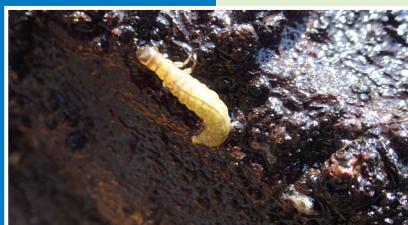
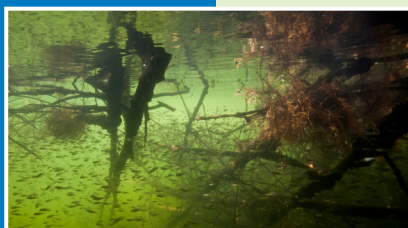


Evaluatie pilot rivierhout

Effecten op vis, macrofauna en bodem (2014-2016)



W. Liefveld
M. Dorenbosch
N. van Kessel
A. Klink

Hydrobiologisch
Adviesburo
Klink
bv



Bureau Waardenburg
Ecologie & Landschap

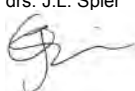
Evaluatie pilot rivierhout

Effecten op vis, macrofauna en bodem (2014-2016)

drs. W.M. Liefveld, dr. M. Dorenbosch & N. van Kessel MSc. & ir. A.G. Klink

Status uitgave: definitief (versie 1.0)

Rapportnummer: 17-115
Projectnummer: 16-053
Datum uitgave: 6 oktober 2017
Foto's omslag: Grote foto: © Rijkswaterstaat, kleine foto's: boven: Blik onder water, midden: Bureau Waardenburg, onder: Rijkswaterstaat
Projectleider: drs. W.M. Liefveld
Naam en adres opdrachtgever: Rijkswaterstaat Oost Nederland, contactpersoon: Margriet Schoor
Referentie opdrachtgever: Overeenkomst 31117726
Akkoord voor uitgave: drs. J.L. Spier



Paraaf:

Graag citeren als: Liefveld, W.M., M. Dorenbosch, N. van Kessel & A.G. Klink 2017. Evaluatie pilot rivierhout. Effecten op vis, macrofauna en bodem (2014-2016). Rapportnr. 17-115. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Trefwoorden: Rivierhout, Kaderrichtlijn Water, vis, macrofauna, morfologie, herstelmaatregelen, rivieren

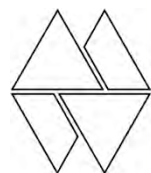
Bureau Waardenburg bv is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Bureau Waardenburg bv. Opdrachtgever hierboven aangegeven vrijwaart Bureau Waardenburg bv voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Bureau Waardenburg bv / Rijkswaterstaat

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden vervaelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Bureau Waardenburg bv, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Foto's zijn van Bureau Waardenburg (m.u.v. de luchtfoto's) tenzij anders vermeld.

Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg bv is door CERTIKED gecertificeerd overeenkomstig ISO 9001:2008.



Bureau Waardenburg bv
Onderzoek en advies voor ecologie en landschap

Postbus 365 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345 51 27 10
info@buwa.nl www.buwa.nl

Voorwoord

Rijkswaterstaat Oost Nederland verkent nieuwe maatregelen om de ecologische diversiteit en KRW-score van de Rijntakken te verbeteren. Eén van die maatregelen is het terugbrengen van dood hout, 'rivierhout'. Voor de 20^e eeuw kwam er veel meer rivierhout voor, o.a. in de vorm van omgevallen bomen die op veel plekken in het winterbed aanwezig waren. Deze dode bomen vormden belangrijke habitats voor tal van inheemse vis- en macrofaunasoorten die tegenwoordig veel minder vertegenwoordigd zijn.

Hoewel de rivieren anno 2016 er heel anders bij liggen dan vroeger, wil Rijkswaterstaat Oost Nederland natuurlijke processen in het rivierengebied waar mogelijk herstellen. Dit vormt de motor voor de terugkeer van typische riviersoorten, wat bijdraagt aan de doelen voor de Kaderrichtlijn Water (KRW). Om het habitat van grote dode bomen in het rivierstroomgebied gedeeltelijk terug te brengen zijn in een proefproject op enkele locaties in o.a. de Lek, de Nederrijn en de IJssel complete bomen onder water aangebracht. Deze bomen zijn verankerd in de rivier of in nevenwateren.

Gedurende drie jaar is onderzoek uitgevoerd naar de functionaliteit van deze bomen: in 2014, 2015 en 2016. Hierbij is gekeken naar de macrofaunagemeenschap (door Hydrobiologisch adviesburo Klink), de visgemeenschap en, in 2016, naar de ontwikkeling van de bodem (beide door Bureau Waardenburg).

Voorliggende rapportage doet verslag van de gehele proefperiode. De jaarlijkse onderzoeken zijn als aparte deelrapporten uitgebracht (Klink 2014, 2016a,b, 2017; Dorenbosch *et al* 2014, 2015, Liefveld *et al.* 2017). Ook is een rapport uitgebracht over de aanleg van het rivierhout (Liefveld, 2015) en zijn er handreikingen voor aannemers opgesteld (RWS, 2016). Deze handreikingen zijn ook terug te vinden op de website van Rijkswaterstaat over rivierhout (www.rws.nl/rivierhout).

Het proefproject is begeleid door Margriet Schoor (RWS ON), Henk van Rheede (RWS ON), Prisca Duijn (RWS WVL), Arjan Sieben (RWS WVL), Luc Jans (RWS ON), Miguel Dionisio Pires (Deltares), Alexander Klink (Hydrobiologisch adviesburo Klink) en Wijnand Blaauwendraat (Blaauwendraat Landschapsverzorging). Het veldwerk is uitgevoerd door Martijn Dorenbosch, Nils van Kessel, Malenthe Teunis, Joost Bergsma, Pieter-Bas Broeckx, Dirk Spruijt, Wendy Liefveld en Alexander Klink (van Hydrobiologisch adviesburo Klink). Projectleiding van het onderzoek was in handen van Wendy Liefveld.

Inhoud

Voorwoord	3
Samenvatting	7
1 Inleiding.....	11
1.1 Aanleiding	11
1.2 Kaderrichtlijn Water, doelen, maatregelen en herstel	11
1.2 Pilot rivierhout	13
1.3 Onderzoekslocaties.....	16
2 Effecten op macrofauna	23
2.1 Inleiding	23
2.2 Opzet en werkwijze	24
2.3 Resultaten en discussie	30
2.4 Welke bemonsteringsmethode is het meest geschikt?	42
2.5 Conclusies	44
3 Effecten op vis.....	47
3.1 Inleiding	47
3.2 Methode	47
3.3 Resultaten en discussie	49
3.3.1 Welke soorten komen voor bij het rivierhout?.....	49
3.3.2 Hoeveel vissen komen voor bij het rivierhout?	50
3.2.3 Wat doen de vissen bij het rivierhout?.....	51
3.4 Conclusies	55
4 Effecten op de bodem	57
4.1 Inleiding	57
4.2 Methode	57
4.3 Resultaten	59
4.3 Conclusies	63
5 Discussie en conclusies	65
5.1 Discussie.....	65
5.2 Conclusies	69
5.3 Aanbevelingen voor onderzoek.....	72
5.4 Aanbevelingen voor aanleg	73
6 Literatuur.....	75
Bijlagen	

Samenvatting

Rijkswaterstaat heeft als pilotproject bomen onder water verankerd op verschillende plaatsen in de Rijntakken. Doel van de pilot is om te onderzoeken of deze maatregel een bijdrage kan leveren aan de doelen voor de Kaderrichtlijn Water en wat hierbij de sturende factoren zijn. Dit rapport geeft een samenvatting van de monitoringsresultaten van deze pilot over de periode 2014-2016.

Rivierhout is zeldzaam

Doordat ooibos grotendeels uit onze uiterwaarden is verdwenen en dode bomen en grote takken door Rijkswaterstaat uit het water worden verwijderd, ontbreekt deze natuurlijke structuur in de rivier. Rivierhout vormt echter een belangrijk onderdeel van het voedselweb van de rivier en levert bijvoorbeeld habitat voor vissen en macrofauna. In Nederlandse beken en buitenlandse rivieren en zelfs meren, heeft de herintroductie van hout al bewezen een succesvolle maatregel te zijn op meerdere fronten.

Vanwege risico's voor de scheepvaart zijn nog niet eerder bomen onder water aangebracht in een bevaarbare rivier. Wel zijn omgevallen bomen in de oever verankerd (Maas) en is in het verleden hout in verschillende rivierkundige constructies toegepast. Deze leveren slechts minimale ecologische verbeteringen op. Daarom is Rijkswaterstaat een pilot gestart om te onderzoeken of complete bomen als rivierhout veilig aangebracht kunnen worden in een rivier en of deze maatregel een bijdrage kan leveren aan de KRW doelen.

Pilot project

De pilot is uitgevoerd door bomen te plaatsen op meerdere locaties in Nederrijn-Lek en IJssel, die verschillen in waterdiepte, stromingsdynamiek en golfwerking. Doel is te onderzoeken onder welke omstandigheden het rivierhout het grootste effect heeft. Het is belangrijk dat de bomen, ook bij hoogwater, op hun plek blijven liggen, vanwege de veiligheid voor de scheepvaart. Het bepalen van een geschikte bevestigingsmethode was dan ook een belangrijk onderdeel van deze pilot. Onderdeel van de pilot is het toepassen van hout in rivierkundige constructies. Hiermee kunnen win-win situaties gecreëerd worden als het rivierhout, toegepast in zo'n constructie, een positief effect blijkt te hebben op het onderwaterleven.

Onderzoeksmonitoring

Om het effect op de KRW-doelen te bepalen zijn vis en macrofauna gedurende drie opeenvolgende jaren bemonsterd. De visbemonstering is uitgevoerd met verschillende vistuigen, aangevuld met video-opnames onder water. Op de ondiepe locaties zijn bij het rivierhout, vooral in de buurt van de takken, hoge concentraties juveniele vissen gevonden. De visgemeenschap nabij kribben wordt gedomineerd door de uitheemse zwartbekgrondel. De visgemeenschap rondom de bomen is gelijkmatiger verdeeld, en bevat meer inheemse soorten, waardoor de biodiversiteit hoger is. De vissen gebruiken de bomen om er te schuilen en te eten. Er zijn ook

paaiende vissen waargenomen en de bomen lijken een functie te hebben voor winterclustering.

De visgemeenschap bij het rivierhout is ook een afspiegeling van de omgeving: in de IJssel komen veel reofiele soorten voor, zo ook in de nevengeul, zo ook bij de bomen. Als het habitat verrijkt is met het rivierhout, dan neemt de draagkracht (en de visdichtheid) naar verwachting toe en worden inheemse vissoorten bevoordeeld.

Naast de functie van habitatstructuur heeft het hout ook een functie als stoorobject: doordat het hout de waterstroming afbuigt, nemen lokaal de stroomsnelheden toe, waardoor bijvoorbeeld lokale bodemerosie plaats kan vinden. Achter het rivierhout ontstaan juist weer luwere plekken, waar het sediment zich kan afzetten. Hout als stoorobject in stromend water zorgt dus voor een lokale toename van de variatie in stroomsnelheden, bodemligging en korrelgrootteverdeling. De positieve effecten van rivierhout als stoorobject op vis zijn nog niet duidelijk waargenomen in de pilot, afgezien van incidentele waarnemingen (barbeel in kuilen door bodemerosie bij de houten schermen Redichemse waard). Hier zijn de morfologische effecten ook nog te gering voor. In de toekomst kan dit aspect nog tot verdere toename van habitatvariatie leiden, met name in vrij afstromende riviertrajecten.

Ook voor de macrofaunabemonstering zijn verschillende methoden getest. Zo is een hele boom uit de vistrap getild en afgespoeld, maar zijn ook bemonsteringsmethoden met deelmonsters uitgeprobeerd. Ook is een onder- waterstofzuiger gebruikt om de macrofauna onder water van de bomen af te borstelen en op te zuigen.

Hoewel de macrofaunagemeenschap gedomineerd wordt door exoten, zowel op het rivierhout als op de stenen, zijn juist ook op het rivierhout op de meeste locaties hogere aantallen kenmerkende riviersoorten gevonden. Het zijn vooral dansmuggen en kokerjuffers die duidelijk meer voorkomen op hout dan op stortsteen en kale bodem. Er zijn zelfs enkele soorten gevonden waarvan we dachten dat ze in Nederland uitgestorven waren. De totale soortenrijkdom op het rivierhout is niet significant hoger in vergelijking met de andere habitats, maar de gemiddelde EKR-score is dat wel (m.u.v. locatie Aersolweerde). De combinatie van rivierhout en helder stromend water (vistrap Maurik) levert de grootste bijdrage aan de KRW (hoogste EKR-score). De eerste drie jaar van kolonisatie verloopt dus voorspoedig terwijl er nog maar heel weinig rivierhout aanwezig is. De verwachting is dat dit effect veel groter zal zijn na een flink hoogwater. Bij opschaling van het rivierhout zal er uiteindelijk een zichzelf versterkend effect optreden, omdat de nabijheid van bronpopulaties belangrijk is (vooral in afwezigheid van hoogwaters).

Onzeker is hoe zich dit op de lange termijn handhaaft. Indien, net als op stenen, mosselen of uitheemse soorten alle ruimte in beslag nemen, gaat dit mogelijk ten koste van de functie van het rivierhout voor specifieke houtsoorten.

Naast de eerste effecten op vis en macrofauna zijn er ook al eerste aanzetten voor veranderingen van de bodemmorphologie waargenomen. Dit is zichtbaar in de vorm van lokale erosie en sedimentatie en verandering in de bodemsamenstelling. Omdat

deze aspecten alleen in 2016 specifiek zijn onderzocht, zullen toekomstige metingen moeten uitwijzen of dit inderdaad voortschrijdende processen zijn.

Onduidelijk is of de juiste hydrologische en hydraulische omstandigheden, zoals de juiste stroming, weinig turbulentie, geen plotselinge waterstandswisselingen etc. voorhanden zijn om ook vestiging van kokerjuffers mogelijk te maken. Vooralsnog lijkt hervestiging van deze groep de enige manier om de EKR-score op het gewenste niveau te krijgen.

Conclusie

De pilot laat zien dat rivierhout, ook (of juist?) in de sterk gereguleerde Nederlandse rivieren, een belangrijke meerwaarde heeft voor het onderwaterleven. Het is bovendien een relatief goedkope maatregel die ook als additionele maatregel aan inrichtingsmaatregelen als nevengeulen of oeverinrichting toegevoegd kan worden. Nu de bevestigingsmethode robuust blijkt, kan de maatregel ook verder uitgerold worden in vrij stromende riviertrajecten. Daar verwachten we nog meer positieve effecten omdat dan ook morfologische processen een belangrijkere rol gaan spelen waardoor meer kenmerkende riviersoorten een plekje zullen vinden.

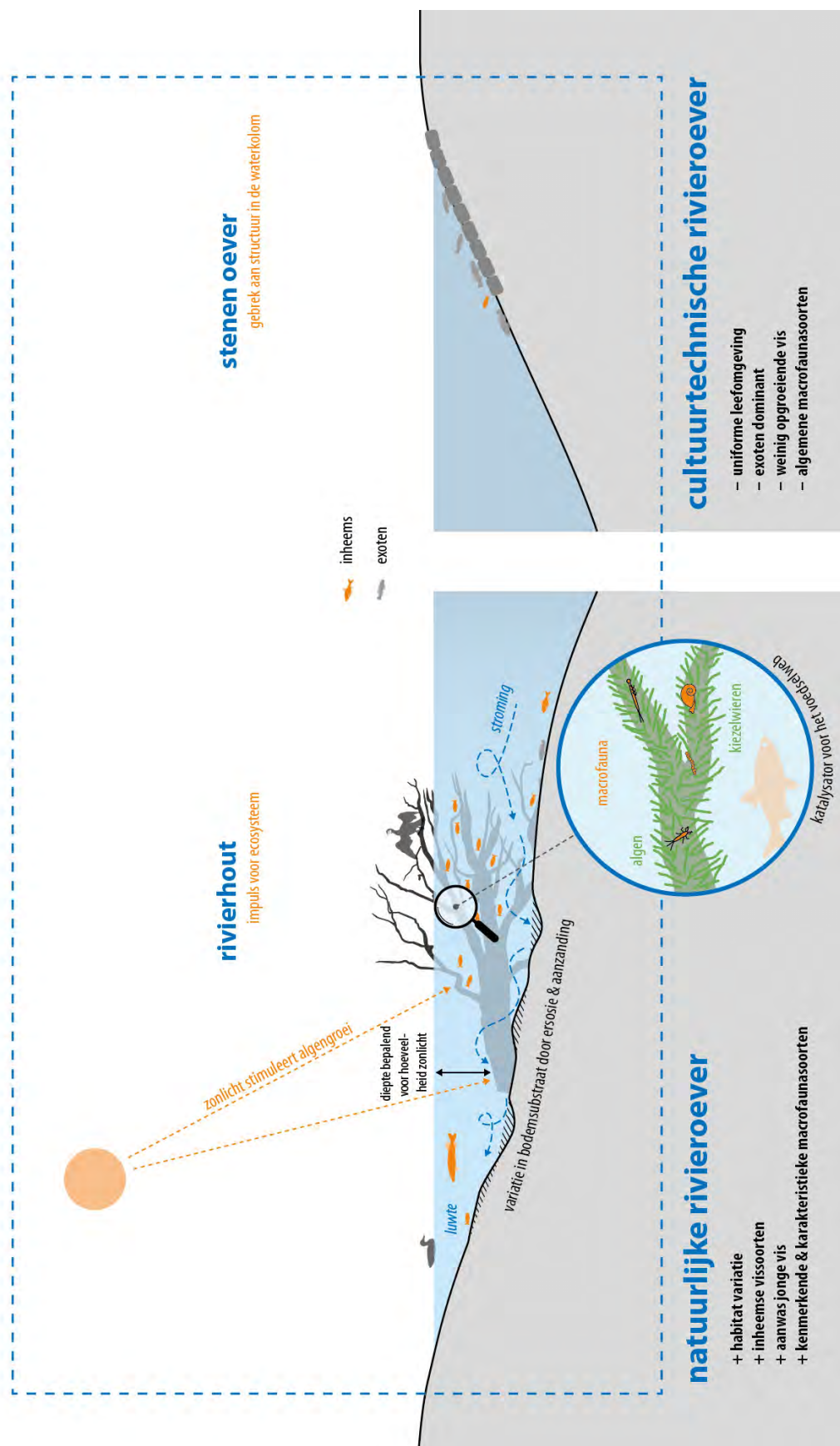
Aanbevelingen

De pilot rivierhout geeft voldoende vertrouwen om het rivierhout verder op uitgebreide schaal toe te gaan passen. Vooral de vrij afstromende delen van de rivieren zijn kansrijk, zoals de Grensmaas, de Bovenrijn, Waal en de IJssel. Hoe de kansen in het getijdengebied liggen is onzeker: er is daar wel sprake van stroming, maar het water is er troebel en het hout moet dieper liggen om dagelijkse droogval te voorkomen (omdat het anders te snel vergaat en slechts een beperkt aantal soorten bestand is tegen deze droogval).

De monitoring van vervolgprojecten zou zich kunnen richten op:

- de effecten van rivierhout in vrij afstromende riviertrajecten, getijderivieren en achter langsdammen of in meestromende nevengeulen;
- het kolonisatieproces van de macrofaunagemeenschap te volgen (lange termijn monitoring);
- het effect na langdurig hoogwater te bepalen.

Na een flink hoogwater dient ook inspectie van de bevestiging van de bomen plaats te vinden.



Figuur 0.1: Schematische weergave resultaten pilot rivierhout.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Uit studies in beken en rivieren blijkt dat het aanbrengen van rivierhout in het water een flinke verbetering van de ecologische kwaliteit kan opleveren (Kail 2007, Klink 2010, Verdonschot *et al.* 2012, Roni 2015). Zowel vissen als ongewervelden profiteren van deze structuren, die vaak ook de morfologische diversiteit vergroten. De maatregel is relatief goedkoop en makkelijk uitvoerbaar: er zijn geen grootschalige graafwerkzaamheden of ingewikkelde constructies voor nodig. Rijkswaterstaat heeft hierin een kans gezien om met het aanbrengen van rivierhout de ecologische kwaliteit van de Rijntakken te verbeteren en hiermee dichterbij te komen in het bereiken van de doelen voor de Kaderrichtlijn Water. Dit vormde de aanleiding voor de start van de pilot rivierhout in 2014.



Foto 1.1 Rivierhout (© Blik onder water).

1.2 Kaderrichtlijn Water, doelen, maatregelen en herstel

Rijkswaterstaat is verantwoordelijk voor het in stand houden van de belangrijkste functies van de Rijkswateren. De drie basisfuncties zijn veiligheid, voldoende water en schoon en gezond water. Daarnaast is de scheepvaartfunctie belangrijk. Het beheer van Rijkswaterstaat is afgestemd op deze functies. De functie schoon en gezond water is grotendeels verankerd in de (Europese) Kaderrichtlijn Water (KRW). De juridische aspecten daarvan zijn in Nederland geïmplementeerd in de Waterwet. De

KRW heeft ook een uitvoeringscomponent omdat er maatregelen nodig zijn om de doelen voor waterkwaliteit te realiseren. Deze maatregelen zijn vastgelegd in het Beheerplan Rijkswateren 2016-2021 (BPRW).

De kwaliteit van de Rijntakken (in de KRW-terminologie 'waterlichamen' genoemd) is nog niet op alle punten voldoende (tabel 1.1). Met name voor macrofauna moet er nog veel verbetering optreden, maar ook vis scoort nog in geen van de drie waterlichamen goed. De ecologische toestand wordt jaarlijks beoordeeld op chemische en ecologische aspecten, volgens een vastgesteld beoordelingskader in de vorm van maatlatten (van der Molen *et al.* 2012). De maatregelen die in elk waterlichaam uitgevoerd worden moeten hier verandering in brengen. De eerste planperiode liep van 2010 tot 2015. In deze periode gold vooral een inspanningsverplichting: zijn de geplande maatregelen ook daadwerkelijk uitgevoerd? Voor de tweede planperiode (2016-2021), die momenteel loopt, geldt ook al een resultaatsverplichting: de kwaliteitsdoelen moeten nu ook echt gehaald worden. Als dat nog niet overal is gelukt, is er nog een derde planperiode (2021-2027) om aanvullende verbetermaatregelen uit te voeren.

Tabel 1.1 Ecologische toestand voor water- en oeverplanten, macrofauna en vis in de Rijntakken in 2015. De beoordeling is gebaseerd op de gemiddelde score over de voorafgaande drie meetjaren. Het GEP geeft het doel aan, hierboven is de beoordeling 'goed' (bron: Rijkswaterstaat).

	Water- en oeverplanten		Macrofauna		Vis	
Waterlichaam	2015	GEP	2015	GEP	2015	GEP
Nederrijn-Lek	Matig	0,42	Ontoereikend	0,48	Matig	0,17
IJssel	Goed	0,44	Ontoereikend	0,56	Matig	0,34
Bovenrijn-Waal	Goed	0,23	Ontoereikend	0,50	Ontoereikend	0,31

Om de kwaliteit van het rivierwater te verbeteren zijn maatregelen nodig. In de eerste planperiode zijn in elk van de drie Rijntakken verschillende maatregelen uitgevoerd, zoals de aanleg van tweezijdig aangetakte nevengeulen, eenzijdig aangetakte strangen, uiterwaardverlagingen en het verwijderen van kades (BPRW 2009-2015). De monitoringsresultaten van het landelijke meetnet (MWTL) laten echter nog geen duidelijke verbetering zien (Reeze *et al.* 2017). De door de KRW beoogde herstelperiode lijkt te ambitieus: ook op Europese schaal hebben de eerste tien jaar van de KRW nog maar nauwelijks verbetering laten zien (Hering *et al.* 2010). Aangetaste ecosystemen hebben ook een herstelperiode van meerdere jaren nodig nadat een maatregel is uitgevoerd. Hoe lang deze periode is verschilt per maatregel, maar ook per soortgroep en per watersysteem en wordt sterk beïnvloed door de aanwezigheid van negatieve drukfactoren zoals onvoldoende chemisch/fysische waterkwaliteit, scheepvaart of de aanwezigheid van exoten, maar ook door het wel of niet aanwezig zijn van bronpopulaties (Noordhuis, 2016). Met deze factoren wordt vooralsnog nauwelijks rekening gehouden bij het prioriteren van maatregelen. Uitgangspunt is dat het opheffen van de hydromorfologische veranderingen die het systeem hebben aangetast weer tot (enig) herstel van de oorspronkelijke natuurlijke situatie leiden (er tegelijk vanuit gaande dat de goede waterkwaliteit ook bereikt wordt). Leidend voor het maatregelen programma is ook wat er praktisch haalbaar is,

gezien alle randvoorwaarden vanuit andere functies. Monitoring wijst vervolgens uit tot welk herstel dit leidt en zo nodig worden aanvullende maatregelen gedefinieerd. Deze praktische werkwijze voorkomt dat men op elkaar blijft wachten als het gaat om herstelmaatregelen (“moet eerst de waterkwaliteit goed zijn, of kun je al met inrichtingsmaatregelen beginnen?”). Tegelijk maakt het de uitkomst van de herstelmaatregelen onzeker omdat niet altijd alle bepalende factoren in beeld zijn.

1.3 Pilot rivierhout

Omdat de ecologische kwaliteit in de Rijntakken nog niet duidelijk vooruit gaat, onderzoekt Rijkswaterstaat welke aanvullende maatregelen het herstelproces kunnen versnellen. Hierbij is het aanbrengen van rivierhout als mogelijke optie naar voren gekomen. Om de effecten van het aanbrengen van rivierhout in de Nederlandse Rijntakken te onderzoeken is Rijkswaterstaat een pilot gestart waarbij rivierhout in de vorm van complete bomen (met wortels en takken) op verschillende plekken onder water is verankerd en dit gedurende drie jaar is gemonitord.

Doelen

Het doel van de pilot is om te onderzoeken wat het effect is van het aanbrengen van rivierhout op macrofauna en vis in de Nederlandse Rijntakken, en wat hierin de bepalende factoren zijn. Macrofauna en vis zijn de twee kwaliteitselementen waar een effect op verwacht wordt en die er momenteel slecht voor staan in de Rijntakken (tabel 1.1). Nevendoelen van het onderzoek zijn: verkennen op welke manier dit veilig kan en op welke manier dit het beste gemonitord kan worden. De onderzoeksvragen zijn per kwaliteitselement nader gespecificeerd, zie hiervoor de hoofdstukken 2 en 3. De veiligheidsaspecten worden hieronder toegelicht.

