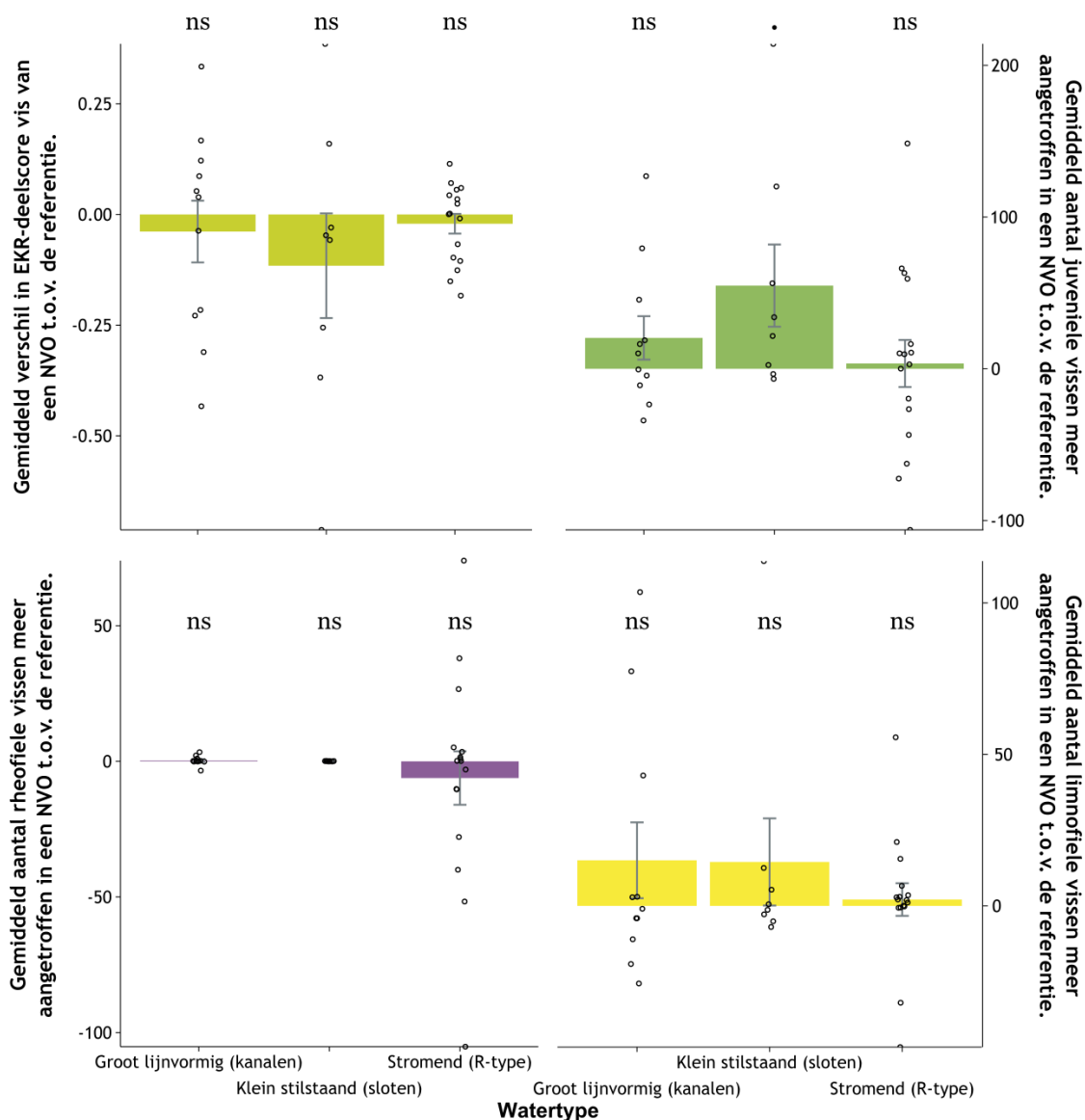
VIS

De gepaarde testen laten zien dat er gemiddeld 1 vissoort meer is aangetroffen (elektro- en schepnetvisserij gecombineerd) in de NVO dan in de referentie (T-test: $df=31$, $t=2.0908$, $p=0.045$). De meerwaarde in aantal vissoorten was ook statistisch significant als alleen naar beken gekeken werd (+1.6; Wilcoxon: $n=14$, $V=79.5$, $p=0.018$), maar niet als alleen sloten of kanalen geanalyseerd werden (Figuur 15). Verder was de diversiteit aan vis in beken gemiddeld hoger (Shannon-index elektrovis-data +0.16; T-test: $df=15$, $t=2.3307$, $p=0.034$) in de NVO, maar was er gemiddeld geen statistisch significant verschil gevonden in visdiversiteit tussen NVO's en de referenties in sloten en kanalen ($p>0.45$).



Figuur 15. Gemiddeld ($\pm$ SE) aantal vissoorten meer bij de NVO t.o.v. de referentie in elk van de 3 hoofdgroepen watertypen. De soortenlijst uit beide monitoringsjaren zijn hierbij gecombineerd. De cirkels geven de individuele datapunten weer. ($p<0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 . >0.1 ns)

Het aantal juveniele vis (0-1 jaar oud) kan grote invloed hebben op de diversiteitsindex doordat deze index geen rekening houdt met leeftijd. De index scoort het hoogst als alle soorten in gelijke aantallen voorkomen en het laagst als 1 soort dominant is en er van de overige soorten maar 1 individu gevangen is. Grote hoeveelheden juvenielen van een soort resulteren daarom in een lagere score terwijl dit niet per definitie slechter is. Deze Shannon-index is daardoor bij vis minder informatief dan bij de planten. Verder is er gemiddeld geen statistisch significant verschil gevonden tussen de NVO en de referentie in, met elektrovisserij gevangen, aantallen individuen juveniele vis (kraamkamerfunctie), rheofiele vis, limnofiele vis en in EKR-deelscore vis ($p>0.05$), maar wel een trend in aantal juveniele vis (+21 in de NVO: T-test: $df=34$, $t=1.9253$, $p=0.063$; Figuur 16). Dit werd voornamelijk veroorzaakt door de meerwaarde in sloten.



Figuur 16. Gemiddeld ($\pm$ SE) verschil in EKR-deelscore vis (linksboven) en gemiddeld ($\pm$ SE) aantal juveniele (rechtsboven, 0-1 jaar), rheofiele (linksonder) en limnofiele (rechtsonder) vissen meer bij de NVO t.o.v. de referentie in elk van de 3 hoofdgroepen watertypen (alles per strekkende 250m, gevangen met elektrovisserij). De EKR en aantallen gevangen vissen zijn per locatie gemiddeld over de beide monsterjaren. Bij een positief getal scoort een NVO gemiddeld beter dan de referentie. De cirkels geven de individuele datapunten weer. (0.05-0.1 . >0.1 ns)

ALGEMEEN

Interessant om te benoemen is dat er niet alleen in de NVO's, maar ook in veel referenties unieke soorten zijn aangetroffen (soorten die dus niet in de gepaarde NVO gevonden zijn). Deels kan dit veroorzaakt zijn door stochastische processen (een zeldzame soort is toevallig wel in de referentie, maar niet in de NVO waargenomen of andersom), maar deels kan de referentie ook ander habitat (leefgebied) bieden dan de NVO. Denk hierbij aan bijvoorbeeld stortsteen, waar specifieke diersoorten zich kunnen vestigen.

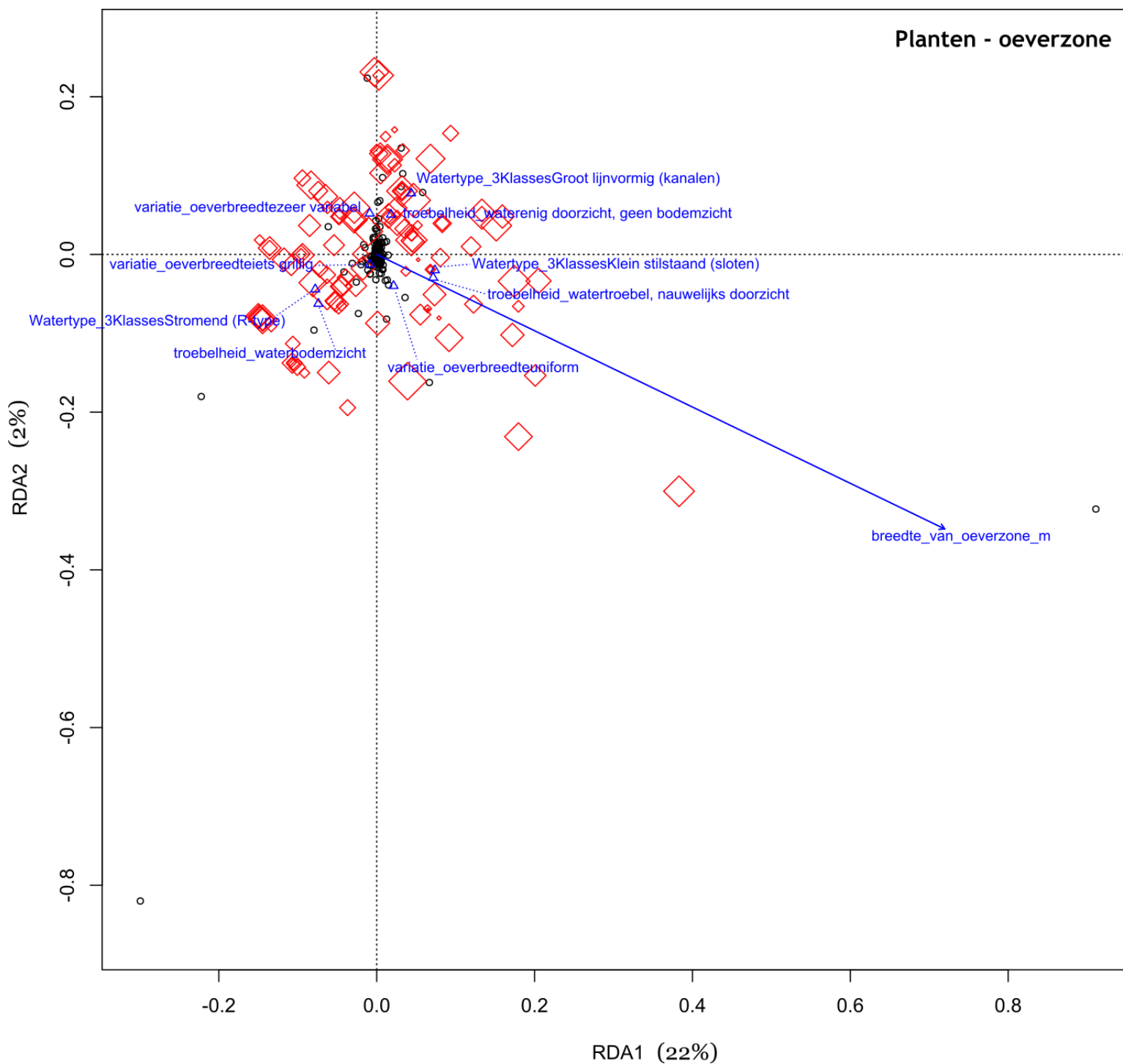
7.2.3 Omgevingsvariabelen

Uit het onderzoek blijkt dat er een grote range aanwezig is in het verschil tussen een NVO en haar referentie m.b.t. de beschikbare variabelen (eigenlijk dus de meerwaarde van de NVO, hetzelfde is te zien bij verschil in soortensamenstelling, H7.2.2.1.). Algemeen kan gesteld worden dat sommige NVO's een veel hogere ecologische kwaliteit hebben dan de referentie, andere verschillen nauwelijks en weer andere NVO's scoren zelfs lager dan de referentie op de gemeten biologische kwaliteitsvariabelen. In dit hoofdstuk laten we de indeling in NVO en referentie los en zijn we op zoek gegaan naar met name omgevingsvariabelen die correleren met de plant, vis en macrofauna variabelen.

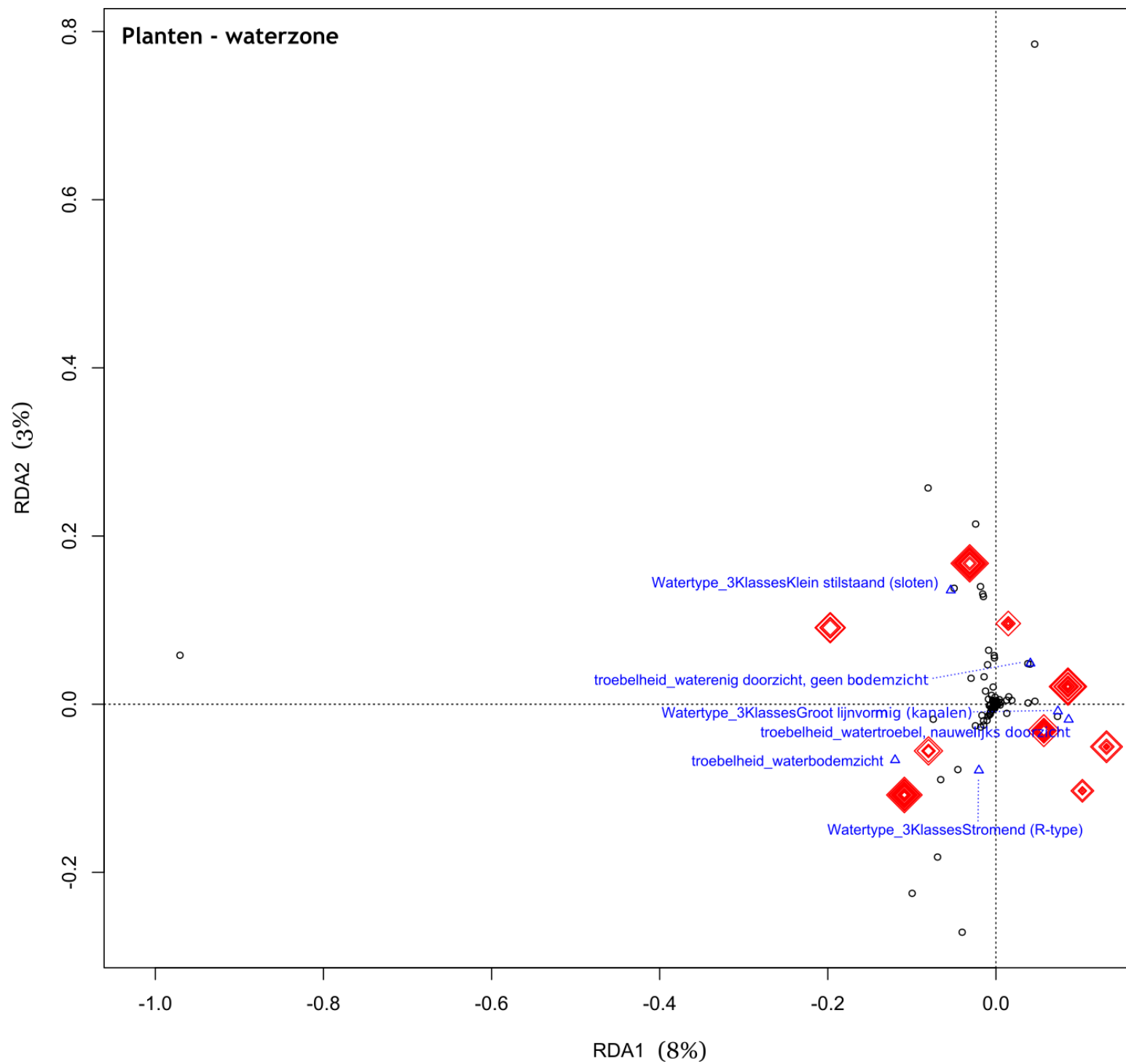
7.2.3.1. Soortgemeenschap

Uit de RDA analyses blijkt dat ongeveer 25 tot 60% van de variatie in soortensamenstelling van flora, vis en macrofauna gevat kan worden vanuit de bepaalde omgevingsvariabelen. Dit geeft aan in hoeverre de soortensamenstelling van een soortgroep te verklaren is uit de gemeten omgevingsvariabelen. Middels forward/backward-selectie aangewezen, omgevingsvariabelen (zie hoofdstuk: Methoden voor de lijst met variabelen en aanwijzingsmethode) is dit ongeveer 10 tot 46%. De omgevingsvariabelen konden de meeste variatie in samenstelling van de macrofauna vatten (46%), vervolgens van planten in de oeverzone (27%) en van de planten in de waterzone (13%) en de minste variatie van vis (elektrovisserij: 10%). De eerste twee RDA-assen laten respectievelijk ongeveer 50-75% en 10-25% van deze gevatte variatie zien (zie RDA grafieken in Figuur 17). Welke omgevingsvariabelen belangrijk bleken verschilde per soortgroep.

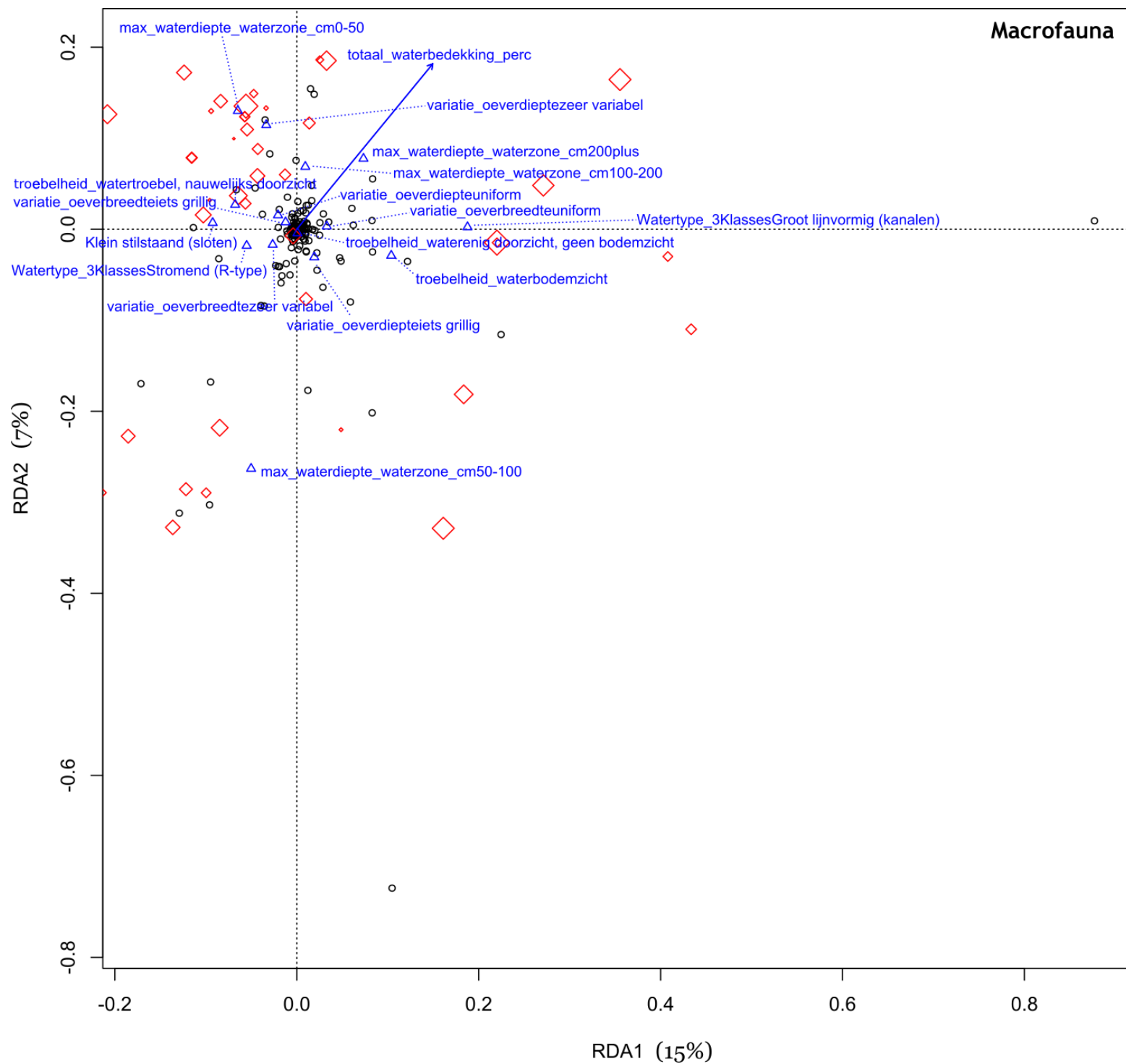
Figuur 17 (deel 1 van 4; flora oeverzone). RDA biplots van de verschillende soortgroepen uitgezet tegen omgevingsvariabelen. De zwarte stippen (of soortnamen bij vis) laten de verschillende soorten zien. De rode ruiten de locaties, waarbij de grootte de soortenrijkdom laat zien (grote is meer soorten uit die soortgroep). De blauwe lijnen en driehoeken laten de belangrijke omgevingsvariabelen zien (geselecteerd via ordistep: zie Methoden hoofdstuk 7.1 in het rapport.) Let op: categorische, continue variabelen en locaties zijn anders geschaald zodat ze in 1 plot te zien zijn.



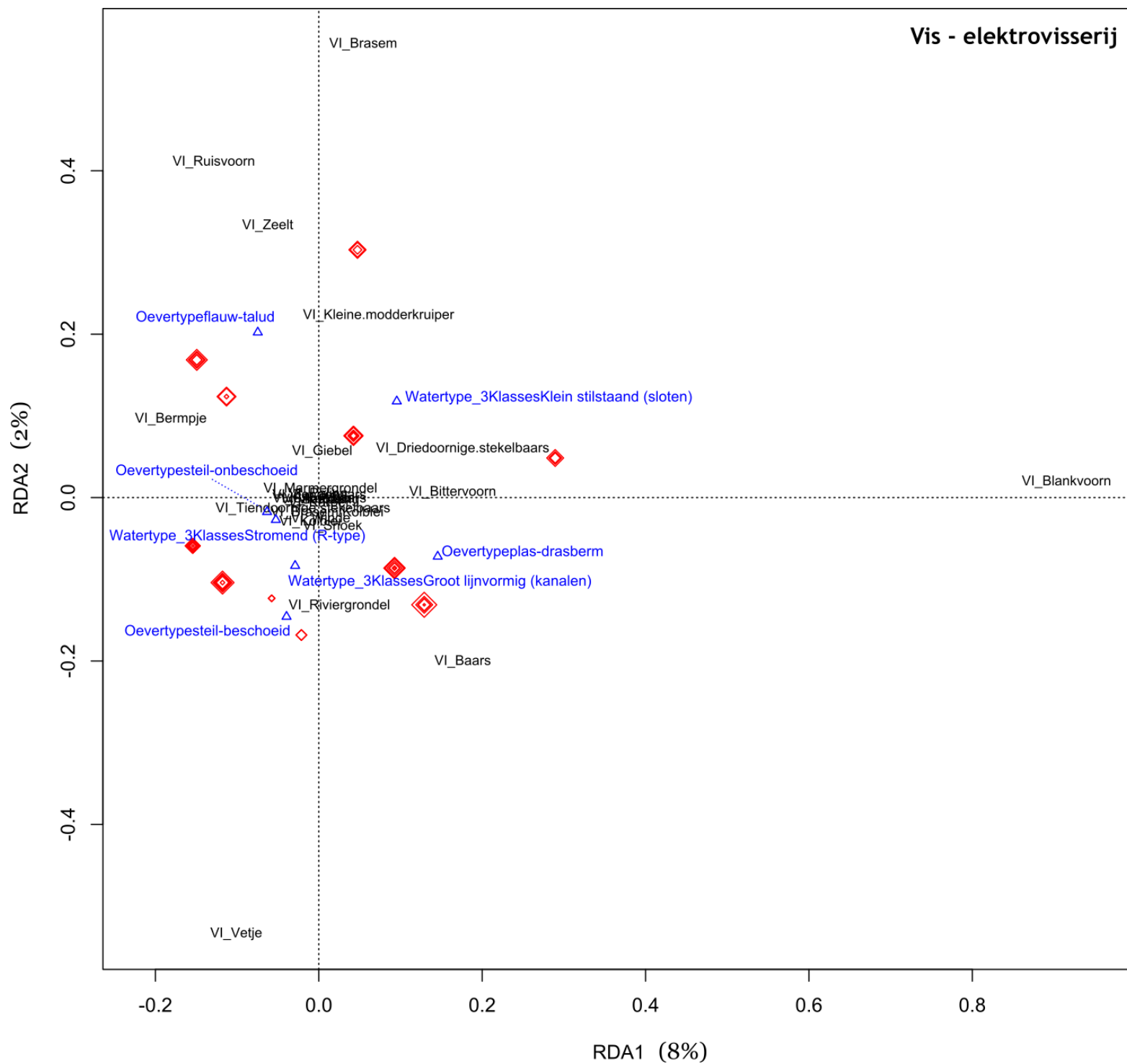
Figuur 17
(deel 2 van 4; flora waterzone)



Figuur 17
(deel 3 van 4; macrofauna, 4
outliers verwijderd: 18_BDNVO1,
19_BDNVO1, 18_VSREF2 &
18_FLREF1)



Figuur 17
(deel 4 van 4; vissen)



FLORA

De selectieprocedure voor de selectie van belangrijke omgevingsvariabelen binnen de RDA voor de planten in de oeverzone leidde tot de volgende variabelen: de mate van variatie in de oeverbreedte, troebelheid van het water, breedte van de oeverzone en watertype (3 hoofdgroepen). Al deze factoren tezamen konden 26.5% van de totale variatie in soortensamenstelling voor planten in de oeverzone voorspellen. De soortensamenstelling van de planten in de oeverzone lijkt het meest beïnvloed door de breedte van de oeverzone, maar ook door het watertype (zie RDA plot: Plant oeverzone – Figuur 17-1).