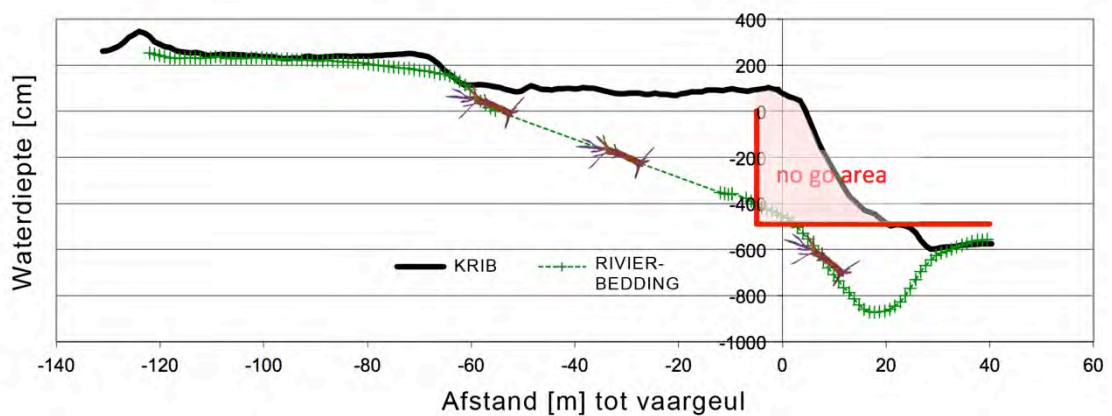
Randvoorwaarden

De Rijntakken maken deel uit van één van de drukst bevaren scheepvaartroutes in Europa. Het is dan ook een belangrijke taak van Rijkswaterstaat om de rivier geschikt te houden voor deze functie. Vanuit dit oogpunt is dan ook extra aandacht uitgegaan naar de veiligheid voor scheepvaart bij het aanbrengen van de bomen voor de pilot rivierhout. De bomen mogen op geen enkele wijze hinder opleveren voor de schepen, zowel bij reguliere afvoeren als bij hoogwater. Daarom is bij het zoeken van locaties en het aanbrengen van de bomen uitgegaan van de volgende richtlijnen:

- Bij voorkeur in nevenwateren;
- Bij plaatsing in een kribvak, alleen achter de stroomschaduw van de krib of in diepe erosiekuilen (zie figuur 1.1 en 1.2);
- Stevige verankering van de bomen, zodat deze ook bij hoogwater niet van hun plek komen;
- Grootste deel van de boom ligt permanent onder water (blijft langer intact).



Figuur 1.1 Principeschets dood hout nabij de krib. De boom ligt in de stroomschaduw van de krib (stroming komt van rechts) in de figuur.



Figuur 1.2 Dwarsdoorsnede door een kribvak (groene lijn), net achter de krib (zwarte lijn). Voor het plaatsen in het kribvak moet de boom vanuit scheepvaartveiligheid ofwel ver genoeg achter de normaallijn blijven (0), ofwel diep genoeg in de erosiekuil.

Het plaatsen van de bomen

Er zijn verschillende methoden uitgetoetst voor het plaatsen en verankeren van de bomen, omdat dit onderdeel vormde van de onderzoeksvragen. De werkwijze is uitgebreid beschreven in Liefveld (2015). Uitgangspunt is dat het veilig moet zijn in verband met de scheepvaartfunctie en tegelijk niet teveel onnatuurlijk substraat, bijvoorbeeld in de vorm van beton en staal, introduceert. Het doel van de maatregel is immers om *natuurlijk* substraat terug te brengen in de rivier. Grofweg zijn vier verankeringsmethoden toegepast:

- Verankering van de bomen met kettingen aan stalen balken die in de waterbodem aangebracht zijn (van toepassing in geulen en kribvakken die niet te diep zijn (<1,5m);
- Verankering van de bomen met kettingen aan stalen balken die op de (droge) oever aangebracht zijn (van toepassing in smalle nevengeul of vistrap);
- Verankering van de bomen met kettingen aan beton als ballast, dat tezamen wordt afgezonken (van toepassing op diepe plekken, waar geen balken ingetrild kunnen worden);

- Verankering tussen houten palen met een staalkabel (alleen van toepassing in nevenwateren zonder groot risico op scheepvaarthinder).

In eerste instantie zijn de bomen als eenlingen aangebracht. Bij later uitgevoerde pilots is ernaar gestreefd om meerdere bomen bij elkaar te plaatsen in clusters.

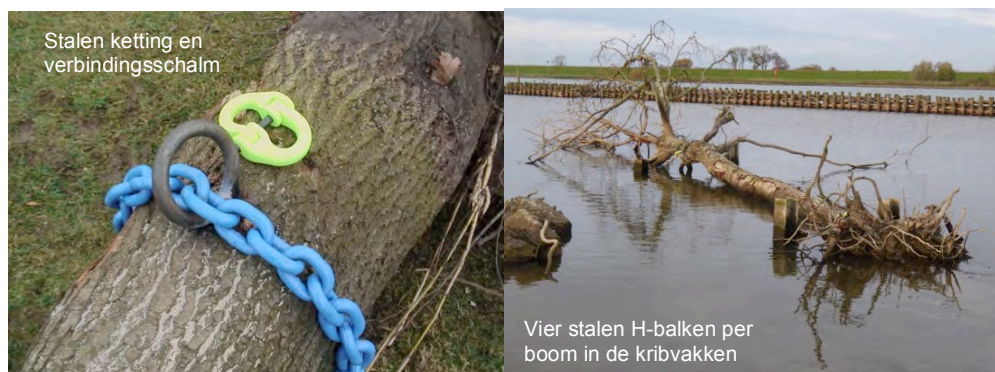


Foto 1.1: Voorbeelden van bevestigingsmethoden in de pilot rivierhout.

Riviercorrigerende constructies

In aanvulling op de pilotlocaties waar losse bomen zijn aangebracht, is de pilot rivierhout uitgebreid met onderzoek naar de effecten van rivierhout in riviercorrigerende constructies. Als het rivierhout ook in deze constellatie een meerwaarde blijkt te hebben, kan dit namelijk tot win-win situaties leiden in combinatie met hoogwaterveiligheid. In de praktijk zou voor de ecologische effecten de meerwaarde van deze toepassing kunnen afwijken, omdat er in het algemeen alleen de stammen gebruikt worden en niet de takken en het broekstuk (wortels).



Foto 1.2 Aanbrengen van de stammen in de riviercorrigerende constructie in de Redichemse waard.

1.4 Onderzoeklocaties

Bij de selectie van de onderzoeklocaties voor de pilot rivierhout is gezocht naar locaties met:

- Riviertrajecten met weinig scheepvaart
- Beperkte waterpeilfluctuaties (i.v.m. onder water liggen bomen)
- Geen sterke daling van waterstand als de stuwen open gaan; dus benedenstrooms in een stuwpan (i.v.m. onder water liggen bomen);
- Zowel stromend water als locaties met stagnant water (om de invloed van stroming te onderzoeken);
- Zowel in hoofdstroom als in nevenwateren (om het effect in beide watertypen te onderzoeken);
- Op diepe en ondiepe plekken (om de invloed van licht te onderzoeken).

Voor de onderzoeklocatie voor de riviercorrigerende constructie gelden andere randvoorwaarden. Hier is gezocht naar een locatie waar rivierkundige problemen speelden, in dit geval bovenmatige aanzanding in de vaargeul (zie locatie "Redichemse waard").



Figuur 1.3 Overzicht locaties pilot rivierhout: 1) Everdingen, 2) Maurik, 3) Wageningen, 4) Aersoltweerde, 5) Redichem. Voor een compleet overzicht, zie bijlage 1.

Everdingen

De locatie Everdingen vormde eigenlijk de aanleiding voor de pilot rivierhout. In het verleden (2005) zijn hier aan beide oevers van de Lek rijshouten vooroevers aangebracht. Doel was op deze wijze de nadelige effecten van golfwerking als gevolg van scheepvaart te mitigeren. De verwachting was dat hiermee de waterplanten beter tot ontwikkeling zouden kunnen komen en in hun kielzog ook vis en macrofauna zouden kunnen profiteren. Monitoringsresultaten lieten echter zien dat de vooroevers

geen sleutelfactor zijn voor de waterplantenontwikkeling: er was geen duidelijk verschil tussen de onbeschermd kribvakken en de kribvakken met vooroevers (Liefveld & Bak 2012). Er moest dus verder gezocht worden naar mogelijkheden om de ecologische kwaliteit van de Lek te verbeteren. De idee ontstond om hiervoor een test uit te voeren met rivierhout.

Bij Everdingen zijn in januari 2014 drie grote dode bomen (eiken), met wortel en kruin, geplaatst en verankerd in een kribvak achter een van de rijshouten vooroevers en drie in een éézijdig aangetakte strang (foto 1.3). De bomen zijn met kettingen verankerd aan stalen H-profielen die in de rivierbodem zijn getrild. Dit riviertraject is gestuwd, dus er is weinig stroming in het water.



Foto 1.3 Het aanbrengen van bomen in een kribvak langs de Lek nabij Everdingen in januari 2014.



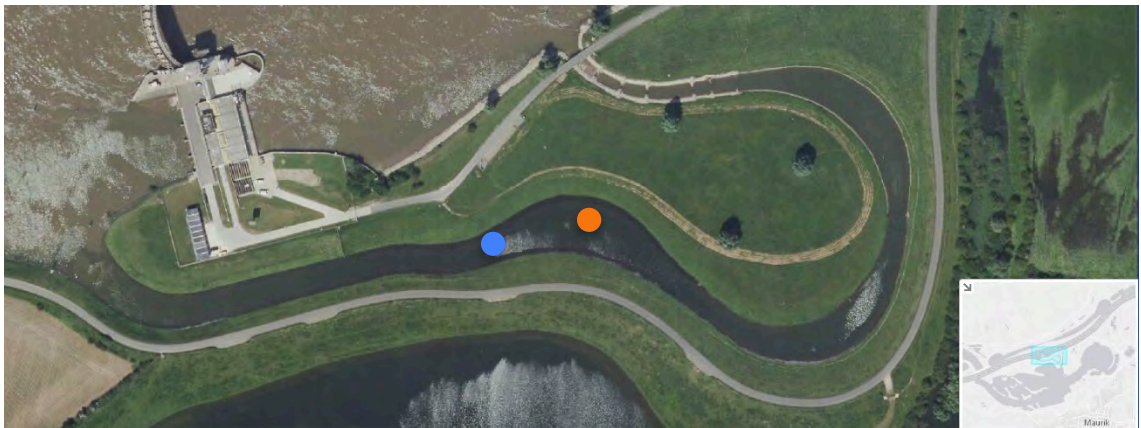
Foto 1.4 Locatie Everdingen: bij elk van de blauwe bolletjes is één boom verankerd, bij de oranje bolletjes twee bomen. (luchtfoto: Geoweb, Rijkswaterstaat).

Amerongen/Maurik

In december 2013 zijn in de vispassage bij stuw Amerongen/Maurik (Nederrijn) drie grote dode bomen (weer eiken), met wortel en kruin, geplaatst en verankerd op de oever, verdeeld over twee sublocaties (figuur 1.5). In de vistrap stoomt het water aanzienlijk, maar de bodemmorfologie is in hoge mate kunstmatig (stenen).



Foto 1.4 Op de oever verankerde boom in de vispassage van Stuw Amerongen, Nederrijn, Maurik (januari 2014).

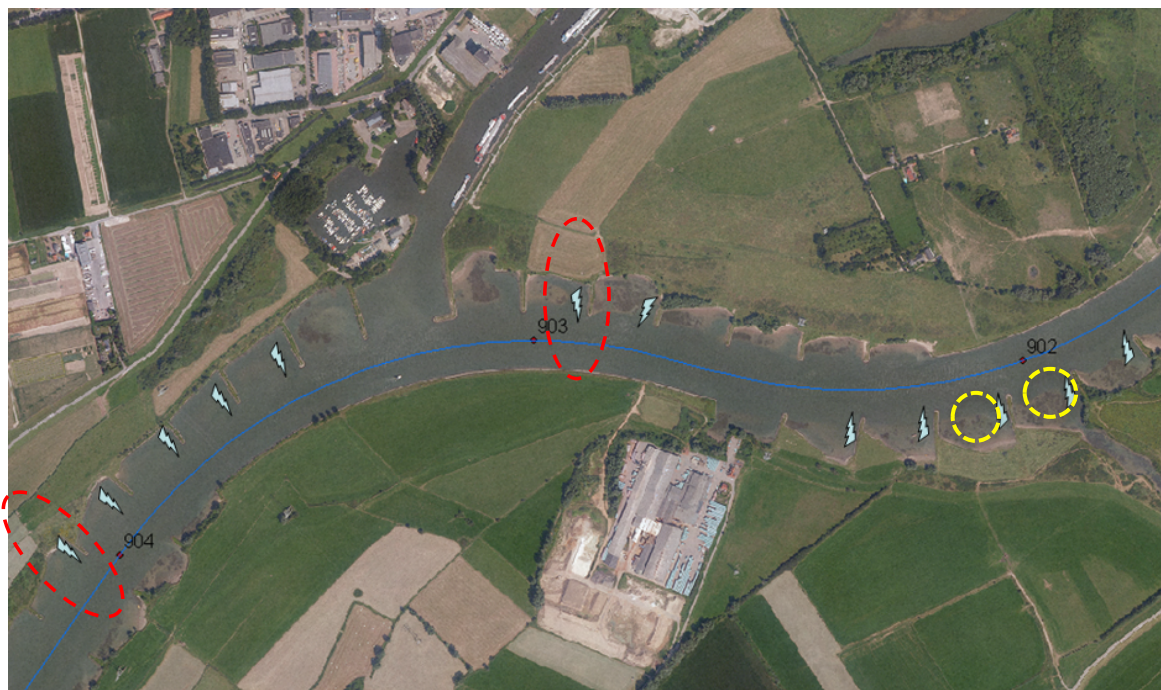


Figuur 1.5 Locatie Amerongen/Maurik: bij het blauwe bolletje is één boom verankerd, bij het oranje bolletje twee. (luchtfoto: Geoweb, Rijkswaterstaat)

Wageningen

Aan de rechteroever van de Nederrijn bij Wageningen zijn in eerste instantie zes bomen in erosiekuilen aangebracht. De idee hierachter is dat op deze plekken nog stroming plaatsvindt, zelfs in een gestuwd traject als de Nederrijn-Lek. Bovendien was de gedachte dat door aanzanding achter het rivierhout de kuilen misschien ondieper zouden worden.

De potentiële locaties hiervoor zijn geselecteerd op basis van de criteria 'ligging buitenbocht' en 'weinig peilfluctuaties'. De rood omcirkelde locaties zijn uiteindelijk geselecteerd (904.040 en 902.880) voor de pilot op basis van de diepte van de erosiekuil en de vrij beschikbare ruimte in het kribvak. Ze zijn zo geplaatst dat scheepvaart geen hinder ondervindt. Op elk van deze twee locaties liggen drie verzwaarde bomen op drie verschillende dieptes: diep, matig diep en ondiep. Dit is gedaan om het effect van lichtinval op de ecologische waarde te kunnen toetsen. In 2015 zijn op nog twee locaties op de linkeroever twee bomen per plek in erosiekuilen aangebracht (figuur 1.6).



Figuur 1.6 Locaties van de bomen in erosiekuilen bij Wageningen. Op de rood omcirkelde locaties is in 2014 rivierhout geplaatst (rkm 904.040 en 902.880). Op elk van deze twee locaties liggen drie verzwaarde bomen op drie verschillende dieptes: diep, matig diep en ondiep. In 2015 zijn op de geel omcirkelde locaties ook nog twee bomen per erosiekuil aangebracht.

Aersoltweerde¹

Eind 2014 zijn in de IJssel bij Hattem vier grote dode bomen, met wortel en stam (zonder takken) geplaatst en verankerd aan palen in de pas opgeleverde KRW-nevengeul Aersoltweerde. Deze geul is tweezijdig aangetakt en dus meestromend. Later zijn er bomen bijgeplaatst, zodat nu vier clusters van drie bomen in de geul liggen (foto 1.5). De geul is relatief ondiep en staat bovendien geregeld gedeeltelijk droog bij lage afvoeren. (Op dit aspect voldoet deze locatie niet aan het selectie criterium dat de bomen altijd onder water moeten liggen.) In de geul komen

¹ Deze locatie is geen onderdeel van de pilot, maar is uitgevoerd door Waterschap Vallei en Veluwe. De biologische monitoring van deze locatie is wel meegenomen in de pilot rivierhout.

waterplanten als rivierfonteinkruid, veenwortel en schedefonteinkruid voor, die ook veel voorkomen in de uitvliet van gemaal Antlia, waar de geul op uitkomt.



Foto 1.5 Drie verankerde bomen, zonder takken, met broekstuk, in de nevengeul bij Aersoltweerde (Hattem) (foto RWS).



Figuur 1.7 Locatie Aersoltweerde bij Hattem: bij elk van de gele bolletjes zijn drie bomen verankerd. (luchtfoto: Geoweb, Rijkswaterstaat)

Redichemse waard

Medio 2015 zijn in de Lek bij de Redichemse waard nabij Culemborg vier schermen aangebracht van boomstammen om de stroming meer naar het midden van de rivier te dirigeren, zodat de rivierbodem zich hier verdiept. Hierbij zijn analoog aan de reguliere rijshouten schermen (in de Lek bij Everdingen en de Nederrijn bij Wageningen) boomstammen als palen de bodem ingetrild waartussen boomstammen (zonder takken en wortels) zijn afgezonken (foto 1.6). Deze bomen zijn aan elkaar verankerd met kettingen om eventueel wegdrijven te voorkomen. Bovenop is de constructie afgesloten met staaldraad. Deze proef is opgezet om te kijken of het gebruik van hout in riviercorrigerende constructies ook een positief effect heeft op de vis- en macrofaunagemeenschap. Ter vergelijking zijn ook twee losse bomen verankerd in de rivier, een klein stukje stroomafwaarts. Deze locatie is relatief ondiep (ca. 2m) en ligt in een gestuwd traject van de Lek. De stroomsnelheid is laag, maar er is wel een snelvaarzone aanwezig voor recreatievaart.



Foto 1.6 Aanleg van de bomenschermen in de Redichemse waard.



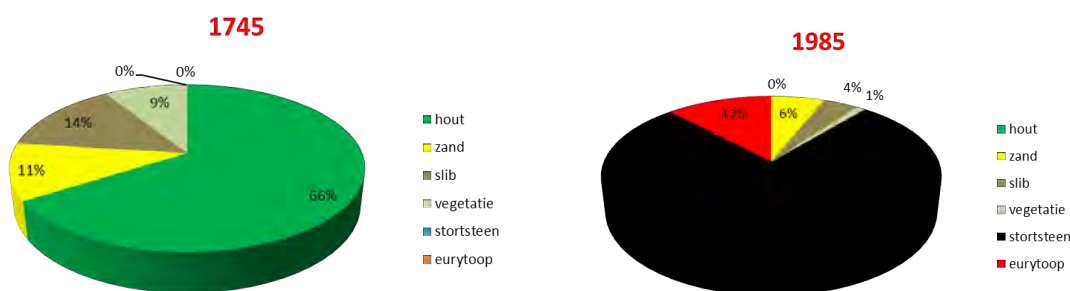
Figuur 1.8 Locatie Redichemse waard bij Culemborg: het rode lijntje geeft de ligging van de schermen weer, bij het blauwe bolletje zijn twee bomen verankerd. (luchtfoto: Geoweb, Rijkswaterstaat)

2 Effecten op macrofauna

2.1 Inleiding

Macrofauna zijn, anders dan het woord doet vermoeden, kleine waterdierpjes (ongewervelden) die onder water leven op de bodem van de rivier (of op structuren onder water). Sommige soorten zijn larven van vliegende insecten, zoals libellen of muggen, maar er zijn ook slakken, kreeftjes, wormen en tweekleppigen (b.v. zoetwatermosselen). Welke soorten aanwezig zijn wordt in sterke mate bepaald door de waterkwaliteit en de aanwezigheid van onderwaterhabitats, zoals waterplanten, grind, zand, slib, etc. Daarom is macrofauna een goede indicator voor de ecologische toestand van een water. In de maatlatten van de KRW vormt deze groep voor rivieren dan ook één van de vier kwaliteitselementen waarop de biologische waterkwaliteit getoetst wordt (naast waterplanten, vis en fytoenthos).

Voor de grootschalige kanalisatie- en normalisatiewerken in de Nederlandse rivieren werden uitgevoerd, was de samenstelling van de macrofaunagemeenschap heel anders dan tegenwoordig. Omdat er in die tijd geen macrofauna-analyses gedaan werden, kunnen we hier alleen een beeld van krijgen op basis van de analyses van macrofaunaresten in oude rivierafzettingen (Klink 1989). Hieruit blijkt dat nog geen driehonderd jaar geleden de macrofaunagemeenschap volledig werd gedomineerd (66%) door soorten die op hout leven (figuur 2.1 links). Tegenwoordig is dat totaal anders: 77 % van de soorten heeft steen als preferent habitat (figuur 2.1 rechts). Soorten die op hout leven zijn nagenoeg verdwenen. Dit vertaalt zich ook in een verschil in KRW-score: in 1745 zou die 0,85 zijn geweest ("zeer goed"), terwijl de score in 1985 nog slechts 0,35 was ("ontoereikend"). Deze score is berekend op de R7 maatlat voor natuurlijke wateren, op basis van de gemiddelde EKR-score van monsters uit beide perioden.



Figuur 2.1 Aandeel macrofaunasoorten in 1745 en 1985 in de Nederlandse Rijntakken (gebaseerd op aantallen). De situatie in 1745 is afgeleid uit resten van de macrofauna in oude rivierafzettingen, de situatie in 1985 uit een driftmonster, beide langs de Waal (figuur naar: Klink 2017, data: Klink, 1989).

Het is logisch dat de houtsoorten zijn verdwenen: er komt immers geen hout meer voor in de Nederlandse grote rivieren. Bovenstaande analyse maakt wel duidelijk waar de grootste winst te behalen valt om de ecologische toestand voor macrofauna

te verbeteren: breng meer natuurlijk substraat, in de vorm van hout terug in de rivier. Uiteraard zijn er nog veel meer verschillen tussen de rivieren anno 1745 en nu. Maar omdat macrofaunasoorten sterk aan een bepaald substraat gebonden zijn, meer dan bijvoorbeeld vis, is de verwachting zeker gegrond dat het terugbrengen van houtig substraat zal leiden tot meer kenmerkende riviersoorten (wat zich vervolgens kan vertalen in een betere KRW-score). Overigens geldt dit, zij het in mindere mate, ook voor water- en oevervegetatie als substraat (figuur 2.1).

Voor de berekening van de EKR-score voor macrofauna zijn met name kenmerkende soorten en de zogeheten EPT-soorten (haften, steenvliegen en kokerjuffers) belangrijk. Dit zijn soorten die kenmerkend zijn voor stromende rivieren op zand volgens de KRW-maatlatten (van der Molen *et al.* 2012). Veel van deze soorten zijn inmiddels verdwenen uit de Nederlandse rivieren, het is de vraag of deze met de herintroductie van rivierhout weer terug kunnen keren. Naast deze indicatoren wordt in de analyse ook aandacht besteed aan karakteristieke riviersoorten, die niet allemaal in de KRW-maatlatten zijn opgenomen (expert judgement, A. Klink, zie bijlage 3).

Onderzoeksvragen

Voor macrofauna zijn de onderzoekdoelen uit paragraaf 1.2 nader gespecificeerd in de volgende deelvragen:

1. Wat is het effect van rivierhout op het aantal en de abundantie van soorten die belangrijk zijn voor de KRW (kenmerkende riviersoorten, exoten, karakteristieke soorten en EPT-soorten) en wat is het effect op de KRW-score?
2. Wat zijn de verschillen tussen de locaties? Is er een ontwikkeling in de tijd? Hoe verloopt het kolonisatieproces? Is er verschil tussen de verschillende onderdelen van de boom (takken-stam-broekstuk)? Hoeveel (kwantiteit) macrofauna zit er op het rivierhout?
3. Wat zijn de belangrijkste sleutelfactoren (stroming, licht)?
4. Hoe verhouden de resultaten van de pilot rivierhout zich tot de MTWL-data en paleo-monsters?
5. Wat is de beste bemonsteringsmethode?
6. Komt er voldoende macrofauna het land binnen?

2.2 Opzet en werkwijze

Bemonsteringen

De macrofaunabemonsteringen zijn op verschillende manieren uitgevoerd om de meest geschikte bemonsteringsmethode te bepalen (vijfde onderzoeksvraag).

Takken zagen

De reguliere methode voor het bemonsteren van rivierhout is het afzagen van takken die vervolgens afgeborsteld en afgespoten worden boven een net. Deze methode is toegepast bij Maurik en Everdingen. Het afborstelen van de takken is overeenkomstig

het RWS voorschrijf voor de bemonstering van vast substraat (Naber, 2005). Nadeel van deze methode is dat er steeds minder takken aan de boom komen te zitten. Bovendien liggen sommige bomen te diep om op deze manier te bemonsteren. Daarnaast blijft bij deze bemonsteringsmethode onbekend wat op stam en het broekstuk (de wortels) leeft, misschien is dat anders. Voor dit onderzoek is de reguliere methode dus niet toereikend.

Prefab demontabele stukken

Om dit probleem te ondervangen zijn bij enkele bomen van te voren demontabele stukken hout gemonteerd. Hiervoor zijn stukken van de bast en de broek afgezaagd en met vleugelmoeren weer vastgezet. Dit is toegepast bij de locatie Wageningen, waar de bomen in diepe erosiekuilen liggen. De demontabele stukken werden door duikers naar boven gebracht, zodat ze boven water afgeborsteld en afgespoeld konden worden (foto's 2.1 en 2.2). Deze methode is non-destructief en het voordeel is dat ook de stam en het broekstuk bemonsterd kan worden (wat bij de eerste methode niet kan).



Foto 2.1 Links: een demontabel stuk van de stam wordt op de boom geschroefd voor de tewaterlating. Een duiker brengt in een net een demontabel stuk stam naar boven. (foto's: A. Klink)



Foto 2.2 Afspoelen van demontabel stuk wortelkluit bij Wageningen (links). Afborstelen van stenen (rechts). Foto's: links: RWS, rechts: Bureau Waardenburg.

Gehele boom

Om te achterhalen in hoeverre een dergelijke bemonstering representatief is voor wat zich op een gehele boom bevindt, is in het voorjaar van 2014 ter oriëntatie éénmalig een boom in zijn geheel uit de vistrap van Maurik getakeld en afgespoten (foto 2.3). Hiermee is voor het eerst het totale aantal organismen op een boom vastgesteld. Omdat deze methode erg kostbaar is en bovendien sterk verstorend, is het slechts als éénmalige actie uitgevoerd.



Foto 2.3 In april 2014 is een gehele boom uit de vistrap bij Maruik getakeld en afgespoeld om de gehele macrofaunagemeenschap in beeld te brengen. (foto: A. Klink).

Air lift

Een vierde bemonsteringsmethode die is toegepast is de air lift. Dit is een soort 'onderwaterstofzuiger' die geschikt is voor macrofauna bemonstering op harde substraten. De stofzuiger heeft een zuigmond waar perslucht in gespoten wordt. Doordat deze naar boven ontsnapt stroomt het water (met macrofauna en los sediment) aan de onderkant naar binnen. Het water gaat vervolgens in de buis omhoog en komt uit in een reservoir waar het water en macrofauna gescheiden wordt door een filter. De kop van de zuiger kan met borstels of schrapers worden aangepast aan de omstandigheden (foto 2.4).

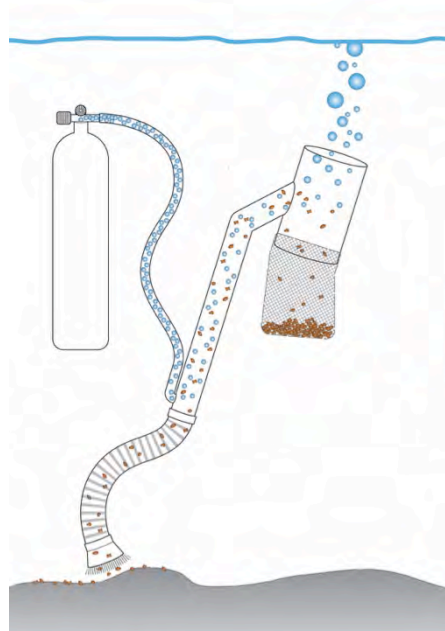


Foto 2.4 Air lift in gebruik door een duiker (links) en boven water (rechts). Foto links: © Peter van Rodijnen, rechts: principetekening van de air-lift (Bureau Waardenburg).