De selectieprocedure voor de omgevingsvariabelen binnen de RDA voor de planten in de waterzone leidde tot de selectie van de volgende belangrijke variabelen: troebelheid van het water en watertype (3 hoofdgroepen). Al deze factoren tezamen konden 12.7% van de totale variatie in de dataset verklaren. De soortensamenstelling van de planten in de waterzone lijkt het meest beïnvloed door de troebelheid van het water (zie RDA plot: Plant waterzone – Figuur 17-2).

MACROFAUNA

Een eerste analyse toonde de afwijkende positie van vier locaties (18_BDNVO1: NVO1 bij Brabantse Delta in 2018, 19_BDNVO1, 18_VSREF2 & 18_FLREF1) en deze zijn in de vervolganalyses niet meegenomen. De selectieprocedure voor de variabelen binnen de RDA voor de macrofauna leidde tot de volgende belangrijke variabelen: mate van variatie in de oeverbreedte en waterdiepte in de oeverzone, troebelheid van het water, geschatte maximale waterdiepte van de waterzone, watertype (3 hoofdgroepen) en de bedekking waterplanten in de waterzone. Al deze factoren tezamen konden 45.6% van de totale variatie in de dataset verklaren. De soortensamenstelling van de macrofauna lijkt het meest beïnvloed door het watertype (waarbij de onderzochte kanalen afwijken van de rest) en de maximale waterdiepte, maar ook de mate van variatie in waterdiepte van de oeverzone en bedekking met waterplanten (zie RDA plot: Macrofauna – Figuur 17-3).

VIS

Een eerste analyse toonde de afwijkende positie van twee locaties (18_RYNVO3: NVO3 bij Rijn & IJssel in 2018 & 18_RYREF3) en deze zijn in de vervolganalyses niet meegenomen. De selectieprocedure voor het identificeren van belangrijke omgevingsvariabelen binnen de RDA analyse voor het kunnen verklaren van variatie in soortensamenstelling van de vissen leidde tot de volgende variabelen: Oevertypen & watertype (3 hoofdgroepen). Deze factoren tezamen konden 10.2% van de totale variatie in de soortensamenstelling van de vissen (elektrovisserij) verklaren. Deze lijken beide in vergelijkbare mate verklarend te zijn (zie RDA plot: Vis elektrovisserij – Figuur 17-4).

7.2.3.2. Aantal soorten, aantal individuen, diversiteit en EKR

Naast correlaties tussen soortensamenstelling en omgevingsvariabelen (H7.2.3.1) is ook onderzocht of er correlaties zijn tussen enerzijds de biologische kwaliteitsvariabelen (o.a. biodiversiteit en EKR) en anderzijds dezelfde omgevingsvariabelen om hiermee advies te kunnen geven over kansrijke maatregelen voor NVO's (Linear Mixed-Effect Model analyses: LMER, zie eerstvolgende tabel voor de samenvatting).

Mixed-model uitkomsten ($p < 0.05$, $p < 0.10$, niet getest: -)														
	EKR macrofyten	EKR macrofyten - groeivorm	EKR macrofyten - soorten	EKR macrofauna	EKR vissen	Aantal plantsoorten	Aantal plantsoorten - oeverzone	Aantal plantsoorten - waterzone	Aantal macrofaunataxa	Aantal vissoorten	Planten diversiteit oeverzone	Plantendiversiteit waterzone	Macrofaunadiversiteit	Visdiversiteit
Oeverbeschoeiing aanwezig														
Breedte van de oeverzone (m)														
Breedte van de waterzone (m)														
Helling van de oever (1 op#)														
Geschatte maximale waterdiepte waterzone (cm)														
Oevertype														
Aanwezigheid scherpte overgang water-oeverzone														
Stroomsnelheid water	-	-	-											
Troebelheid water														
Mate van variatie in breedte oeverzone														
Mate van variatie in waterdiepte oeverzone														
Gemiddelde waterdiepte oeverzone plas-drasberm														
Watertype (3 hoofdgroepen)														

De belangrijkste resultaten zijn hierna per soortgroep weergegeven, waarbij gefocust is op omgevingsvariabelen die correleerde met plant, macrofauna of vis.

FLORA

EKR-macrofyten: De gemiddelde EKR-macrofyten verschilde tussen oevers met en zonder beschoeiing, tussen oevers aan verschillende watertypen en tussen bemonsteringsjaren. Daarnaast was de gemiddelde EKR-deelscore voor groeivormen nog significant gecorreleerd met: oevertype, troebelheid van het water en de geschatte maximale waterdiepte.

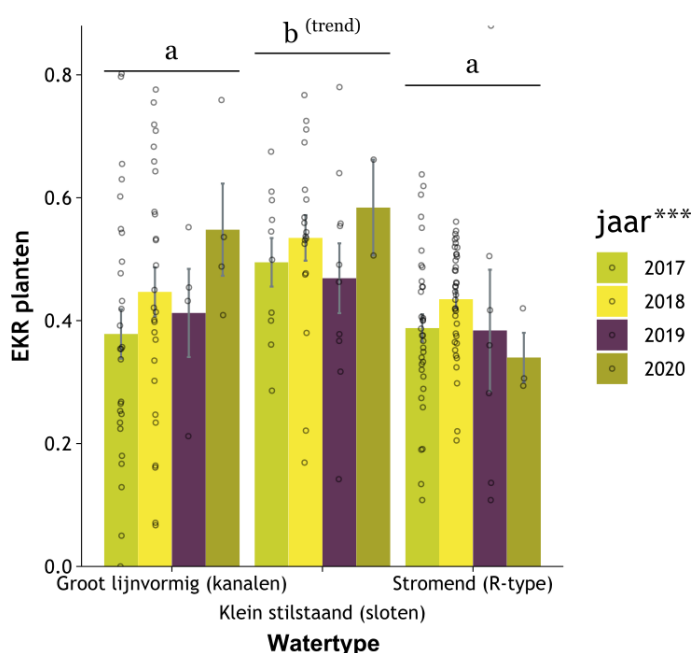
Kanalen, opgenomen in dit onderzoek, laten gemiddeld een lagere EKR-deelscore m.b.t. de verhouding in groeivormen zien dan zowel beken (~0.1 lager; LMER: $\chi^2=15.2972$, $df=2$, $p < 0.001$ op wortel getransformeerde data; Tukey: $p < 0.001$) als sloten (Tukey: $p = 0.013$), terwijl er geen statistisch significant verschil was gevonden tussen sloten en beken (Tukey: $p = 0.97$). Ook was het verschil in de EKR-score overige flora tussen de watertypen alleen trendmatig aanwezig (Figuur 32; LMER: $\chi^2 = 5.9467$, $df=2$, $p = 0.051$; log10 getransformeerde data). Beken, opgenomen in dit onderzoeken, hebben gemiddeld een lagere EKR-deelscore m.b.t. aanwezige soorten dan sloten (~0.2 lager; LMER: $\chi^2 = 13.4167$, $df=2$, $p = 0.001$; Tukey: $p = 0.001$; Figuur 38) en kanalen (~0.1 lager; Tukey: $p = 0.046$).

Daarnaast hebben wateren met enig doorzicht in 2018 gemiddeld een hogere EKR-macrofyten dan troebel water. Dit wordt veroorzaakt door de EKR-deelscore groeivorm, welke hoger was bij enig doorzicht en bodemzicht, dan bij troebel water (~0.15 hoger; LMER: $\chi^2 = 17.1077$, $df=2$, $p < 0.001$; log10 getransformeerde; Tukey: $p < 0.001$; Figuur 26).

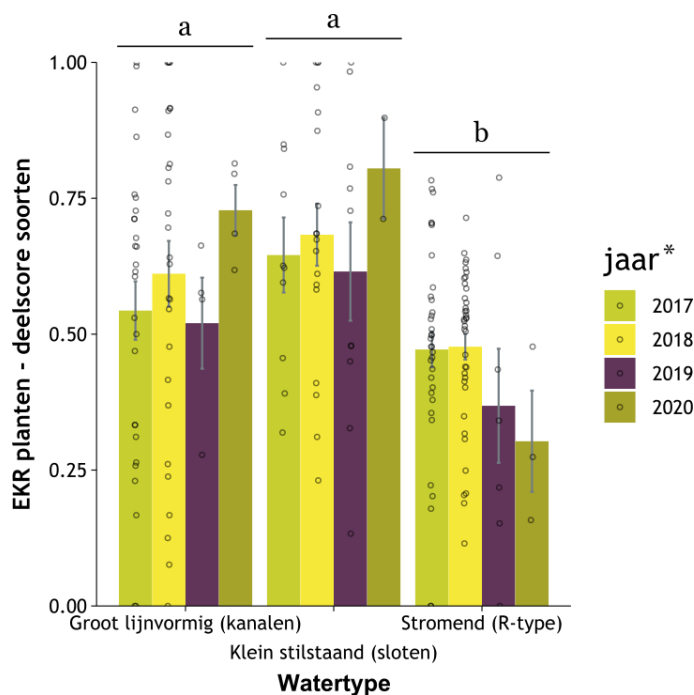
Daarnaast scoren locaties met beschoeide oevers slechter op de EKR dan locaties met onbeschoeide oevers (ongeveer 0.1 lager; LMER: $\chi^2 = 5.5202$, $df=1$, $p = 0.019$; log10 getransformeerde). Wederom wordt dit veroorzaakt door de EKR-deelscore groeivormen (LMER: $\chi^2 = 15.9254$, $df=1$, $p < 0.001$; log10 getransformeerde), waarbij specifiek steile beschoeide oevers en oevers met flauw-talud gemiddeld hoger scoorde (ten minste trendmatig) dan steile beschoeide oevertypen (LMER: $\chi^2 = 8.6982$, $df=3$, $p = 0.034$ & Tukey posthoc, $p = 0.716$; wortel getransformeerde).

Tevens bleek uit de analyse dat de bedekking van de groeivormen dichter bij het streefbeeld kwam (hogere EKR-deelscore groeivormen) in smallere wateren (LMER: $\chi^2=12.1066$, $df=1$, $p<0.001$; wortel getransformeerd; Figuur 40) en in wateren met een maximale waterdiepte van minder dan 2m (1-2m en 0-0.5m diepte scoorden beter dan >2m diepte: LMER: $\chi^2=23.8262$, $df=3$, $p<0.001$; wortel getransformeerd; Tukey: respectievelijk: $p<0.001$ & $p=0.012$; Figuur 22).

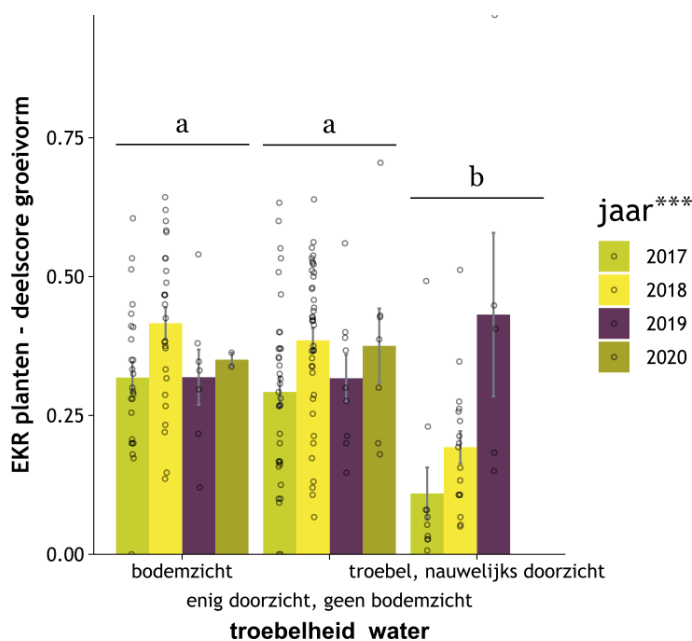
Als laatste is nog een positieve trend gevonden tussen de EKR-deelscore m.b.t. aanwezige soorten en flauwere oevers (LMER: $\chi^2= 3.3856$, $df=1$, $p=0.066$), maar deze correlatie werd deels veroorzaakt door een paar zeer flauwe oevers (zie Figuur 23). Ook bleek de EKR-deelscore m.b.t. groeivormen gemiddeld ongeveer 0.08 hoger te zijn bij oevers met een zeer variabele oeverbreedte dan bij oevers met een uniforme oeverbreedte (LMER: $\chi^2=4.9497$, $df=2$, $p=0.084$; Tukey: $p=0.082$; log10 getransformeerd; Figuur 39).



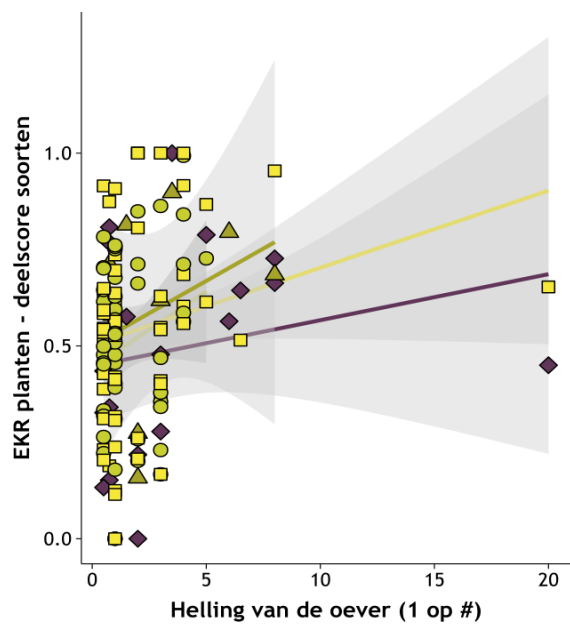
Figuur 32. Gemiddelde EKR voor planten van oevers in de drie hoofdgroepen aan watertypen per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05<p<0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p<0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 .).



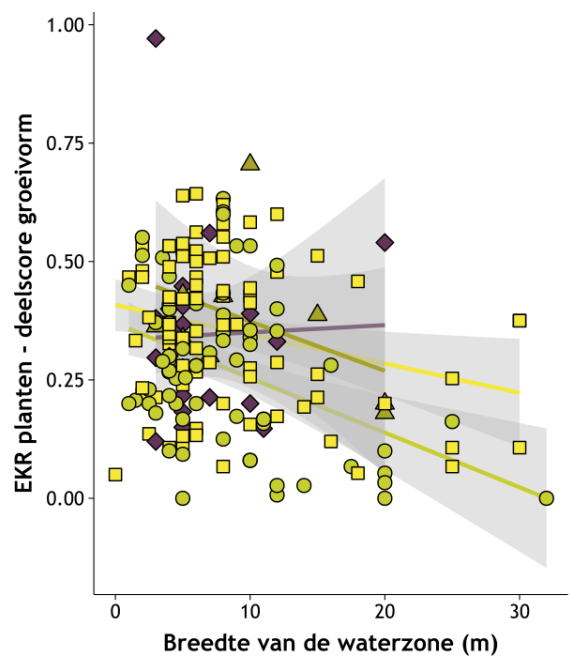
Figuur 38. Gemiddelde EKR-deelscore plantsoorten van oevers in de drie hoofdgroepen aan watertypen per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asteriskken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$).



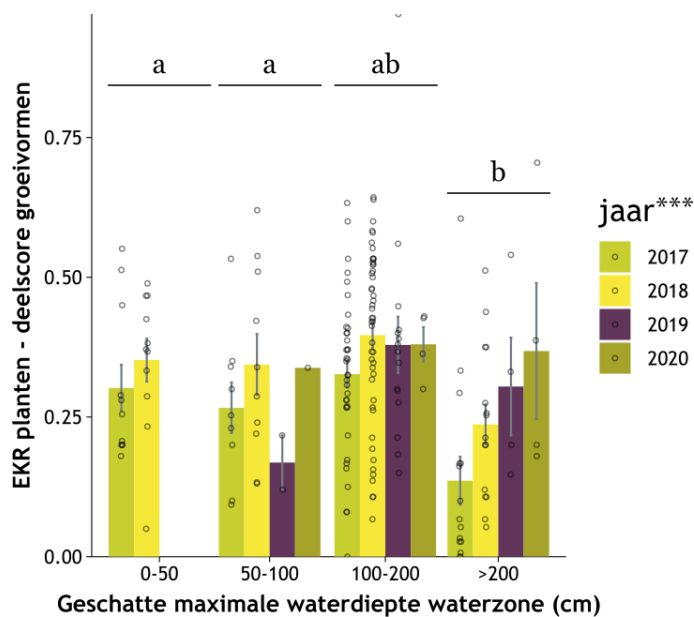
Figuur 26. Gemiddelde EKR-deelscore plantgroeivormen van oevers in de drie groepen watertroebelheid per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asteriskken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$).



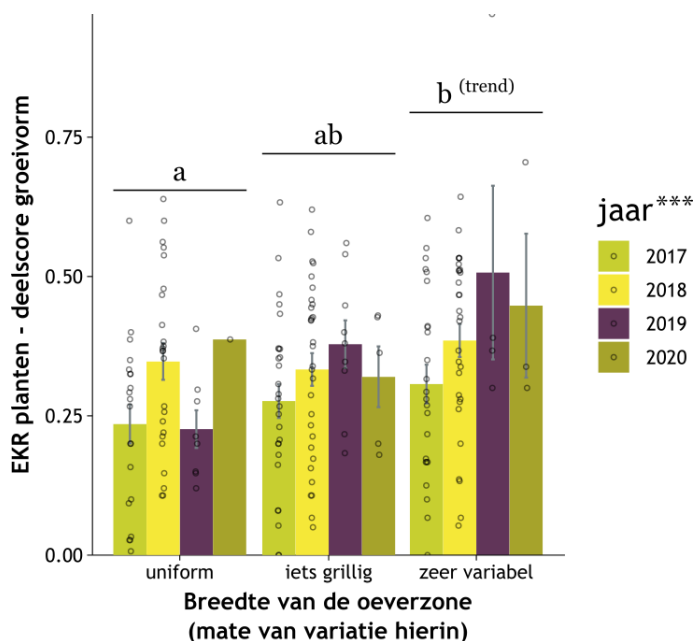
Figuur 23. Gemiddelde EKR-deelscore plantsoorten van oevers uitgezet tegen de helling van de oeverzone per bemonsteringsjaar. De lijn laat het gemiddelde zien (uitgaande van een lineaire correlatie tussen helling en EKR). De grijze band om de lijnen geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde weer.



Figuur 40. Gemiddelde EKR planten van oevers uitgezet tegen de gemiddelde breedte van de waterzone per bemonsteringsjaar. De lijn laat het gemiddelde zien (uitgaande van een lineaire correlatie tussen breedte en EKR). De grijze band om de lijnen geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde weer.



Figuur 22. Gemiddelde EKR-deelscore plantgroeivormen in locaties met verschillende maximale waterdiepten in de waterzone per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 .).



Figuur 39. Gemiddelde EKR-deelscore plantgroeivormen in locaties met verschillende mate van variatie in de breedte van de oeverzone per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 .).

Uit de analyse (mixed model) kwam ook naar voren dat de EKR gemiddeld ook varieerde over de jaren (zie voorgaande grafieken).

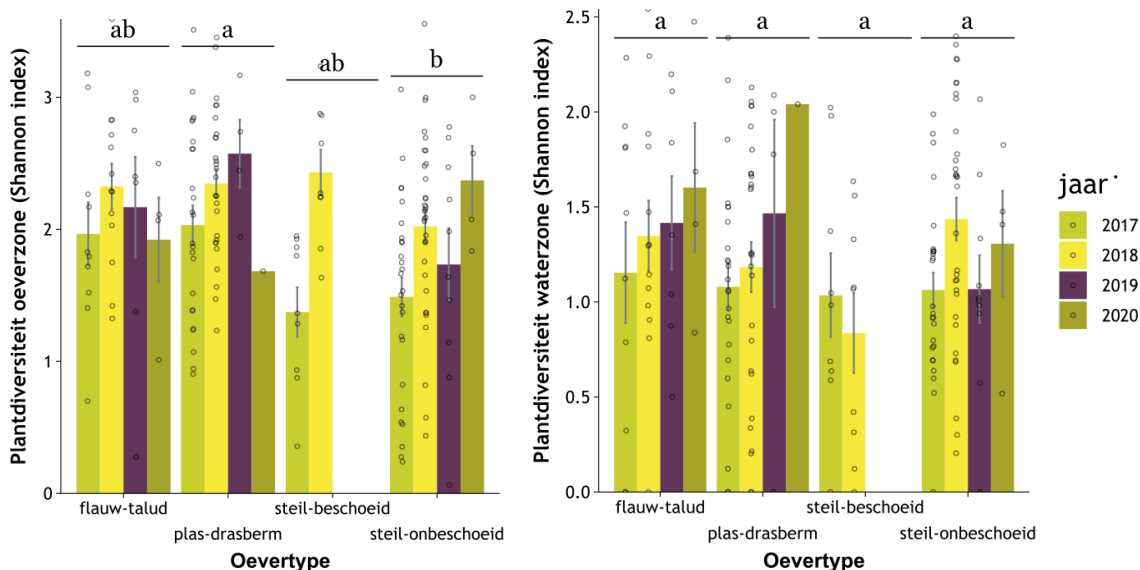
Diversiteit: De gemiddelde diversiteit aan planten (Shannon-index) in de waterzone verschilde bij verschillend doorzicht van het wateren bij smallere versus brede waterzone. De gemiddelde diversiteit aan planten in de oeverzone verschilde tussen oevertypes, tussen oever met uniforme versus gevarieerde oeverbreedte, tussen oevers met en zonder een scherpe overgang tussen oever- en waterzone en bij verschillende maximale waterdiepte.

Als eerst bleek de gemiddelde diversiteit aan waterplanten in de waterzone gemiddeld lager te zijn bij troebel water met nauwelijks doorzicht in vergelijking met water met enig doorzicht of bodemzicht (LMER: $\chi^2=8.4671$, $df=2$, $p=0.015$; Tukey: $p=0.010$ & $p=0.087$ (trend), respectievelijk; Figuur 42). Ook was deze diversiteit lager in bredere watergangen (LMER: $\chi^2=8.46714$, $df=1$, $p=0.032$; Figuur 43).