Op deze wijze kan onder water een substraat bemonsterd worden dat verder intact blijft. Door gebruik te maken van een kwadrant waarbinnen het oppervlak afgezogen wordt, is de methode nauwkeurig, kwantitatief en reproduceerbaar. Deze methode is in 2015 en 2016 experimenteel toegepast, parallel met reguliere bemonsteringsmethoden om de vergelijking te kunnen maken.

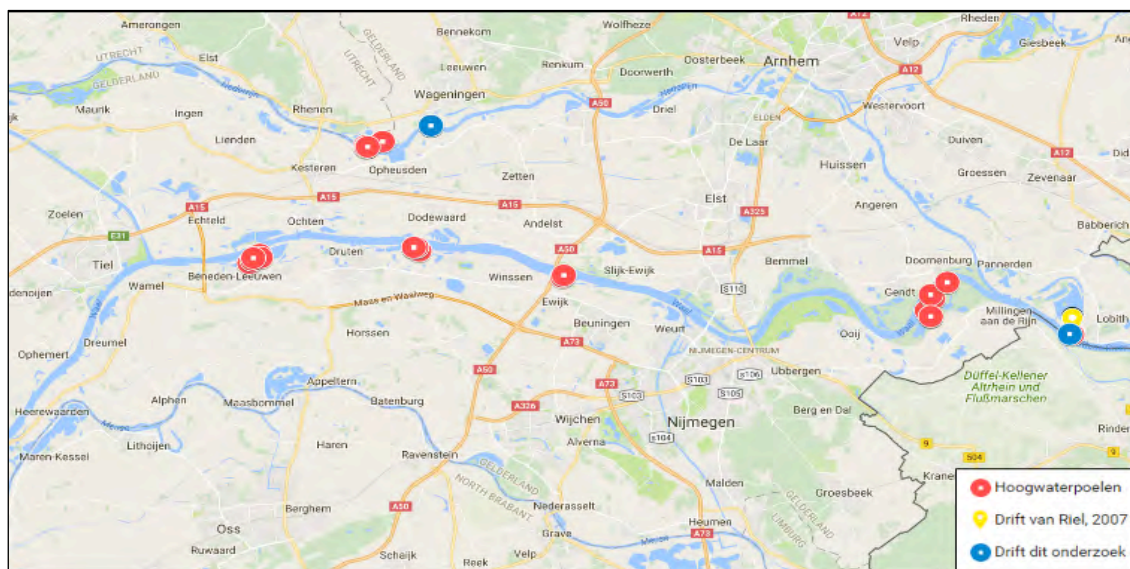
Voor de behandeling van de monsters wordt verwezen naar Klink (2017). Een overzicht van alle macrofaunabemonsteringen in de periode 2014-2016 staat in bijlage 2.

Over 2014 en 2015 is een uitgebreide analyse gedaan door middel van ordinatie van de monsters met CANOCO. Over de gegevens van 2014-2016 is de analyse gedaan door vergelijking van (gemiddelde) kentallen. Deze kentallen hebben betrekking op EPT-soorten, karakteristieke en kenmerkende soorten, exoten en EKR-score.

Driftmetingen

In aanvulling op de macrofaunabemonstering van het rivierhout, is ook onderzocht hoeveel en welke macrofaunasoorten Nederland eigenlijk binnen komen via drift uit Duitsland (onderzoeksvraag 6). Dit geeft een beeld van het potentiële aanbod aan soorten en daarmee een betere inschatting van de effectiviteit van het rivierhout. Immers: soorten die niet aanwezig zijn of binnenkomen via drift of ei-afzetting, kunnen ook niet op het rivierhout terecht komen. Voor deze analyse zijn monsters onderzocht uit hoogwaterpoelen en inundatiekolken en zijn driftmonsters geanalyseerd (van Riel 2007 en Klink 2016b). De hoogwaterpoelen liggen verspreid langs de Waal en in de Blauwe Kamer bij Rhenen. De driftmonsters zijn genomen bij het meetponton bij Lobith en in de Nederrijn bij Wageningen (figuur 2.2a). De monsters zijn met netten

genomen (handnet of driftnet). De aangetroffen hoeveelheden macrofauna zijn omgerekend naar totaalhoeveelheden aan de hand van de afvoer bij Lobith, om een idee te krijgen van de omvang van de drift.



Figuur 2.2a Ligging van de monsterpunten driftmetingen

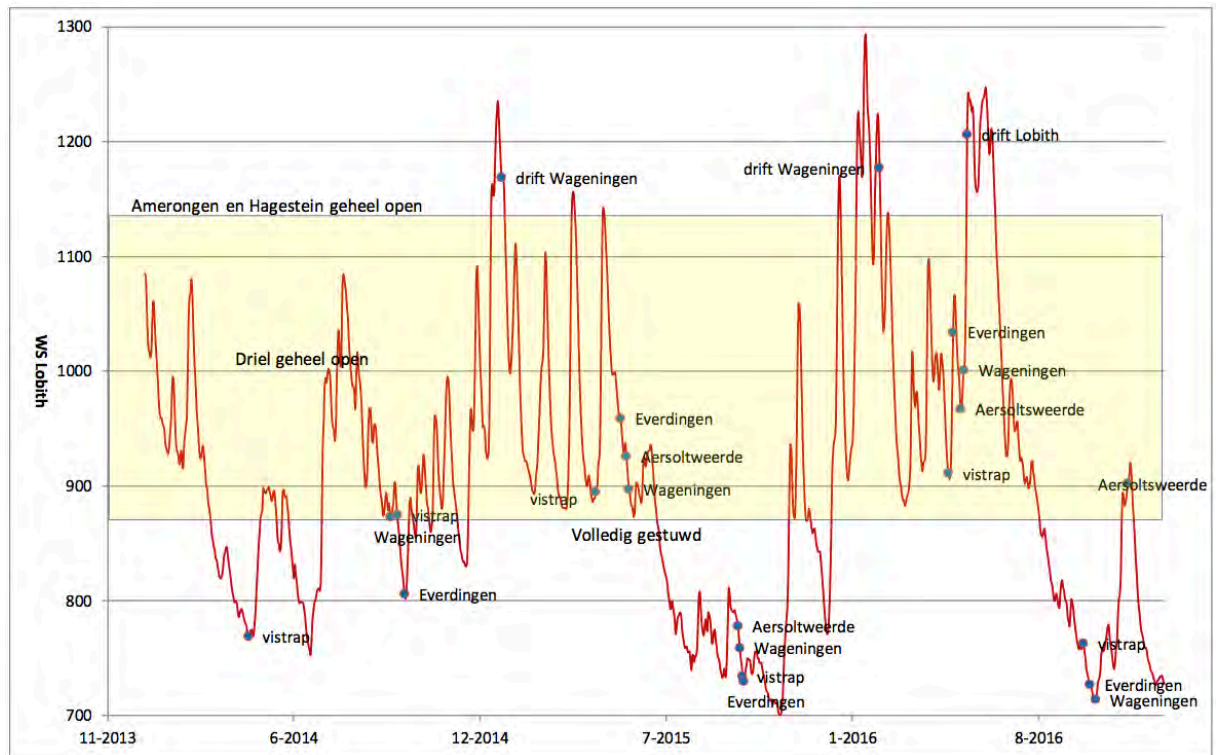
Tijdstip van bemonsteren

De macrofaunagemeenschap is seizoensafhankelijk. Een deel is jaarrond aanwezig, zoals tweekleppigen, slakken of wormen, maar met name voor de insectenlarven maakt het veel uit wanneer de bemonstering plaatsvindt: de meeste insecten vliegen namelijk uit in het late voorjaar en de vroege zomer. Omdat hier nu juist veel kenmerkende soorten onder vallen, die relevant zijn voor de KRW, is het van belang dit moment voor te zijn bij de bemonstering. In de standaard KRW-monitoring (MWTL) wordt juist in het najaar bemonsterd. Dit is om praktische redenen: in het voorjaar is de waterstand vaak te hoog, wat tot grote fluctuaties in bemonsteringsdata leidt. In de pilot rivierhout is juist wel bemonsterd in het voorjaar, maar ook in het najaar, om een vergelijking met de MWTL-data mogelijk te maken.

In het aanvullende drift onderzoek zijn afwijkende bemonsteringsmomenten gekozen, die uiteraard afhankelijk zijn van het moment waarop een hoogwaterpiek(je) optreedt. Binnen de pilot rivierhout was dit het geval op januari 2015, februari 2016 en juni 2016 (zie figuur 2.2).

Macrofauna verspreidt zich deels actief via eiafzet, maar vooral via drift (passieve verspreiding door de waterstroom). Dit treedt met name op bij verhoogde afvoeren en 's nachts zijn de dichtheden hoger (van Riel 2007, Klink 2016b). Het verloop van de waterstand is dan ook een belangrijke verklarende factor voor de macrofaunagemeenschap. In de pilotperiode (december 2013, november 2016) zijn verschillende kleine hoogwaters voorgekomen (figuur 2.2). Er is dus voldoende gelegenheid voor aanvoer van organismen via drift geweest, zoals ook blijkt uit het

aanvullende drift-onderzoek (Van Riel 2007 en Klink 2016). Bij extreme hoogwaters worden vaak nog meer zeldzame soorten aangevoerd uit het Duitse deel van het stroomgebied (Klink 2016).



Figuur 2.2 Waterstand bij Lobith op de dagen dat bemonsteringen op de verschillende locaties hebben plaatsgevonden (2014-2016).

Statistische bewerkingen

De ecologische meerwaarde van rivierhout is geanalyseerd door verschillende statistische toetsen uit te voeren. De verschillen in de macrofauna gemeenschap tussen substraattypen (bomen, kale bodem, stenen en waterplanten) zijn per locatie geanalyseerd. Ook zijn binnen het substraattypen rivierhout de verschillende onderdelen vergeleken (stam, broekstuk en takken). Dit is in beide analyses gedaan op basis van de gemiddelde EKR score en op basis van de gemiddelde totale abundantie (aantal individuen), gemiddelde totale soortenrijkdom, gemiddelde soortenrijkdom van kenmerkende en karakteristieke soorten en gemiddelde diversiteit. Diversiteit is uitgedrukt door van elke monster de Shannon-Wiener index te berekenen:

$H' = -1 * \sum (P_i * \ln(P_i))$, waarbij P_i de proportie is van de abundantie van soort i ten opzichte van de totale abundantie.

Voor het vergelijken stam, broekstuk en takken zijn alleen de locaties Wageningen en Maurik gebruikt omdat alleen van deze locaties gelijktijdig monsters van zowel de stam als broekstuk en takken zijn verzameld.

Van de locaties Wageningen en Aersoltweerde zijn monsters beschikbaar van zowel bomen, bodem, stenen en waterplanten, van Everdingen en Maurik zijn alleen monsters beschikbaar van bomen en stenen.

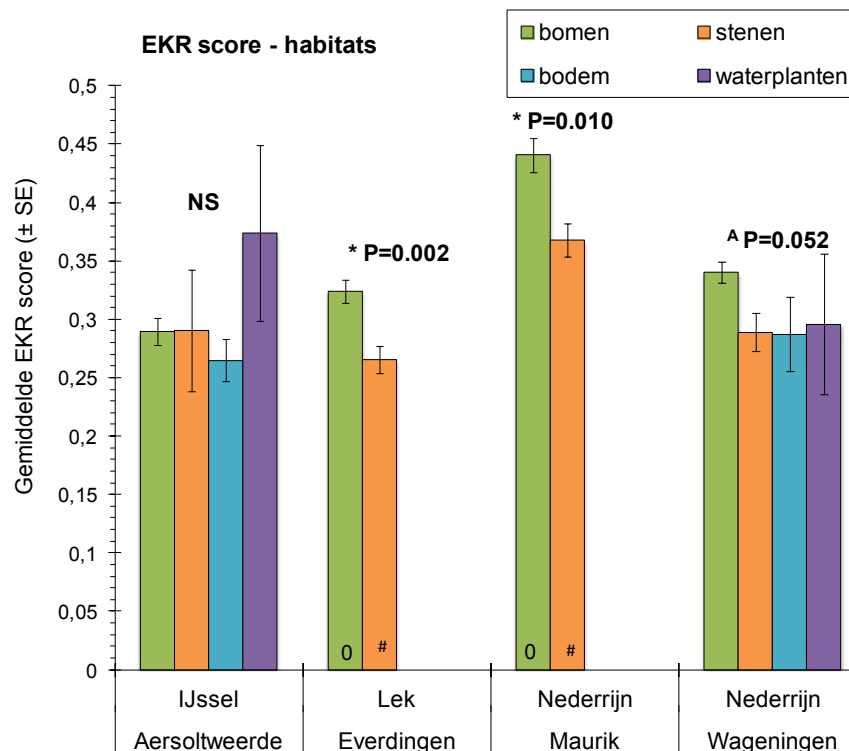
Aanvullend aan bovenstaande indicatoren is de gemiddelde soortenrijkdom en abundantie van inheemse soorten per habitatype en/of locatie vergeleken met de gemiddelde soortenrijkdom van niet-inheemse soorten (exoten).

Per variabele is per locatie (Everdingen, Maurik, Wageningen en/of Aersoltweerde) met een non-parametrische Kruskal-Wallis test onderzocht of er sprake was van een significant verschil tussen (sub)habitatypes. Hierbij is de gehele dataset van de pilot rivierhout gebruikt (alle jaren, alle monsters). De test is uitgevoerd in R, versie 3.

2.3 Resultaten en discussie

Effect van rivierhout op de KRW-score

De EKR-score voor macrofauna blijkt significant hoger te zijn op rivierhout in vergelijking met stenen (figuur 2.3). Dit geldt voor alle locaties behalve Aersoltweerde. De score op het rivierhout bij Maurik (0,44) komt zelfs in de buurt van het GEP (0,48). In Wageningen is de EKR score van bomen ook significant hoger dan van de kale bodem maar niet significant verschillend van de EKR score van waterplanten. Bij Aersoltweerde is met name de spreiding in de resultaten van de stenenbemonstering zo groot dat hier geen significant verschil met de bomen aangetoond kon worden (n=8). Hogere EKR-scores op het rivierhout zijn vooral te danken aan een hoger aandeel kenmerkende soorten, EPT soorten zijn nauwelijks aangetroffen (Klink 2017).



Figuur 2.3 Gemiddelde EKR-score voor macrofauna per habitattypen op vier onderzochte locaties (2014-2016, voor zover bemonsterd) met weergave van significantie van verschillen tussen habitattypen binnen een locatie (Kruskal-Wallis test), NS: niet significant ($p > 0.100$), ^A: bijna-significant ($p < 0.100$), *: significant ($P < 0.050$). # en 0 geeft aan voor welke habitats de EKR-score significant verschilt per locatie.

Mogelijk heeft het verschil in resultaat tussen de locaties te maken met een verschil in de lokale omstandigheden. Zo liggen de bomen op de locatie Wageningen zeer diep en donker en ligt er ook zand/slib op de diepst gelegen bomen. Mogelijk speelt hier de factor licht een rol (zie onder). Op de locatie Aersoltweerde wisselt de waterstand sterk: hier liggen de bomen geregeld droog waardoor de bomen deels weer opnieuw gekoloniseerd moeten worden (zie hoofdstuk 4).

Effect van rivierhout op de diversiteit en kenmerkende en karakteristieke soorten

KRW en diversiteit

De EKR-score is een middel om monitoringsgegevens te standaardiseren zodat watersystemen vergeleken kunnen worden en het doelbereik kan worden bepaald. Het geeft nog geen ecologisch inzicht in de toestand of knelpunten. Daarom zijn ook andere ecologische indicatoren geanalyseerd, zoals de soortenrijkdom en de aanwezigheid van kenmerkende en karakteristieke soorten. Kenmerkende soorten zijn soorten die binnen de maatlaten als kenmerkend voor R7-watertypen (waartoe de onderzochte riviertrajecten behoren) zijn aangemerkt (van de Molen *et al* 2012) en positief meetellen in de EKR berekeningen. Karakteristieke soorten zijn soorten die indicatief zijn voor een goede ecologische situatie (expert judgement A. Klink), maar

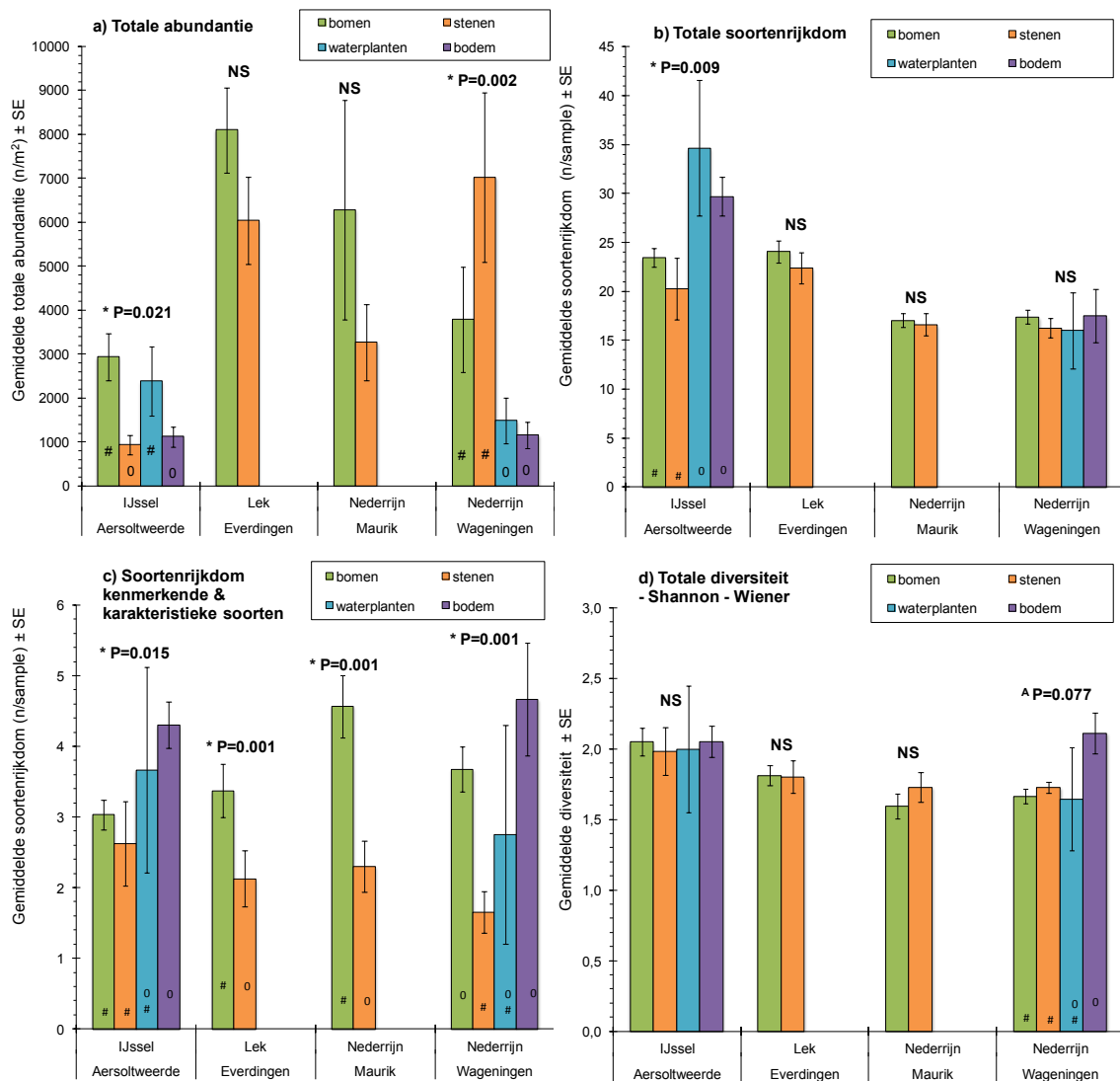
die niet als kenmerkend zijn opgenomen in de EKR-berekening (bijvoorbeeld soorten voor het eerst in de grote Nederlandse rivieren zijn waargenomen). De aanwezigheid van karakteristieke en kenmerkende soorten geeft een extra indicator of specifieke doelsoorten baat hebben bij het rivierhout. Een overzicht van de karakteristieke en kenmerkende soorten die voor deze studie geselecteerd zijn is opgenomen in bijlage 3.

Hoewel er veel unieke soorten op het rivierhout zijn aangetroffen (Klink 2017), is de gemiddelde soortenrijkdom per monster op het rivierhout niet significant hoger dan op stenen (figuur 2.4b). De soortenrijkdom is in Aersoltweerde zelfs hoger op de waterplanten en de bodem. Wel is de soortenrijkdom van kenmerkende en karakteristieke soorten per monster hoger op de bomen dan op de stenen, met uitzondering van de locatie Aersoltweerde (2.4c). De totale diversiteit (Shannon-Wiener) laat geen significante verschillen zien tussen rivierhout en de andere habitats (figuur 2.4d).

Dichtheid

Naast soortenrijkdom is ook de hoeveelheid macrofauna een relevante parameter, bijvoorbeeld in het licht van voedselwebrelaties. In Aersoltweerde is de totale dichtheid op de bomen en de waterplanten hoger dan op de stenen en de bodem. Bij Wageningen is er geen verschil in dichtheid tussen de bomen en de stenen, maar zijn de dichtheden op beide substraten wel hoger dan op de bodem en waterplanten (figuur 2.4a). Bij de andere locaties is geen verschil in de macrofaunadichtheid tussen de bomen en de stenen. Het is een normaal beeld dat de dichtheden op vast substraat hoger zijn dan op de bodem. Verwacht werd dat de dichtheid macrofauna op de bomen wellicht hoger zou zijn dan op de stenen omdat deze bomen meer structuur bieden (reliëf van de bast). Dat de dichtheid macrofauna alleen bij Aersoltweerde lager is op de stenen dan op de bomen, komt wellicht doordat de stenen in de net aangelegde geul net zo nieuw zijn als de bomen, terwijl op de andere locaties de stenen al veel langer in de rivier lagen en bedekt zijn met algen, mosselen en exoten. Bij Everdingen zijn de gemiddelde dichtheden ook hoger op de bomen, maar kon geen significantie aangetoond worden doordat het aantal stenenmonsters relatief laag is. Bij Maurik is de spreiding van de dichtheid op de bomen heel hoog omdat hier ook de monsternamen van 2014 bij zit, waarbij de hele boom is afgespoeld (en waarbij het bemonsterde oppervlakte is ingeschat).

Op de bomen in de vistrap bij Maurik zijn ook hoge dichtheden kiezelalgen en draadalgen aangetroffen, die de motor vormen voor het voedselweb op de bomen (foto 2.5 en 2.6).



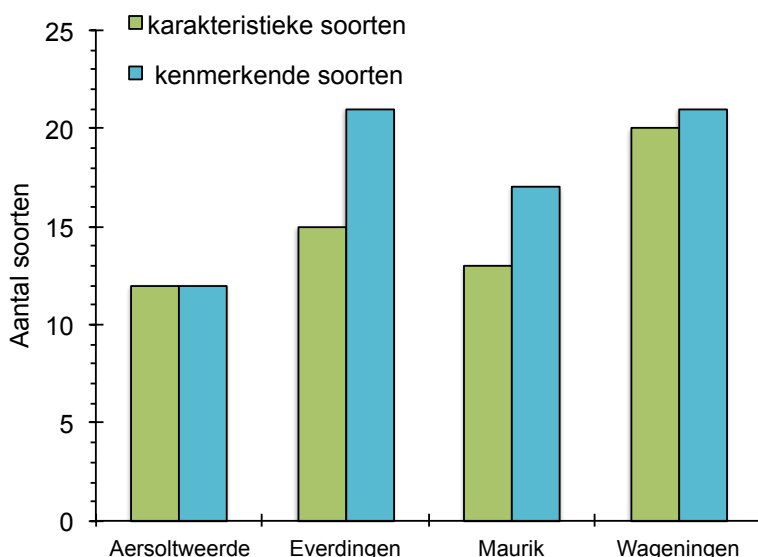
Figuur 2.4 Gemiddelde totale abundantie per m² (a), totale soortenrijkdom per monster (b), soortenrijkdom kenmerkende en karakteristieke soorten per monster (c) en diversiteit (d) van habitattypen per locatie, met weergave van significantie van verschillen tussen habitattypen binnen een locatie (Kruskal-Wallis test), NS: niet significant ($p > 0.100$), ^A: bijna-significant ($p < 0.100$), *: significant ($P < 0.050$). # en 0 geven aan voor welke habitats de parameters significant verschillen per locatie.

Meerwaarde rivierhout

Samenvattend kan gesteld worden dat het rivierhout in de Rijn en Lek (Wageningen, Maurik, Everdingen) tot een hogere EKR score leidt en meer kenmerkende en karakteristieke soorten herbergt dan andere dominante substraattypen, zoals stortsteen of kale zand/slibbodem. In de Aersoltweerde langs de IJssel is dit verschil echter niet zichtbaar. Op het niveau van de totale gemeenschap (totale abundantie, soortenrijkdom en diversiteit) onderscheidt het rivierhout zich niet duidelijk van andere substraattypen. Alleen het rivierhout in de stromende vistrap in Maurik laat een duidelijk hogere totale abundantie zien ten opzichte van alle andere onderzochte locaties en habitattypen. Deze resultaten wijzen erop dat het effect van bomen vooral

op het niveau van enkele specialistische soorten zichtbaar is (kenmerkende en karakteristieke soorten) maar (nog) geen duidelijk effect heeft op de totale gemeenschap. Dit verschil is vooral in de Lek en Nederrijn te zien en niet in de IJssel.

Op de locatie Aersoltweerde zijn in totaal ook minder kenmerkende en karakteristieke soorten aangetroffen dan op de andere locaties (figuur 2.5). Dit duidt mogelijk op een snellere kolonisatie van de locaties in de Lek en Nederrijn dan de locaties in de IJssel. Wat mogelijk een rol speelt is dat de nevengeul in Aersoltweerde een jaar minder gemonitord is: in 2014 lag op deze locatie nog geen rivierhout, maar zijn de andere locaties wel al bemonsterd. Wat ook een rol kan spelen is dat de nevengeul in Aersoltweerde waar het rivierhout in ligt, in 2014 nieuw gegraven is, zodat de locatie als geheel nog gekoloniseerd moest worden. De andere pilot locaties zijn al jaren onveranderd, zodat de kolonisatie van het nieuw aangebrachte rivierhout meteen vanuit uit de directe omgeving plaats kon vinden. Ook stroomt de nevengeul lang niet altijd mee: een deel van het jaar is het instroompunt afgesloten, wat ongunstig is voor de uitwisseling van organismen.



Figuur 2.5 Overzicht van het totaal aantal aangetroffen karakteristieke en kenmerkende soorten (bijlage 3) op de vier locaties (op basis van alle monsters) in de periode 2014-2016 (Aersoltweerde alleen 2015-2016).

Verklarende factoren

Om de invloed van de verschillende factoren op de macrofaunagemeenschap en de EKR te onderzoeken zijn CANOCO-analyses uitgevoerd (Klink 2017). Over het geheel van de uitgevoerde analyses bleken stroming, licht en het percentage Gammaridae (vlokreeften) de belangrijkste verklarende factoren te zijn voor de hoogte van de EKR (tabel 2.1).

Tabel 2.1 Variabelen die over het geheel aan analyses significant gecorreleerd zijn aan de EKR (Klink 2016a). De geteste variabelen zijn: stroming (stromende vs gestuwde trajecten), het percentage gammaridae (vlokreeften) in de monsters, invloed van licht (diepteligging), de waterstand (gemeten bij Lobith), het aantal Chironomidae (dansmuggen) per m², de mate van normalisatie van de rivier t.b.v. scheepvaart, aandeel Corophiidae (slijkgarnalen) (%) en de kolonisatieduur (tijd na het plaatsen van de bomen). Zie Klink 2016 b voor de ordinatieplots. Geanalyseerde data betreffen bredere dataset dan de pilot rivierhout (o.a. data van MWTL en buitenlandse rivieren).

Variabele	Correlatie EKR
Stroming	++
Licht	++
Waterstand	+
Normalisatie	--
Kolonisatieduur	--

De factor licht speelt waarschijnlijk een rol via het voedsel van macrofauna. Op de bomen waar licht doordringt, groeien draadalgen, waar weer verschillende soorten kiezelalgen op groeien, die bulkvoedsel vormen voor grazende macrofauna zoals dansmuggen (*Chironomidae*). Dit is de voornaamste groep die momenteel voor een positief effect op de KRW-score van het rivierhout zorgt (Klink 2016a).



Foto 2.5 Boom in de vistrap van Maurik in het najaar van 2015, begroeid met draadalgen (Klink 2016a)

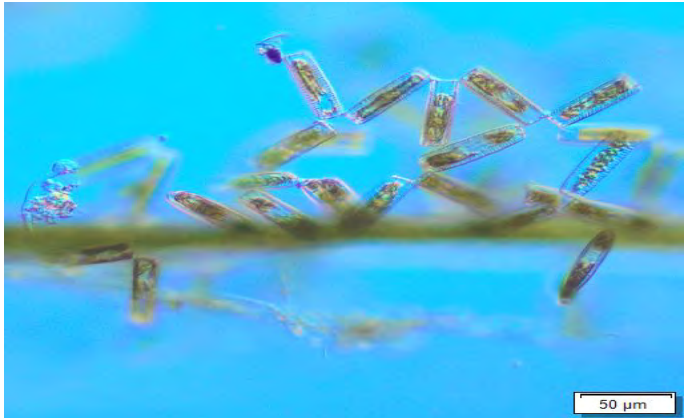


Foto 2.6 Ketting vormende kiezelalgen (*Diatoma* type) (Foto: A. Klink)

Het positieve verband van stroming op de EKR-score duidt op de aanwezigheid van positief scorende soorten die meer voorkomen in stromend water. Dit blijkt ook uit de iets hogere EKR voor macrofauna van de IJssel ten opzicht van de gestuwde Nederrijn-Lek (tabel 1.1). De relatie met het rivierhout is dat de effectiviteit van het rivierhout om dit soort soorten in te vangen groter zal zijn in stromende riviertrajecten.

Ontwikkeling in de tijd

De kolonisatie van de bomen blijkt zeer snel te verlopen: al meteen in het eerste jaar zijn grote dichtheden macrofauna op de bomen aangetroffen en waren de bomen in de vistrap al begroeid met draadalgen en kiezelalgen (Klink 2015). Gevreesd werd dat als de kolonisatie door driehoeksmosselen en/of quagga-mosselen op gang zou komen, dit het positieve effect van het hout teniet zou kunnen doen. Op stenen die begroeid zijn met mosselen domineren voornamelijk exotische Kaspische slijkgarnalen (Klink 2017) en deze vormen slijkhuisjes die vestiging van andere macrofauna belemmeren. Indien dit proces zich ook bij hout voor zou gaan doen, verschilt de waarde van hout niet meer met die van steen. Vooralsnog blijkt een kolonisatie door mosselen echter nog niet snel op gang te komen. Er vestigen zich wel mosselen, maar deze verdwijnen in de winter ook weer (Klink 2017). Het is niet duidelijk waar dit door komt.

Opgemerkt moet worden dat er in de onderzoeksperiode geen extreme hoogwaterstanden zijn opgetreden. De hoogste waterstanden deden zich voor in februari van 2016 met een hoogte van ca. 13 m. NAP bij Lobith, wat overeenkomt met ca 5000 m³/s (figuur 2.2). Deze afvoer heeft een herhalingsdij van 1/x jaar. Juist bij hoge afvoerpieken treedt grootschalige drift van macrofauna op, waarbij in de Nederlandse Rijntakken massaal kenmerkende riviersoorten uit het gehele stroomgebied instromen, in tegenstelling tot bij kleinere afvoerpieken (Klink, 1995).

Op dit moment zijn de kenmerkende soorten waarop we zitten te wachten nog ver verwijderd. De soorten die op het rivierhout terecht komen, vormen *grosso modo* een afspiegeling van de omgeving. Enkele kleine verschillen daargelaten. Na een flink hoogwater zouden er veel meer van de gewenste doelsoorten aan het hout kunnen blijven 'plakken' en zich van daaruit weer verder verspreiden.

Redichemse waard

De schermen in de Redichemse waard zijn niet meegenomen in het macrofauna-onderzoek, maar bij de morfologische metingen (Hoofdstuk 4), is wel de vestiging van (quagga)mosselen en zoetwatersponzen vastgesteld (foto onder).

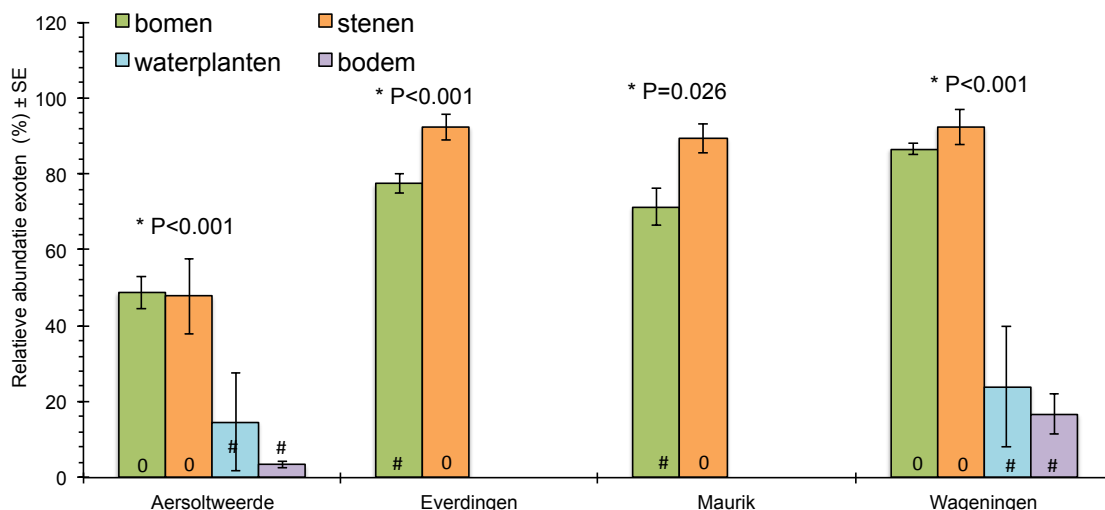


Foto 2.7 Detail van een zoetwaterspons met quagga mosselen, op stam in de schermen in de Redichemse waard, vlak boven de bodem (dus diep gelegen) in het najaar van 2016. Zoetwatersponzen zijn kritisch t.a.v. waterkwaliteit (o.a. zuurstofgehalte) en droogval. De aangroei van mosselen laat zien dat er kort na de aanleg in april 2015 broedval van mosselen is geweest en deze direct de boomstammen gekoloniseerd hebben. De begroeiing is pleksgewijs, dus geen integrale bedekking, maar plekken met veel en plekken met minder mosselen.

Exoten

Sinds in 1992 het Main-Donaukanaal volledig voor scheepvaart werd geopend is het aandeel van uitheemse soorten (exoten) in de Nederlandse zoetwatergemeenschap explosief toegenomen, met name voor vis en macrofauna. Bijna driekwart van de macrofaunagemeenschap bestaat inmiddels uit exoten, zoals Kaspische slijkgarnalen (*Chelicorophium curvispinum* en *C. rubustum*) en Kaspische vlokreeft (*Dikerogammarus villosus*). Kenmerkende soorten als eendagsvliegen, steenvliegen en kokerjuffers (en kevers) zijn nagenoeg verdwenen en vertegenwoordigen nog maar 3% van de macrofaunagemeenschap in de grote rivieren (Klink 2017). Exoten hebben een voorkeur voor hard substraat. Op stenen vertegenwoordigen ze zelfs 90% van de macrofaunagemeenschap (Klink 2017). De vraag is, of dit op hout anders is.

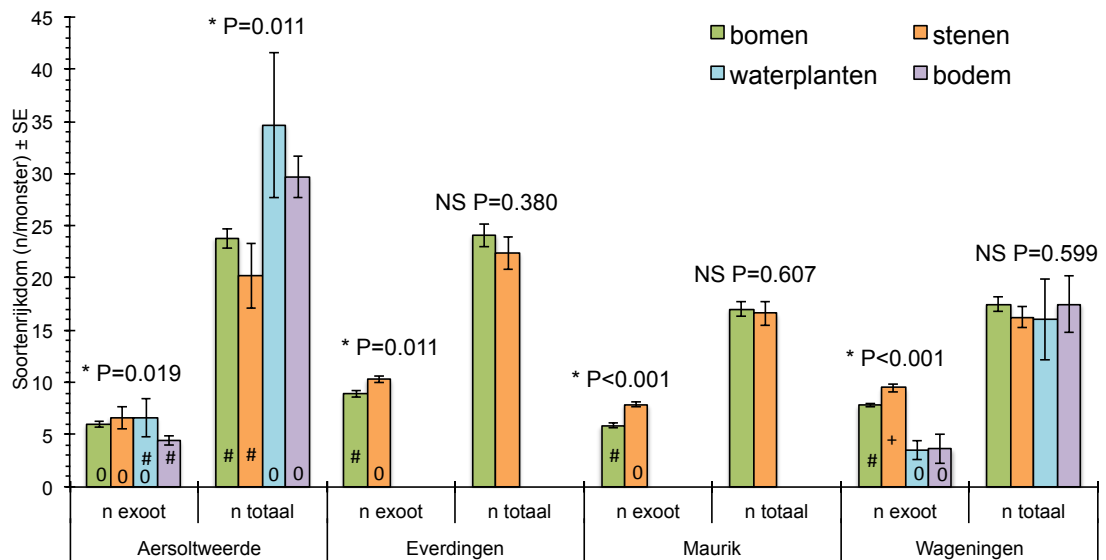
Helaas, ook op het rivierhout zijn de meest abundante soorten exoten (figuur 2.6). Alleen bij Aersoltweerde zijn nèt iets meer inheemse soorten aanwezig (figuur 2.6). Wel is het zo dat het aandeel exoten op stenen significant groter is op de locaties Everdingen en Maurik.



*Figuur 2.6 Gemiddelde aandeel niet-inheemse soorten per monster op basis van abundantie, gemiddeld per substraattypen per locatie (op basis van alle monsters). Ook is weergegeven of er een significant verschil is in substraattypen per locatie (Kruskal-Wallis test), *: significant ($P < 0.050$). # en 0 geeft aan welk relatieve abundantie significant verschilt per locatie.*

Het zijn maar enkele soorten exoten die in zulke hoge aantallen aanwezig zijn. De totale soortenrijkdom is hoger onder inheemse soorten dan onder uitheemse soorten (figuur 2.7). Het gemiddelde aantal exoten is op de bomen bovendien significant lager op stenen op drie locaties (Everdingen, Maurik en Wageningen, figuur 2.7). In Wageningen en Aersoltweerde heeft alleen de bodem (en in Wageningen ook waterplanten) een nog lagere soortenrijkdom van exoten dan bomen. Daar komen ook in aantallen veel minder exoten voor (zie figuur 2.6). Opvallend is dat in Aersoltweerde exoten nog in de minderheid zijn ten opzichte van inheemse soorten, zowel op steen als op hout. Wellicht duidt dit op een kolonisatie-effect, want de nevengeul, inclusief de stenen en het hout is pas in 2014 aangelegd.

Samenvattend kan gesteld worden dat in de onderzochte periode op de meeste locaties bomen door minder exoten gekoloniseerd worden dan het alternatieve hard substraat stenen, maar dat dit verschilt per locatie.



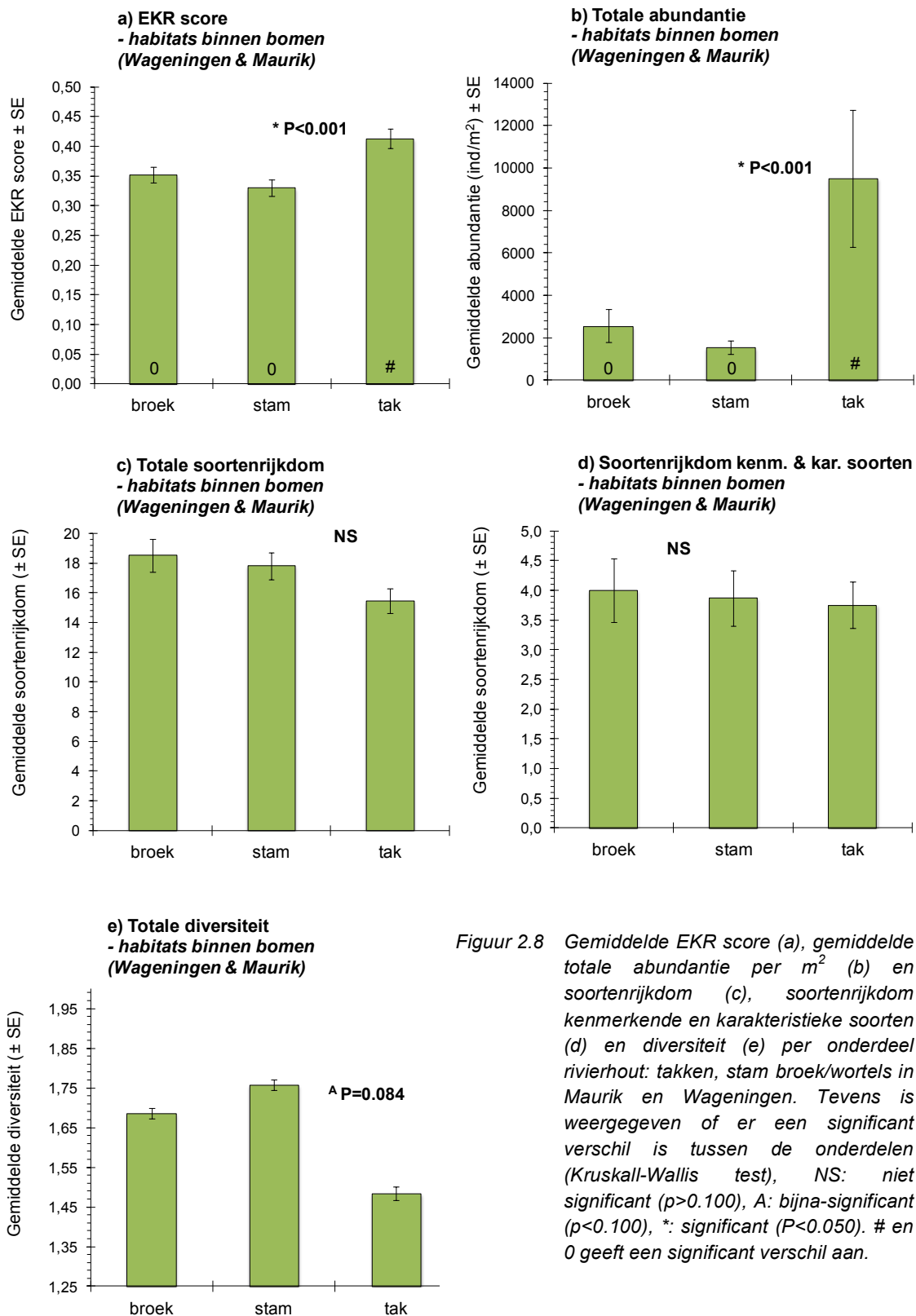
Figuur 2.7 Gemiddelde soortenrijkdom niet-inheemse soorten ('n exoot') en inheemse soorten ('n totaal') per substraattypen per locatie (op basis van alle monsters). Ook is weergegeven of er een significant verschil is in substraattypen per locatie (Kruskal-Wallis test), *: significant ($P < 0.050$), in de test is alleen de gemiddelde soortenrijkdom exoten tussen substraattypen per locatie vergeleken (dus niet tussen locaties onderling). #, 0 en + geven aan welke soortenrijkdom significant verschilt per locatie.

Bij de bemonsteringen in 2016 is ook een nieuwe exoot aangetroffen: de aasgarnaal *Katamysis warpachowskyi*, wederom uit het Ponto-Kaspische gebied.

Verschil tussen onderdelen boom

Het rivierhout dat in de pilotstudie is aangebracht bestaat uit complete bomen met broekstuk (wortels), stam en takken (met uitzondering van locatie Aersoltweerde, waar de takken ontbreken). In Wageningen en Maurik zijn deze onderdelen van de boom apart maar simultaan bemonsterd zodat bekeken kan worden in hoeverre de macrofauna gemeenschap per onderdeel van de boom verschilt.

Takken lijken een belangrijk onderdeel van de bomen te vormen: ze realiseren een hogere EKR-score en hebben ook hogere dichtheid aan macrofauna per eenheid van oppervlak (figuur 2.8a,b). Opmerkelijk is dat de gemiddelde totale diversiteit op de takken lager dan die van broek en stam, ofschoon niet significant (figuur 2.8e). Er komen niet meer kenmerkende of bijzondere soorten voor op de takken, die soorten zitten net zo lief op de stam of het broekstuk. Het loont dus wel de moeite bomen te gebruiken met takken, als was het alleen al omdat ze het totale houtoppervlak aanzienlijk vergroten. Hoe groter het oppervlak, des te groter de invangkans van bijzondere soorten en hoe meer individuen een plek kunnen vinden. Hoe meer individuen en soorten, des te effectiever is de KRW maatregel.



Figuur 2.8 Gemiddelde EKR score (a), gemiddelde totale abundantie per m² (b) en soortenrijkdom (c), soortenrijkdom kenmerkende en karakteristieke soorten (d) en diversiteit (e) per onderdeel rivierhout: takken, stam broek/wortels in Maurik en Wageningen. Tevens is weergegeven of er een significant verschil is tussen de onderdelen (Kruskal-Wallis test), NS: niet significant ($p > 0.100$), A: bijna-significant ($p < 0.100$), *: significant ($P < 0.050$). # en 0 geeft een significant verschil aan.

Bijzondere soorten

Het driftonderzoek laat zien dat ook zonder hoogwaters dagelijks vele miljoenen individuen macrofauna ons land binnen komen (Klink 2016b). Ondanks het uitblijven van hoogwaters zijn er toch bijzondere en zeldzame soorten op het rivierhout aangetroffen. Omdat het nog om weinig exemplaren gaat, werkt dit nog niet meteen door in de KRW-score, maar er gaat wel een positief signaal van uit. Maar liefst tweeëndertig van de kenmerkende soorten die in de pilot rivierhout zijn aangetroffen, zijn alleen op het rivierhout gevonden (bijlage 3). Sommige soorten (m.n. verschillende dansmuglarven) zijn ook op de bodem, stenen of waterplanten gevonden, maar de trefkans op rivierhout is duidelijk hoger. Het gaat hierbij bijvoorbeeld om zeldzame eendagsvliegen (*Caenis macrura* en *Ephoron virgo*) bij Wageningen. Deze soorten leven op zandige rivierbodems, wat duidt op aanzanding op de bomen (wat ook door de duikers is waargenomen). Ook zijn verschillende zeldzame kokerjuffers gevonden, waarvan bijvoorbeeld *Brachycentrus subnubilus* in de afgelopen 200 jaar niet meer in de Nederlandse grote rivieren gevonden was.

Ook soorten die puur van rivierhout afhankelijk zijn, zijn aangetroffen, zoals de hout-etende soort *Brillia longifurca*. Een grote verrassing was ook de vondst van de dansmuglarve *Stenochironomus*, bij Everdingen (zie foto 2.9). Uit paleo-ecologisch onderzoek was al bekend dat deze in hout gravende soort vroeger (late middeleeuwen) algemeen was in de grote rivieren (Klink, 1989), maar de soort is sindsdien nog nooit in Nederland (levend) aangetroffen in de grote rivieren. Ook deze soort eet hout. Alle andere soorten die exclusief op hout of in hogere abundanties op hout zijn aangetroffen in de huidige studie kunnen ook op andere habitattypes voorkomen.

Per locatie zijn ook bijzondere soorten gevonden die verband houden met de lokale omstandigheden. Zo zijn in de nevengeul van Aersoltweerde dankzij de aanwezige waterplanten ook bijzondere soorten gevonden die specifiek op waterplanten voorkomen (b.v. *Caenis horaria* en *Cloeon dipterum*). In de vistrap van Maurik zijn juist soorten gevonden die strikt aan sterk stromend water gebonden zijn (b.v. de dansmuglarven *Cardiocladius fuscus*, *Diamesa insignipes* en *Eukiefferiella minor* en de kriebelmuglarve *Simulium erythrocephalum*). Het habitatype bomen vormt voor deze soorten waarschijnlijk een driedimensionaal habitatype dat zich onderscheidt van de eenvormige waterbodem dat gunstiger gepositioneerd is in de stroming, goede vestigingskansen biedt (bijv. structuur, voedsel, zuurstof, aanwezigheid van sponzen en mosdiertjes) en makkelijk gekoloniseerd kan worden door deze groep soorten.

In bijlage 3 is het totaal overzicht van kenmerkende en karakteristieke macrofaunasoorten weergegeven. Kenmerkende soorten dragen bij aan een hogere KRW-score omdat ze in de KRW-maatlat zijn opgenomen. Dit verklaart dan ook de hogere KRW-score bij het rivierhout op de meeste locaties in vergelijking met de stenen (Klink 2017). Binnen beide groepen soorten zijn meerdere soorten aangetroffen die exclusief op bomen zijn aangetroffen en die niet op de andere substraattypen zijn gevonden (12 karakteristieke soorten en 20 kenmerkende soorten, tabel 3.ii in bijlage 3).

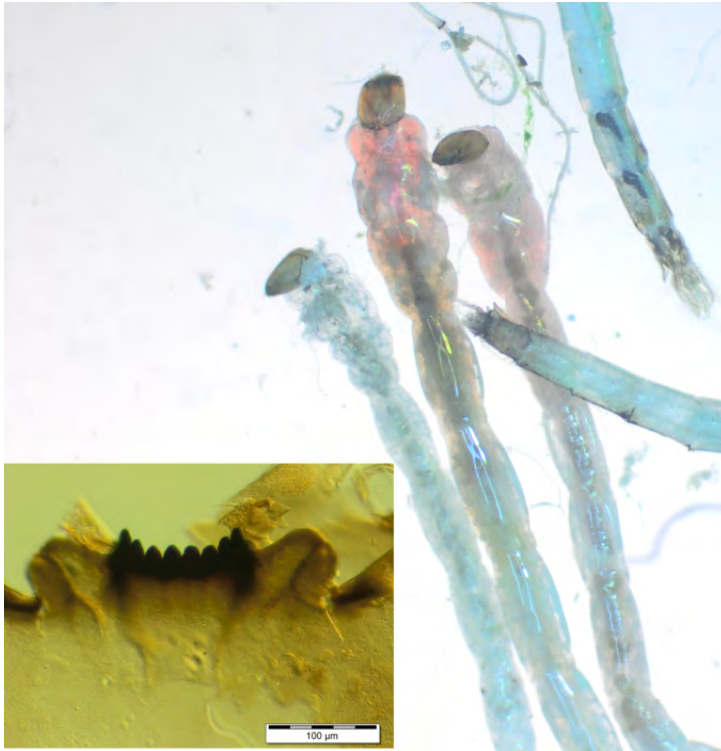
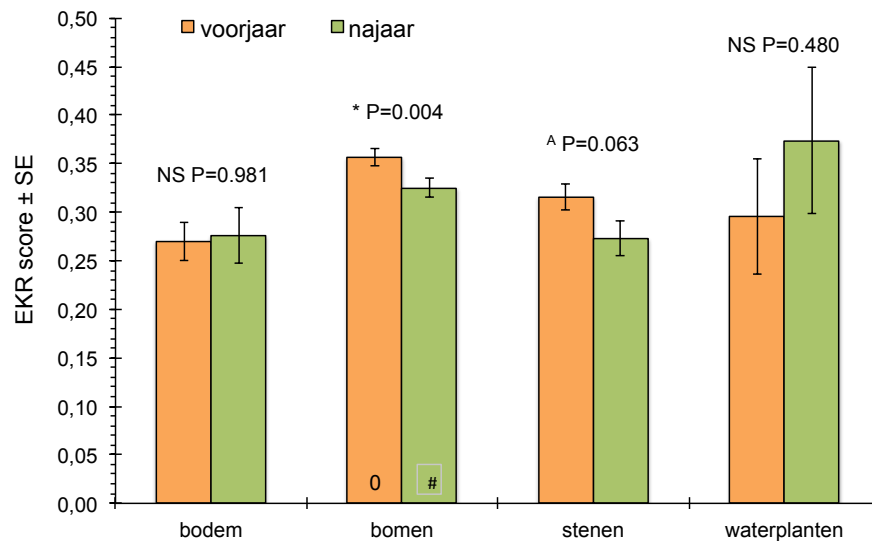


Foto 2.9 *Dansmuglarve Stenochironomus* knaagt gangen in hout en is weer terug in de Rijn (Everdingen kribvak 12-10-2016) (inzet fragment van kop in oude Rijnafzetting) (Klink 2017).

2.4 Welke bemonsteringsmethode is het meest geschikt?

Voorjaar-najaar

Omdat in de macrofauna-maatlat veel (positief tellende) soorten voorkomen die in de zomer uitvliegen, is de EKR-score in het voorjaar over het algemeen hoger dan in het najaar. In de pilot rivierhout is dit verschil alleen terug te vinden in de bemonstering van het hout (figuur 2.9). Dit duidt er mogelijk op dat er meer larven van insecten op het hout voorkomen die in de zomer uitvliegen. Deze zijn dan nog niet (allemaal) in de najaarsmonsters terug te vinden. Dit sluit aan bij de waarneming dat de bomen meer kenmerkende (en karakteristieke) soorten herbergen, waaronder veel insecten (figuur 2.4). In het voorjaar komen inderdaad meer kenmerkende soorten voor in de monsters: Van de 77 kenmerkende soorten (bijlage 3) zijn er 35 uitsluitend in het voorjaar verzameld en maar 10 alleen in het najaar (alle substraattypen gezamenlijk).



Figuur 2.9 EKR-score per habitat per seizoen (voorjaar en najaar). Tevens is weergegeven of er een significant verschil is tussen de onderdelen (Kruskal-Wallis test), NS: niet significant ($p > 0.100$), ^A: bijna-significant ($p < 0.100$), *: significant ($P < 0.050$). # en 0 geeft aan welke EKR-score significant verschilt per habitat.

Bemonsteringsmethode

De bemonstering met de airlift bleek vergelijkbare resultaten op te leveren als de traditionele bemonstering met het knippen/zagen of de prefab hout-delen die boven water worden afgeborsteld. Deze non-destructieve methode verdient dan ook de voorkeur voor de bemonstering van dit soort habitats (Klink 2017).

Aantal monsters

Er zijn in de pilot rivierhout meer monsters genomen op het rivierhout dan op de andere habitats: gemiddeld ruim drie maal zo veel (zie bijlage 2). De reden hiervoor is dat op het rivierhout meer variatie werd verwacht (bijvoorbeeld verschil tussen broek, stam en takken) en bovendien de macrofaunagemeenschap op de stenen al vrij goed bekend is uit het MWTL meetprogramma. Voor de significantiebepaling zou echter een hoger aantal monsters van de stenen gunstiger geweest zijn. Sommige verschillen, zoals de hogere soortenrijkdom op het rivierhout vergeleken met de stenen (figuur 2.4.b), bleken bij toetsing niet significant te zijn. Met een hoger aantal monsters zijn eventuele verschillen beter aan te tonen.