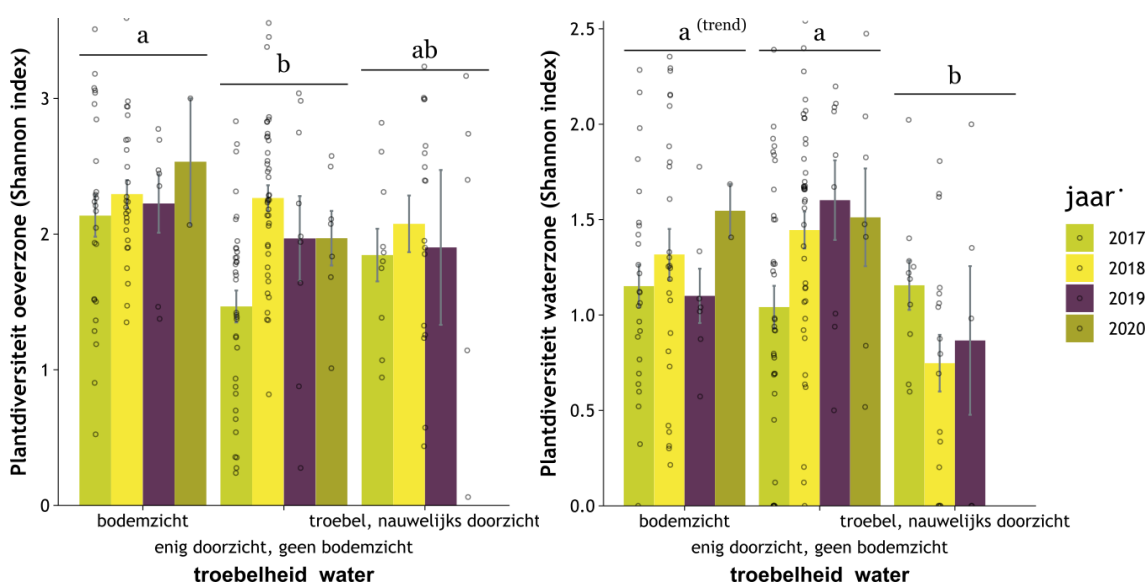
De gemiddelde diversiteit aan planten in de oeverzone was het hoogst in de onderzochte plasdrasbermen en het laagst in steile oevers (LMER: $\chi^2=7.8761$, $df=3$, $p=0.049$; Figuur 43). Logischerwijs was de gemiddelde plantendiversiteit in de oeverzone dus ook lager in oevers met een scherpe overgang van lang naar water (LMER: $\chi^2=6.6339$, $df=1$, $p=0.010$), maar nog groter was het verschil tussen oevers met een zeer variabele oeverbreedte in vergelijking met oevers met een uniforme breedte van de oeverzone (diversiteit variabele oeverzone ~25% hoger: LMER: $\chi^2=8.5427$, $df=2$, $p=0.014$; Tukey: $p=0.014$; Figuur 41).

Als laatste is er nog een correlatie gevonden tussen plantdiversiteit in de oeverzone en de geschatte maximale waterdiepte (LMER: $\chi^2=8.91724$, $df=3$, $p=0.027$), waarbij in de posthoc analyse alleen een trendmatig verschil gevonden tussen locaties met 0-50cm en 100-200cm waterdiepte, waarbij de plantdiversiteit in de oeverzone bij 0-50cm waterdiepte ongeveer 25% hoger was (Tukey: $p=0.070$). Ook zijn er nog twee trendmatige verschillen gevonden: de gemiddelde diversiteit in de oeverzone was hoger bij helder water (bodemzicht vs enig doorzicht: Tukey $p=0.047$; LMER: $\chi^2=5.6553$, $df=2$, $p=0.059$; Figuur 42) en deze diversiteit

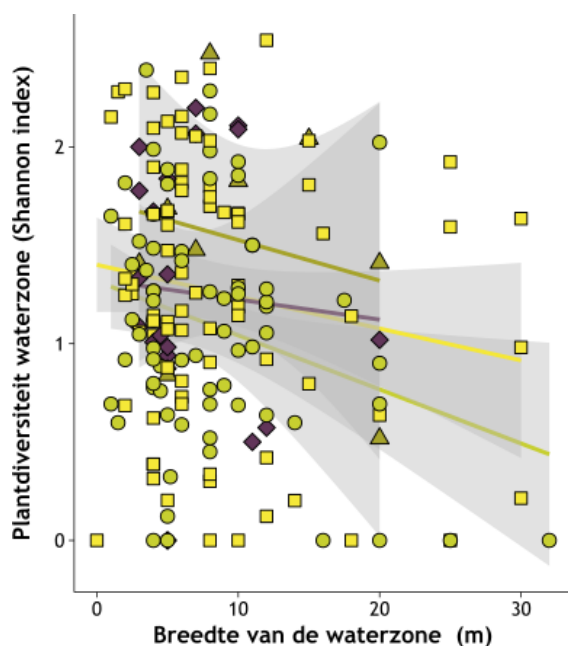
was gemiddeld meer dan 25% hoger bij oevers met veel variatie in oeverdiefte t.o.v. uniforme waterdiepte in de oeverzone (Tukey $p=0.051$; LMER: $\chi^2=5.3411$, $df=2$, $p=0.069$).



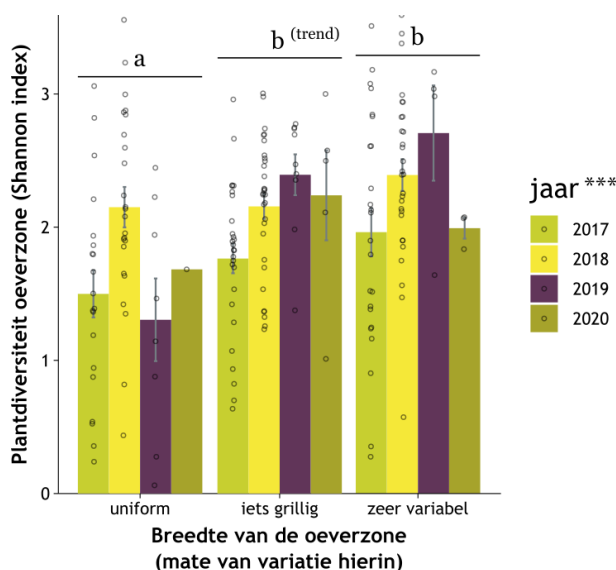
Figuur 33. Gemiddelde plantdiversiteit (Shannon index) in de oeverzone (links) en in de waterzone (rechts) per oevertypen per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$).



Figuur 42. Gemiddelde plantdiversiteit (Shannon index) in de oeverzone (links) en in de waterzone (rechts) per klasse aan watertroebelheid per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$, let op: het overall effect van troebelheid water in de oeverzone was trendmatig (LMER $p=0.059$)).



Figuur 43. Gemiddelde plantdiversiteit (Shannon index) van de waterzone uitgezet tegen de breedte van de waterzone per bemonsteringsjaar. De lijn laat het gemiddelde zien (uitgaande van een lineaire correlatie tussen breedte en diversiteit). De grijze band om de lijnen geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde weer.



Figuur 41. Gemiddelde plantdiversiteit (Shannon index) van oevers in locaties met verschillende mate van variatie in de breedte van de oeverzone per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$).

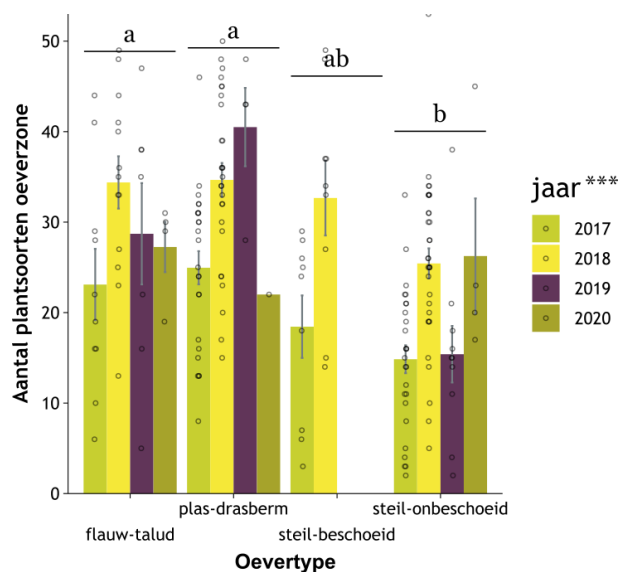
Uit de analyse (mixed model) kwam ook naar voren dat de diversiteit, en dan met name in de oeverzone, gemiddeld ook varieerde over de jaren (zie voorgaande grafieken).

Aantal soorten: Met de mixed-model analyses zijn correlaties gevonden tussen het aantal plantsoorten in de water- en oever zone en het oevertype, de breedte van de oeverzone, de mate van variatie in de breedte van de oeverzone en de aanwezigheid van een scherpe overgang tussen water- en oeverzone. Daarnaast zijn nog correlaties gevonden tussen het aantal planten in de waterzone en de troebelheid van het water, de breedte en diepte van de waterzone en de aanwezigheid van oeverbeschoeiing.

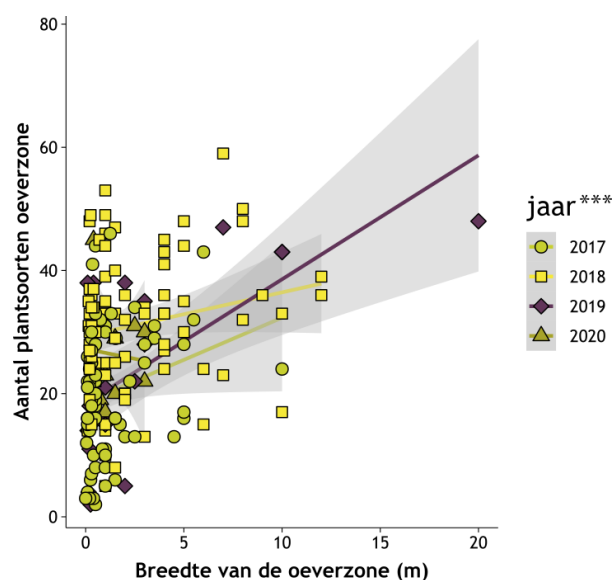
Er is een verband gevonden tussen het totaal aantal aangetroffen plantsoorten over beide monsterjaren en oevertype, waarbij in plas-/drasbermen en oevers met flauw-talud (trend) gemiddeld 9 meer soorten aangetroffen zijn dan in steile onbeschoeide oevers (LMER

oevertype: $\chi^2=14.5278$, $df=3$, $p=0.002$; Tukey: $p=0.003$ & $p=0.033$). Dit verband tussen oevertypen werd voor het grootste deel veroorzaakt door het aantal soorten planten in de oeverzone (gemiddeld 9-10 soorten meer; LMER: oevertype: $\chi^2=23.5478$, $df=3$, $p<0.001$; Tukey: $p<0.001$ & $p=0.014$; Figuur 44) en niet door de soorten in de waterzone. Daarnaast zijn bij bredere oeverzones gemiddeld in ook meer plantensoorten aangetroffen in de water- en oeverzone samen (LMER: $\chi^2=3.9199$, $df=1$, $p=0.048$), wederom werd dit voornamelijk veroorzaakt door het aantal plantsoorten in de oeverzone (LMER: $\chi^2=7.9026$, $df=1$, $p=0.005$; Figuur 19). Vervolgens bleek ook dat het aantal plantsoorten van water- en oeverzone samen gemiddeld 8 soorten hoger was bij oevers met variabele breedte van de oeverzone dan bij oevers met uniforme breedte (LMER: $\chi^2=7.1658$, $df=2$, $p=0.028$; Tukey: $p=0.021$), ook hier werd dit volledig veroorzaakt door soorten in de oeverzone (LMER: $\chi^2=8.7464$, $df=2$, $p=0.013$; Tukey: $p=0.009$; Figuur 64). Gemiddeld zijn er ook meer plantensoorten aangetroffen bij oevers met een flauwere helling (LMER: $\chi^2=6.8687$, $df=1$, $p=0.009$; Figuur 54), let wel dat er relatief weinig hele flauwe oevers in het onderzoek zaten en dat dit verband veroorzaakt wordt door planten in de oeverzone. Als laatste is het ook nog een trendmatig verband gevonden tussen het aantal plantsoorten in de oeverzone en de aanwezigheid van een scherpe overgang tussen water en oever (+3 soorten bij oevers zonder scherpe overgang: LMER: $\chi^2= 2.9698$, $df=1$, $p=0.085$), brede waterzone (positieve correlatie in 2017&2018: LMER: $\chi^2= 3.1369$, $df=1$, $p=0.077$) en de geschatte maximale waterdiepte (LMER: $\chi^2=7.2067$, $df=3$, $p=0.066$; Tukey $p>0.10$).

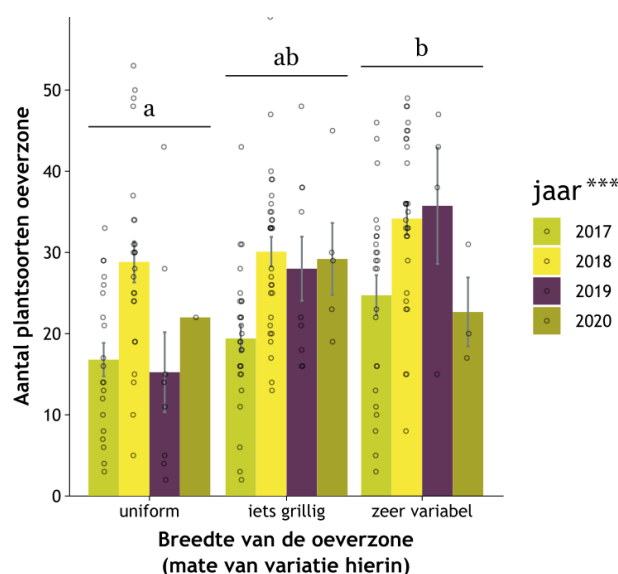
Ook al verschilde de gemiddelde soortenrijkdom qua planten in de waterzone tussen verschillende oevertypes en breedte van de oeverzone (respectievelijk: LMER: $\chi^2= 9.6070$, $df=3$, $p=0.022$; LMER: $\chi^2= 5.4586$, $df=1$, $p=0.020$) was dit verschil variabel, maar er is wel een trend gevonden tussen oevers met flauw-talud en steile beschoeide oevers, waarbij de flauwe oevers ongeveer 2x zoveel plantensoorten herbergde in de waterzone (9.5 vs 5.7; Tukey: $p=0.086$). Gemiddeld zijn er dan ook 3.5 plantsoorten meer aangetroffen in de waterzone bij oevers zonder beschoeiing dan bij oevers met beschoeiing (LMER: $\chi^2= 10.8177$, $df=1$, $p=0.001$). De plantensoortenrijkdom in de waterzone was significant lager in troebel water met nauwelijks doorzicht t.o.v. water met enig doorzicht of bodemzicht (gemiddeld ~4 soorten meer, dat is een verdubbeling; LMER: $\chi^2= 13.5120$, $df=2$, $p=0.001$; Tukey: $p=0.002$ & $p=0.003$; Figuur 45). Als laatste is er ook nog een verband gevonden tussen de breedte van de waterzone en het aantal plantsoorten in de waterzone, waarbij de aantallen gemiddeld afnamen bij bredere wateren (LMER: $\chi^2= 11.1746$, $df=1$, $p<0.001$; Figuur 65), de gemiddelde waterdiepte in de oeverzone van een plas-drasberm (zeer beperkt dalend verband; LMER: $\chi^2= 3.3392$, $df=1$, $p=0.068$) en met de geschatte maximale waterdiepte (LMER: $\chi^2= 11.4241$, $df=3$, $p=0.010$; wortel getransformeerd; Figuur 66), waarbij gemiddeld ongeveer 2 soorten minder gevonden zijn in de waterzone bij een geschatte diepte van meer dan 2m dan in water van maximaal 1-2 meter (Tukey: $p=0.009$) of 0.5-1 meter diep (trend: Tukey: $p=0.576$).



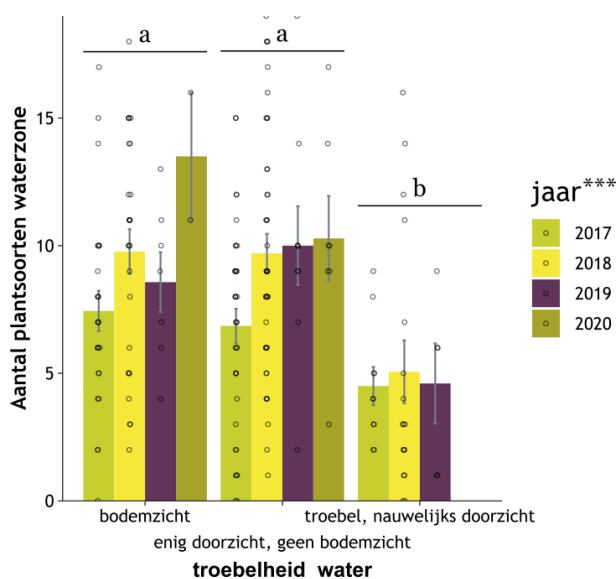
Figuur 44. Gemiddelde aantal plantsoorten in de oeverzone per oevertype per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$.).



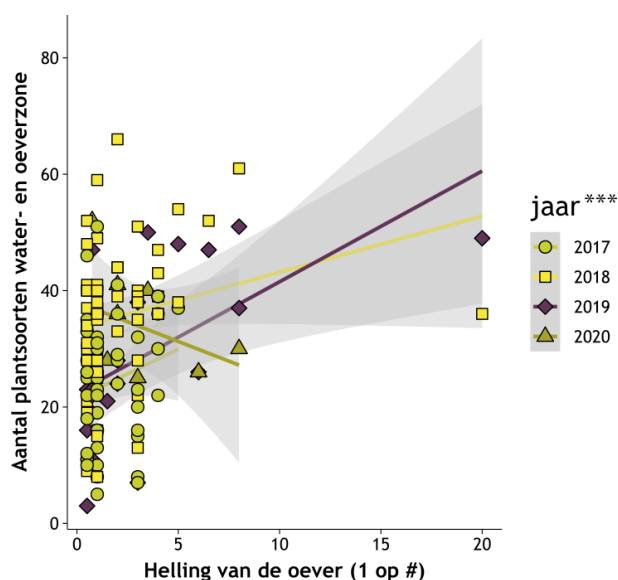
Figuur 19. Gemiddeld aantal plantsoorten in de oeverzone van oevers uitgezet tegen de breedte van de oeverzone per bemonsteringsjaar. De lijn laat het gemiddelde zien (uitgaande van een lineaire correlatie tussen breedte en aantal). De grijze band om de lijnen geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde weer.



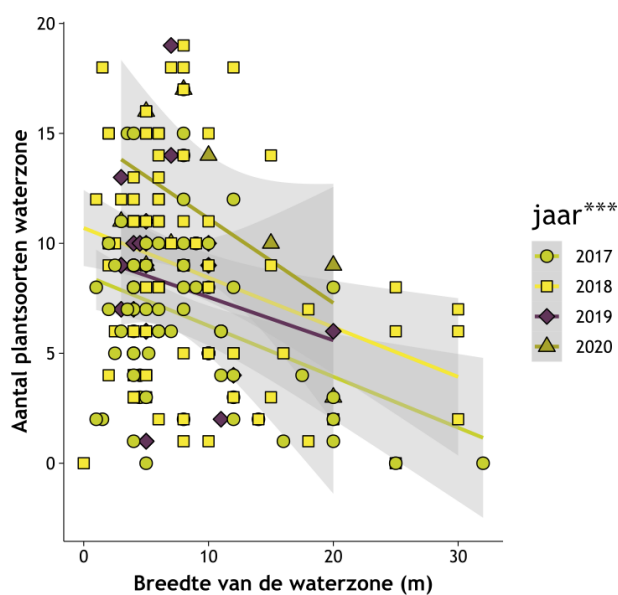
Figuur 64. Gemiddelde aantal plantsoorten in de oeverzone per mate van variatie in breedte van de oeverzone per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$.).



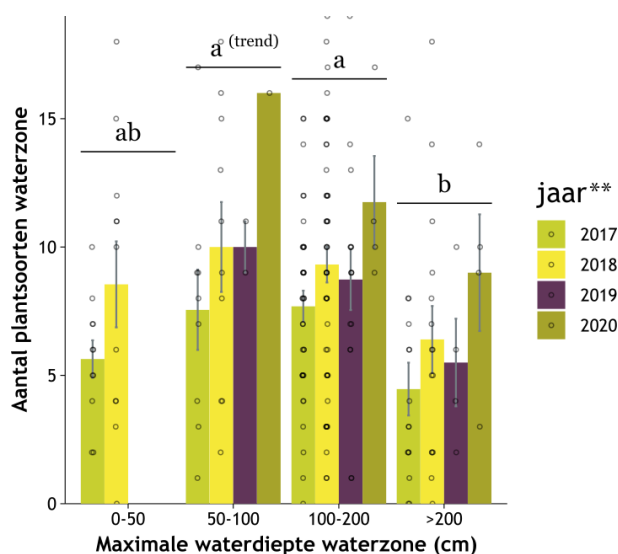
Figuur 45. Gemiddelde aantal plantsoorten in de waterzone per klasse van watertroebelheid per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 .).



Figuur 54. Gemiddelde aantal plantsoorten uitgezet tegen de helling van de oever per bemonsteringsjaar. De lijn laat het gemiddelde per jaar zien (uitgaande van een lineaire correlatie). De grijze band om de lijnen geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde weer. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 .).



Figuur 65. Gemiddelde aantal plantsoorten in de waterzone uitgezet tegen de breedte van de waterzone per bemonsteringsjaar. De lijn laat het gemiddelde per jaar zien (uitgaande van een lineaire correlatie). De grijze band om de lijnen geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde weer. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 .).



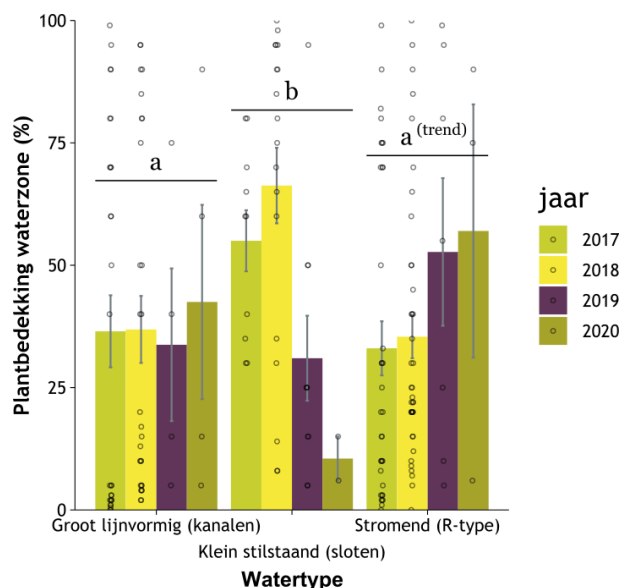
Figuur 66. Gemiddelde aantal plantsoorten in de waterzone uitgezet tegen de geschatte maximale diepte van de waterzone per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$).

Uit de analyse (mixed model) kwam ook naar voren dat het aantal plantsoorten gemiddeld ook varieerde over de jaren (zie voorgaande grafieken).

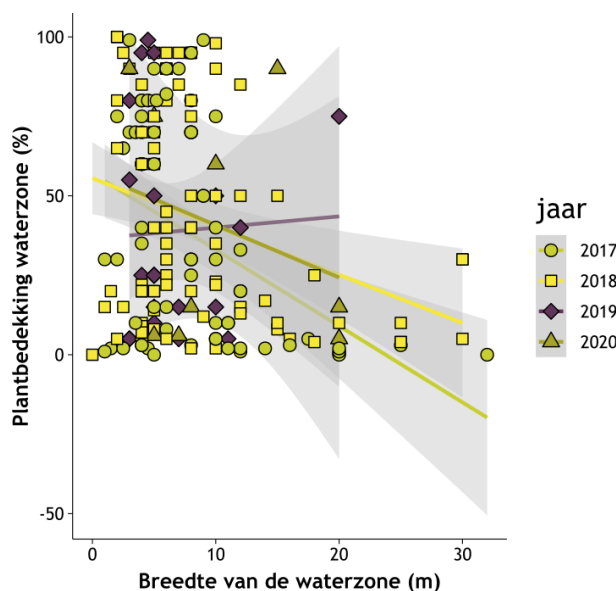
Waterplantenbedekking waterzone: *Uit de inventarisatiegegevens van 2017-2020 komt een verband naar voren tussen de waterplantenbedekking in de waterzone en het oevertype, de troebelheid van het water, de breedte van de waterzone, de aanwezigheid van oeverbeschoeiing en de geschatte maximale waterdiepte.*

De bedekking aan planten in de waterzone was gemiddeld hoger in sloten dan in kanalen (LMER: $\chi^2 = 6.2887$, $df=2$, $p=0.043$; wortel getransformeerd; Figuur 56). Als tweede bleek dat de bedekking aan waterplanten in het groeiseizoen in helder water (enig doorzicht of bodemzicht) gemiddeld meer dan 2x zo hoog was als in troebel water (42-49% vs 18%; LMER: $\chi^2 = 16.6207$, $df=2$, $p < 0.001$; Tukey: $p=0.004$ & $p < 0.001$, respectievelijk; wortel getransformeerd; Figuur 25). Ook is er gemiddeld een vrij laag bedekkingspercentage aan planten in de waterzone gevonden in wateren breder dan 15m (tot zo'n 25%; LMER: $\chi^2 = 13.8464$, $df=1$, $p < 0.001$; wortel getransformeerd; Figuur 46). Ook was de gemiddelde bedekking aan planten in de waterzone ongeveer 2x zo hoog bij een geschatte maximale waterdiepte van 0.5-1m en 1-2m t.o.v. meer dan 2m (LMER: $\chi^2 = 16.2400$, $df=3$, $p=0.001$; Tukey: $p=0.030$ & $p=0.003$; wortel getransformeerd; Figuur 68). De gemiddelde bedekking planten in de waterzone was hoger bij onbeschoeide oevers dan bij beschoeide oevers (43.6% versus 23.2%; LMER: $\chi^2 = 10.3120$, $df=1$, $p=0.001$; wortel getransformeerd).

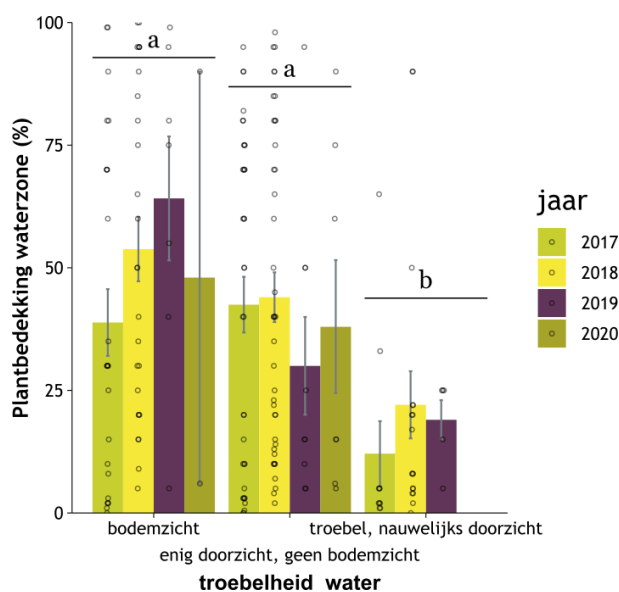
Als laatste bleek dat het percentage bedekking aan waterplanten in de waterzone ongeveer 16%-punten hoger lag naast steile onbeschoeide oevers dan naar plas-drasoevers (LMER: $\chi^2 = 9.0700$, $df=3$, $p=0.028$; wortel getransformeerd; Tukey: $p=0.028$), tussen overige oevertypen zat geen statistisch significant verschil (Tukey: $p > 0.19$).



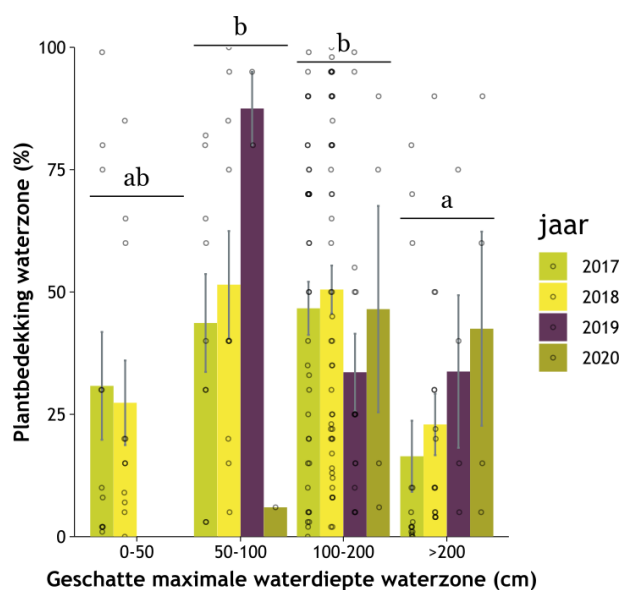
Figuur 56. Gemiddeld bedekkingspercentage aan planten in de waterzone per watertype per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asteriskken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$.).



Figuur 46. Gemiddeld bedekkingspercentage aan planten in de waterzone uitgezet tegen de breedte van de waterzone per bemonsteringsjaar. De lijn laat het gemiddelde per jaar zien (uitgaande van een lineaire correlatie). De grijze band om de lijnen geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde weer. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asteriskken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$.).



Figuur 25. Gemiddeld bedekkingspercentage aan planten in de waterzone per klasse van watertroebelheid per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asteriskken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$.).



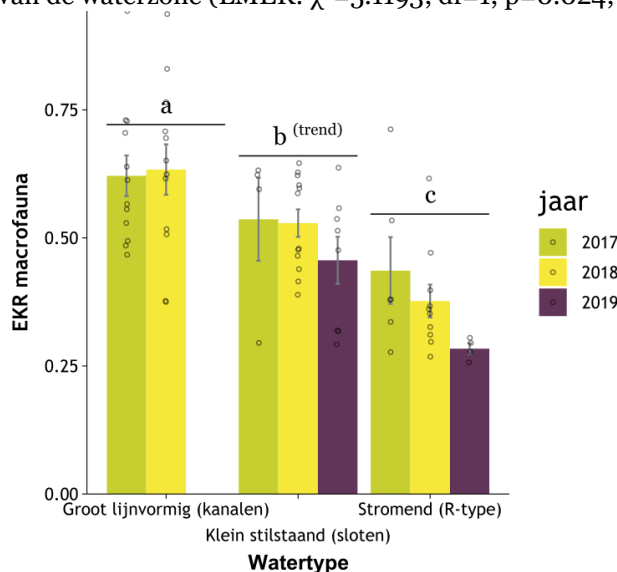
Figuur 68. Gemiddeld bedekkingspercentage aan planten in de waterzone per klasse van geschatte maximale waterdiepte per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asteriskken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$).

Uit de analyse (mixed model) kwam ook naar voren dat de bedekking aan planten in de waterzone gemiddeld niet statistisch significant varieerde over de jaren (zie voorgaande grafieken).

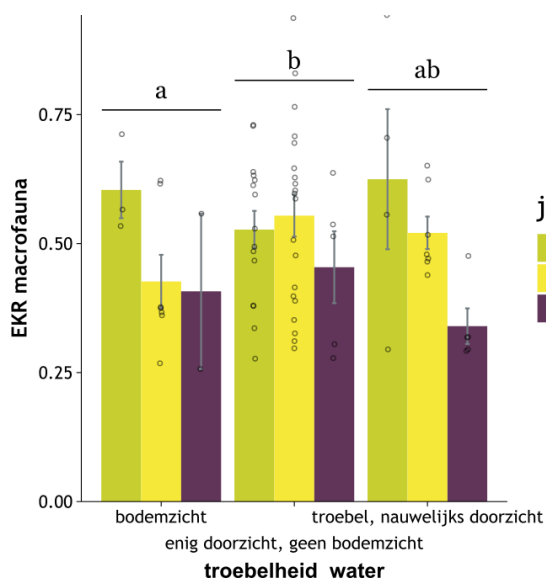
MACROFAUNA

EKR-macrofauna: De EKR-macrofauna liet een verband zien met de troebelheid van het water en de breedte van de waterzone en verschilde per watertype bij de onderzochte oevers (2017-2020).

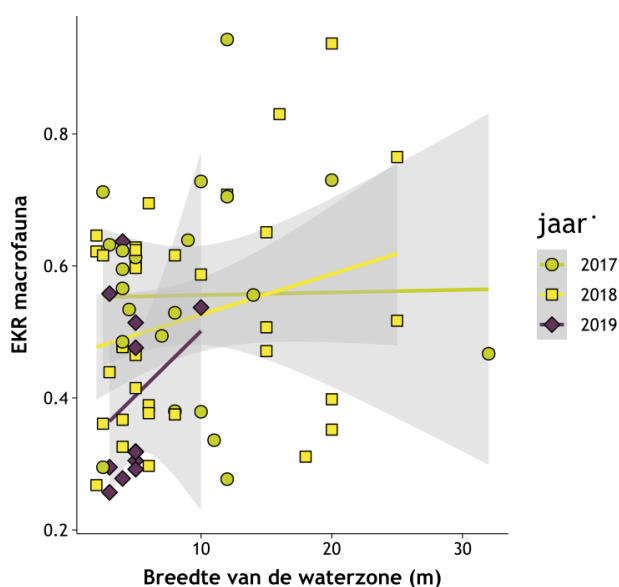
De EKR-macrofauna was gemiddeld het hoogst in kanalen (0.63) en het laagst in beken (0.38; LMER: $\chi^2=21.1672$, $df=2$, $p<0.001$; Figuur 47). Verrassend genoeg bleek de EKR macrofauna gemiddeld lager te zijn in wateren met bodemzicht dan in wateren met enig doorzicht, maar geen bodem zicht (LMER: $\chi^2=9.7422$, $df=2$, $p=0.008$; Tukey: $p=0.007$; Figuur 28). Als laatste is er ook nog een lichte positieve correlatie gevonden tussen de EKR macrofauna en de breedte van de waterzone (LMER: $\chi^2=5.1193$, $df=1$, $p=0.024$; Figuur 48).



Figuur 47. Gemiddelde EKR voor macrofauna per hoofdklasse van watertype per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asteriskken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$).



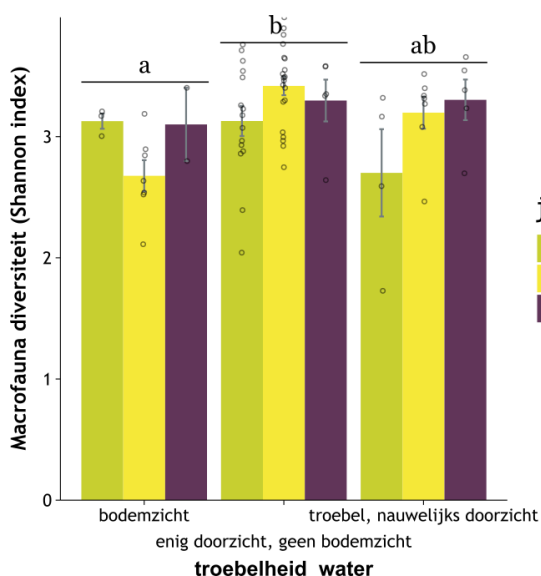
Figuur 28. Gemiddelde EKR voor macrofauna per klasse van watertroebelheid per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 .).



Figuur 48. Gemiddelde EKR voor macrofauna van oevers uitgezet tegen de breedte van de waterzone per bemonsteringsjaar. De lijn laat het gemiddelde zien per jaar (uitgaande van een lineaire correlatie). De grijze band om de lijnen geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde weer. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 .).

Diversiteit: De gemiddelde macrofauna diversiteit (Shannon index) verschillende tussen watertype en de helderheid van het water bij de onderzochte oevers.

Net als bij de EKR was ook de diversiteit aan macrofauna gemiddeld het laagst in beken (Shannon index=2.8) en het hoogst in de onderzochte sloten en kanalen (3.4 & 3.2, respectievelijk; LMER: $\chi^2=23.4035$, $df=2$ $p < 0.001$; Tukey: $p < 0.001$ & $p=0.017$), maar er was geen statistisch significant verschil gevonden tussen de diversiteit in sloten en kanalen (Tukey: $p=0.21$). Ook bleek de gemiddelde diversiteit bij helder water met bodemzicht lager dan bij enig doorzicht maar geen bodemzicht (LMER: $\chi^2=11.9135$, $df=2$, $p=0.003$; Tukey: $p=0.003$; Figuur 50).

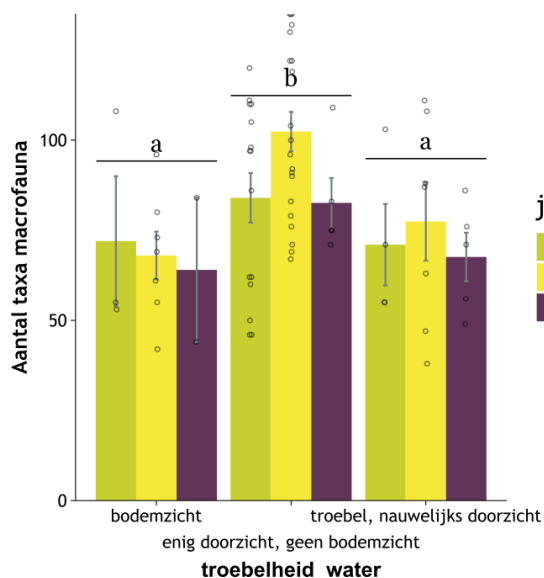


Figuur 50. Gemiddelde diversiteit aan macrofauna (Shannon index) per klasse van watertroebelheid per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asteriskken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 .).

Aantal soorten: Ook het aantal aangetroffen macrofauna taxa kon in verband worden gebracht met de helderheid van het water in de onderzochte locaties, maar niet statistisch significant met de andere onderzochte abiotische variabelen.

De soortenrijkdom van macrofauna was gemiddeld het hoogst bij water met enig doorzicht, maar geen bodemzicht (LMER: $\chi^2 = 14.1084$, $df=2$, $p < 0.001$; Tukey: $p=0.013$ & $p=0.005$, in vergelijking met troebel water & water met bodemzicht, respectievelijk; Figuur 49).

Als laatste zijn er ook nog twee trends gevonden: het aantal taxa macrofauna was gemiddeld hoger bij oevers met een zeer variabele oeverdiefte dan bij oevers met een iets grillige oeverdiefte (100 vs 81 taxa; LMER: $\chi^2 = 5.7326$, $df=2$, $p=0.057$; Tukey: $p=0.070$), het aantal taxa macrofauna was gemiddeld hoger in de onderzochte sloten dan in de beken (90 vs 70 taxa; LMER: $\chi^2 = 5.5009$, $df=2$, $p=0.064$; Tukey: $p=0.078$).

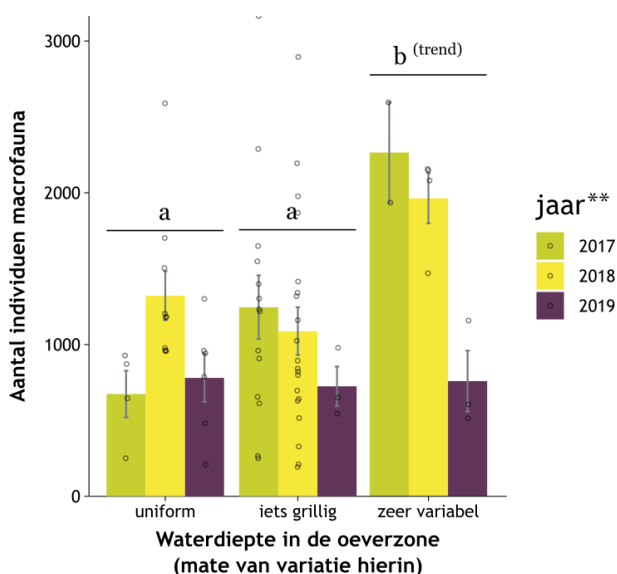


Figuur 49. Gemiddeld aantal macrofaunasoorten uitgezet tegen de troebelheid van het water per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asteriskken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** 0.001-0.01 ** 0.01-0.05 * 0.05-0.1 .).

Uit de analyse (mixed model) kwam ook naar voren dat het aantal soorten gemiddeld enigszins kon variëren over de jaren (zie voorgaande grafieken).

Aantal individuen: *In de twee jaar onderzochte oevers tussen 2017 en 2020 zijn geen statistisch significante verbanden gevonden tussen het aantal individuen macrofauna en de bepaalde abiotische variabelen.*

Er is wel één trendmatig verband gevonden tussen het aantal macrofauna individuen en de mate van variatie van de waterdiepte in de oeverzone, waarbij het aantal individuen gemiddeld ~45% hoger was in oevers met zeer variabele oeverdiepte t.o.v. oevers met iets grillige oeverdiepte (LMER: $\chi^2=5.4330$, $df=2$, $p=0.066$; Tukey: $p=0.051$; wortel getransformeerd; Figuur 53). Belangrijk om te vermelden is dat er relatief weinig oevers waren met een zeer variabele waterdiepte in de oeverzone.

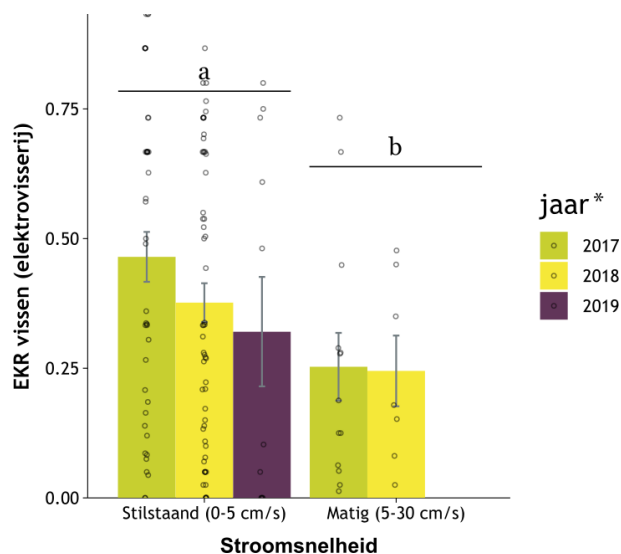


Figuur 53. Gemiddeld aantal macrofauna individuen van oevers uitgezet tegen de mate van variatie in waterdiepte in de oeverzone per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$.).

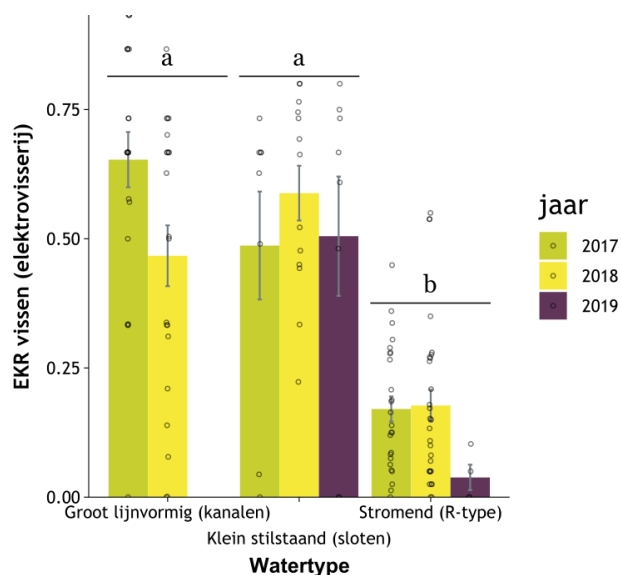
VIS

EKR-vis (elektrovisserij): *Wateren in verschillende watertypen scoorde gemiddeld verschillende op de EKR voor vissen en er is ook een verband gevonden tussen de stroomsnelheid van het water en de EKR vis.*

Gemiddeld blijkt de EKR voor vis lager te zijn in beken dan in sloten of kanalen (LMER: $\chi^2=97.0644$, $df=2$, $p < 0.001$; Tukey: $p < 0.001$; Figuur 55), waardoor deze score ook lager uitvalt in matig stromend water (5-30cm/s) t.o.v. stilstaand water (0-5cm/s; LMER: $\chi^2=4.3112$, $df=1$, $p=0.038$; log10 getransformeerd; Figuur 51). Snelstromende wateren (>30cm/s) zijn niet aangetroffen in dit onderzoek.



Figuur 51. Gemiddelde EKR vissen (elektrovisserij) uitgezet tegen de stroomsnelheid van het water per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asteriskken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$.).



Figuur 55. Gemiddelde EKR vissen (elektrovisserij) per hoofdklasse watertype per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asteriskken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$.).

Uit de analyse (mixed model) kwam ook naar voren dat de EKR gemiddeld maar enigszins varieerde over de jaren (zie voorgaande grafiek).

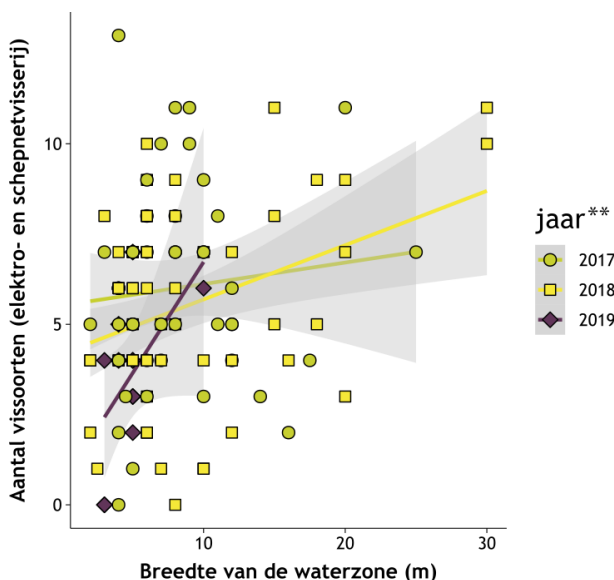
Diversiteit (elektrovisserij): *Er zijn geen statistisch significante of trendmatige verschillen gevonden in gemiddelde vis diversiteit (Shannon index) t.o.v. de bepaalde abiotische variabelen. Dit kwam met name door de grote variatie in de vis diversiteit. De standaarddeviatie was vaak 50% van de gemiddelde waarde, wat (zeer) hoog is.*

Aantal soorten (schepnet- en elektrovisserij): *Er is een licht verband gevonden tussen de breedte van de waterzone en het aantal gevangen vissoorten bij de onderzochte oevers.*

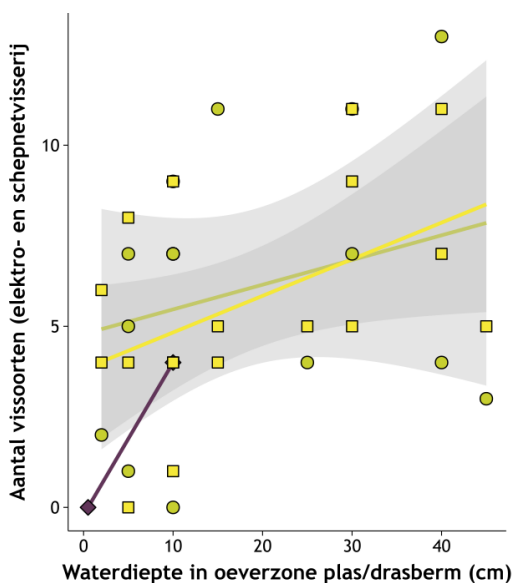
Gemiddeld genomen zijn er meer vissoorten gevonden in bredere wateren (LMER: $\chi^2 = 7.6698$, $df=1$, $p=0.006$; Figuur 20), maar dit effect lijkt vooral door wateren breder dan 10m veroorzaakt te worden.

Als laatste is er nog een trendmatig verband gevonden tussen het aantal vissoorten en de waterdiepte in de oeverzone (plas/drasbermen; LMER: $\chi^2 = 3.8368$, $df=1$, $p=0.050$), waarbij vanaf een waterdiepte van 10cm altijd vissen gevangen zijn (Figuur 24). In ondieper water zijn

ook wel eens geen vissen gevangen. Als alle oevers meegenomen worden, ook als er maar 1 jaar data van beschikbaar was, dan zijn er t/m een waterdiepte van zo'n 20cm soms geen vissen gevangen, daarboven altijd. Oevers zonder 'vlakke bodem' maar met een vaste helling hebben geen informatie over waterdiepte in de oeverzone, omdat deze niet constant is.



Figuur 20. Gemiddeld aantal soorten vis (elektrovisserij, aangevuld met schepnetvisserij) van oevers uitgezet tegen de breedte van de waterzone. De lijn laat het gemiddelde per jaar zien (uitgaande van een lineaire correlatie tussen diepte en aantal). De grijze band om de lijnen geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde weer. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$.).