Rivierrombout

Bij de visbemonstering in het voorjaar in Aersoltweerde (2016) zijn larven van de rivierrombout in de zegen mee naar boven gekomen. Deze soort wordt in de reguliere macrofaunabemonstering van MWTL nooit aangetroffen. Mogelijk houdt dit verband met de kleine trefkans gezien het grote bodemoppervlak in vergelijking tot de traditionele bemonsteringsmethode (handnet) van de bodem. Met een zegenbemonstering (voor vis) wordt een veel groter oppervlak bemonsterd. Er zijn kennelijk wel kenmerkende riviersoorten aanwezig in de Nederlandse rivieren, maar de dichtheden zijn zo laag dat de kans om ze te missen bij een bemonstering groot is.



Foto 2.10: Larven van rivierrombout (verschillende leeftijden) gevonden bij visbemonstering Aersoltweerde.

2.5 Conclusies

- De EKR-score voor macrofauna is op rivierhout hoger dan voor de andere habitats (steen, bodem en waterplanten). Alleen in Aersoltweerde is dit verschil niet terug te zien.
- De hogere EKR-score op locaties met rivierhout komt vooral door een hoger aandeel kenmerkende soorten, EPT soorten zijn nauwelijks aangetroffen (Klink 2017).
- De gemiddelde EKR-score op het rivierhout in de vistrap bij Maurik is het hoogst (0,44) en komt zelfs in de buurt van het GEP (0,48). Het permanent snel stromende water trekt veel stroomminnende soorten aan die elders ontbreken. Ook het heldere ondiepe water leidt tot een uitbundige ontwikkeling van een grazende faungemeenschap op de bomen die begroeid zijn met draadalg.
- Het ecologische rendement van de bomen voor macrofauna ligt tot nu toe vooral in de vestiging van kenmerkende en karakteristieke soorten zoals muglarven, waarvan zich tot nu toe 68 soorten op de bomen hebben gevestigd, veel meer

dan op stenen (2 soorten). De algemene biodiversiteit (en KRW-score) neemt toe als de bomen ondiep verankerd worden, doordat er dan meer algen en kiezelwieren op het hout groeien waarop weer een gemeenschap van grazende dansmuglarven tot ontwikkeling kan komen. Voor een hogere EKR-score is het belangrijk dat dit habitat ook geschikt is voor grazende eendagsvliegen. Naast licht speelt ook de factor stroming en het uitblijven van droogval hier een rol in. Droogval is bij ondiepe bomen eerder een risico, en verlaagt mogelijk het rendement van het rivierhout. Dit speelt mogelijk een rol in Aersoltweerde. Het is overigens geen enkel probleem (vanuit ecologisch oogpunt) als er takken van de boom boven het water uitsteken. Het levert zelfs voordeel op omdat hier ook insecten op kunnen landen (die vervolgens hun eitjes kunnen afzetten).

- Verreweg de meeste kenmerkende en karakteristieke soorten van snelstromend water hebben zich gevestigd op de bomen bij Wageningen (stroming nabij krib) en in de vistrap bij Maurik. Dit geeft aan dat in vrij afstromende riviertrajecten het effect van rivierhout nog wel eens groter zou kunnen zijn (Bovenrijn, Waal, IJssel en Grensmaas).
- Er is geen duidelijke trend in de kolonisatie van het rivierhout zichtbaar over de afgelopen 2,5 jaar. Mosselen die zich vestigen nemen tot nu toe elke winter weer in aantal af. Wel lijkt de kolonisatie in nieuwe nevengeul van Aersoltweerde langzamer te verlopen dan op de andere locaties. Mogelijk speelt hier de jonge leeftijd van de nevengeul mee (2014).
- Enkele bijzondere soorten die uitgestorven waren in de Nederlandse rivieren springen eruit: de kokerjuffer *Brachycentrus subnubilis* (Nederrijn bij Wageningen) en de hout-etende dansmuglarve *Stenochironomus* (Everdingen kribvak).
- Het aandeel exoten in de monsters op hard substraat (bomen en stenen) is enorm. Alleen in Aersoltweerde hebben de inheemse soorten nog de overhand. Op de andere locaties domineren exoten (70 % tot 98 %). Op de stenen is het gemiddeld aandeel exoten nog hoger dan op de bomen (alleen Wageningen en Maurik significant). Op waterplanten en de bodem komen veel minder exoten voor: de meeste soorten hebben een voorkeur voor hard substraat.
- Er zijn weinig verschillen in de bijdrage van de verschillende onderdelen van de boom. Het broekstuk lijkt iets hogere dichtheden op te leveren.
- De voorjaarsbemonstering laat vooral hogere EKR-scores zien op het rivierhout in vergelijking met de najaarsbemonstering. Dit bevestigt het beeld dat op het rivierhout meer kenmerkende en karakteristieke soorten voorkomen (waaronder veel insecten)..
- De air-lift (onderwater zuiger) is een geschikte bemonsteringsmethode voor rivierhout.



Foto 2.11 Referentiebeeld van een natuurlijke rivier, onbevaarbaar, ondiep met dode bomen en helder water (Loire Orléans). Duidelijk is dat het rivierhout niet het enige ontbrekende element in de Nederlandse rivieren is. (Foto: Hydrobiologisch adviesburo Klink)

3 Effecten op vis

3.1 Inleiding

Naast macrofauna wordt met name van de visgemeenschap verwacht dat er een effect van rivierhout zichtbaar is. Herstelmaatregelen met rivierhout in het buitenland zijn juist vaak gericht op vis (vaak salmoniden (Roni *et al* 2015)). De te verwachten effecten op vis zijn anders dan bij macrofauna. Waar het hout voor macrofauna vooral een functie als substraat heeft, vormt het hout voor vis een driedimensionale structuur, waar vis tussen kan schuilen, voedsel kan zoeken en paaïen. Bovendien verhoogt rivierhout als stoorobject in stromend water potentieel de diversiteit in stromingspatronen en bodemmorfologie, wat weer een bijdrage kan leveren aan de diversiteit aan vissoorten die rond het hout voorkomt. Welke rol het rivierhout in de sterk veranderde Nederlandse rivieren kan spelen is in deze studie onderzocht op verschillende locaties, met verschillende methoden in verschillende jaren en verschillende seizoenen. De werkwijze en resultaten zijn in detail vastgelegd in jaarrapporten (Dorenbosch *et al* 2015, 2016 en Liefveld *et al* 2017). Dit hoofdstuk gaat vooral in op de ontwikkelingen van de visgemeenschap over de gehele periode en de belangrijkste highlights uit de jaarrapporten.

3.2 Methode

Op alle pilotlocaties zijn visbemonsteringen uitgevoerd in de periode 2014-2016, maar niet elke locatie is elk jaar bemonsterd, met uitzondering van locatie Everdingen. Om een goed beeld te verkrijgen van de visgemeenschap die zich in deze periode rondom het rivierhout heeft gevestigd, is een combinatie van vier vismethoden gebruikt:

- elektrovisserij
- zegenvisserij
- fuikvisserij
- video- en sonarobservaties

Elektrovisserij

Bij elektrovisserij worden vissen met een stroomaggregaat tijdelijk verdoofd, zodat ze verzameld en gedetermineerd kunnen worden. De methode is een actieve vorm van visserij en is zeer geschikt voor het kwantificeren van vissen met een bodemgebonden leefwijze, tragere vissen en vissen die zich verschuilen rondom objecten en structuurrijke oevers. Groot voordeel van de methode is dat zeer gericht gevestigd kan worden, waardoor afgebakende oppervlaktes nauwkeurig bemonsterd kunnen worden. Bij uitstek geschikt voor het bemonsteren van vis rondom rivierhout dus. Elektrovisserij op diepe locaties (Everdingen en Redichem) is uitgevoerd vanuit een ondiepe boot (foto 3.1), op ondiepe locaties (Aersoltweerde en Amerongen) is wadend gevestigd.



Foto 3.1 Elektrobevissing in Everdingen (l) en bij Redichem (r).

Zegenvisserij

Voor de zegenvisserij is een zegen gehanteerd met een lengte van 20 m en een hoogte van 2,5 m (gestrekte maaswijdte van de kuil is 5 mm). Zegenvisserij is alleen uitgevoerd in habitattypen met een vlakke bodem zonder grote stenen. De zegen is hierbij al wadend (of deels vanuit een boot) evenwijdig aan de oever door het te bemonsteren habitat voortgetrokken waarbij een vast oppervlak bemonsterd is (ca. 50 bij 10m). Zegenvisserij is uitgevoerd op de locaties Aersoltweerde, Everdingen en Redichem (foto 3.2).



Foto 3.2 Bevissing met zegen in Aersoltweerde (l) en bij Redichem (r)

Fuikvisserij

Aanvullend op de elektro- en zegenvisserij is ook nog met fuiken gevist om een beeld te krijgen van de vissen die zich in open water ophouden en meestal gemist worden met elektro- of zegenvisserij. Fuikvisserij is een passieve vorm van visserij waarbij gewerkt wordt met rechtopstaande verticale netten (schietwanden) die vissen in een fuik geleiden. De fuik staat gedurende langere tijd in het water (meerdere dagen en nachten) waardoor de bemonsteringsperiode aanzienlijk langer is dan elektrovisserij (die slechts een momentopname geeft). Ook vissen die 's nachts actief zijn worden met fuiken gevangen. Fuikvisserij is uitgevoerd met fijnmazige schietfuiken in Everdingen, Aersoltweerde en Amerongen. De fuiken zijn geplaatst bij het rivierhout en op een referentielocatie zonder rivierhout (foto 3.3).

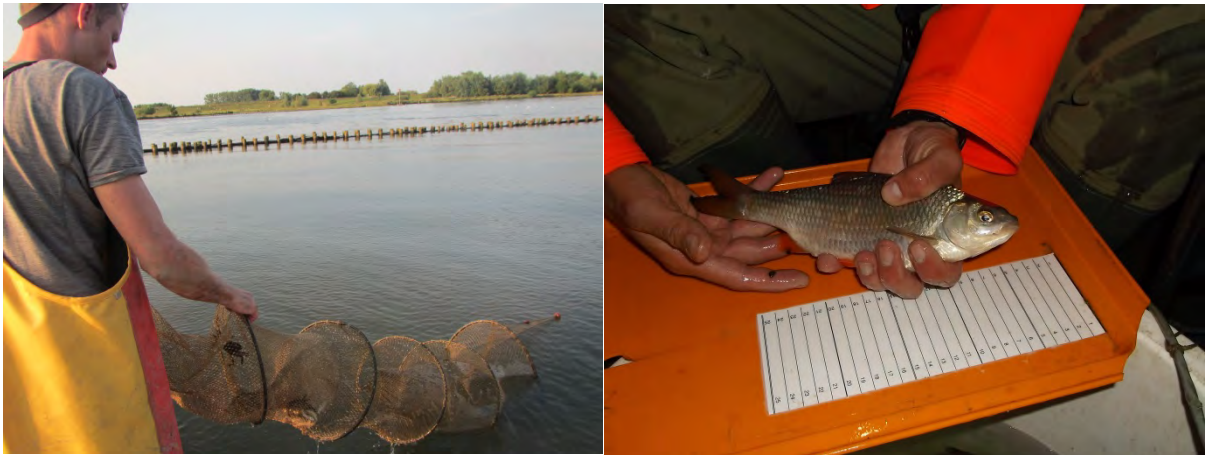


Foto 3.3 Het controleren van een fuik (links) en het opmeten van vis (rechts)

Video- en sonarobservaties

Om te weten te komen op welke manier de vissen gebruik maken van het rivierhout en waar ze zich precies ophouden (bij de takken, stam of wortels), zijn in 2013 aanvullende observaties uitgevoerd met behulp van onderwater videocamera's. Vanaf eind augustus zijn in de nazomer en herfst op enkele dagen gedurende ca. 3 uur per dag videocamera's geplaatst, waarbij passerende vissen werden geregistreerd, hierbij is onderscheid gemaakt naar wortels, stam en takken. Ook is op een referentielocatie gefilmd op ca. 35 m afstand van het rivierhout. De videocamera's bestrijken een gestandaardiseerd watervolume dat afhankelijk is van het doorzicht. Bij de uitgevoerde observaties bedroeg dit volume ca. 1 m³.

3.3 Resultaten en discussie

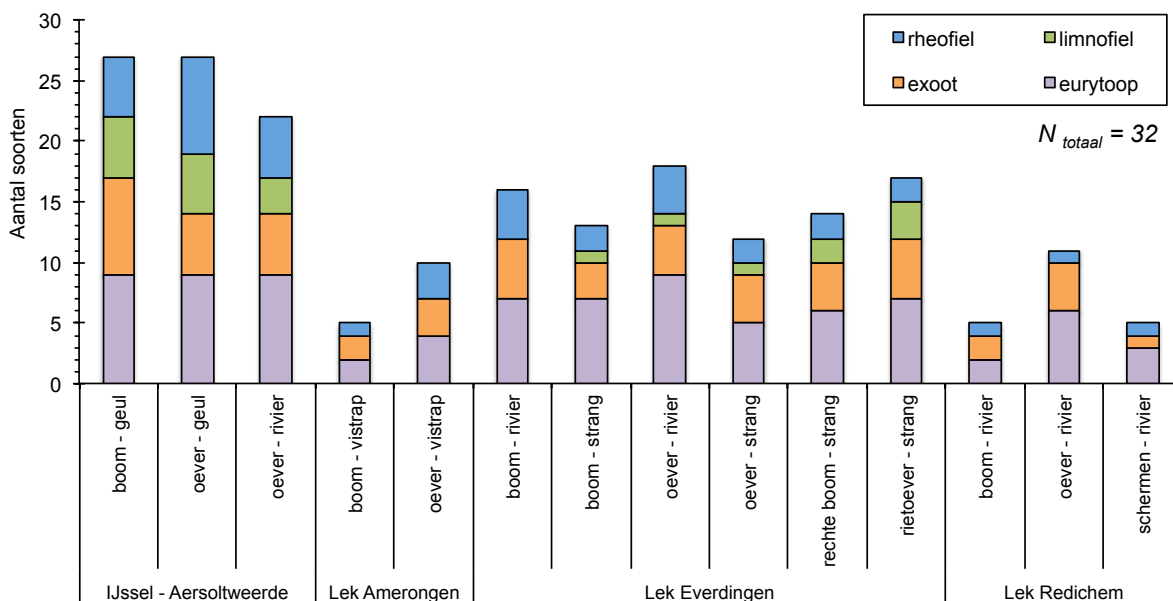
3.3.1 Welke soorten komen voor bij het rivierhout?

In de gehele pilot-periode (2014-2016) zijn in totaal 32 vissoorten waargenomen (figuur 3.1., tabel 3.1). De soortenrijkdom in de Aersoltweerde (IJssel) was beduidend hoger dan de soortenrijkdom in de Nederrijn-Lek (figuur 3.1). De lagere soortenrijkdom in de Lek bij Amerongen/Maurik (rivierhout in vistrap) en bij Redichem (boom en schermen) komt (deels) doordat daar minder vaak gevist is dan op de andere locaties (slechts 1 jaar). De visgemeenschap in rivieren vertoont in het algemeen relatief sterke variaties per jaar, zodat resultaten van 1 jaar met een slag om de arm geïnterpreteerd moeten worden (Lengkeek & Liefveld 2008).

Op alle locaties komen soorten uit verschillende ecologische visgildes voor: zowel eurytope (weinig kritische soorten die in alle watertypen voor kunnen komen), limnofiele (soorten van wat rustiger, waterplantenrijk water) en reofiele (stromingsminnende) vissen als exoten komen voor. Zoals te verwachten is het aantal reofiele soorten het hoogst in de Aersoltweerde, zowel in de geul als in de vrij afstromende IJssel zelf. De visgemeenschap rondom het rivierhout vormt een

afspiegeling van de visgemeenschap te plaatse: omdat er weinig reofiele vissen voorkomen in de Lek, komen ze ook bij het rivierhout weinig voor (m.u.v. winde).

De totale soortenrijkdom is niet hoger bij het rivierhout dan op de locaties zonder rivierhout, maar de soortdiversiteit (waarbij rekening gehouden wordt met de aantalsverdeling van de verschillende soorten) wel (Dorenbosch *et al* 2015). (zie bijlage 4 voor een overzicht van alle gevangen vissoorten per locatie).



Figuur 3.1 Totale soortenrijkdom van de onderzochte habitattypes per locatie in de monitoringsperiode (alle data samen). In totaal zijn in de monitoringsperiode 2014 – 2016 32 vissoorten aangetroffen.

3.3.2 Hoeveel vissen komen voor bij het rivierhout?

De meest voorkomende vissoorten op de onderzochte locaties zijn blankvoorn, brasem, winde en baars (figuur 4.ii in bijlage 4). Deze vier soorten kwamen ook op de plekken met rivierhout veel voor. In de geul van Aersoltweerde werd daarnaast relatief vaak karper, bittervoorn en barbeel aangetroffen, zowel bij het rivierhout als in de delen zonder rivierhout. Bij Everdingen werd daarnaast relatief veel winde, paling en snoekbaars gevangen, vooral bij het rivierhout in de strang (figuur 4.ii in bijlage 4). Opvallend is dat de exotische zwartbekgrondel in relatief lagere dichtheden voorkomt op de plekken met rivierhout in vergelijking met de referentielocaties (zie ook figuur 3.3).

Om een goede vergelijking te kunnen maken tussen de locaties, is het van belang dat de meetinspanning vergelijkbaar is. In 2016 zijn de locaties Aersoltweerde, Everdingen en Redichem op vergelijkbare wijze met elektrovisserij en zegenvisserij bemonsterd (figuur 4.iii in bijlage 4). Lokale habitatkenmerken, anders dan de aanwezigheid van het rivierhout, blijken nu (nog) de visdichtheden te bepalen. Zo valt in Aersoltweerde vooral de hogere dichtheden in de geul ten opzichte van de rivier op,

maar is binnen de geul nog niet veel onderscheid tussen de locatie met en zonder rivierhout. Ook komen in de geul waterplanten voor, wat bijdraagt aan de hogere dichtheden limnofiele soorten (vooral bittervoorn) ten opzichte van de IJssel zelf en de andere riviertrajecten, maar niet speciaal meer bij het rivierhout. In Aersoltweerde komen ook de meeste reofiele soorten voor, wat direct een gevolg is van de aanwezigheid van stromend habitat in de rivier en in de nevengeul. Bij het rivierhout zijn de aangetroffen dichtheden niet hoger.

In de IJssel ligt geen rivierhout in de rivier zelf. In Everdingen is dit wel het geval, en hier zijn de visdichtheden bij het rivierhout hoger dan op de plekken zonder bomen. In de strang is dit effect niet te zien, daar komen de hoogste visdichtheden voor in de natuurlijke rietoevers (foto 3.4). Deze rietoevers blijken ook favoriet habitat voor (reofiele) vinde in de Lek, terwijl bittervoorn hier maar sporadisch voorkomt (figuur 4.iii, bijlage 4). Opvallend is het voorkomen van barbeel in de gestuwde Lek bij de schermen in de Redichemse waard.

Bij Everdingen en Redichem komen de hoogste dichtheden exotische zwartbekgrondels voor. Hier is dan ook veel stortsteen aanwezig in de oevers. Op de plekken met rivierhout zijn deze dichtheden relatief lager (figuur 3.3).



Foto 3.4 Locatie met natuurlijke rietoevers in de strang bij Everdingen.

3.2.3 Wat doen de vissen bij het rivierhout?

Winterclustering

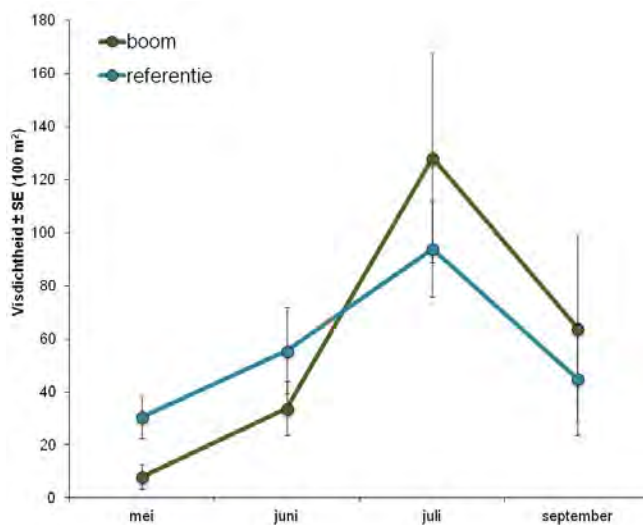
Vissen gebruiken door het jaar heen verschillende habitats in de rivier, afhankelijk van het seizoen en de levensfase waarin ze verkeren. In het voorjaar wordt gepaaid, vervolgens groeien de larven tot juveniele vis in beschutte ondiepe plekken, terwijl de volwassen vis weer uitzwemt over de rivier. In de winter gaat hun metabolisme omlaag, zodat ze om energie te sparen overwinteringshabitats opzoeken, de zogenaamde winterclustering. Om in beeld te krijgen hoe het gebruik van rivierhout door vis in verschillende perioden van het jaar is, is in 2016 zowel in de zomer als in het najaar bemonsterd op de locaties Aersoltweerde, Everdingen en Redichem (figuur

4.iv, bijlage 4). Uit de elektrobemonstering blijkt dat de vis in Everdingen en Aersoltweerde in het najaar vooral bij het rivierhout clustert. Kennelijk levert het rivierhout de benodigde beschutting. Dit geldt vooral voor de eurytope (Aersoltweerde en Everdingen) en reofiele (Aersoltweerde) soorten.

Opvallend is dat de reofiele barbeel en kopvoorn in de nevengeul van Aersoltweerde alleen in de zomer zijn aangetroffen en niet meer in het najaar. Sneep (ook reofiel) daarentegen is juist alleen in het najaar in de geul in Aersoltweerde aangetroffen. (figuur v, bijlage 4). Dit illustreert hoe complex en soortafhankelijk het gebruik van de verschillende rivierhabitats is, zelfs binnen een gilde.

Opgroeigebied

Rivierhout vervult met name voor juveniele vis een belangrijke functie. Dit blijkt zowel uit de videobeelden, waarin te zien is dat juveniele vis (vooral blankvoorn en baars) overdag tussen de takken schuilt (tabel 4.ii, bijlage 4), als uit de bevissingen, waarin bij het rivierhout hogere dichtheden juveniele vis zijn aangetroffen dan bij de referentielocaties (zie figuur 3.2 en figuur vi en vii in bijlage 4). De piek in visdichtheden bij het rivierhout ligt dan ook omstreeks juli (zomer) als de juveniele vis zich nog niet verspreid heeft over de rivier. Juveniele blankvoorns komen het meest voor.



Figuur 3.2 Visdichtheid (aantal individuen per 100 m²) bij het rivierhout ('boom') en in de referentieoever in Everdingen in 2014 op basis van elektrovisserij data. De piek in juli bestond vooral uit juveniele (o+) vis.

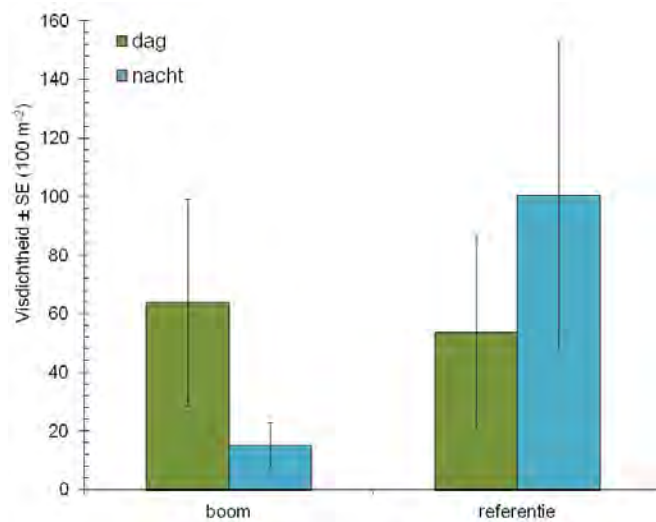
In de video-opnames is ook te zien wat de vissen doen bij het rivierhout. Blankvoorn en baars schuilen er niet alleen, maar vertonen ook actief zwemgedrag en foerageren regelmatig bij de bomen (foto 3.5). Aanvullende sonarobservaties (foto 3.6) laten zien dat zich zowel kleine als grote vissen tussen de dode bomen bevonden. Met de sonarbeelden kon niet worden vastgesteld om welke soorten het hierbij ging.



Foto 3.5 Screenshots van video-opnames bij dode bomen met zwartbekgrondels (linksonder en linksboven), baarzen (linksboven, linksonder, rechtsboven), blankvoorn (rechtsboven, linksonder) en winde (rechtsonder).

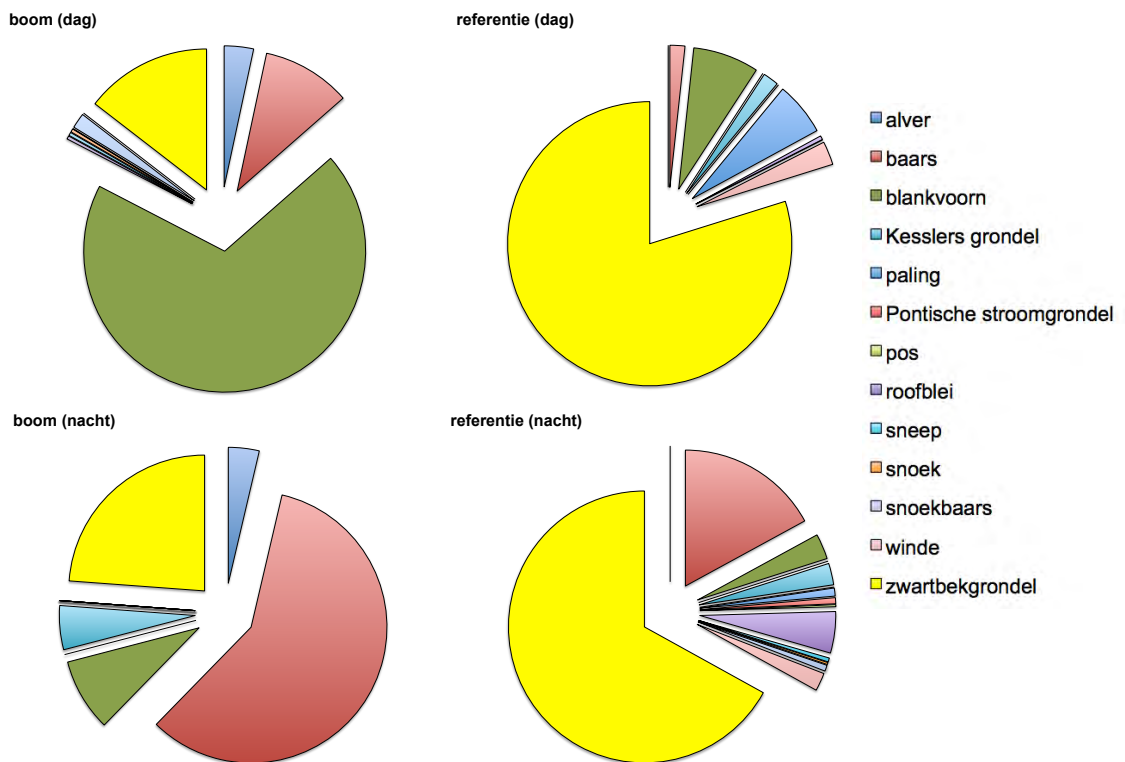
Dag-nacht ritmiek

Naast dynamiek in habitatgebruik door het jaar heen, is er ook een dagelijkse ritmiek in habitatgebruik door vis. Om dit te onderzoeken is in 2014 bij Everdingen zowel 's nachts als overdag bemonsterd. Hieruit blijkt dat het gebruik van het rivierhout door vis overdag en 's nachts verschilt. Overdag is de visdichtheid bij het rivierhout significant hoger dan 's nachts (figuur 3.2). Bij de oevers zonder rivierhout is het tegenovergestelde te zien. Kennelijk vindt er dag – nacht migratie plaats tussen het rivierhout en de aangrenzende referentieoevers, waarbij de vissen overdag schuilen voor predatoren tussen de takken en 's nachts het open water op durven te zwemmen om te foerageren.