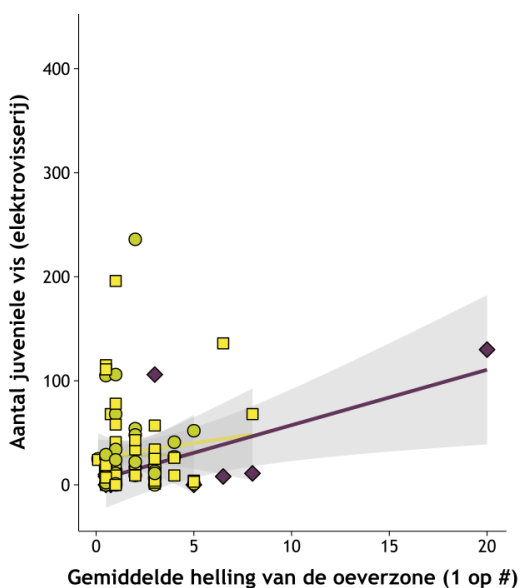
Figuur 24. Gemiddeld aantal soorten vis (elektrovisserij, aangevuld met schepnetvisserij) van oevers uitgezet tegen de gemiddelde waterdiepte in de oeverzone van plas-/drasbermen per bemonsteringsjaar. De lijn laat het gemiddelde per jaar zien (uitgaande van een lineaire correlatie tussen diepte en aantal). De grijze band om de lijnen geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde weer.

Uit de analyse (mixed model) kwam wel nog naar voren dat het aantal soorten gemiddeld maar enigszins varieerde over de jaren (zie bovenstaande grafiek).

Aantal individuen juveniele vis (elektrovisserij): *Er is een verband gevonden tussen het aantal juveniele vissen (geboren in het onderzoeksjaar) en de helling van de oeverzone.*

Gemiddeld genomen is het aantal juveniele vis hoger in flauwere oevers (LMER: $\chi^2 = 5.1745$, $df=1$, $p=0.023$; log10 getransformeerd), dit verband wordt deels veroorzaakt door één zeer flauwe oever: BDNVO4 (Figuur 52).

Als laatste is er ook nog een zeer minimaal statistisch trendmatig verband gevonden tussen het aantal juveniele vissen en de breedte van de waterzone (LMER: $\chi^2 = 2.8303$, $df=1$, $p=0.093$; log10 getransformeerd).



Figuur 52. Gemiddeld aantal juveniele (0+) vissen (elektrovisserij) uitgezet tegen de helling van de oeverzone per bemonsteringsjaar. De lijn laat het gemiddelde per jaar zien (uitgaande van een lineaire correlatie tussen diepte en aantal). De grijze band om de lijnen geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde weer. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$).

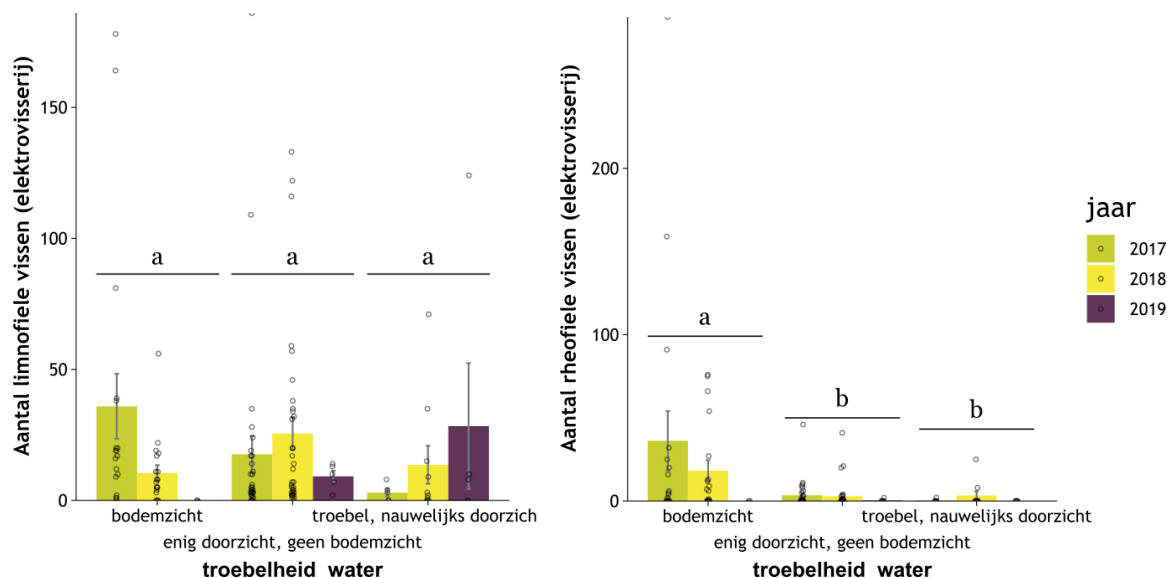
Aantal individuen rheofiele en limnofiele vis (elektrovisserij): *Het gemiddelde aantal rheofiele (stromingsminnende) vissen verschilde per watertype en helderheid van het water en het gemiddeld aantal limnofiele (plantminnende) vissen met de helling van de oever en de aanwezigheid van oeverbeschoeiing.*

Er zijn in dit onderzoek maar relatief weinig rheofiele vissen gevangen. Het aantal rheofiele vissen is verreweg het hoogst bij helder water: gemiddeld 25.6 individuen per 250m traject t.o.v. 3.0 bij enig doorzicht en 1.8 bij troebel water (LMER: $\chi^2 = 11.7596$, $df=2$, $p=0.003$; log10 getransformeerd; Tukey: $p < 0.001$ & $p=0.014$; Figuur 27). Ook zijn er gemiddeld meer Rheofiele vissen gevangen in beken, hun natuurlijke habitat, dan in stilstaande wateren zoals kanalen en sloten (gemiddeld 21.2 vs 0.0-0.6; LMER: $\chi^2 = 4.7412$, $df=1$, $p=0.029$; log10 getransformeerd van locaties met ten minste 1 rheofiele vis), in deze laatste 2 watertypen is alleen sporadisch een rheofiele vis gevangen. Interessant is dat de stroomsnelheid de gemiddelde hoeveelheid rheofiele vissen niet kan verklaren (LMER: $p > 0.10$; Figuur 27), er zijn dan ook maar relatief weinig watergangen gevonden met matige, laat staan snelle, stroming (zie Tabel 4, H7.1.2).

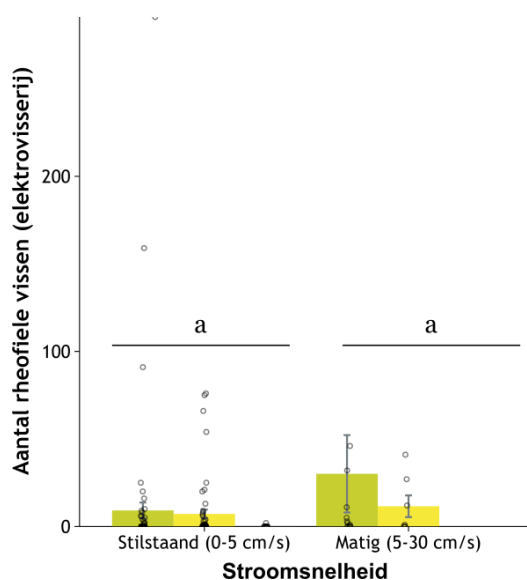
Vanuit de gegevens van 2017 bleek dat er ook meer limnofiele vissen gevangen waren bij helder water dan bij troebel water (Verhofstad *et al.*, 2019), maar met gegevens van 2017 t/m 2019 is deze correlatie niet meer statistisch significant (LMER: $\chi^2 = 2.712$, $df=2$, $p=0.258$; log10 getransformeerd; Figuur 27). Wel zijn er gemiddeld veel meer limnofiele vissen gevangen rondom onbeschoeide oevers t.o.v. beschoeide oevers (gemiddeld 23.2 vs 7.3 per 250m; LMER: $\chi^2 = 5.9067$, $df=1$, $p=0.015$; log10 getransformeerd) en in beperkte mate bij flauwere oevers (LMER: $\chi^2 = 5.5641$, $df=1$, $p=0.018$; log10 getransformeerd), maar dit laatste werd wederom deels veroorzaakt door een hele flauwe oever (BDNVO4), waar ook veel limnofiele vissen gevangen zijn.

Gemiddeld bleek ook de hoeveelheid limnofiele vissen lager (statistisch trendmatig) te zijn bij brede watergangen (LMER: $\chi^2 = 2.8957$, $df=1$, $p=0.089$; log10 getransformeerd), met name

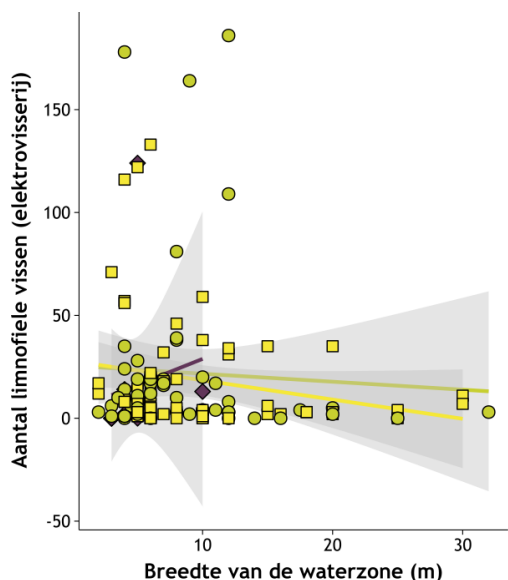
vanaf zo'n 15m breed (Figuur 58), deze wateren zijn wel minder talrijk in dit onderzoek dan de smallere wateren. Als laatste is er ook nog een trendmatige correlatie gevonden tussen het aantal rheofiele vissen en de waterdiepte in een plas/drasberm, maar dit kwam vooral door de grote hoeveelheid locaties waar geen rheofiele vissen gevonden zijn (LMER: $\chi^2=2.8957$, $df=1$, $p=0.089$; log10 getransformeerd).



Figuur 27. Gemiddeld aantal individuen limnofiele (links) en rheofiele (rechts) vissen (elektrovisserij, 250m traject) uitgezet tegen de watertroebelheid per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asteriskken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$.).



Figuur 29. Gemiddeld aantal rheofiele vissen (elektrovisserij) in R-typen uitgezet tegen de geschatte stroomsnelheid tijdens de opname per bemonsteringsjaar. Alleen gegevens uit R-typen wateren zijn getoond in deze grafiek. Errorbalken laten SE zien. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asteriskken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$.).



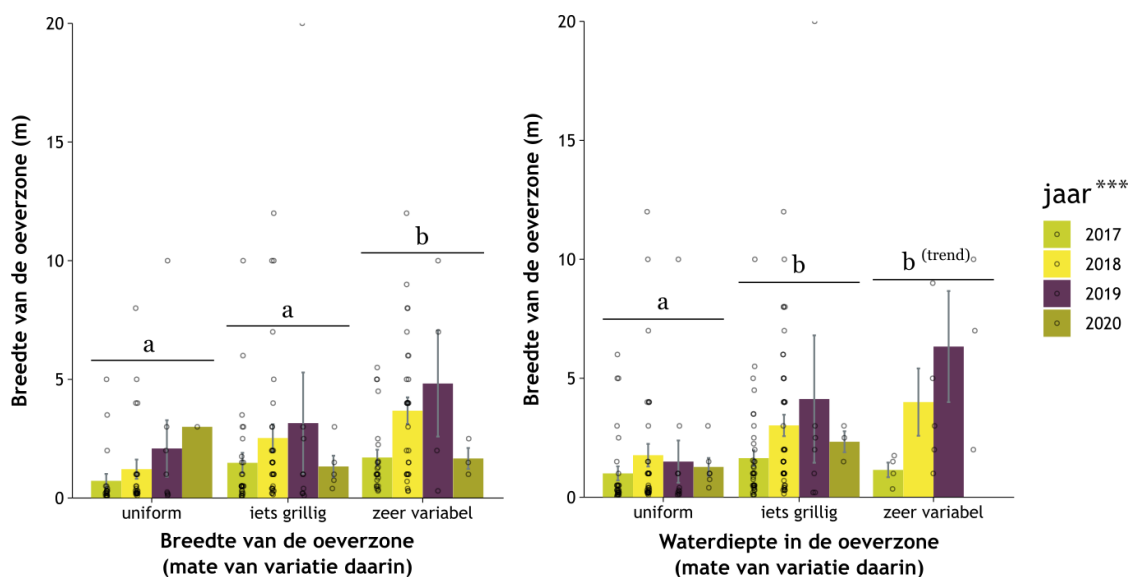
Figuur 58. Gemiddeld aantal limnofiele vissen (elektrovisserij) uitgezet tegen de breedte van de waterzone per bemonsteringsjaar. De lijn laat het gemiddelde per jaar zien (uitgaande van een lineaire). De grijze band om de lijnen geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde weer. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$).

CORRELATIES TUSSEN OMGEVINGSVARIABLEN ONDERLING

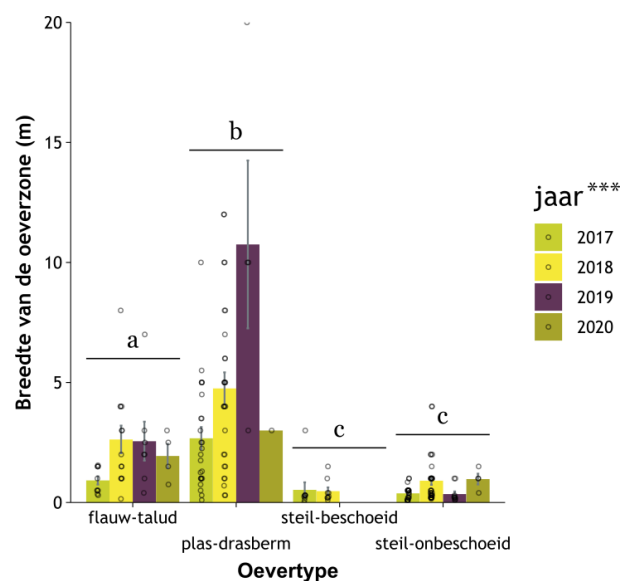
Voor de interpretatie van de bovenstaande resultaten is ook geanalyseerd of, en zo ja welke, van de omgevingsvariabelen onderling met elkaar correleren.

De breedte van de oeverzone verschilt per oevertype, zo is de breedte gemiddeld het grootst bij plas-drasbermen en het kleinst bij steile beschoeide en onbeschoeide oevers (LMER: $\chi^2 = 93.8287$, $df = 3$, $p < 0.001$; log10 getransformeerd, Tukey: $p < 0.009$; Figuur 60). Daarnaast hadden oevers met een zeer variabele oeverbreedte tevens een bredere oeverzone dan uniforme oevers (LMER: $\chi^2 = 11.659$, $df = 2$, $p = 0.003$; log10 getransformeerd; Tukey: $p = 0.002$; Figuur 59). Ook hadden oevers met uniforme waterdiepte in de oeverzone gemiddeld een smallere oeverzone dan oevers met een grilligere diepteverloop (LMER: $\chi^2 = 11.30540$, $df = 2$, $p = 0.004$; log10 getransformeerd; Tukey: $p = 0.004$), en hadden oevers met zeer variabele waterdiepte in de oeverzone tevens een, statistische trendmatige, bredere oeverzone dan uniforme oevers (Tukey: $p = 0.076$; Figuur 59). De oeverzone van oevers met een flauwere helling bleken gemiddeld ook breder te zijn (GLMER: $\chi^2 = 3.9394$, $df = 1$, $p = 0.047$), maar er zaten relatief weinig hele flauwe oevers in het onderzoek, waardoor deze correlatie niet heel betrouwbaar is. Als laatste is er nog een correlatie gevonden tussen de breedte van de oever- en waterzone, maar deze was zwak (LMER: $\chi^2 = 4.1900$, $df = 1$, $p = 0.041$).

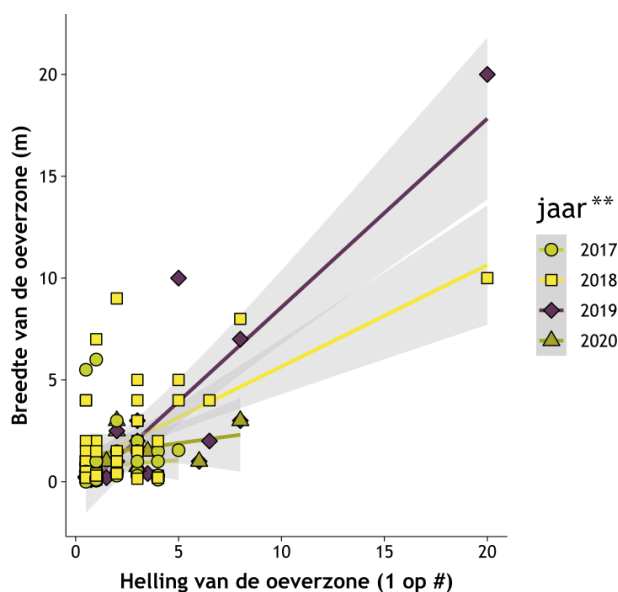
Zoals je mag verwachten bleken kanalen gemiddeld een ongeveer 2x zo brede waterzone te hebben dan sloten en beken (LMER: $\chi^2 = 34.6131$, $df = 2$, $p < 0.001$; log10 getransformeerd; Tukey voor beide: $p < 0.001$; Figuur 61), maar verschillen sloten en beken onderling niet significant. Verder bleek dat steil-onbeschoeide oevers vaker voorkwamen bij smallere wateren (waterzone gemiddeld 6.0m) en plas-drasbermen en steile beschoeide oever bij bredere waterzones (gemiddeld 10.2 & 12.2m, respectievelijk; LMER: $\chi^2 = 14.3970$, $df = 3$, $p = 0.002$; log10 getransformeerd; Tukey: $p = 0.006$ & $p = 0.023$). Sowieso zijn beschoeide oevers vaker aangetroffen in bredere wateren (LMER: $\chi^2 = 20.3082$, $df = 1$, $p < 0.001$; log10 getransformeerd; Figuur 62). Als laatste bleken watergangen met een bredere waterzone ook dieper te zijn (LMER: $\chi^2 = 110.7942$, $df = 3$, $p < 0.001$; log10 getransformeerd; Figuur 63).



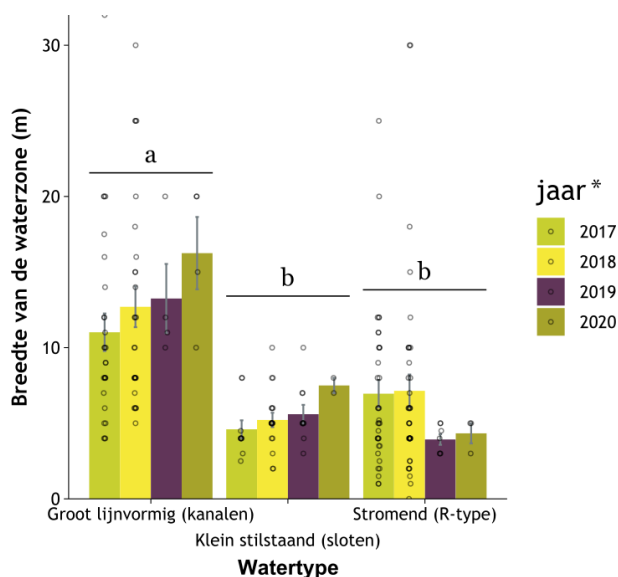
Figuur 59. Gemiddelde breedte van de oeverzone uitgezet tegen de mate van variatie in de breedte van de oeverzone (links) en de mate van variatie in de waterdiepte van de oeverzone (rechts) per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels de individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$).



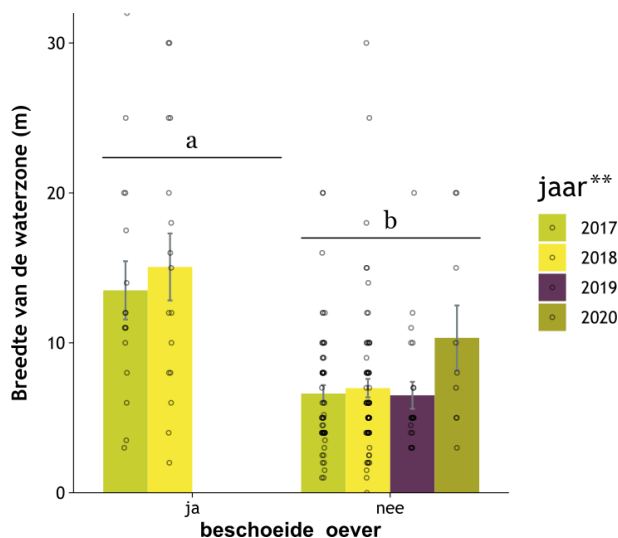
Figuur 60. Gemiddelde breedte van de oeverzone per oevertype per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels de individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$).



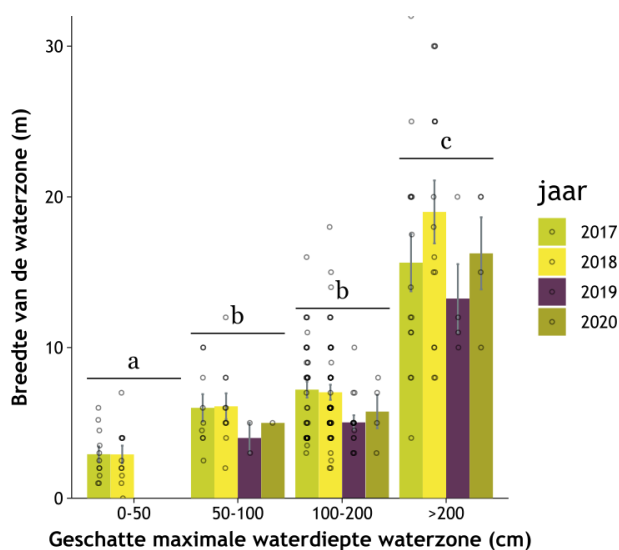
Figuur 21. Breedte van de oeverzone uitgezet tegen de gemiddelde helling van de oeverzone per bemonsteringsjaar. De lijn laat het gemiddelde zien (uitgaande van een lineaire correlatie). De grijze band om de lijnen geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde weer.



Figuur 61. Gemiddelde breedte van de waterzone per hoofdklasse watertype per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels de individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$).



Figuur 62. Gemiddelde breedte van de waterzone bij oevers met en zonder beschoeiing per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels de individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisken achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$).



Figuur 63. Gemiddelde breedte van de waterzone uitgezet tegen de geschatte maximale waterdiepte van de waterzone per bemonsteringsjaar. Errorbalken laten SE zien en de cirkels de individuele datapunten. Verschillende letters laten statistisch significante verschillen zien ($\alpha=0.05$). Indien een statistische trend waar is genomen ($0.05 < p < 0.1$) staat dit vermeld. Als de variabele statistisch significant tussen jaren varieerde is dit weergegeven met één of meerdere asterisk achter 'jaar' ($p < 0.001$ *** $0.001-0.01$ ** $0.01-0.05$ * $0.05-0.1$.).

Uit de analyse (mixed model) kwam naar voren dat de breedte van oever- en waterzone varieerde over de jaren (zie voorgaande grafieken). De oeverzone was gemiddeld breder in 2018 dan in 2017. Mogelijk was dit een gevolg van de extreme droogte in de zomer van 2018. Over 2019 en 2020 kunnen we hierover geen specifieke uitspraak doen, aangezien er in die jaren een stuk minder oevers bemonsterd zijn.

CORRELATIES TUSSEN VARIABELEN VAN DE SOORTGROEPEN ONDERLING

Mogelijk kan de ene soortgroep de andere beïnvloeden. Denk hierbij aan ondergedoken waterplanten die structuur bieden voor vissen of vissen die invloed hebben op de aanwezige macrofauna. In deze paragraaf wordt beschreven welke biotische variabelen met elkaar correleren en elkaar dus mogelijk beïnvloeden. Belangrijke informatie hieruit is ook gebruikt bij de discussie en het formuleren van advies voor beheer en inrichting.

Positieve correlaties: Allereerst viel op dat vrijwel alle plantvariabelen positief met elkaar correleren, m.u.v. de bedekking (%) van planten in de waterzone (Spearman's rho: $p < 0.05$; zie Figuur 31 – deel 1 & 2: blauwe corplot vakjes zonder kruisje). Dit geldt zowel als voor gemiddelde waarden van beide monitoringsjaren gecombineerd als bij analyse van de jaren afzonderlijk (Figuur 31 deel 3-10). In 2020 is dit, door het relatief lage aantal onderzochte oevers in dat jaar, deze correlatie vaak minder duidelijk. Hetzelfde geldt voor de visvariabelen. Hier correleert vrijwel alles positief met elkaar (Spearman's rho: $p < 0.05$; Figuur 31: corplot vakjes zonder kruisje) m.u.v. de EKR berekend vanuit elektrovisserij. Tussen variabelen van de macrofauna onderling correleert ook vrijwel alles positief met elkaar (Spearman's ρ : $p < 0.05$; Figuur 31: corplot vakjes zonder kruisje), m.u.v. de EKR.

Verder is er een positieve correlatie gevonden tussen het aantal soorten planten in de waterzone en het aantal soorten vis. De positieve correlatie tussen aantal soorten planten en aantal taxa macrofauna was niet statistisch significant in de gecombineerde data, maar wel als 2017 en 2018 apart worden geanalyseerd (zie Figuur 31). Ook de correlatie tussen het aantal soorten vis en het aantal soorten macrofauna bleek niet statistisch significant. Het aantal soorten vis correleert trouwens ook positief met de bedekking draadwier. Dit verbaast ons enigszins, aangezien een hogere bedekking draadwier slechtere waterkwaliteit indiceert. Vrijwel alle locaties hadden echter een bedekking van $\leq 10\%$ aan draadwier en is dus laag te noemen. Ook zijn er zoals eerder al benoemd, vooral eurytope (algemene) vissoorten gevonden. Het aantal limnofiele (plantminnende) vissen was gemiddeld wel hoger bij hogere

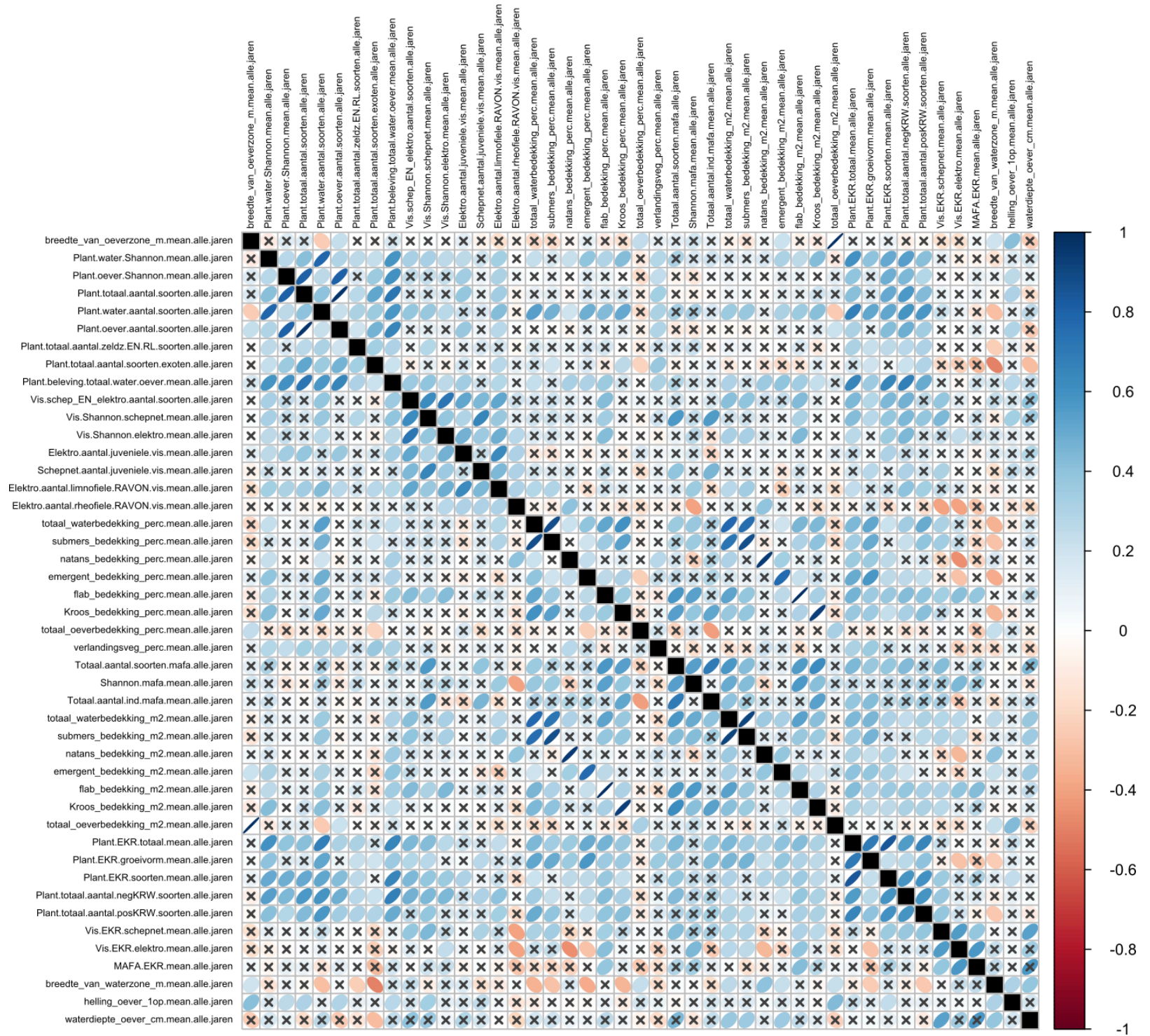
bedekking aan planten in de waterzone en een hogere bedekking aan ondergedoken planten (zie Figuur 31 deel 1). Het aantal plantsoorten in de waterzone correleert trouwens ook positief met de totale bedekking aan planten in de waterzone.

Het aantal soorten en individuen macrofauna correleerde ook positief met de bedekking aan verschillende groeivormen aan planten (m.n. het totaal, submers, draadwier en kroos) in de waterzone (zie corplot Figuur 31 in voor details). Als alleen naar de gegevens uit 2018 wordt gekeken, waar verreweg de meeste macrofaunagegevens verzameld zijn, zijn maar weinig statistisch significante correlaties gevonden tussen macrofauna en vegetatie. Meerjarige data lijkt dus van belang om een duidelijker beeld te krijgen van een oever.

Negatieve correlaties: Tussen de biotische variabelen onderling zijn maar heel weinig statistisch significante negatieve correlaties gevonden (zie Figuur 31: corplot, rode vakjes zonder kruis). Er zijn o.a. negatieve correlaties gevonden tussen de breedte van de waterzone en: Het aantal plantsoorten in de waterzone, De EKR-deelscore groeivormen van de planten, Het aantal voor de EKR positief scorende plantsoorten en Het percentage bedekking aan planten in de waterzone. Ook bleek de EKR voor vis gemiddeld lager bij een hoge bedekking met emergente planten in de waterzone en met wortelende planten met drijfblad (natans). Een volledig onverwachte lichte negatieve correlatie is nog gevonden tussen de EKR vis en de deelscore groeivormen voor de EKR voor planten. Deze correlatie was niet statistische significant wanneer de verschillende jaren apart bekeken worden. Als laatste is er nog een statistisch significante negatieve correlatie gevonden tussen de breedte van de oeverzone en het aantal plantsoorten in de waterzone (zie Figuur 31: corplot).

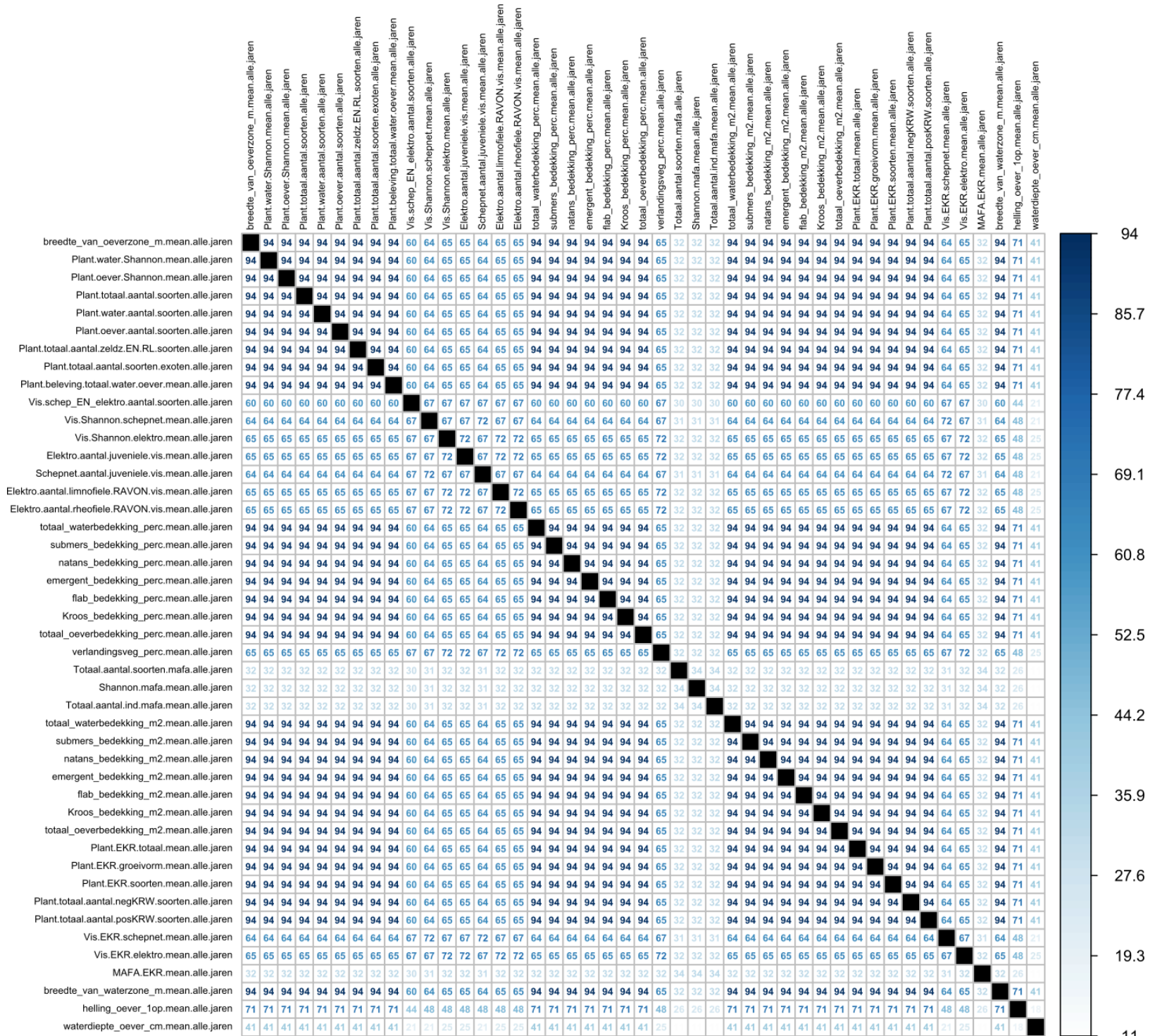
Spearman correlaties tussen parameters van oevers (NVO & REF) met data uit 2017-2020.

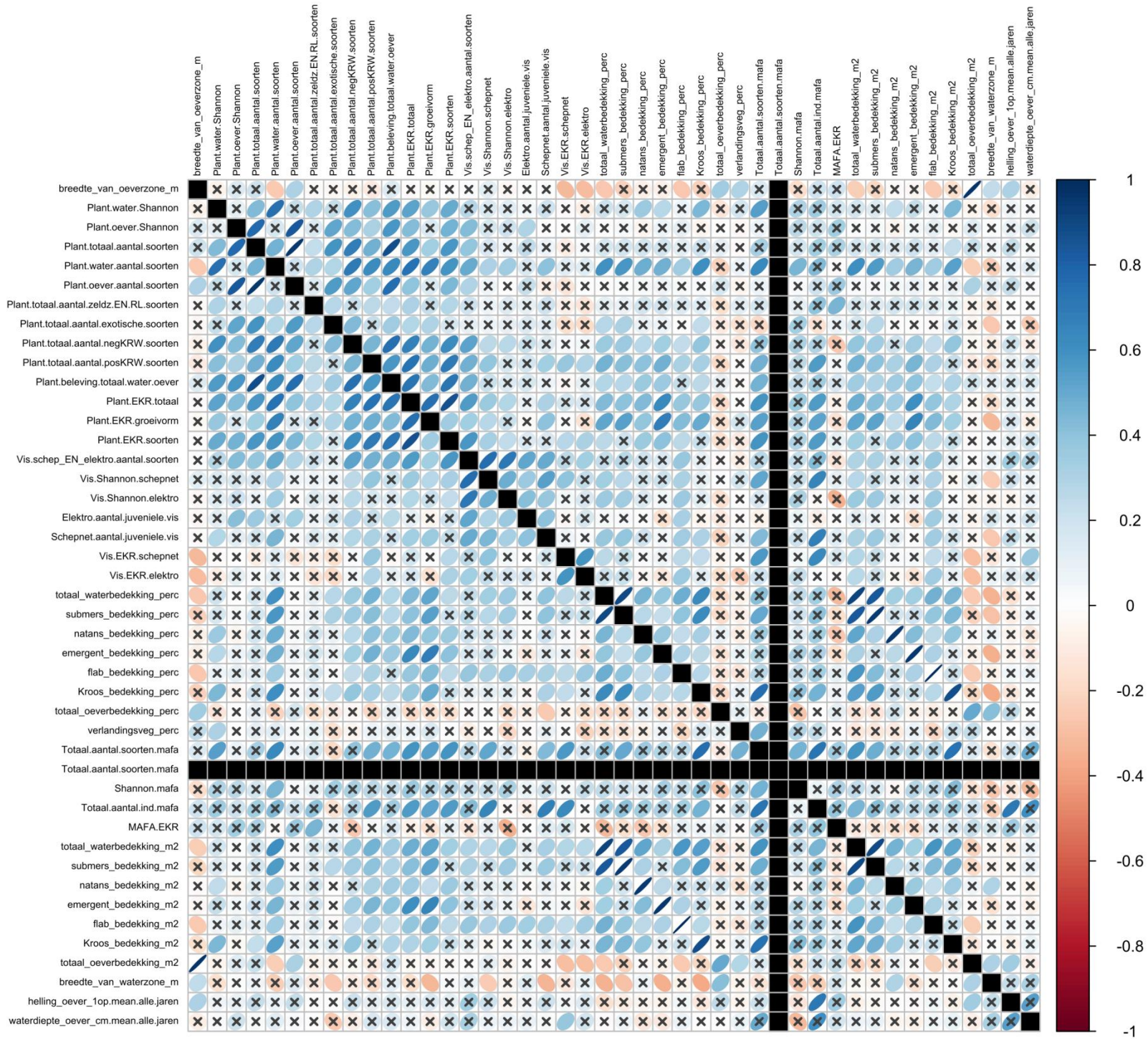
Figuur 31 (deel 1 van 10). Corplots van Spearman correlatieanalyses tussen (voornamelijk) biotische variabelen van alle soortgroepen. Kruisjes indiceren dat de gevonden correlatie niet statistische significant was ($p > 0.05$). Een positieve correlatiecoëfficiënt (Spearman's rho; kleurgradient) indiceert een positieve correlatie (blauwe ovaal), een negatieve correlatie (rode ovaal). De eerste twee pagina van Figuur 31 laten Spearman's rho zien met gebundelde data uit twee opeenvolgende bemonsteringsjaren (alleen locaties met 2 jaar data dus). De 3^e en 4^e pagina de uitkomsten van de correlatieanalyses met alleen gegevens uit 2017, de 5^e en 6^e pagina's de uitkomsten van de correlatiesanalyses met alleen gegevens uit 2018, de 7^e en 8^e pagina's de uitkomsten van de correlatiesanalyses met alleen gegevens uit 2019 en de 9^e en 10^e pagina's de uitkomsten van de correlatiesanalyses met alleen gegevens uit 2020. Tevens is in een tabel het aantal bruikbare locaties (oevers) voor de correlatieanalyse weergegeven.



Aantal datapunten

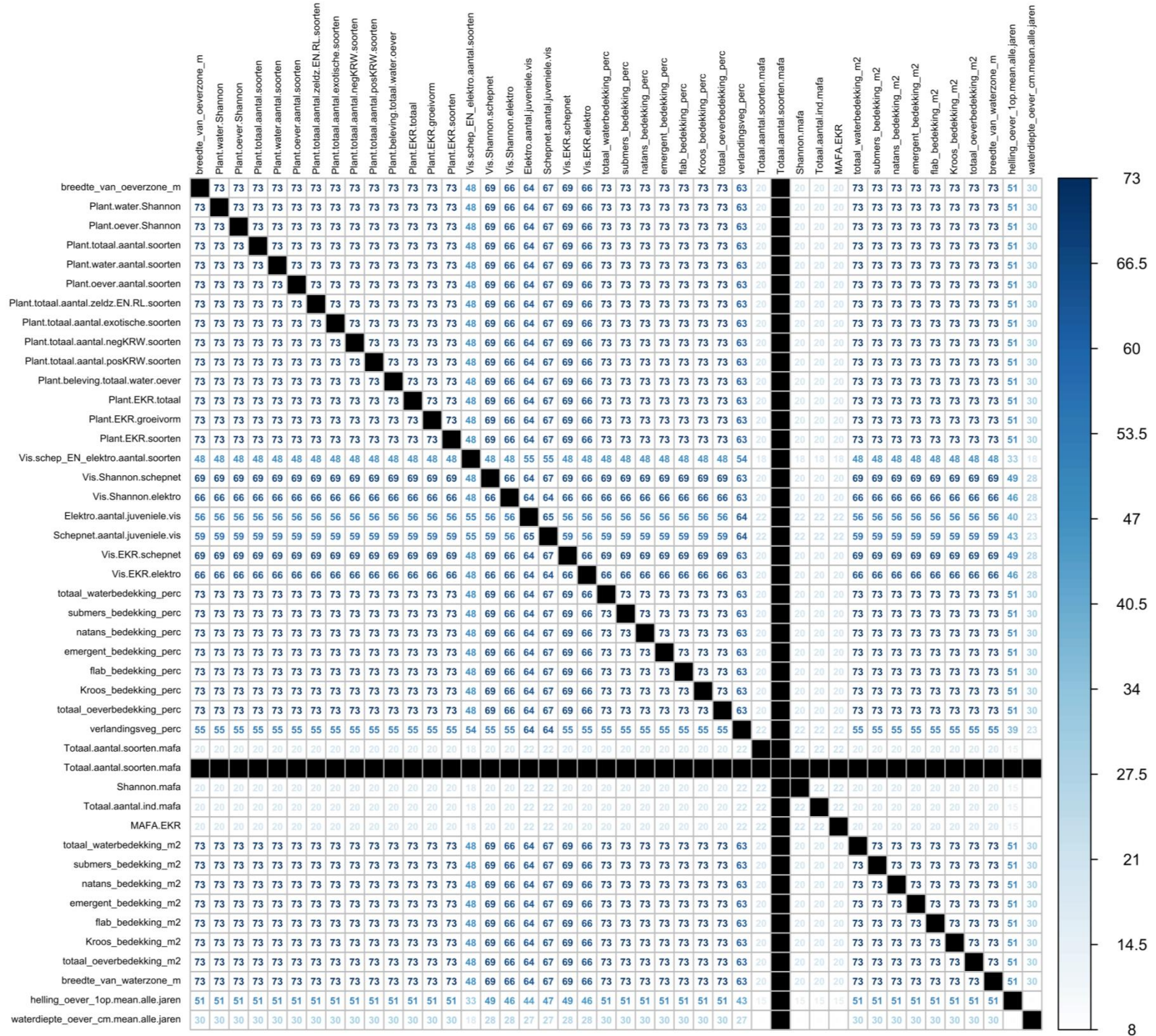
Figuur 31 (deel 2 van 10).
Data: 2017 - 2020





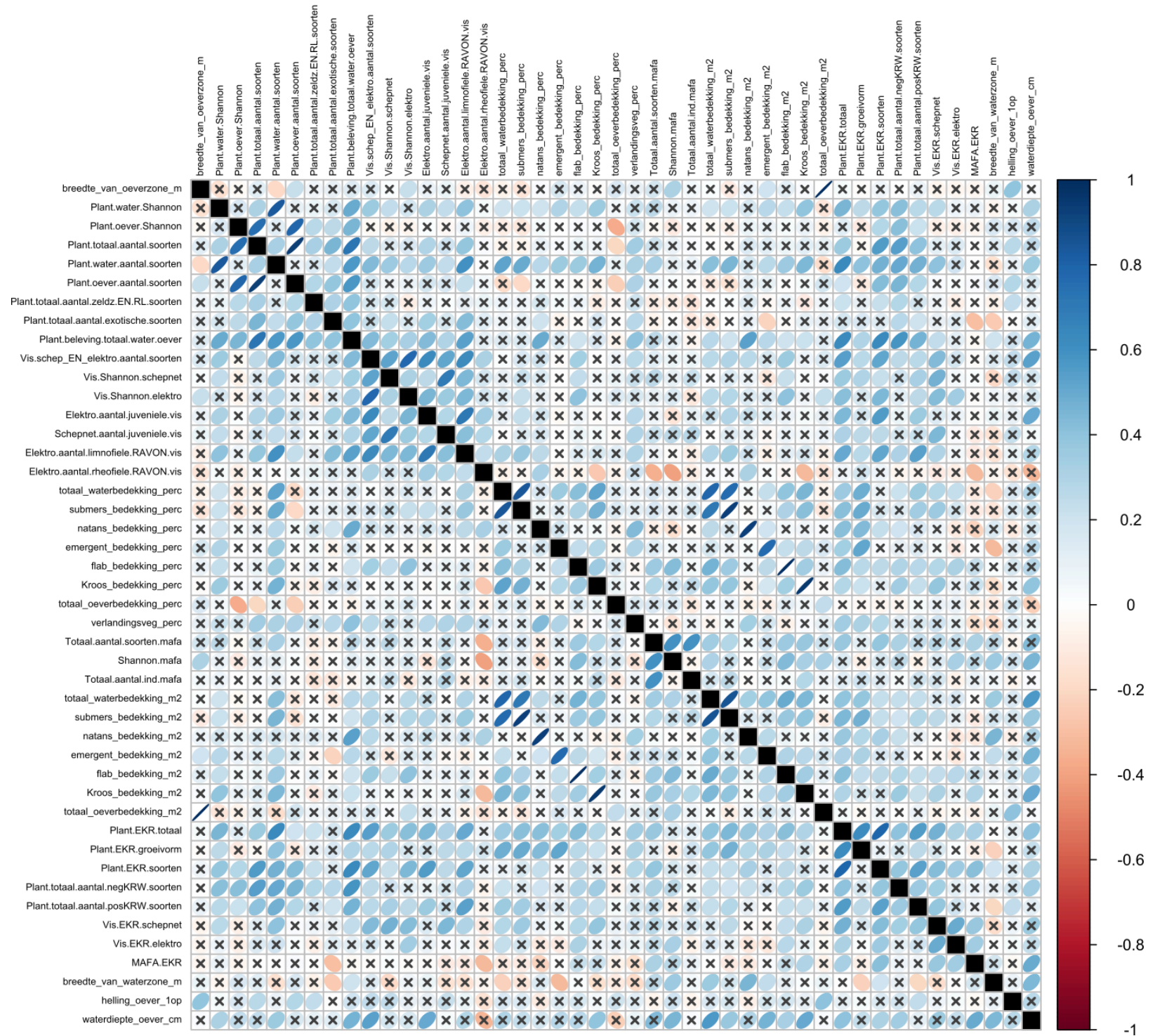
Aantal datapunten

Figuur 31 (deel 4 van 10).
Data: alleen 2017



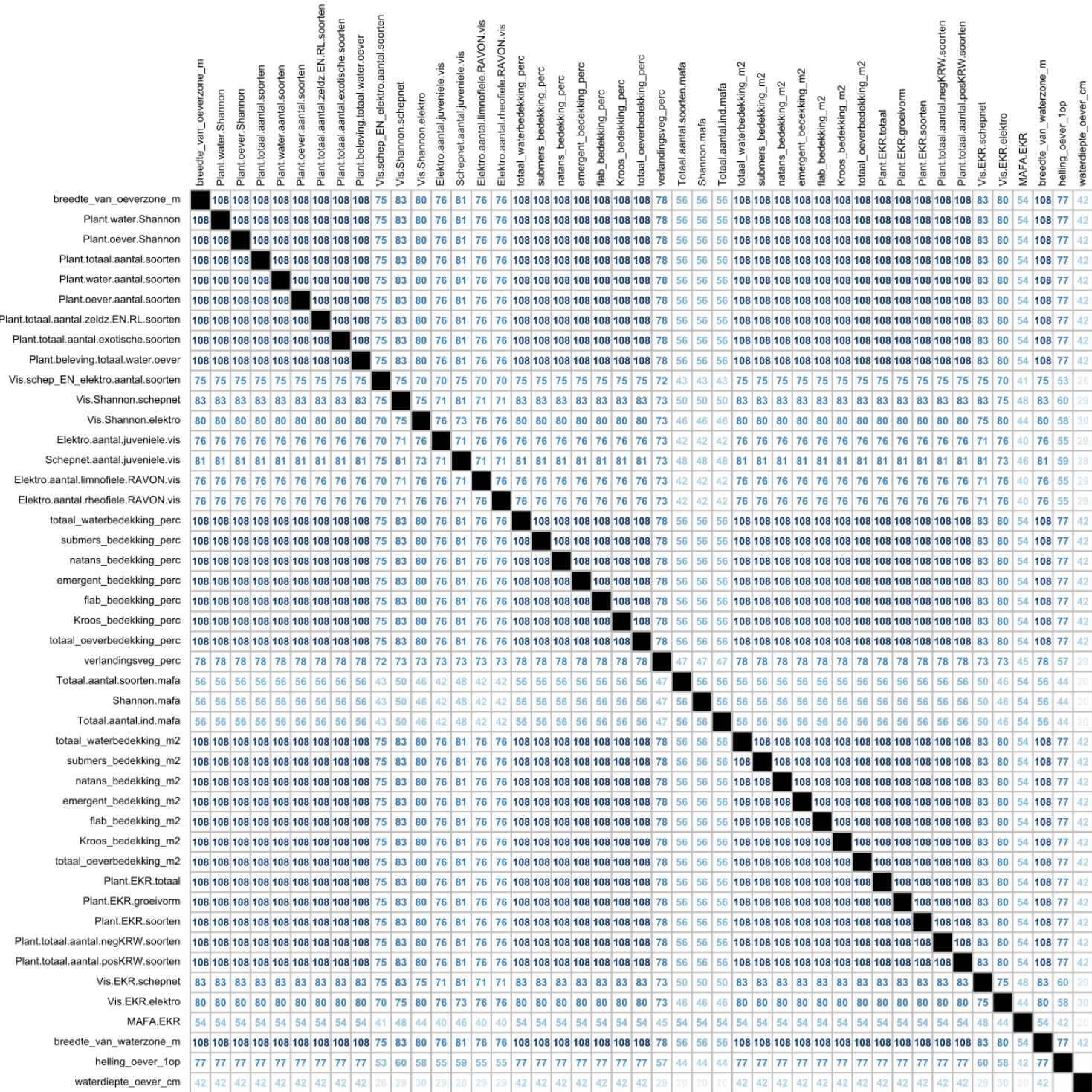
Spearman correlaties tussen parameters van oevers (NVO & REF) met data uit alleen 2018.