Figuur 3.2 Abundantie (aantal individuen per 100 m²) van vis in de habitattypes met rivierhout en in de referentieoever (zonder bomen) overdags en 's nachts in september 2014 in Everdingen op basis van elektrovisserij data.

Niet alleen de dichtheden verschillen tussen dag en nacht, ook de soortensamenstelling is totaal verschillend, zowel tussen dag- en nacht als tussen rivierhout en referentielocatie: Overdag domineert (juvenile) blankvoorn bij het rivierhout, terwijl bij de traditionele oever de exotische zwartbekgrondel meer dan driekwart van het visbestand vertegenwoordigt. 's Nachts slaat dit bij het rivierhout om naar een dominantie van baars (die komt foerageren), terwijl bij de traditionele oevers nog steeds zwartbekgrondel domineert (figuur 3.3). Het rivierhout heeft dus een veel specifiekere rol (schuil- en foerageerhabitat) voor inheemse soorten dan de traditionele oevers.



Figuur 3.3 Abundantie van vis (uitgedrukt als % van de totale abundantie) in de habitattypes met bomen en in de referentieoevers (zonder bomen) overdags en 's nachts in september 2014 in Everdingen op basis van elektrovisserij data.

3.4 Conclusies

Welke soorten?

- Bij het rivierhout komt blankvoorn het meeste voor, bij de traditionele oevers domineert de exotische zwartbekgrondel.
- Het gebruik van de verschillende rivierhabitats (waar onder rivierhout) door de verschillende soorten is complex en varieert sterk per soort.
- De soortensamenstelling bij het rivierhout is een afspiegeling van de visgemeenschap ter plaatse in de rivier of in de geul. Zo komen in de IJssel relatief veel reofiele en limnofiele soorten voor en in de Lek bij Everdingen doet de (ook reofiele) winde het goed in de aanwezige rietoevers in de strang.

Hoeveel vis?

- Lokale habitatkenmerken, anders dan de aanwezigheid van het rivierhout blijken nu (nog) de visdichtheden te bepalen. Zo valt in Aersoltweerde vooral de hogere dichtheden in de geul ten opzichte van de rivier op, maar is binnen de geul nog niet veel onderscheid tussen de locatie met en zonder rivierhout.

- In Everdingen is in de rivier de visdichtheid bij de bomen wel hoger dan in oevers zonder bomen. In de strang is dit niet het geval, hier worden de hoogste visdichtheden in de natuurlijke rietoevers aangetroffen. Een combinatie van rivierhout met natuurlijke habitats levert naar verwachting de grootste meerwaarde voor de visgemeenschap.

Wat doen ze?

- Het rivierhout vormt een opgroeigebied voor jonge vis, vooral voor blankvoorn.
- Op de videobeelden is te zien dat de vissen zich ook daadwerkelijk bevinden tussen de takken en nabij de stam en wortels van het rivierhout. Ze schuilen en foerageren er. Bij het rivierhout zijn vooral baarzen en blankvoorns waargenomen, bij de referentioevers vooral zwartbekgrondel.
- In het najaar is bij Aersoltweerde en Everdingen een toename zichtbaar van vis (vooral eurytope soorten) bij habitattypes met bomen in de geul. Hier lijkt sprake te zijn van winterclustering: het rivierhout biedt kennelijk de benodigde beschutting.
- Overdag is er een concentratie van jonge vis bij het rivierhout, terwijl deze 's nachts sterk afneemt. Voor de referentioevers is het tegenovergestelde zichtbaar. Waarschijnlijk vindt er dag – nacht migratie plaats, waarbij vissen 's nachts deels foerageren in de referentioevers (waardoor de abundantie tijdelijk stijgt) en overdag weer schuilen tussen het rivierhout.

4 Effecten op de bodem

4.1 Inleiding

In de pilot rivierhout is ook onderzocht of de dode bomen die zijn geplaatst effect hebben op de samenstelling en ligging van de bodem. Dit is een potentieel belangrijk effect en kan het gevolg zijn van beïnvloeding van de waterstroming door de boom. De boom is een stoorobject in de stroming. Hierdoor verandert naar verwachting ook lokaal het bodemsubstraat: er ontstaan plekken die eroderen en plekken die aanzanden of opslibben. De variatie in het beschikbare bodemsubstraat verandert hierdoor en daarmee neemt de habitatvariatie voor macrofauna en vis toe (Roni *et al.* 2015). Het rivierhout heeft daarmee niet alleen de rol als structuur op zich, maar ook een indirecte functie als 'habitat engineer'.

De onderzoeksvraag is: heeft het rivierhout een effect op de lokale bodemligging en – samenstelling?

4.2 Methode

In tegenstelling tot de bemonstering van macrofauna en vis, is de bemonstering van de bodem maar éénmaal uitgevoerd, in het najaar van 2016. We kunnen dus nog geen ontwikkeling signaleren, maar de resultaten geven al wel een indicatie.

De bodemmetingen zijn uitgevoerd in de nevengeul van Aersoltweerde (figuur 4.1) en bij de schermen in de Redichemse waard (figuur 4.2). Op deze locaties wordt het grootste effect verwacht omdat dit in het geval van Aersoltweerde om een tweezijdig aangetakte nevengeul gaat in de vrij afstromende IJssel. In het geval van de Redichemse waard gaat het om een constructie die speciaal is aangelegd om de bodemprocessen te beïnvloeden: Het is de bedoeling dat het riviersediment neerslaat tussen de schermen en daarmee de vaargeul op diepte blijft (Liefveld *et al.* 2017).

Voor de metingen aan het bodemprofiel zijn per locatie rondom de bomen of de schermen steekbuismonsters genomen van de bovenste 15 cm van de waterbodem. Deze monsters zijn visueel beoordeeld op samenstelling van de bodem (aandeel zand, klei, slib, veen, grind, breuksteen).

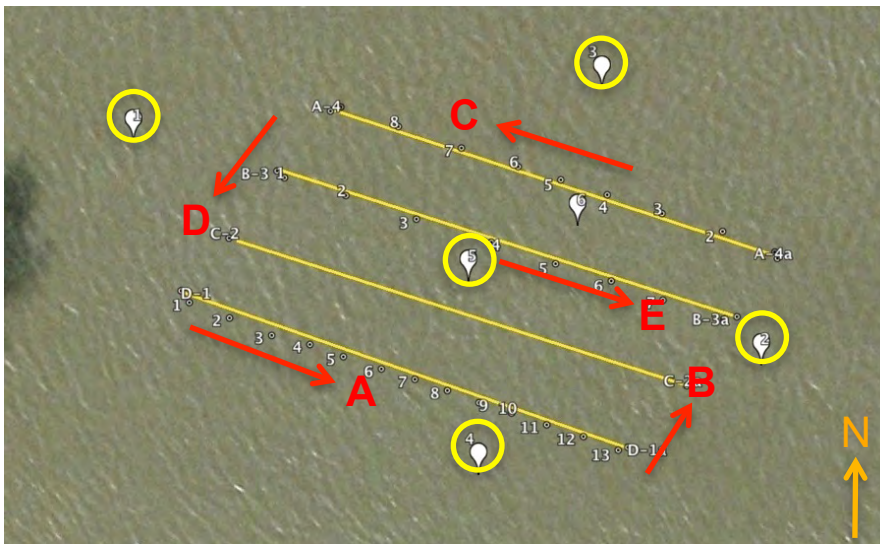
Daarnaast zijn in hetzelfde patroon rondom de bomen of de schermen waterdieptemetingen verricht om inzicht in het ontstaan van stroomkuilen/slibbanken te verkrijgen in relatie tot de ligging van de bomen/schermen.

Omdat er geen nulmeting van de bodem is uitgevoerd (dus vóór het plaatsen van de bomen), zijn ook ruimtelijke referentiemetingen uitgevoerd op enige afstand van de bomen/schermen.

*



Figuur 4.1 Luchtfoto van de geul bij Aersoltweerde met de locaties waar in 2016 morfologische metingen zijn uitgevoerd: locatie 1: uitgang nevengeul; locatie 2 midden nevengeul; locatie 3 ingang nevengeul; r1 'referentie dwarsprofiel 1; r2 'referentie dwarsprofiel 2. Meetlocaties met bomen zijn weergegeven met rode cijfers, de locaties met referentie dwarsprofielen, zonder bomen (r1, r2) in geel;



Figuur 4.2 Meetpunten waar bodemmetingen zijn uitgevoerd en steekbuismonsters zijn genomen bij de schermen in de Redichemse waard. Gele rechte lijnen geven de ligging van de schermen weer, gele cirkels geven de referentie monsterpunten weer, de witte cijfers geven meetpunten weer waar de diepte en bodemdikte is bepaald en waar steekbuismonsters zijn genomen, de afgelegde trajecten A t/m E zijn ter indicatie aangegeven met rode pijlen en rode letters.

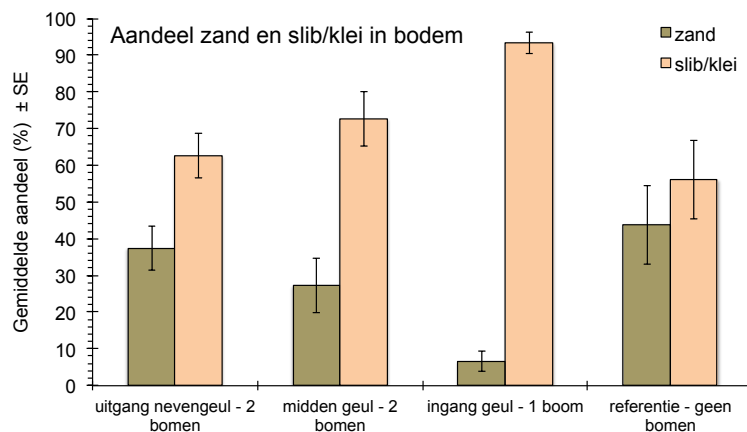
4.3 Resultaten

Aersoltweerde

Hoewel dit pas de eerste morfologische inspectie betrof, zijn er toch al duidelijke indicaties voor de vorming van stroomkuilen. Bij de bomen in het midden van de geul en aan de stroomafwaartse kant, zijn kuilen zichtbaar van tenminste 10 – 20 cm (soms dieper) ten opzichte van de omringende geulbodem. Deze zijn waarschijnlijk ontstaan doordat de waterstroom zich plaatselijk versnelt door de ligging van de bomen (obstakelwerking).

Rondom de bomen bestaat het bovenste deel van de waterbodem grotendeels uit een mengsel van zand en fijn slib (gedomineerd door kleideeltjes). Op plekken waar opslibbing plaats heeft gevonden, bestaat het bovenste deel van de bodem volledig uit fijn slib (100%). In de stroomkuilen was het aandeel zand in het bovenste deel van de bodem juist groter. Bij de bomen bij de uitgang en in het midden van de nevengeul waren de stroomkuilen dieper en was het maximale aandeel zand hoger (figuur 4.3 en tabel 5.i, bijlage 5). Ter hoogte van de boom voor de ingang van de geul was de stroomkuil ondieper en het aandeel zand ook lager (figuur 4.3 en tabel 5.i, bijlage 5).

Het hogere aandeel slib rondom de bomen geeft aan dat er bij de bomen (met uitzondering van de stroomkuilen) sprake is van meer opslibbing dan in de delen zonder bomen (in het midden van de geul).

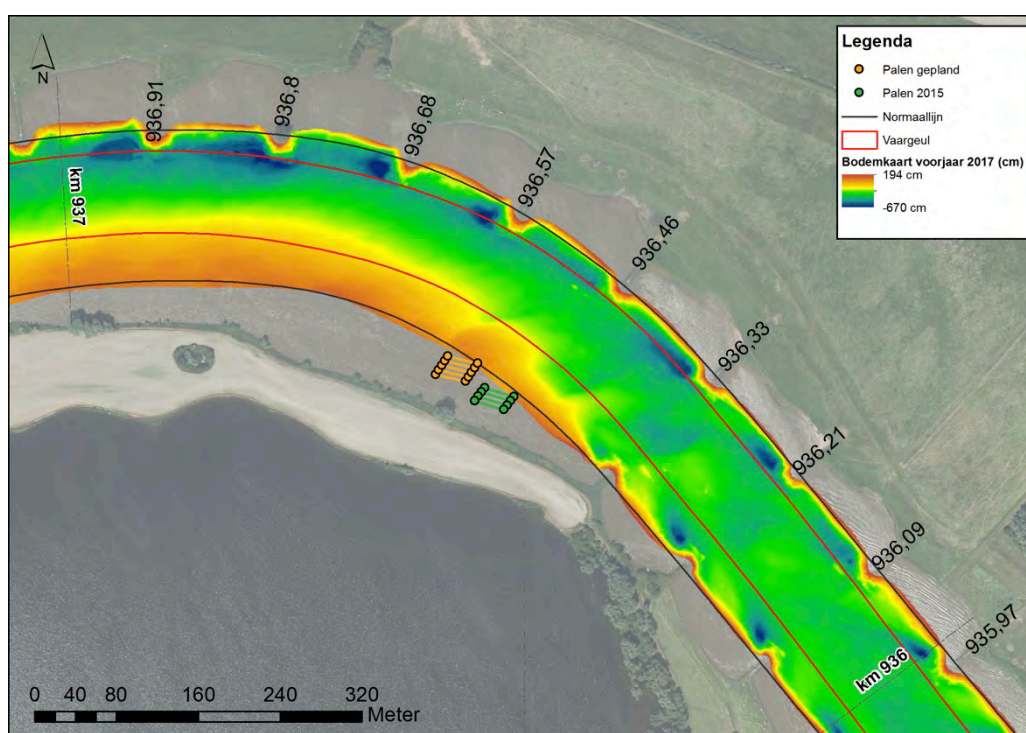


Figuur 4.3 Gemiddelde aandeel van zand en slib/klei (voornamelijk kleideeltjes) als % van de totale bodemsamenstelling (op basis van visuele beoordeling) in de bodemonsters op de drie onderzochte locaties rivierhout in de nevengeul Aersoltweerde en referentielocaties in het midden van de geul (zonder rivierhout).

Overigens is de geul niet homogeen wat betreft de bodemligging. Er spelen ook morfologische processen in de geul, los van de aanwezigheid van de bomen. Zo is het middenstuk van de geul over het geheel dieper dan de stroomafwaarts en stroomopwaarts gelegen delen van de geul.

Schermen Redichemse waard

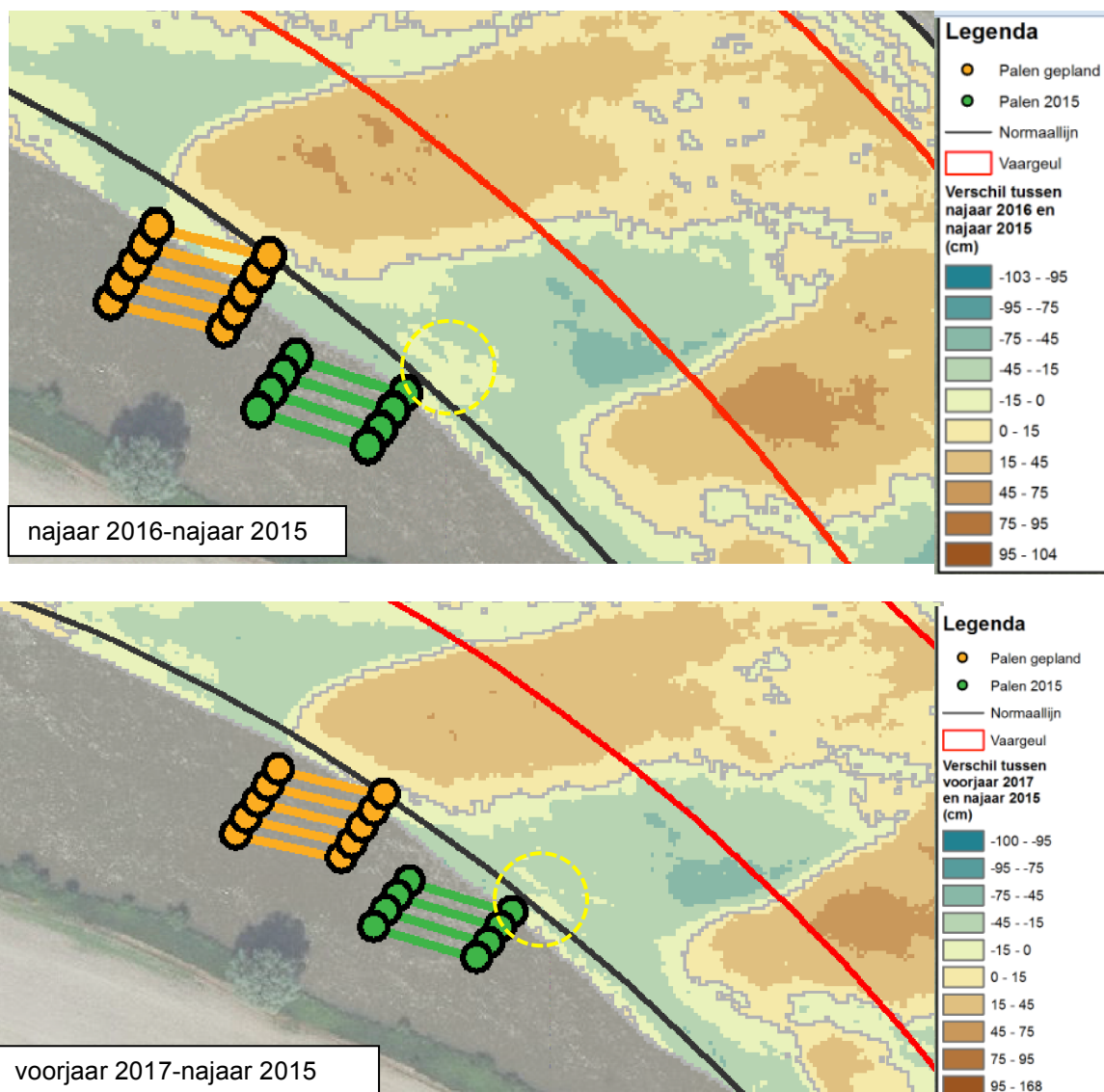
De bedoeling van de schermen in de Redichemse waard is dat ze de stroming zodanig richting de vaargeul geleiden dat deze beter op diepte gehouden wordt. Metingen van de bodemligging van de rivier geven inzicht in deze ontwikkeling. De bodemligging wordt door Rijkswaterstaat gemonitord met multi-beam metingen (figuur 4.4). Door verschilkaarten te maken van opeenvolgende jaren, wordt snel duidelijk op welke plekken erosie en sedimentatie plaats vindt (figuur 4.5). Omdat deze metingen vanuit een boot gebeuren, kunnen ze niet op ondiepe plekken uitgevoerd worden. Juist daar zijn de schermen geplaatst. Daarom zijn voor de pilot rivierhout aanvullende metingen verricht met handmatige bodempeilingen, bodemonsters en visuele inspectie van de bodem rond de schermen (figuur 4.6).



Figuur 4.4 Bodemligging in de Lek in de bocht bij de Redichemse waard in februari 2017. Oranje is ondiep, blauw is diep. De groene bolletjes geven de bestaande palenrijen weer, de oranje bolletjes de geplande palenrijen.

De opnames van de bodemligging van de rivier in de jaren 2015, 2016 en 2017 laten weinig ontwikkeling zien die aan de schermen te relateren is: de bodem is nauwelijks veranderd (figuur 5i in bijlage 5). Alleen rondom de schermen is in die periode sprake van enkele decimeters erosie rondom de normaallijn² (figuur 4.5). Er is een begin van een effect te zien, naast het scherm (lichte erosie), maar het is lastig hier een goede conclusie aan te verbinden omdat er tegelijkertijd een trog ter hoogte van de palenrijen passeert (figuur 5i in bijlage 5). Dit zal pas veranderen pas na een periode met substantieel hogere afvoeren.

² Normaallijn = virtuele lijn die de kribkoppen verbindt



Figuur 4.5. Verschilkaart bodemligging in de Lek in de bocht bij de Redichemse waard. 2015 (najaar) vergeleken met 2016 (najaar) en 2017 (voorjaar). De groene bolletjes geven de bestaande palenrijen weer, de oranje bolletjes de geplande palenrijen. De gele cirkel geeft weer waarde eerste tekenen van erosie zichtbaar is bij de palenrij.

De handmatige bodempeilingen en visuele inspectie van de schermen onder water bevestigen dat er nog weinig effecten zichtbaar zijn van de schermen op de bodemligging. De bodemprofielen volgen globaal de hoogtetradiënt van de rivierbodem (figuur 5.ii, bijlage 5). Er zijn nog geen duidelijke aanwijzingen zichtbaar van morfologische processen, zoals stroomkuilvormig of opslibbing tussen of naast de schermen. Wel zijn lokaal onder de schermen erosieplekken waargenomen waar zandige en zelfs grindige bodem bloot komt te liggen (foto 4.1).

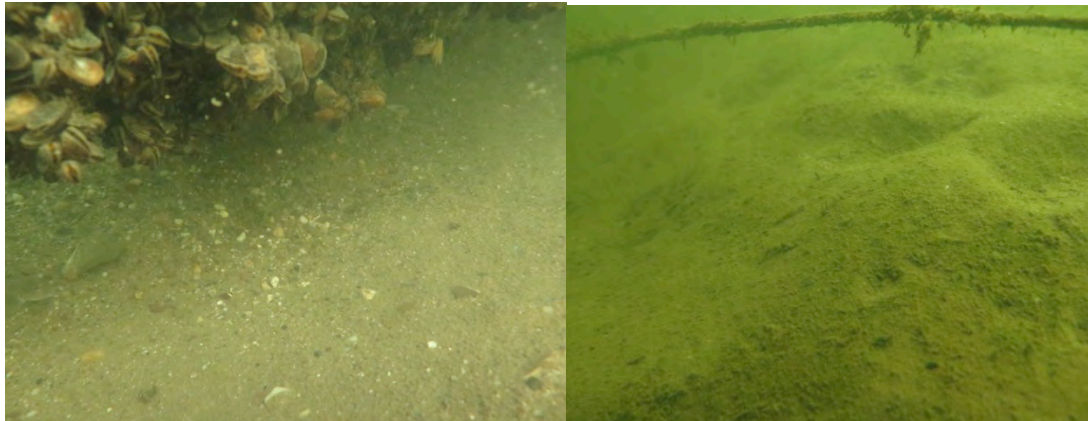
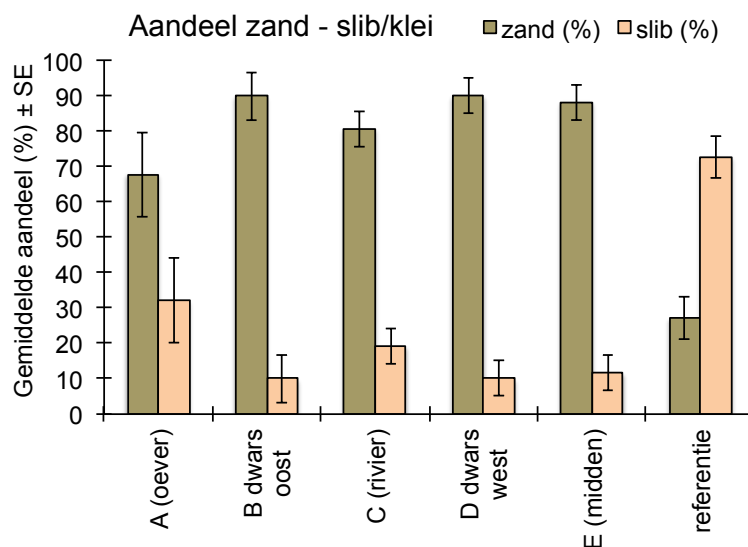


Foto 4.1 De bodemsamenstelling verschilt rondom de schermen: vlak onder de schermen zijn grindige erosieplekken op de bodem te zien (linker foto), verder eromheen is het zandiger (rechter foto).

Het bodemsubstraat rondom de schermen bestaat uit een mengsel van zand en slib met een hoger aandeel zand (68 – 90%) dan slib (10 -32 %, figuur 4.6). In stroomkuilen/geulen onder de schermen is behalve zand ook grind aangetroffen. Op de referentielocaties op 5 m afstand van de schermen was slib echter dominant (73%) boven zand (27%, figuur 4.6). De schermen resulteren dus in een hogere zandfractie op korte afstand van de schermen ten opzichte van de referentie bodem op enige afstand van de schermen.

De dikte van de zachte bodem (slibdikte) varieert nauwelijks tussen de verschillende trajecten en referentie en ligt steeds rond de 2 cm. Alleen de slibdikte van de bodem ter hoogte van de rivier (traject c) is iets dunner (1 cm) dan de slibdikte van de overige meetpunten. De schermen lijken dus voorsnog weinig effect te hebben op opslibbing.



Figuur 4.6. De gemiddelde aandeel van zand en slib/klei in de bodemonsters in de onderzochte trajecten langs de schermen en referentielocaties op enige afstand nabij Redichem.

4.3 Conclusies

Aersoltweerde

- In de nevengeul bij Aersoltweerde heeft zich een zandbank gevormd bij de ingang, waardoor de geul niet meer permanent meestromend is (foto 4.2). Dit heeft gevolgen voor het ecologisch en morfologisch functioneren van de geul en de rol die het rivierhout hierin speelt. In stromend water worden immers de grootste morfologische (bodem)effecten verwacht. De meeste morfodynamiek is dan ook zichtbaar bij de bomen in het middenstuk en benedenstrooms in de geul.
- Toch zijn er wel degelijk effecten van bodemprocessen zichtbaar rondom te bomen. Daar waar de stroming zich concentreert, vormen zich kuilen (gemiddeld 10-20 cm, soms dieper) en op de stromingsluwe plekken (tussen de bomen) zet zich slib af. Beide processen spelen rond de bomen in sterkere mate dan in delen van de geul zonder bomen (referentie).
- Bij de bomen is het aandeel slib in de toplaag hoger dan in het midden van de geul zonder bomen, wat aangeeft dat er bij de bomen (met uitzondering van de stroomkuilen) sprake is van opslibbing van sediment.
- Het bovenste deel van de bodem van de stroomkuilen bij de bomen bestaat voornamelijk uit zand en vormt hiermee een duidelijk andere bodemtype dan de omringende hoger liggende bodem die vooral uit slib(klei) bestaat.

Schermen Redichemse waard

- Er zijn eerste tekenen zichtbaar van de beoogde verdieping van de rivierbodem als gevolg van de schermen.
- Er is (nog) geen sprake van duidelijke aanzanding tussen de schermen in de Redichemse waard. Wel is direct onder de schermen lichte erosie waargenomen en ontstaan zandige/grindige plekken.



Foto 4.2 De bomen in de geul van Aersoltweerde vallen bij lage afvoer droog (26-9-2016).