Figuur 31 (deel 5 van 10).
Data: alleen 2018



Aantal datapunten

Figuur 31 (deel 6 van 10).
Data: alleen 2018



108

98.3

88.6

78.9

69.2

59.5

49.8

40.1

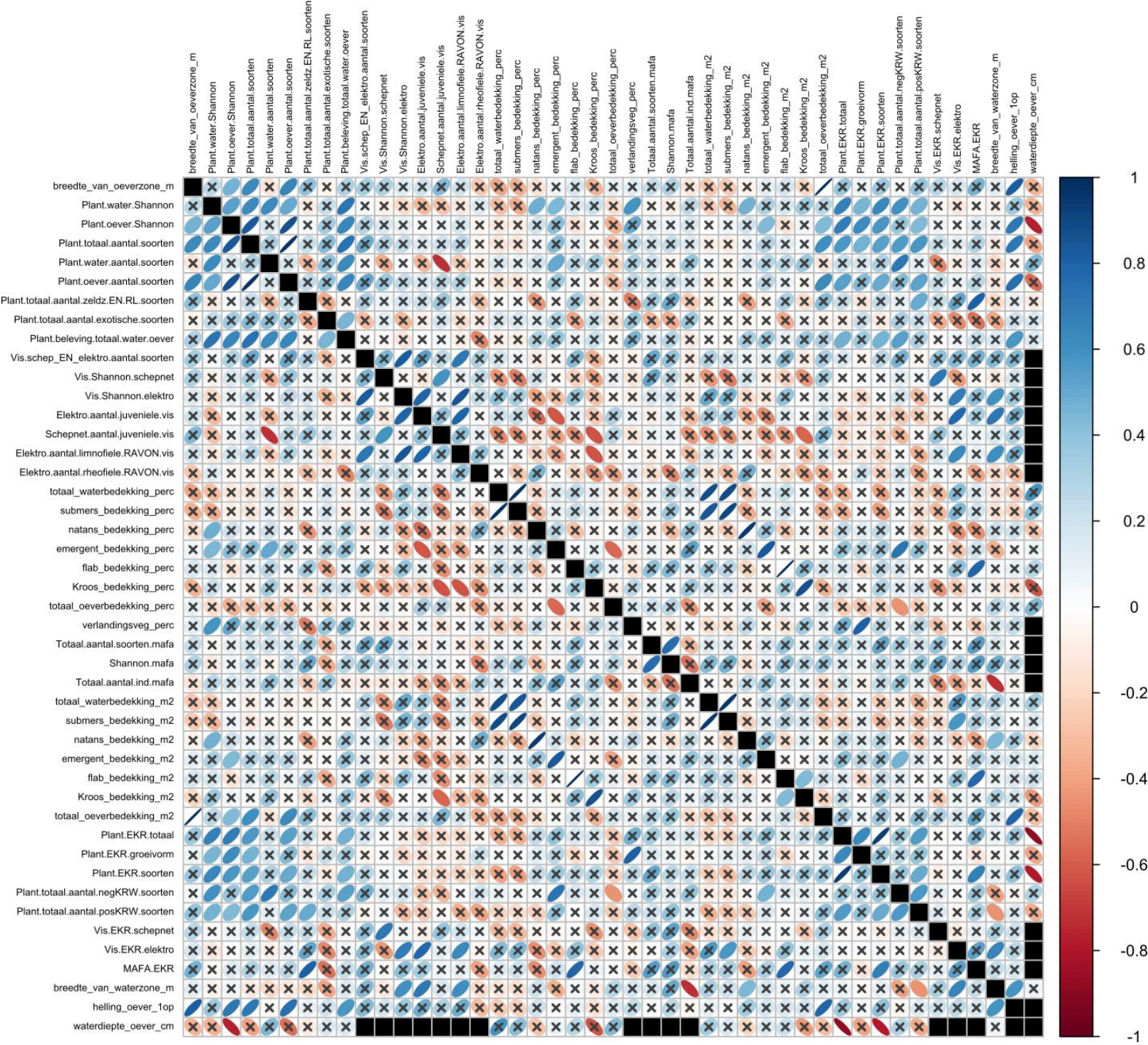
30.4

20.7

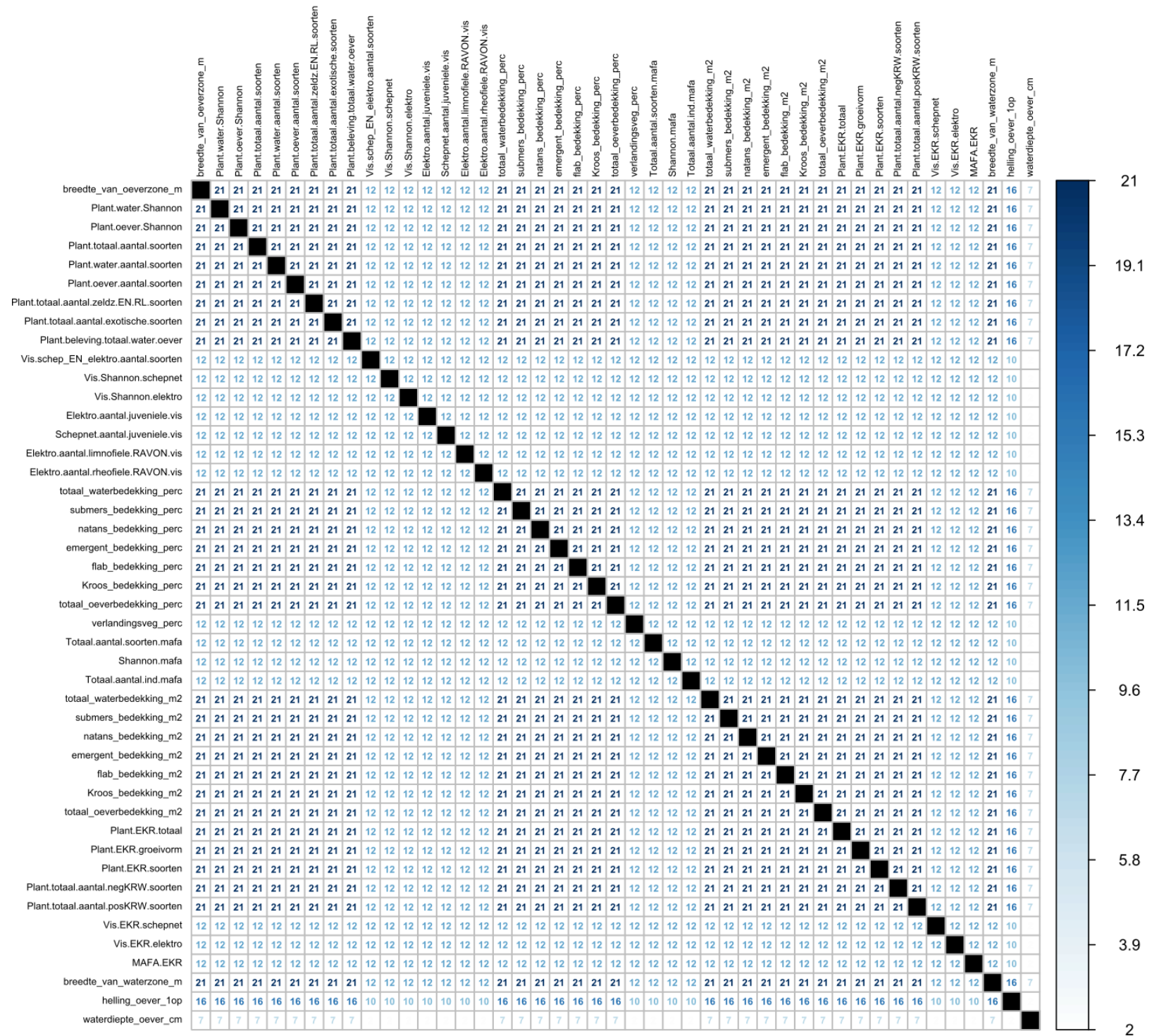
11

Spearman correlaties tussen parameters van oevers (NVO & REF) met data uit alleen 2019.

Figuur 31 (deel 7 van 10).
Data: alleen 2019

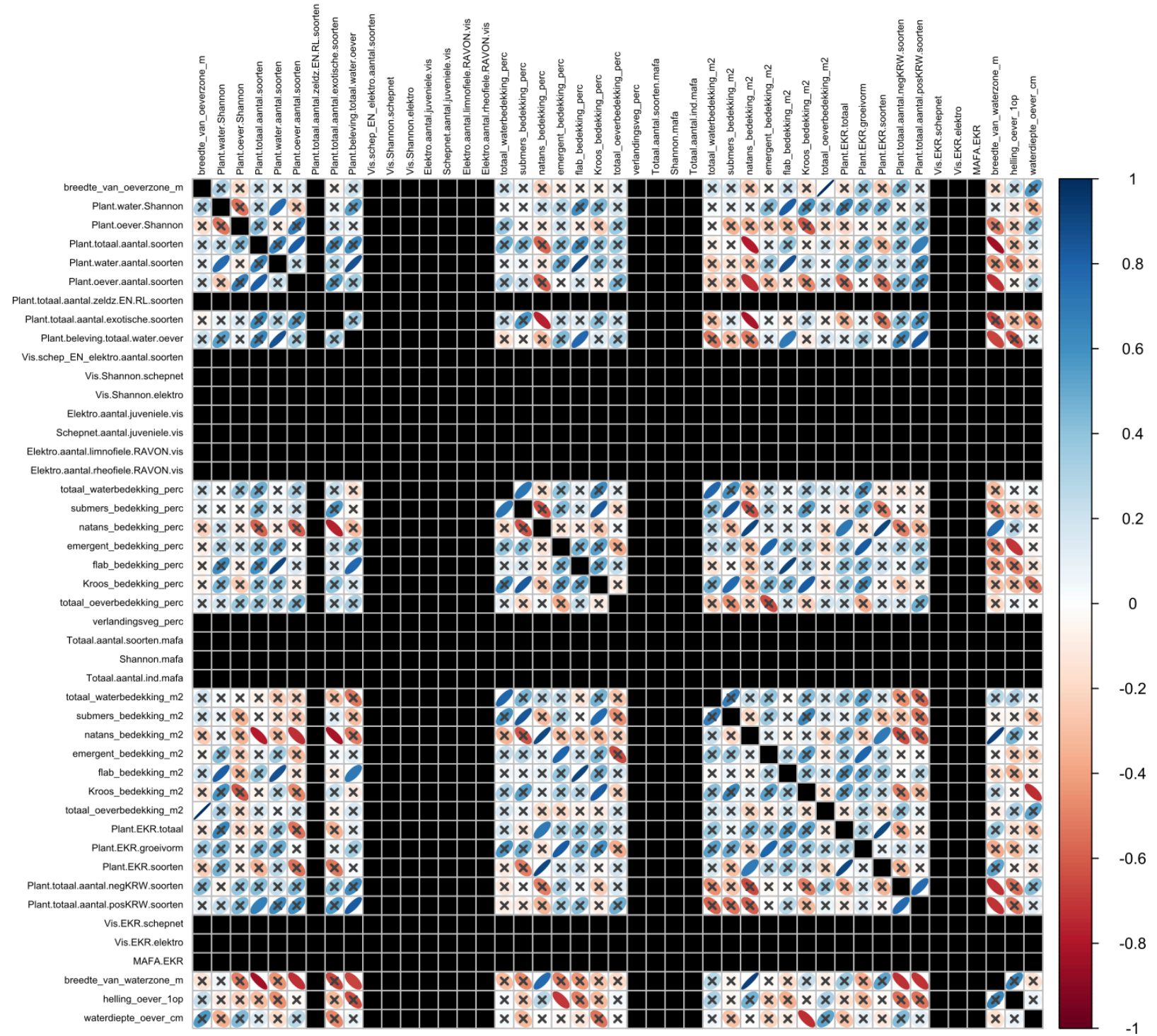


Figuur 31 (deel 8 van 10).
Data: alleen 2019

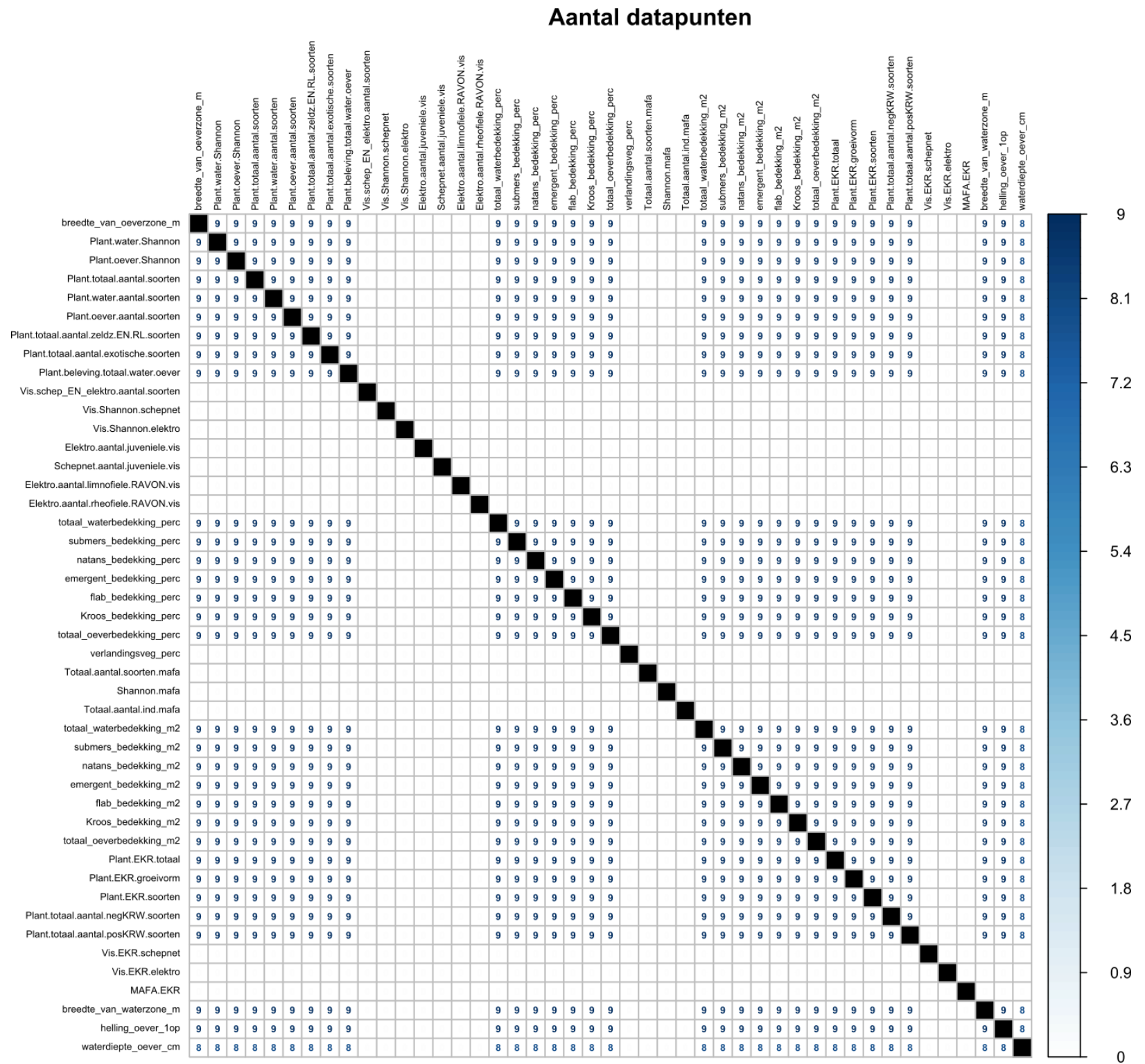


Spearman correlaties tussen parameters van oevers (NVO & REF) met data uit alleen 2020.

Figuur 31 (deel 9 van 10).
Data: alleen 2020



Figuur 31 (deel 10 van 10).
Data: alleen 2020



7.3 Indeling in leeftijdsklassen per vissoort.

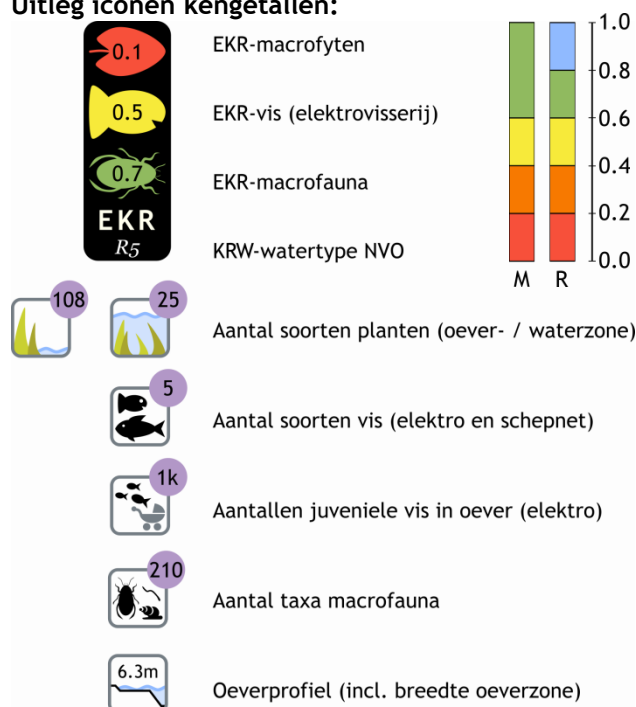
Tabel 5: Tabel met indeling in leeftijdsklassen per vissoort, afhankelijk van de lengte en maand van vangst.