5 Discussie en conclusies

5.1 Discussie

Meerwaarde rivierhout

De resultaten van drie jaar monitoring binnen de pilot rivierhout bevestigen de meerwaarde van rivierhout voor macrofauna en vis ook in onze sterk veranderde Nederlandse Rijntakken. Veel inheemse vissoorten komen bij rivierhout in hogere dichtheden voor dan bij traditionele oevers, vooral baars en blankvoorn. Dit zijn ook de soorten die waarschijnlijk op of bij het hout paaien en waar ook gedurende de rest van de levenscyclus het rivierhout een functie voor heeft. Hoewel het aantal waarnemingen van de meeste kritische vissoorten beperkt is, profiteren toch ook reofiele soorten van de dode bomen; alver, barbeel, kopvoorn, sneep en winde. Dit is voor de KRW relevant omdat een hoog aandeel reofiele soorten positief gewaardeerd wordt op de maatlat voor vis.

Ook voor heel specifieke macrofaunasoorten heeft het rivierhout een meerwaarde. Soorten die jarenlang uit de Nederlandse rivier verdwenen waren, weten de paar bomen die er nu liggen al te vinden en vestigen zich erop. Op de meeste locaties komen meer kenmerkende en karakteristieke soorten voor op het rivierhout dan op de stenen. Ook is de EKR-score voor de meeste locaties hoger bij het rivierhout dan op stenen.

Toch voldoen ook de locaties met rivierhout nog steeds niet aan de KRW-doelen (GEP). Hiervoor is een aantal (mogelijke) redenen aan te wijzen:

- De macrofaunabemonstering van rivierhout is niet conform de multi-habitat bemonstering die voorgeschreven is voor de KRW-monitoring, waarbij mengmonsters van alle aanwezige habitats gemaakt worden. Doel van de pilotstudie is om specifiek de bijdrage van het hout zelf in beeld te brengen en te vergelijken met andere habitats. Daarom zijn hier de habitats apart bemonsterd en geanalyseerd. Elk substraattypen heeft echter zijn eigen levensgemeenschap. Een bemonstering van deelhabitats leidt dan ook bijna automatisch tot een lagere EKR score omdat de KRW-maatlat hier niet voor bedoeld is. Het uitrekenen van de EKR-score geeft in dit geval wel een beeld van de relatieve bijdrage van de verschillende deelhabitats aan de EKR-score, maar kan dus niet vergeleken worden met een GEP of een EKR-score uit het reguliere KRW-meetprogramma.
- Mogelijk zijn er te weinig nabije bronpopulaties van de gewenste soorten;
- De dominantie door exoten verhindert het behalen van de doelen;
- In de huidige Nederlandse rivieren zijn de omstandigheden voor EPT-soorten (haften, steenvliegen en kokerjuffers), die een grote component voor een goede score op de macrofaunamaatlat zijn, nog niet voldoende geschikt;
- Voor vis geldt dat om de doelen voor het watertype R7 te halen, waar de riviertrajecten uit deze studie onder vallen, er met name meer reofiele vissoorten gevonden moeten worden (15-16 soorten voor een score 'goed') en bovendien in hogere dichtheden. Reofiele soorten zijn met name afhankelijk van voldoende stroming en goede waterkwaliteit. Hoewel het hout als stoorobject zorgt voor meer

stromingsvariatie, blijft de visgemeenschap bij het hout een resultante van het gestuwde karakter van de onderzochte riviertrajecten. Dat exoten bij het rivierhout in de minderheid zijn wordt niet specifiek gewaardeerd op de KRW-maatlat voor vis.

- Mogelijk zijn de hoeveelheden rivierhout die in de pilot aangebracht zijn nog te beperkt (één tot drie bomen per cluster). In de vervolgprojecten worden dan ook grotere clusters van meer bomen aangelegd, zodat het rivierhout een groter aandeel van het leefgebied vormt.

Een gevarieerde mix van natuurlijke habitattypen lijkt het meeste op te leveren: naast het rivierhout blijken ook natuurlijke oevers met riet en bestaande bomen hoge (juveniele) visdichtheid op te leveren. Voor macrofauna geldt dat het doorzicht en de stroming belangrijke factoren blijken, omdat de effecten op macrofauna deels via het voedsel (o.a. kiezelalgen) loopt en daar licht voor nodig is. Omdat het doorzicht in de rivieren steeds verder verbetert (in de Lek is het de laatste 10 jaar verdubbeld, Reeze *et al* 2017), biedt dit goede perspectieven voor de verdere toepassing van rivierhout.

Exoten

De meerwaarde van het rivierhout komt ook uit onverwachte hoek: De stortsteenoevers worden volledig gedomineerd door exotische zwartbekgrondels terwijl dit bij het rivierhout niet het geval is. Dit heeft te maken met het grote, driedimensionale volume dat zich door de hele waterkolom uitstrekt (takken en wortels) (Dorenbosch *et al.* 2017). Aangezien de exotische zwartbekgrondels een bodemgebonden levenswijze hebben, is deze soort nauwelijks aanwezig in de waterkolom rondom de takken van het rivierhout. De takken, stam en wortels van het rivierhout vormen daarmee vooral een geschikt habitat voor inheemse soorten. Het rivierhout omvat in een relatief klein watervolume meerdere micro-habitats. Veel meer dan bij traditionele oevers, waar het zeker bij gebrek aan waterplanten, onder water vaak leeg en uniform is. Het rivierhout levert dan ook habitatgeschiktheid voor een grotere groep vissen.

Voor macrofauna is dit effect minder duidelijk. Op twee locaties waren de relatieve dichtheden van exoten weliswaar groter op de stenen dan op het rivierhout, maar toch is ook op het rivierhout op de meeste locaties de relatieve dichtheid van exoten hoger dan van inheemse soorten. Bovendien weten we niet in welke mate hier de factor kolonisatietijd een rol speelt: de meeste stenen liggen er al langer dan het hout (met uitzondering van de geul bij Aersoltweerde). Voor de dominante uitheemse macrofaunasoorten vormt het hout naar verwachting in eerste instantie gewoon geschikt (hard) substraat, vergelijkbaar met stenen. Verschil is wel dat hout verandert in de loop van de tijd omdat in de buitenste laag ook gegeten wordt door hout-etende soorten. Het is dan ook interessant na enkele jaren het onderzoek te herhalen om (onder meer) te bekijken of de verhouding inheemse-uitheemse soorten op steen het hout veranderd is.

De factor tijd

Herstelmaatregelen hebben tijd nodig om effect te sorteren. Hoeveel tijd dit is hangt van vele factoren af, maar Noordhuis (2016) heeft recent onderbouwd dat voor de maatregel rivierhout gemiddeld wel op zo'n 12 jaar gerekend moet worden, vooral vanwege de grote afstand tot bronpopulaties van typische macrofaunasoorten van hout. De factor hoogwater speelt hier ook een faciliterende rol in (Klink 2017). Vis reageert sneller, binnen enkele jaren. De aanwezigheid van bronpopulaties is momenteel een nog onderschat aspect bij herstelmaatregelen voor de Kaderrichtlijn Water. In de huidige analyses is het nieuw aangebrachte hout vergeleken met habitats die al veel langer aanwezig zijn. Strikt genomen kan dat niet 1 op 1 vergeleken worden gezien de genoemde kolonisatietijd voor macrofauna. Het is overigens niet gezegd dat het er beter op wordt op de langere termijn; uitheemse soorten zoals Kaspische slijkgarnalen kunnen als ze dominant zijn het substraat minder geschikt maken voor andere soorten (Klink *et al.* 2014). Dit zou een verklaring kunnen zijn voor de hogere soortenrijkdom in Aersoltweerde, waar de relatieve dichtheid van exoten op zowel het hout als de stenen laag is vergeleken met de ander onderzoekslocaties (figuur 2.6). Het is de vraag of dit over enkele jaren nog steeds zo is.

Voedselweb

Herstel van de macrofaunagemeenschap is waarschijnlijk een stuk complexer dan alleen een kwestie van substraat herstellen. De voedselwebrelaties spelen hier een belangrijke rol in. De pilot rivierhout laat ook al zien dat de aangroei van draadalg en kiezelwieren een cruciale factor is in de respons van macrofauna op rivierhout. Alleen al door het oppervlak voor primaire productie te vergroten met rivierhout, nemen de mogelijkheden voor verschillende macrofaunasoorten toe (Lester *et al.* 2009; Coe *et al.* 2009). Hier is echter nog weinig over bekend. De functionele relaties rondom rivierhout zijn wel beschreven in Geerling (2016), maar het voedselweb-aspect is hier ook nog niet goed in uitgewerkt (bijlage 6). Wel zijn er studies die tipjes van de sluier oplichten. Hierbij spelen echter al gauw complexe interspecifieke interacties een rol, zowel tussen macrofaunasoorten onderling, als tussen vis en macrofauna, waarbij dan ook nog eens de leeftijd van het rivierhout invloed heeft (Czarnecka *et al.* 2014).

Sterk veranderd

Over de effecten van rivierhout op vis is juist veel bekend. Met name aan salmoniden is veel onderzocht. Hieruit blijkt dat rivierhout zorgt voor een verandering in vis abundantie, biomassa, biodiversiteit en overleving (gerapporteerd in 96 van de 122 gereviewde studies door Roni *et al.* 2015). Het gaat hier meestal om Amerikaanse of Canadese rivieren, maar Helvert (2014) stelt vast dat er ook positieve effecten zijn op visdiversiteit in Europese rivieren. In onze West-Europese sterk veranderde rivieren, met vaak een dominantie van karperachtigen, is echter nog nauwelijks onderzoek gedaan op dit gebied, zeker niet in combinatie met functies als scheepvaart. Dat maakt de pilot rivierhout uniek.

Stabiliteit

Rivierhout kan de variatie in de lokale bodemdynamiek verhogen en daarmee de habitatcomplexiteit verhogen (Schneider & Winemiller 2008, Bond & Lake 2005, Lepori *et al.* 2005), maar tegelijk kan het ook een stabiliserend effect op de rivierloop hebben (Abbe & Montgomery 1996). Bovendien vormt het rivierhout op zichzelf een stabiel habitat, bijvoorbeeld voor macrofauna, wat in rivieren met wisselende piekafvoeren een zeldzaam milieu kan zijn. De zand- of grindbodem van de rivier is in veel gevallen te dynamisch voor macrofauna om het pionierstadium te kunnen ontstijgen (Coe 2009).

Uitstralend effect

Hoeveel rivierhout is nu nodig om een uitstralend effect op het hele waterlichaam te hebben? Die vraag is moeilijk te beantwoorden op basis van dit onderzoek, maar komt ook in andere onderzoeken nauwelijks aan de orde. Bovendien is de respons (van vis) op rivierhout in grotere wateren (>20m breed) nauwelijks onderzocht (Roni 2015).

De pilot rivierhout geeft hier wel aanwijzingen voor. Zo lijkt het rivierhout met name in de nevengeul Aersoltweerde een zeer positief effect te hebben op de aanwezigheid van juveniele vissen en de soortenrijkdom. Hoewel in de nevengeul geen bomen met takken liggen en achter elkaar liggen, is in vergelijking met de andere pilotlocaties de concentratie rivierhout per watervolume hier het hoogst. Ook in de strang bij Everdingen lijkt dit effect van toepassing op de locatie waar veel natuurlijke rechtopstaande bomen in het water staan. Dit wijst erop dat grotere clusters van rivierhout (natuurlijk of kunstmatig aangebracht) een extra impuls geven aan de vislevensgemeenschap.

In het algemeen geldt voor macrofauna dat het effect zich concentreert op de specifieke plek waar het hout aangebracht is. Dit zou betekenen dat er langs de hele rivieroever patches van rivierhout nodig zijn. De verwachting is dat dit wel tot een zichzelf versterkend effect leidt, omdat de bronpopulaties steeds dichterbij zijn en ook steeds meer soorten vertegenwoordigd zijn.



Foto 5.1 Vooral voor jonge vis blijkt het rivierhout een meerwaarde te hebben als schuil- en opgroeigebied (foto: Blick onder water, i.o.v. Rijkswaterstaat)

5.2 Conclusies

Macrofauna

De macrofaunagemeenschap wordt gedomineerd door exoten, zowel op het rivierhout als op de stenen. Toch zijn er lichtpuntes: op het rivierhout komen vaak meer kenmerkende en karakteristieke soorten voor die voor de KRW van belang zijn. De EKR-score is op de meeste locaties ook hoger op het rivierhout dan op de stenen. De combinatie van rivierhout en helder stromend water (vistrap Maurik) lijkt de hoogste EKR-score op te leveren. Soorten die al sinds lang uit Nederland verdwenen waren, blijken toch weer terug te kunnen keren en weten het nu nog spaarzame rivierhout al te vinden. De verwachting is dat dit effect veel groter zal zijn na een flink hoogwater. Bij opschaling van het rivierhout zal er uiteindelijk een zichzelf versterkend effect optreden, omdat de nabijheid van bronpopulaties belangrijk is (vooral in afwezigheid van hoogwaters). Voor macrofauna is er weinig onderscheid in de bijdrage van de verschillende boomonderdelen aan de dichtheid kenmerkende en bijzondere soorten. Wel leveren de takken de grootste kwantitatieve bijdrage (per eenheid oppervlak) en een hogere KRW-score. Voor macrofauna geldt bovendien: hoe meer houtoppervlak, hoe beter, en juist de takken leveren relatief veel oppervlak. Ook voor vis zijn de takken heel belangrijk (schuilplaats voor juveniele vis).

Vis

Het rivierhout heeft voor vis een functie als foerageergebied, schuil- en opgroeigebied en als plek voor winterclustering. Hierbij hebben takken juist een hele belangrijke functie, namelijk als beschermend schuilgebied voor (jonge) vis overdag. Onverwacht

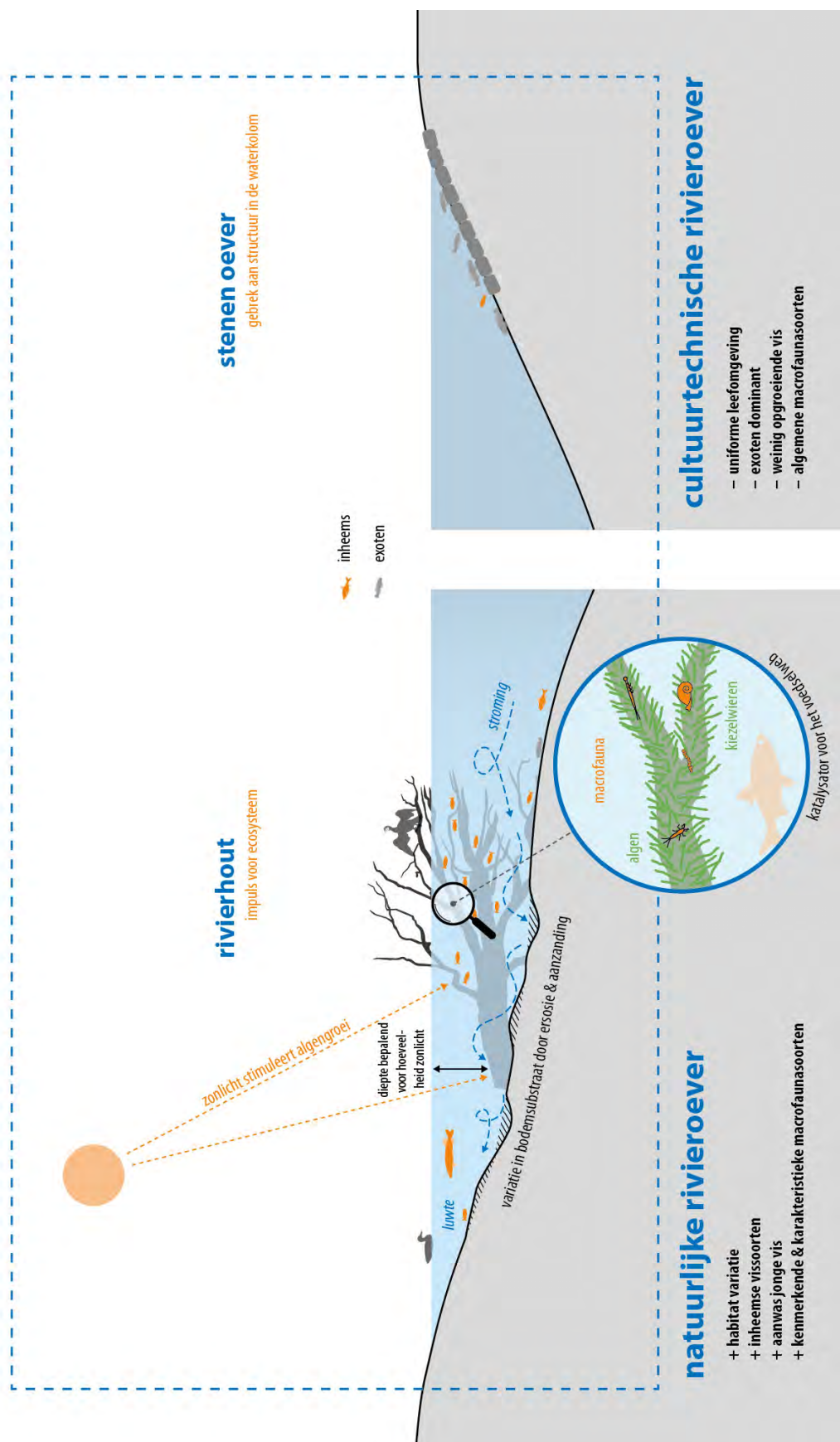
effect was dat de dichtheid van exotische grondels in verhouding lager blijkt te zijn bij het rivierhout in vergelijking met traditionele rivieroeveren van stortsteen. De visgemeenschap blijft wel een afspiegeling van de omgeving: in de IJssel komen veel reofiele soorten voor, zo ook in de nevengeul. Wel is de levensgemeenschap verrijkt met het rivierhout, neemt de draagkracht (en dichtheden) naar verwachting toe en worden inheemse vissoorten bevoordeeld. De positieve effecten op vis van rivierhout als stoorobject zijn nog niet duidelijk waargenomen, los van incidentele waarnemingen (barbeel bij schermen Redichemse waard). Hier zijn de morfologische effecten ook nog te gering voor. In de toekomst kan dit aspect nog voor verdere toename van habitatvariatie leiden met name in vrij afstromende riviertrajecten. Voor vis geldt: hoe meer volume tussen het rivierhout en hoe ingewikkelder de structuur, hoe beter.

Morfologie

Er zijn al eerste aanzetten voor veranderingen van de bodemmorfologie waargenomen in de vorm van lokale erosie en sedimentatie en verandering in de bodemsamenstelling. Omdat er (nog) maar één jaar gemeten is, en alleen visueel de bodemsamenstelling bepaald is, zullen toekomstige (uitgebreidere) metingen moeten uitwijzen of dit inderdaad voortschrijdende processen zijn.



Foto 5.2 De schermen bij de Redichemse waard vanaf het water (foto: Rijkswaterstaat).



Figuur 5.1: Schematische weergave resultaten pilot rivierhout.

5.3 Aanbevelingen voor onderzoek

Macrofauna

De bemonstering van macrofauna zou in elk geval in het voorjaar uitgevoerd moeten worden (conform de huidige pilot). Dit geeft de meeste kans op het aantreffen van de zo gewenste EPT-soorten, zoals kokerjuffers. Nadeel is dat de waterstanden in deze periode vaak te hoog zijn.

De toepassing van de airlift voor de bemonstering van rivierhout lijkt veelbelovend en kan verder geoptimaliseerd worden. Mogelijk kan de methode ook op andere habitats toegepast worden.

Het kan goed zijn dat de kolonisatie op het rivierhout nog niet maximaal is, met name op de locatie Aersoltweerde waar ook de nevengeul nieuw is. Het kan ook zijn dat het rivierhout na enkele jaren over zijn hoogtepunt heen is en dat een overheersing door uitheemse soorten als Kaspische slijkgarnaal ook hier het substraat minder toegankelijk maken voor bijzondere en kenmerkende soorten. In dat geval zou er periodiek weer vers rivierhout aangebracht moet worden. Om hier zicht op te krijgen is het van belang de monitoring na een jaar of vijf tot tien te herhalen. Om een goede significantiebepaling te kunnen doen, en een eerlijke vergelijking van de habitats te kunnen doen, is het van belang hierbij voldoende referentiemonsters te nemen.

Verdere macrofaunamonitoring is gewenst om:

- te bepalen hoe de macrofaunagemeenschap zich verder ontwikkelt;
- de meerwaarde bij vrij afstromende rivierdelen in beeld te brengen;
- de kolonisatie te volgen;
- het effect na een serieus hoogwater te bepalen;
- te bepalen of het uitbreiden van de locaties met rivierhout op de lange termijn meerwaarde voor de KRW-doelen gaat opleveren.

Vis

Het onderzoek toont aan dat rivierhout positief is voor inheemse vissen. Het is echter onbekend of dit een stelselmatig effect is of dat er sprake is van een kolonisatiepiek die de komende jaren inzakt. De dode bomen zullen mogelijk onderhevig zijn aan verval (afbrekende takken) waardoor de functionaliteit in de loop der tijd zou kunnen afnemen. Om een inschatting te kunnen maken hoe lang de bomen succesvol zijn voor vis is het zinvol om de monitoring in de toekomst met grotere tussenpozen periodiek te herhalen.

Het is te overwegen hier nog uitgebreider videomonitoring bij in te zetten, omdat hiermee preciezer een beeld verkregen wordt van de functie van het rivierhout voor vis. Het bemonsteren van vis tussen de takken van een boom is namelijk een lastige klus. Een combinatie van vismethoden en van voorjaar- en najaarsbemonstering geeft het meest complete beeld van de visgemeenschap. Wel is het belangrijk om zoveel mogelijk (ruimtelijke) replica's te hebben om de variatie in de data te beperken en op

die manier de betrouwbaarheidsgraad van de conclusies te verhogen. Met name de vangsten van zeldzamere soorten zijn nu toevalstreffers. Een uitgebreider monitoringsprogramma, waarin ook meerdere geulen en habitats in het zomerbed zijn opgenomen, kan een duidelijker beeld geven van de functie van de verschillende habitats voor vis langs de rivier. Dit kan dan als algemene referentie dienen voor de geulen en kribvakken met rivierhout (en levert bovendien data als nulmeting voor eventuele toekomstig aanbrengen van rivierhout) .

In aanvulling op de analyses zou nog een biomassa-analyse uitgevoerd kunnen worden, bijvoorbeeld op basis van de lengteregistraties of door (bij nieuwe monitoring) vissen te wegen. Dit levert aanvullende informatie over de functionaliteit van het rivierhout en input voor eventuele voedselwebanalyses, waarbij ook visdata van andere rivierhabitats (en maaganalyses van vis) en macrofaunagegevens gebruikt kunnen worden. Door het gehele voedselweb te analyseren kan de functie van het rivierhout integraler in beeld gebracht worden, wat meer recht doet aan de betekenis van het rivierhout dan louter een analyse op soortsniveau. De pilot rivierhout geeft hier een eerste aanzet voor (figuur 5.1).

5.4 Aanbevelingen voor aanleg

Op basis van de ervaringen in de pilot rivierhout kunnen de volgende aanbevelingen worden gedaan voor de aanleg van rivierhout:

- Wees niet te zuinig. Gebruik niet een stammetje hier en daar, maar flinke clusters van complete bomen. Voor vis is de 3D-structuur van belang, voor macrofauna is een groot oppervlak nodig. Takken en wortels dragen hieraan bij. Het gebruik van grote hoeveelheden wordt ook in andere studies aanbevolen (Kail *et al.* 2007)
- Kies bij voorkeur plekken met stroming. In stromend water zijn de potenties op het voorkomen van kenmerkende riviersoorten groter. Bovendien ontstaat dan als bij-effect meer variatie in de bodemligging en –samenstelling en in de hydrodynamiek. Een grotere habitatdiversiteit draagt bij aan een grotere biodiversiteit. Het heeft grote meerwaarde de hoeveelheid rivierhout ook verder uit te breiden in de brongebieden, in het Duitse deel van de Rijn (waar het al langer toegepast wordt).
- Het is belangrijk dat op de bomen het licht doordringt. De diepteligging moet dus afgestemd zijn op het gemiddelde doorzicht in het groeiseizoen. Het heeft ook meerwaarde als er delen van de boom boven water uitsteken, zodat insecten hierop kunnen landen (om eitjes te leggen) of uitsluipen. Tegelijk verdient het voorkeur dat de bomen niet droogvallen in de zomer omdat ze dan langer meegaan. Per locatie zal de optimale diepteligging dus verschillen.
- De grootste meerwaarde heeft een combinatie van rivierhout met oever- en watervegetatie en natuurlijke bodems met zand, klei en/of grind. Voor vis blijken naast het hout ook natuurlijke water- en oevervegetaties een belangrijke functie te vervullen. Voor macrofauna vullen de verschillende substraattypen elkaar aan in soortensamenstelling, maar levert het rivierhout veruit de grootste bijdrage in de soortenrijkdom.

- Behoud zoveel mogelijk bestaand rivierhout in de vorm van bomen die op oevers staan en takken die in het water hangen. Veranker omgevallen bomen, of bomen die dreigen om te vallen, in plaats van deze te verwijderen.
- Voor verdere aanwijzingen voor aanleg van rivierhout zie: www.rws.nl/rivierhout en de daarop gepubliceerde handreiking voor initiatiefnemers en uitvoerders.



Foto 5.3: Levend rivierhout op de oever achter de langsdam bij Ophemert. Binnenkort wordt hier ook rivierhout in de oevers verankerd.