Stadium	0+					Subadult	Adult	Bronnen / uitleg.
Periode	juni	juli	augustus	september	oktober	per periode!	altijd	
Soort	t/m cm	t/m cm	t/m cm	t/m cm	t/m cm	0+<sub<adult	vanaf cm	
Alver	4	4	4	5	5	tussenin	9	Emmerik & de Nie (lengtes), geslachtsrijp bij 2 tot 3 jaar --> heb lengte tussen 2 en 3 gepakt voor adult
Baars	7	7	8	9	9	tussenin	17	Vanuit lengtefrequentie grafiek (komt overeen met Emmerik & de Nie), geslachtsrijp is na 2-3 jaar man en 3 jaar vrouw (lengte na 3 jaar = 19cm, heb hier 17cm gepakt)
Beekprik	3.9	3.9	3.9	3.9	3.9	4+ larve	metamorfo	Uit Emmerik & de Nie --> larve na eerste jaar 4 cm (adult is alleen na metamorfose, herkenbaar dus in vangsten)
Bermpje	4	4	5	5	5.9	tussenin	6	Uit Emmerik & de Nie, bij 5.5 cm adult
Bittervoorn	3	3	3	3	3	tussenin	5	Kennisdocument bittervoorn zegt 3 cm na 1 jaar, geslachtsrijp na 2-3 jaar (hier voor adult gemiddelde gepakt van 2 jaar en 3 jaar = 5 cm)
Blankvoorn	6	6	7	8	9	tussenin	15	Kennisdocument blankvoorn zegt gemiddeld 7 a 8 cm groot in eerste jaar, soortprofiel zegt geslachtsrijp bij 15 cm
Brasem	6	6	7	7	7	tussenin	26	Kennisdocument zegt 7 cm na 1 jaar Tjeukemeer, maar positief gecorreleerd aan aantal dagen boven 14 graden (was warm jaar). Volwassen in Tjeukemeer, helft bij 26 cm
Brasem/Kolblei	6	6	7	7	7	tussenin	NVT	Brasem aangehouden ...
Driedoornige stekelbaars	3.9	3.9	3.9	3.9	3.9	NVT	4	Emmerik & de Nie zeggen 5,5cm na 1 jaar!
Europese meerval	8	10	12	14	14	tussenin	87	Uit Emmerik & de Nie, in eerste levensjaar 11 tot 20 cm in Nederland - Volwassen vanaf 87 cm volgens Fishbase
Giebel	8	8	9	9	9	tussenin	12	Emmerik & de Nie --> 12 cm na 1 jaar in Turkije (is natuurlijk warmer). Nederlandse zomers nu ook redelijk warm. Uitgaan van 10 cm na 1 jaar (volwassen vanaf 12 a 13 cm --> US Fish and Wildlife services)
Karper	8	8	9	10	10	tussenin	35	Kennisdocument karper (in oktober al 10cm, geslachtsrijp bij 3 jaar, ongeveer 35 cm)
Kleine modderkruiper	3	3	4	4	4	tussenin	6	Na 2-3 jaar geslachtsrijp (Kottelat & Freyhof) - lengte is dan 5,2 tot 6,7 cm. Gemiddelde gepakt van 6 cm voor adult
Kolblei	5	5	6	6	6	tussenin	15	Soortdocument SN
Kroeskarper	3	4	4	5	5	tussenin	10	Paait eind mei tot juli (pas bij 17-20 graden water), mannetjes bij 8cm, vrouwtjes bij 12cm volwassen. Groeit niet heel hard meer in het eerste jaar (Finland gemiddeld 6,3 na 1 jaar).
Marmelgrondel	3.9	3.9	3.9	3.9	3.9	NVT	4	Maturity vanaf 4 cm volgens fishbase
Paling	NVT	NVT	NVT	NVT	NVT	0 tot 34,9	35	Paling bij lengte van 30 tot 45 cm geslachtsrijp (mannetjes)
Pos	6	6	7	7	7	tussenin	9	Soortdocument SN (geslachtsrijp na 2 of 3 jaar, lengte eerste jaar tot 7 cm)
Rivierdonderpad	3.9	3.9	3.9	3.9	3.9	NVT	4	Kennisdocument rivierdonderpad
Riviergrondel	4	4	5	5	5	tussenin	7	Kennisdocument riviergrondel
Roofblei	9	9	10	10	11	tussenin	38	Uit risicoanalyse: adult bij 38 cm. Van IUCN red list --> groei tot 8 a 10 cm in eerste jaar
Ruisvoorn	3	4	4	5	5	tussenin	15	Emmerik & de Nie zeggen 7,6cm na 1 jaar! - soortdocument ruisvoorn zegt geslachtsrijp bij lengte 15 cm
Serpeling	6	6	7	7	7	tussenin	15	Uit Emmrik & de Nie --> 7 cm na 1 jaar - volwassen bij 14 tot 16 cm
Snoek	16	17	17	18	19	tussenin	33	Emmerik & de Nie zegen 15 tot 28 cm na 1 jaar, soortprofiel zegt geslachtsrijp bij 30 cm man en 35 vrouw (gemiddeld 33 dus)
Snoekbaars	10	11	11	12	12	tussenin	40	Emmerik & de Nie zeggen 12 cm na eerste jaar (kennisdocument zegt geslachtsrijp bij 35 tot 45 cm --> gemiddelde gepakt = 40cm) (ook gekeken naar lengte frequentie waarbij je duidelijk de 0+ ziet)
Tienddoornige stekelbaars	3.9	3.9	3.9	3.9	3.9	NVT	4	Emmerik & de Nie --> na 1 jaar 3,5 tot 5,5cm groot (levern maar 2 a 3 jaar)
Vetje	3.9	3.9	3.9	3.9	3.9	NVT	4	Emmerik & de Nie --> na 1 jaar 3,5 cm groot
Winde	9	9	10	10	11	tussenin	30	Emmerik & de Nie, na 1 jaar 5 cm, Kennisdocument winde --> geslachtsrijp bij ongeveer 30 cm
Zeelt	4	5	6	6	7	tussenin	20	Emmerik & de Nie, na 1 jaar 8 cm (maar paait laat!), kennisdocument zeelt --> geslachtsrijp bij 3 jaar = 20 cm (ook gekeken naar lengte frequentie voor 0+)
Zonnebaars	4	4	4	4	4	tussenin	5	Groeien tot 5 cm in jaar 1, Mature at age 2 (https://animaldiversity.org/accounts/Lepomis_gibbosus/)
Zwartbekgrondel	3	3	3	3	3	tussenin	5	Maturity vanaf 4.3 cm bij invasieve populaties (risicoanalyse exotische vissen), afgerond naar 5 cm hier

7.4 Voorbeelden adviesdocument met kengetallen per oever

Uitleg: Dit (voorbeeld)document geeft beelden en gegevens van de in het project onderzochte natuurvriendelijke oevers. Specifiek staat er informatie over de huidige kwaliteit m.b.t. flora en fauna en kansrijke verbetermaatregelen. In twee pagina's wordt een schets gegeven van de oever alsmede een beschrijving van maatregelen die kansrijk worden geacht ter verbetering van de ecologische kwaliteit van deze oever en belendend watersysteem. Bij de schets wordt gebruik gemaakt van diverse iconen met kengetallen en staat in de kop ook de locatie (Amersfoortcoördinaten) van de oever. De weergegeven EKR-deelscores voor de verschillende soortgroepen zijn alleen voor het bemonsterde traject berekend, ook is niet met keurnetten en dergelijken gevist. Gebruik de waarden dus vooral om de NVO met de referentie te vergelijken en niet als indicatie voor de EKR-score voor het hele waterlichaam. Natuurlijk is de EKR maar één van de bepaalde kwaliteitskenmerken in dit onderzoek.

Uitleg iconen kengetallen:



Hierbij zijn de gemiddelden van de 2 monsterjaren weergegeven m.u.v. aantal soorten planten en vissen en het aantal taxa macrofauna. Hierbij is het totaal aantal soorten/taxa uit beide jaren samen weergegeven.

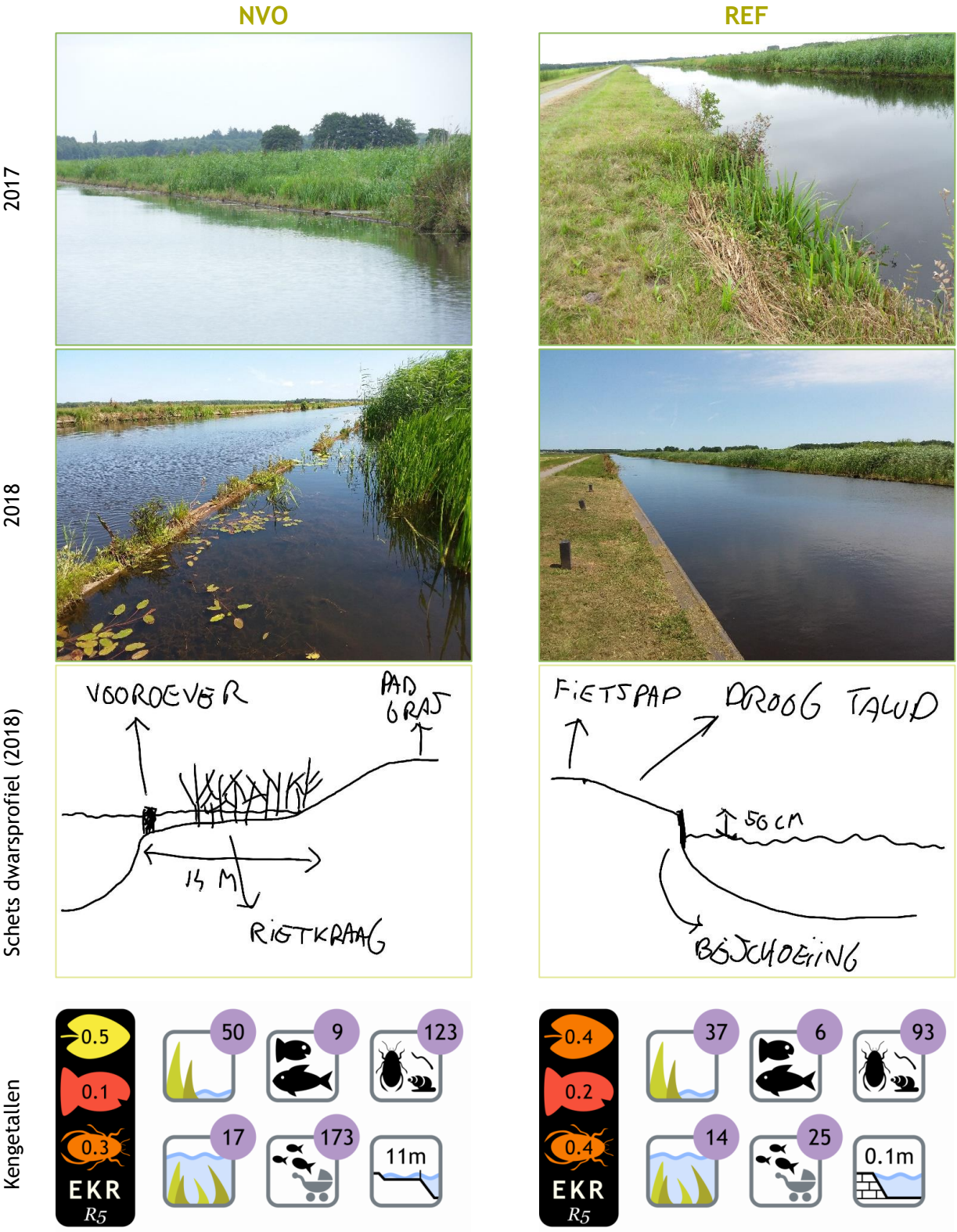
De kleur van het icoontje bij de EKR is bepaald aan de hand van de score zoals weergegeven in de schaal rechts van de EKR-icoontjes, waarbij (zoals gebruikelijk) een iets afwijkende kleurschaal voor (onnatuurlijke) M- en R-watertypen is gehanteerd (zie afbeelding). Daarnaast worden regelmatig het aantal positief en negatief scorende plantsoorten genoemd in de bespreking van de afzonderlijke NVO's. Met positief scorend worden soorten uit categorie 1 of 2 van de EKR-maatlat (versie 2018*) van dat watertype bedoeld. Voor negatief scorende soorten zijn soorten uit categorie 4 en 5 gebruikt.

Veelgebruikte afkortingen:

EKR	Ecologische KwaliteitsRatio
EVZ	Ecologische VerbindingsZone
GEP	Goed Ecologisch Potentieel
KRW	KaderRichtlijn Water
MEP	Maximaal Ecologisch Potentieel
NVO	NatuurVriendelijke Oever
REF	Referentie oever

* Referenties en maatlaten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water 2021-2027. STOWA-rapport: 2018-49. Bijlage 6A,B en H. & Omschrijving MEP en maatlaten voor sloten en kanalen voor de kaderrichtlijn water 2021-2027. STOWA-rapport: 2018.50. Bijlage 5.1A en B.

Voorbeeld 1. NVO in een stilstaand gekanaliseerd riviertje met bijbehorende referentie.



(Beschrijving op volgende pagina)

Huidige kwaliteit

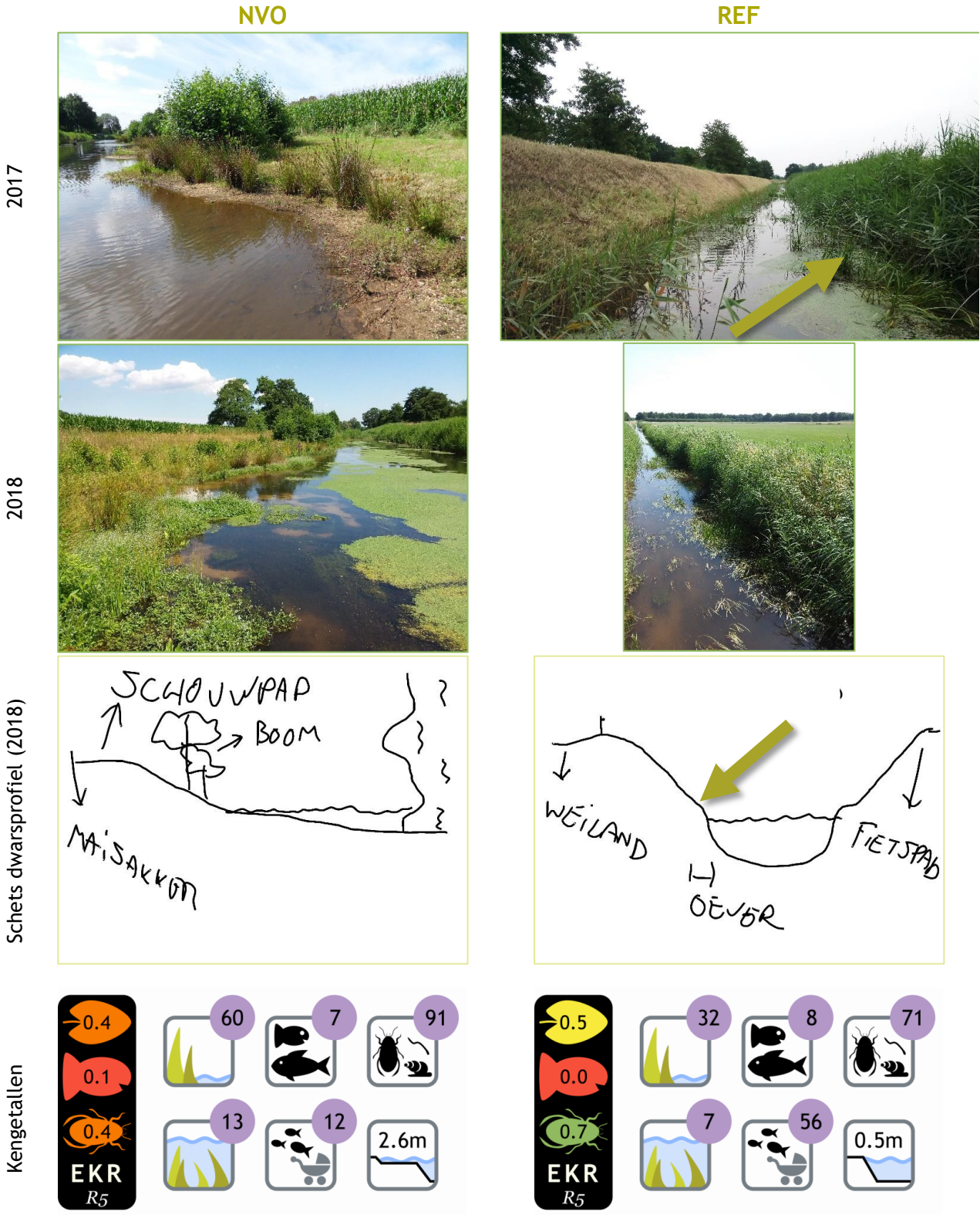
Deze NVO is in 2012 aangelegd met, net als NVO3, een flauw-talud met een waterdiepte van 20-70cm, aflopend naar de watergang en gescheiden van de watergang middels een palenrij (Bron: Wetterskip Fryslân). Het specifieke doel van de NVO is onbekend, maar uit wordt gegaan van een KRW-maatregel. Tijdens de veldbezoeken is een brede NVO aangetroffen waarbij de variatie in waterdiepte zich, in tegenstelling tot NVO3, wel heeft gehandhaafd (zie schets). Er is verder een houten vooroever aangetroffen met openingen erin, geen palenrij. Tijdens de veldbezoeken is geen stroming aangetroffen en was het water troebel (wel enig doorzicht, maar geen bodemzicht), zowel in de NVO als in de referentie.

De oeverzone van de NVO was beduidend breder dan die van de beschoeide referentie, waar nauwelijks sprake was van een oeverzone en het land vrijwel direct in open water overging. De NVO was soortenrijker in alle soortgroepen t.o.v. de referentie. In deze bredere oeverzone van de NVO zijn ongeveer 25% meer plantsoorten gevonden dan in de referentie en tevens een vrij hoge 17 soorten in de waterzone (3 meer dan in de referentie), maar er zijn geen echt zeldzame plantsoorten aangetroffen. Daarnaast is er in de NVO een hogere bedekking aan ondergedoken planten aangetroffen dan in de referentie (tot zo'n 10%). Samen heeft dit geresulteerd in een 0.1 hogere EKR planten (zowel op groeivorm als soortsaamenstelling) in de NVO t.o.v. de referentie. Waarschijnlijk mede door het gebrek aan stroming (let wel dat deze maar 1x per jaar is ingeschat) zijn er in de NVO relatief weinig typische R5 plantsoorten aangetroffen (6, tegen 4 in de referentie, terwijl er 18 negatief scorende soorten zijn aangetroffen in de NVO). In de NVO zijn helemaal geen rheofiele vissen gevangen in 2017 en 2018, slechts één migrerende soort (Snoek) en 5 voor het R5-type negatief scorende plantminnende soorten. Dit leidt tot een zeer lage EKR-vis voor de NVO (in de referentie was deze slechts ietsjes hoger door aanwezigheid van winde). Uit het overkoepelende onderzoek blijkt dat stroming in veel R-typen vaak beperkt was. De NVO vervult wel een belangrijke kraamkamerfunctie voor vis, afgeleid uit de hoge aantallen juveniele (0+) vis (146-200 in de NVO tegen 24-25 in de referentie). Het ondiep water met gevarieerde waterflora draagt hier waarschijnlijk aan bij en dient gehandhaafd te blijven. Ook de doorgangen in de vooroever doen hun werk dus. In de NVO is ook een groot aantal taxa macrofauna aangetroffen (111-135 per jaar). Echter gaat het hier vooral om weinig, voor stromend water typische taxa, wat de lage EKR van het NVO-traject verklaard. De NVO is vrij rijk aan individuen macrofauna die behoren tot de pissebedden en slakken, en in mindere mate tot de wormen en muggenlarven. Enkele kokerjuffers en kevers zijn aangetroffen, maar verder nauwelijks typische macrofaunataxa voor stromend water. De referentie herbergt grotere aantallen muggenlarven en minder slakken en pissebedden dan de NVO en, hoewel er ook enkele kokerjuffers voorkomen, zijn er nauwelijks typisch stromend water taxa aangetroffen. De verschillen tussen de jaren zijn zeker voor de referentie groot. Het aantal zeldzame soorten macrofauna is vergelijkbaar voor de NVO en de referentie en varieerde tussen 3 en 5 tussen beide bemonsteringsjaren.

Verbeterpunten

Zoals gezegd is er in de NVO ruimte voor de groei van echte waterplanten naast de helofyten, waarschijnlijk mede veroorzaakt door de variatie in waterdiepte. Ook is er geen strakke lijn tussen de planten van de verschillende groeivormen, maar groeien ze enigszins door elkaar heen (zie foto 2018). De helofyten zijn echter wel dominant in het grootste deel van de NVO en vormen daar een zeer dichte vegetatie (zie foto 2017 en schets). Naar verwachting zal het niet mogelijk zijn in dit water en in deze NVO voor het grootste deel van het jaar stroming te creëren. In dit geval kan ervoor gekozen worden om verdere meerwaarde voor plant en dier te creëren, door bijvoorbeeld pleksgewijs meer openwater te creëren door helofyten tot verder in de oever te verwijderen en uit te baggeren. Hierdoor ontstaat meer variatie in waterdiepte, en tevens meer open water, ondiep genoeg voor de ontwikkeling van watervegetatie. Hiermee kan dus ook meer variatie in onderwaterstructuur ontstaan, waar ook waterdieren weer van kunnen profiteren. Gezien de hoge dichtheid aan planten (zowel helofyten als hydrofyten) en troebelheid van het water is te verwachten dat de productiviteit hoog is en dat het nieuw gecreëerde open water snel dichtgroeit. Houdt dit in de gaten en pas gefaseerd (met name in ruimte, maar ook in tijd) beheer toe waar nodig. In de R5 maatlat scoren plantminnende vissen negatief, terwijl, ons inziens, deze plantminnende soorten passen in dit soort systemen. Trouwens scoren deze vissoorten natuurlijk niet in alle wateren negatief, zoals moerasbeek of onnatuurlijk water.

Voorbeeld 2. NVO in een stromende beek met bijbehorende referentie.



(Beschrijving op volgende pagina)

Huidige kwaliteit

Deze NVO is in 2012 aangelegd als onderdeel van een EVZ en met als doel een verbetering opleveren voor de KRW. De oever is oorspronkelijk eigenlijk verkeerd aangelegd: ze is uitgediept, terwijl de Grift er eigenlijk doorheen moest lopen. Ze is aangelegd met een flauw-talud als profiel, tevens zijn er een paar boomstronken in geplaatst. Het huidige profiel heeft iets meer weg van een plasberm, beter passend bij een sloot of kanaal. De oever wordt 1 keer per jaar, na 15 juli, gemaaid, waarbij Elzen in de NVO worden ontzien en het stroomprofiel wordt schoongehouden. De referentie wordt 2x per jaar, tussen juli en november, gemaaid met de maaikorf. Maaisel wordt afgevoerd. (Bron: Waterschap Vallei en Veluwe).

De NVO ziet er op het oog veel fraaier uit dan de referentie en er komen zeldzamere Russen voor. In de NVO is reeds wel zowel overhangende vegetatie en kale grond aanwezig, wat typisch is voor o.a. R5. De oeverzone is 5x breder en tevens meer variabel; dit is goed en hoeft niet te worden aangepakt. De plantdiversiteit is bijna 2x zo hoog in de NVO t.o.v. de referentie. Dit geldt zowel in de oeverzone als in de waterzone en ook de bedekking (%) is hoger in de NVO. Dit is mooi, aangezien uit de totale set van NVO's blijkt dat de waterzone gemiddeld niet veel beter scoort (zie rapport). In de NVO zijn ook meer soorten macrofauna gevonden. Toch vertaald dit zich niet in een betere EKR voor de 3 onderzochte soortgroepen. (Al is de EKR-deelscore vis wel met 0.04 gestegen.) Het aantal individuen limnofiele/plantminnende vis was lager in de NVO dan in de referentie, wat voor R5 gunstig kan zijn. Echter zijn er gelijktijdig maar heel weinig, voor R5 typische, rheofiele vissen gevonden (gemiddeld slechts 2.5 individuen per 250m per jaar) wat resulteert in een lage EKR-score. In de referentie zijn ook nog twee extra rheofiele soorten gevangen t.o.v. de NVO: bierpje en beekprik. De kraamkamerfunctie voor vissen was beperkt in de NVO t.o.v. de referentie waar gemiddeld bijna 5x zoveel juveniele (0+) vis werd gevangen. De macrofauna in 2018 wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van veel wormen, erwtenmossels, knutjes, slakken en vlokreeften naast enkele kokerjuffers, eendagsvliegen en wantsen. De referentie werd in 2018 gedomineerd door vlokreeften en kende typische stromend water soorten als *Apsetrotanypus trifascipennis*, *Ephemera* en weidebeekjuffers (*Calopteryx splendens*). Dit heeft bijgedragen aan de hogere EKR van de referentie. In de NVO zijn 4 zeldzame soorten aangetroffen terwijl dat in de referentie er 9 waren. Daarnaast zijn in en rond de NVO nog vliegende Watersnuffel, Gewone oeverlibel, Hooibeestje en Grote roodoogjuffer aangetroffen. Bij de referentie is nog (adulte) Weidebeekjuffer gezien.

Verbeterpunten

Het is op zich een aantrekkelijke en redelijk diverse oever, maar indien men streeft naar een goed functionerend R5 water scoort de oever nog ondermaats. In de NVO zijn evenveel positief scorende plantsoorten (voor EKR) gevonden dan in de referentie, terwijl er 12 negatief scorende soorten aangetroffen zijn, tegen 7 in de referentie. Er zijn dus relatief meer algemene soorten bijgekomen, maar typische R5 plantsoorten missen (stromingsminnend en voedselarmer). De helderheid van het water was goed tijdens de veldbezoeken, dus daar ligt niet de eerste prioriteit. Echter is er maar weinig stroming aangetroffen in de NVO. Uit het overkoepelende rapport blijkt dat dit vaak nog een probleem is in beken. De uitgevoerde verbreding heeft hier waarschijnlijk aan bijgedragen.

Om meer rheofiele vis en stromingsminnende planten te krijgen, wordt aangeraden onderzoek te doen naar mogelijke migratiebottlenecks. Daarnaast is het van belang om (lokaal) meer stroming te creëren. Er is hier een NVO die normaal typisch is voor een sloot aangelegd, waardoor de permanent watervoerende beek in feite verbreed is en de stroming dus afneemt. Eventueel geheel verondiepen met naast het beekprofiel een overstromingsvlakte te creëren lijkt kansrijk. Dit kan bijvoorbeeld gedaan worden door nog meer variatie aan te brengen in de breedte van de oever (lokaal vernauwen), zodat er op nauwe plekken meer stroming kan ontstaan. Mogelijk kan ook geëxperimenteerd worden met het langer laten staan van waterplanten (bijv. Sterrenkroos) om op die manier harder stromende geulen tussen de vegetatie te creëren. Hier kunnen zowel de rheofiele vissen als de macrofauna, maar ook planten in de waterzone van profiteren.

FLORON

Natuurplaza
Toernooiveld 1 - 6525 ED Nijmegen
Postbus 9010 - 6500 GL Nijmegen

✉ info@floron.nl (alg.)
☎ 024 - 7 410 660 (alg.)
www.floron.nl