6 Literatuur

- Abbe, T.B & D.R. Montgomery 1996, Large woody debris jams, channel hydraulics and habitat formation in large rivers. Regulated rivers, research & management, 12: 212-221
- Czarnecka, M. F. Pilotto & M. T. Pusch 2014. Is coarse woody debris in lakes a refuge or a trap for benthic invertebrates exposed to fish predation? Freshwater Biology 59: 2400-2412.
- Dorenbosch, M., J. Bergsma & W.M. Liefveld 2014. Functie van dode bomen voor vis in de Lek. Ecologische monitoring visgemeenschap 2014. Buwa rapport nr: 14-251
- Dorenbosch, M., N. Van Kessel & W.M. Liefveld. 2015. Functie van rivierhout voor vis in de Lek. Monitoring pilotprojecten IJssel, Nederrijn, Lek 2015. Buwa rapportnr. 15-255. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Dorenbosch, M., N. van Kessel, W. Liefveld, M. Schoor, G. van der Velde & R.S.E.W Leuven (2017) Application of large wood in regulated riverine habitats facilitates native fishes but not invasive alien round goby (*Neogobius melanostomus*). Aquatic Invasions (accepted)
- Geerling, G. 2016. De werking van RWS KRW maatregelen in conceptuele relatieschema's Deltares rapport nr: 1220984-000
- Hering D., A. Borja, J. Carstensen, L. Carvalho, M. Elliott, C.K. Feld, A.S. Heiskanen, R.K. Johnson, J. Moe, D. Pont, A.L. Solheim, Wv. de Bund, 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future.
- Kail, J., D. Hering, S. Muhar, M. Gerhard & S. Preis 2007, The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. Journal of Applied Ecology, 44: 1145–1155.
- Klink, A. G., M.M. Schoor, H.D. van Rheede & P.P. Duijn 2014. Aquatische macrofauna in het rivierengebied en de mogelijkheden voor ecologisch herstel. Levende Natuur 115 (3): 101-109
- Klink, A. G., 1989 The Lower Rhine. Palaeoecological analysis. In: Historical change of large alluvial rivers: western Europe in: G.E. Petts (ed.), John Wiley & Sons Ltd. 183-201
- Klink, A.G., 2011 Macrofauna op bakenbomen in de bedijkte Maas. Hydrobiologisch Adviesburo Klink Rapp. Med. HAK116
- Klink, A.G., 2014 KRW-proef: bomen in de Nederrijn-Lek. Evaluatie van het eerste onderzoeksjaar 2014 Rapp. Med. HAK138
- Klink, A.G., 2016a KRW-proef: Bomen in de Nederrijn-Lek en IJssel. Evaluatie 2014-2015 Rapp. Med. HAK 139
- Klink, A.G., 2016b. Drift van macrofauna in de Rijn Rapp. Med. HAK 142: 12 pp.
- Klink, A.G., 2016c Macrofauna op bakenbomen in de bedijkte Maas (een tussenstand na 9-10 jaar) Rapp. Med. HAK 141
- Klink, A.G., 2017 KRW-proef: Bomen in de Nederrijn-Lek en IJssel. Evaluatie 2014-2016 Rapp. Med. HAK 143
- Liefveld, W.M. & Bak, A. 2012, Natuurvriendelijke oevers langs de Lek. Evaluatie van zes jaar monitoring. Buwa rapport nr. 12-219
- Liefveld, W.M., 2015. Pilot rivierhout. Verslag van het ontwerpproces 2013-2015

- Liefveld, W.M., M. Dorenbosch, N. van Kessel & M. Teunis 2017. Functie van rivierhout voor vis. Monitoring pilotprojecten IJssel, Nederrijn en Lek 2016. Buwa rapportnr. 17-115. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Molen, D. T. van der, R. Pot, C.H.M. Evers & L.L.J. van Nieuwerburgh 2012. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water 2015-2021 STOWA rapport 2012-31: 378 pp.
- Naber, A., 2005. Monsterneming van macrofauna op hard substraat. RWS Voorschrift 913.00.B002 11 pp.
- Noordhuis, R., 2016. Time-lag effecten in doelbereik bij KRW maatregelen. Delatres rapport nr. 1220984-000
- Reeze, B., van Winden, A., J. Postma, R. Pot, J. Hop, W. Liefveld, 2017. Watersysteemrapportage Rijntakken 1990-2015. Ontwikkelingen waterkwaliteit en ecologie. Bart Reeze Water & Ecologie, Harderwijk
- Riel, M.C. van, 2007. Interactions between crustacean mass invaders in the Rhine food web. PhD thesis Radboud Univ. Nijmegen. 176 pp.
- Rijkswaterstaat, 2016. Afwegingen bij het plaatsen van Rivierhout. Voor initiatiefnemers en uitvoerders. DON0416HD148.
- Roni, P., T. Beechie, G. Pess & K. Hanson 2015. Wood placement in river restoration: fact, fiction and future direction. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 72: 466-478.
- Verdonschot, P. A. Besse, J. de Brouwer, J. Eekhout, R. Fraaije, 2012. Beekdalbreed Hermeanderen: Bouwstenen voor de 'leidraad voor innovatief beek- en beekdalherstel. Stowa rapport nr. 2012-36, ISBN 978.90.5773.580.6

Bijlagen

Bijlage 1: Overzicht (mogelijke) locaties rivierhout in de Rijntakken

Overzicht (mogelijke) locaties Rivierhout in de Rijntakken

18-aug-17

X	Al gerealiseerd
X	Wordt waarschijnlijk nog in 2017 gerealiseerd
X	Mogelijke locatie

Locatie	Nabij	Riviertak	Rivier km	Opmerkingen	Datum plaatsing van bomen	Locatie dode bomen							Trekker voor realisatie
						Stromend water			(meestal) Stilstaand water				
						Kribvak / Oever hoofdgeul	Nevengeul	Vistrap	Strang	Kribvak / Oever hoofdgeul	Kribvak achter vooroever	Geïsoleerd water	
Amerongen/Maurik	Amerongen/Maurik	Nederrijn/Lek	LO 922,2 tussen LO 942,6 en LO 944,5		dec-13			X					RWS
Everdingen	Everdingen	Nederrijn/Lek	??	Losse bomen met takken In schermen is een deel van het rijshout vervangen door dunne boomstammen	jan-14				X	X	X		RWS
Everdingen	Everdingen	Nederrijn/Lek	??		apr-15					X			RWS
Wageningen	Wageningen	Nederrijn/Lek	RO 904,1 en RO 902,9	6 losse bomen	jul-14					X			RWS
Wageningen	Wageningen	Nederrijn/Lek	LO 901,9 en LO 902,1	4 losse bomen	okt-15					X			RWS
Redichemse Waard	Culemborg	Nederrijn/Lek	LO 937,2	2 bomen in kribvakken	apr-15					X			RWS
Redichemse Waard	Culemborg	Nederrijn/Lek	LO 936,9	Veld 1: 4 onderwaterschermen met gestapelde boomstammen (houtkrib)	apr-15					X			RWS
Redichemse Waard	Culemborg	Nederrijn/Lek	LO 936,9	Veld 2 t/m 4: onderwaterschermen met gestapelde boomstammen (houtkrib)	2017?					X			RWS
Amerongse Bovenpolder; Put van Schoonhoven	Amerongen/Maurik	Nederrijn/Lek	RO 917,5	minimaal 2 bomen in de oever van de heringerichte Put van Schoonhoven	2015							X	SBB
De Horde	Nieuwegein	Nederrijn/Lek		Oeververdediging	??					X			
Vier andere locaties		Nederrijn/Lek		Oeververdediging	??					X			
Willige Langerak locatie WS				Oeververdediging hout en riet	?					X			
rivierenland													
locatie Zuidholland													
landschap													
Klompewaard		Bovenrijn	RO	12?? geclusterde bomen (nauwelijks takken) Wellicht ook bodemschermen met boomstammen	nov-16		X						SBB
Millingerwaard		Bovenrijn/Waal	LO				X						
Gamerense Waard	Gameren	Waal	LO	Geclusterde bomen met takken	??		X						
Heesseltse waarden	Heesselt	Waal	RO	acht bomen met takken	2018		X						RWS
Afferdensch en Deesche waarden	Afferden	Waal	LO		2017?		X		X?				RWS
Hurwenense uiterwaard	Hurwenen	Waal	LO 930,9	2 geclusterde bomen met kroon en kluit	12-okt-15		X						SBB
Nevengeul Lent	Nijmegen	Waal	RO	Geclusterde bomen met takken; combi met de archeo-bomen	2017		X						RWS
Langsdam Ophemert	Tiel	Waal		Achter de langsdam	2017		X						RWS
Hondswaard	Vuren	Waal	RO		voor 2009		X						RWS
Aersoltweerde	Hattum	IJssel	Tussen LO 981,2 en LO 982,2	4 losse bomen zonder takken	eind 2014		X						Waterschap
Aersoltweerde	Hattum	IJssel	Tussen LO 981,2 en LO 982,2	bij de 4 al aanwezige bomen zijn er telkens 2 bijgelegd	okt-15		X						Waterschap
Stokebrandersweerd	Zutphen	IJssel	RO 924	12 bomen in oevergeul	2017?		X						RWS
Bronckhorsterweerd	Bronckhorst	IJssel	RO 919	in 4 kribvakken elk 1 boom	2017?	X							RWS
Rijsselsche waard	Eefde	IJssel	RO 932	in 4 kribvakken elk 1 boom	2017?	X							RWS
Ravenswaarden	Gorssel	IJssel	RO 937	in 5 kribvakken elk 1 boom	2017?	X							RWS
Marlerwaarden	Wapenveld	IJssel	LO	10 bomen in oever aangetakte plas	2017?				X				RWS
Vaalwaard	Doesburg	IJssel	RO	7 bomen nabij uitstroom	2017?				X				RWS
Buitenwaarden Wijhe	Wijhe	IJssel	RO 967	Oude IJssel	2016		X						Waterschap
Rammelwaard	Voorst	IJssel	LO 933	5 bomen	2016					X			Waterschap
Reuversweerd	Zutphen	IJssel	LO 923	7 bomen	2016					X			Waterschap
Vorchterwaarden	Veessen	IJssel	LO 965	3 bomen	2016					X			Waterschap
Welsommerwaarden	Welsum	IJssel	LO 958	ws. zo'n 8 bomen	2016		X						Waterschap
Gelderse Toren	Brummen	IJssel	LO 914	ws. 8 bomen	2017					X			Waterschap
Dorperwaarden	Terwolde	IJssel	LO 950	3 bomen	2017		X						Waterschap
Yperenberg-Wilp-Weerd		IJssel	LO 941	??	??		X						Waterschap

Overzicht coördinaten Rivierhout in de Rijntakken

Versie: Augustus 2017

Locatie		Rivier/Waterlichaam	Boom id	x	y	Rivier km	Coördinaten ingeschat of in het veld exact bepaald?
Amerongen/Maurik	Vistrap	Nederrijn/Lek	1	156623	442750	LO 922,2	gemeten
Amerongen/Maurik	Vistrap	Nederrijn/Lek	2	156667	442769	LO 922,2	schatting
Everdingen	Kribvak	Nederrijn/Lek	3	140205	442288	LO 943,0	gemeten
Everdingen	Kribvak	Nederrijn/Lek	4	140234	442271	LO 943,0	gemeten
Everdingen	Kribvak	Nederrijn/Lek	5	140618	442139	LO 942,6	schatting
Everdingen	Strang	Nederrijn/Lek	6	138557	442554	LO 944,5	gemeten
Everdingen	Strang	Nederrijn/Lek	7	138557	442554	LO 944,5	schatting
Everdingen	Strang	Nederrijn/Lek	8	138977	442282	LO 944,1	schatting
Wageningen	Kribvak	Nederrijn/Lek	9	172326	440182	RO 904,1	gemeten
Wageningen	Kribvak	Nederrijn/Lek	10	172340	440168	RO 904,1	gemeten
Wageningen	Kribvak	Nederrijn/Lek	11	172356	440144	RO 904,1	gemeten
Wageningen	Kribvak	Nederrijn/Lek	12	173343	440686	RO 902,9	gemeten
Wageningen	Kribvak	Nederrijn/Lek	13	173332	440665	RO 902,9	gemeten
Wageningen	Kribvak	Nederrijn/Lek	14	173322	440644	RO 902,9	gemeten
Aersoltweerde	Nevengeul	IJssel	15	198490	502268	LO 982,0	gemeten
Aersoltweerde	Nevengeul	IJssel	16	198808	502202	LO 981,7	gemeten
Aersoltweerde	Nevengeul	IJssel	17	199154	502201	LO 981,4	Schatting
Aersoltweerde	Nevengeul	IJssel	18	199274	502145	LO 981,3	Schatting
Redichemse Waard	Kribvak	Nederrijn/Lek	19	144674	443319	LO 937,2	schatting
Redichemse Waard	Kribvak	Nederrijn/Lek	20	144674	443319	LO 937,2	schatting
Hurwenense uiterwaard	Nevengeul	Bovenrijn/Waal	21	148880	425420	LO 930,9	Schatting
Hurwenense uiterwaard	Nevengeul	Bovenrijn/Waal	22	148880	425420	LO 930,9	Schatting
Wageningen	Kribvak	Nederrijn/Lek	23	174300	440528	LO 901,9	Schatting
Wageningen	Kribvak	Nederrijn/Lek	24	174300	440528	LO 901,9	Schatting
Wageningen	Kribvak	Nederrijn/Lek	25	174167	440482	LO 902,1	Schatting
Wageningen	Kribvak	Nederrijn/Lek	26	174167	440482	LO 902,1	Schatting
Aersoltweerde	Nevengeul	IJssel	27	198490	502268	LO 982,0	Schatting
Aersoltweerde	Nevengeul	IJssel	28	198808	502202	LO 981,7	Schatting
Aersoltweerde	Nevengeul	IJssel	29	199154	502201	LO 981,4	Schatting
Aersoltweerde	Nevengeul	IJssel	30	199274	502145	LO 981,3	Schatting
Aersoltweerde	Nevengeul	IJssel	31	198490	502268	LO 982,0	Schatting
Aersoltweerde	Nevengeul	IJssel	32	198808	502202	LO 981,7	Schatting
Aersoltweerde	Nevengeul	IJssel	33	199154	502201	LO 981,4	Schatting
Aersoltweerde	Nevengeul	IJssel	34	199274	502145	LO 981,3	Schatting
Amerongen/Maurik	Vistrap	Nederrijn/Lek	35	156667	442769	LO 922,2	schatting

Bijlage 2: Overzicht bemonsteringen macrofauna

Jaar	Locatie/substraat	Prefab stam	Prefab broek	Stam afsputen	Broek afsputen	Stofzuiger stam	Stofzuiger broek	Zagen takken	Zagen broek	Stofzuiger takken	Stenen	Bodem bij boom	Bodem	Waterplanten	Totaal	Datum
2014	Wageningen												12	1*	13	27-05-2014, * 29-05-2014
2014	Maurik			1	1			6			1				9	22-04-14
2014	Everdingen														0	-
2014	Wageningen	6	6								3				15	22-09-14
2014	Maurik							3			1				4	29-09-14
2014	Everdingen							6							6	07-10-14
2015	Wageningen	6	6			4	2				3			1	22	05-06-15
2015	Maurik							3			2				5	30-04-15
2015	Everdingen							6		2	4				12	27-05-15
2015	Aersoltweerde					4		4		2			6		16	02-06-15
2015	Wageningen	6	6			4	2				3				21	02-10-15
2015	Maurik							3			2				5	05-10-15
2015	Everdingen							6		2	4				12	06-10-15
2015	Aersoltweerde					2		4		2			6	2	16	30-09-17
2016	Wageningen					5	4	5				3		1	18	30-05-16
2016	Maurik							3							5	13-05-16
2016	Everdingen							6		6	4				16	18-05-16
2016	Aersoltweerde					4	4				2	2	4		16	26-05-16
2016	Wageningen					6	6	6			3				21	18-10-16
2016	Maurik							3			2				5	05-10-16
2016	Everdingen							6		6	4				16	12-10-16
2016	Aersoltweerde					4	4				2	2	4		16	22-11-16

Bijlage 3: Kenmerkende en karakteristieke macrofaunasoorten

*Tabel 3.i: Overzicht voorkomen van karakteristieke (a) en kenmerkende (b) soorten in de onderzochte substraattypes per locatie. Voorkomen is weergegeven in gemiddeld aantal individuen per monster. Het substraatype bomen is in groen gearceerd, indien een soort uitsluitend op bomen is waargenomen, is de soort groen gearceerd in de soortenkolom (zie ook kolom 'exclusief op bomen'), abundantie in **vet** geeft per locatie de hoogste abundantie weer (indien meerdere habitattypes hogere abundanties vertonen, zijn ze beide **vet** gedrukt). Een onderstreepte abundantie, geeft weer dat de soort uitsluitend in dit substraatype, op deze locatie, is aangetroffen. De kolommen 'stromend water' en 'substraat' geeft aan of de soort geassocieerd is met stromend water, hard substraat, waterplanten, hout of andere substraattypen.*

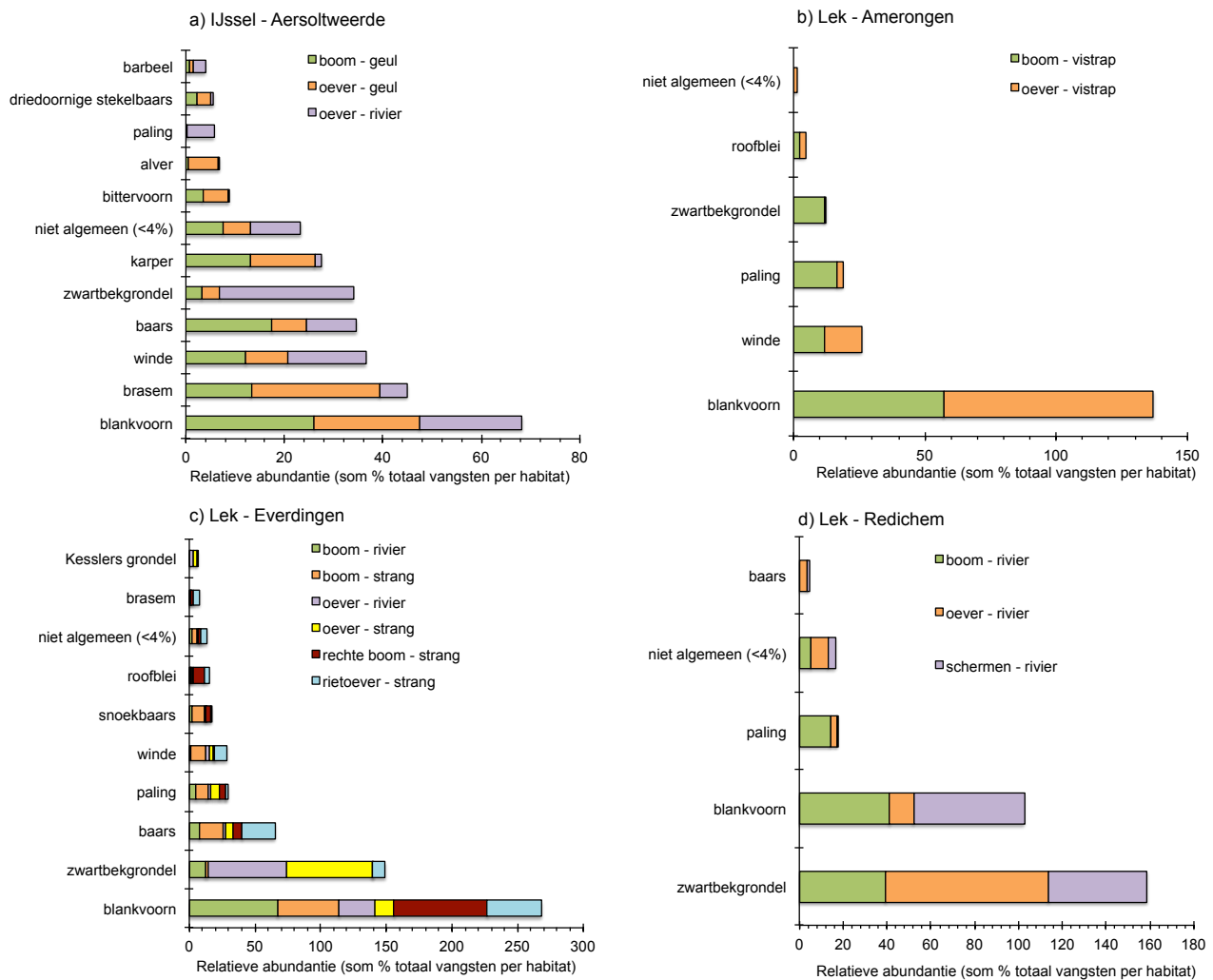
		Aersoltweerde				Everdingen		Maurik		Wageningen									
		n monsters:		23	30	8	3	46	10	23	10	80	6	20	4				
				bomen	bodem	stenen	waterplanten	bomen	stenen	bomen	stenen	bomen	bodem	stenen	waterplanten	stromend water	substraat	alleen op bomen ¹	
a) karakteristieke soorten																			
Anabolia nervosa	kokerjuffer	--	--		0,13	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--				
Brachycentrus subnubilus	kokerjuffer	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,03	--	--	--	ja	hard, wpl	ja	
Cladotanytarsus vanderwulpi gr.	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,17	--	--	--	ja		ja	
Diamesa insignipes	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	0,46	--	--	--	--	--	ja	hard, wpl	ja	
Ecnomus tenellus	kokerjuffer	1,35	0,20		5,63	5,00	0,98	0,50	--	--	--	0,11	--	0,05	--		hard, wpl		
Einfeldia carbonaria	dansmug	0,44	46,46	0,27	9,95		0,30	0,20	--	--	--	0,01	--	--	--				
Eukiefferiella minor	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	0,31	--	--	--	--	--	ja	hard, wpl	ja	
Hydropsyche contubernalis	kokerjuffer	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,03	--	--	--	ja	hard		
Hydroptila	kokerjuffer	--	--		0,13	--	0,02	--	--	--	--	--	--	--	--				
Hygrobates longipalpis	watermijt	--	--	--	0,33	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--				
Lype phaeopa	kokerjuffer	--	--	--	--	--	6,34	--	--	--	--	--	--	--	--		hard		
Microchironomus tener	dansmug	0,17	9,33	--	--	--	--	--	--	--	--	0,27	6,18	--	--				
Micropsectra apposita	dansmug	--	--	--	--	--	--	0,10	--	--	--	--	--	--	--	ja			
Micropsectra atrofasciata	dansmug	--	--	--	--	--	0,13	--	--	0,20	--	0,06	--	--	--	ja		ja	
Microtendipes pedellus agg.	dansmug	--	0,50	--	--	--	0,04	--	--	--	--	0,61	--	--	--				
Nanocladius distinctus	dansmug	0,10	--	--	--	--	--	--	--	1,30	0,10	0,60	--	--	--				
Orthocladus glabripennis	dansmug	0,52	--	--	--	--	4,47	3,32	--	0,26	0,20	--	--	--	--				
Orthocladus rivulorum	dansmug	--	--	--	--	--	0,04	--	--	0,04	--	--	--	--	--	ja	hard, wpl	ja	
Orthocladus rubicundus	dansmug	--	--	--	--	--	0,10	--	--	0,35	0,10	--	--	--	--	ja	hard, wpl		
Orthocladus thienemanni agg.	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	1,33	--	--	--	--	--	ja	hard, wpl	ja	
Orthotrichia	kokerjuffer	0,09	--		1,00	--	0,07	--	--	--	--	--	--	--	--				
Paracladopelma camptolabis	dansmug	--	0,17	--	--	--	--	--	--	--	--	0,01	--	--	--				
Paralauterborniella nigrohalteralis	dansmug	--	0,03	--	--	--	--	--	--	--	--	0,02	--	--	--				
Parametrioctenemus stylatus	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,02	--	--	--	ja		ja	
Polypedilum cultellatum	dansmug	0,11	--	--	--	--	--	0,19	--	0,04	--	0,02	--	--	7,28		hard		
Potthastia gaedii	dansmug	--	--	--	--	--	0,09	--	--	0,05	--	0,01	--	0,10	--	ja			
Rheotanytarsus	dansmug	0,11	--	--	--	--	--	--	--	0,13	--	0,14	--	--	--	ja	hard, wpl	ja	
Simulium noelleri	kriebelmug	--	--	--	--	--	--	--	--	0,04	--	--	--	--	--	ja	hard, wpl	ja	
Stempellina bausei	dansmug	--	0,66	--	--	--	--	--	--	--	--	0,01	--	--	--				
Stempellinella edwardsi	dansmug	--	1,14	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--				
Stictochironomus pictulus	dansmug	0,04	0,24	--	--	--	0,02	0,94	--	--	--	0,07	0,46	0,05	1,51				
Tanytarsus brundini	dansmug	0,74	1,51	0,13	--	--	0,58	0,20	--	0,04	--	2,47	--	0,05	3,29	ja			
Tanytarsus ejuncidus	dansmug	0,19	2,34	--	--	--	0,09	0,19	--	--	--	0,17	0,96	0,05	--	ja			
Vejdovskyella intermedia	borstelworm	0,39	--	--	--	--	0,05	0,30	--	--	--	--	--	--	--				
Virgatanytarsus	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,12	--	--	--	ja		ja	
totale abundantie		4,24	62,58	7,27	15,28		13,32	6,04		4,55	0,40	4,96	7,61	0,30	12,07				
totale aantal karakteristieke soorten		12	11	6	3		15	9		13	3	20	3	5	3				
b) kenmerkende soorten																			
Anodonta anatina	mossel	--	0,07	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	ja		ja	
Brillia bifida	dansmug	--	--	--	--	--	0,25	--	--	0,39	--	0,01	--	--	--	ja		ja	
Brillia longifurca ²	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	0,60	--	0,07	--	--	--	ja	hout	ja	
Caenis macrura	eendagsvlieg	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,01	--	--	--	ja		ja	
Caenis robusta	eendagsvlieg	0,09	0,10	--	0,33	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--				
Cardiocladius fuscus	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	7,12	--	--	--	--	--	ja	hard sub	ja	
Chironomus acutiventris	dansmug	1,65	29,34	--	--	--	0,08	--	--	--	--	1,69	1,09	0,20	0,75	ja			
Chironomus nudiventris	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,23	31,82	0,55	6,77	ja			
Cricotopus annulator	dansmug	--	--	--	--	--	0,18	--	--	5,31	--	0,06	--	--	--	ja	hard, wpl		
Cricotopus curtus	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	ja	hard, wpl		
Cricotopus triannulatus	dansmug	0,22	--		0,25	--	0,15	--	--	--	--	--	--	--	--	ja	hard, wpl		
Cryptochironomus rostratus	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,01	--	--	--	ja		ja	
Cryptotendipes usmaensis	dansmug	0,12	13,39	--	--	--	0,09	--	--	--	--	--	0,53	--	--				
Cymus trimaculatus	kokerjuffer	--	0,03	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--				
Ephoron virgo	eendagsvlieg	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,09	--	--	--	ja		ja	
Eukiefferiella claripennis	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	0,04	--	--	--	--	--	ja	hard, wpl	ja	
Harnischia	dansmug	--	1,04	--	--	--	0,02	--	--	--	--	0,12	--	0,10	--	ja			
Hydropsyche bulgaromanorum	kokerjuffer	--	--	--	--	--	--	--	--	0,04	--	0,08	--	--	--	ja	hard	ja	
Lipiniella araeicola	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,17	--	--				
Lipiniella moderata	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,67	--	--				
Neureclipsis bimaculata	dansmug	--	--	--	--	--	0,02	--	--	--	--	--	--	--	--	ja		ja	
Oulimnius rivularis	waterkever	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,01	--	--	--		steile oever	ja	
Parachironomus frequens	dansmug	0,09	--		0,13	--	1,28	0,70		6,84	0,30	0,93	--	0,60	--		mosdierjtjes		
Paranais frici	borstelworm	0,30	--	--	--	--	0,04	--	--	--	--	--	1,83	--	--				
Paranais litoralis	borstelworm	0,17	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--			ja	
Paratanytarsus dissimilis agg.	dansmug	3,25	0,13	1,50	1,29		2,47	2,12	3,07	6,92		2,61	--	1,00	30,56				
Paratrachocladus rufiventris	dansmug	14,85	1,51	22,97	3,32		4,30	1,44	8,93	4,57		0,35	--	0,05	7,33				
Physella acuta	hoornslak	0,43	0,30	0,13	34,33		0,02	--	--	--	--	--	--	--	--				
Polypedilum laetum	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	0,04	--	--	--	--	--	ja		ja	
Polypedilum pedestre	dansmug	--	--	--	--	--	0,12	--	--	0,10	--	0,08	--	--	--	ja	hard	ja	
Polypedilum scalenum	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	0,08	--	3,68	5,55	0,05	1,51				
Psychomyia pusilla	dansmug	--	--	--	--	--	0,02	--	--	--	--	--	--	--	--		hard	ja	
Rheocricotopus fuscipes	dansmug	--	--	--	--	--	0,02	0,19		0,09	--	0,01	--	--	--	ja			
Rheopelopia	dansmug	--	--	--	--	--	0,04	--	--	--	--	0,03	--	--	--	ja		ja	
Rheotanytarsus rhenanus	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,03	--	--	--	ja	hard, wpl	ja	
Simulium erythrocephalum	kriebelmug	--	--	--	--	--	--	--	--	0,57	--	--	--	--	--	ja	hard, wpl	ja	
Stenochironomus ²	dansmug	--	--	--	--	--	0,12	--	--	--	--	--	--	--	--		hout	ja	
Synorthocladus semivirens	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	0,04	--	--	--	--	--			ja	
Tinodes waeneri	kokerjuffer	--	--	--	--	--	0,03	--	--	0,04	--	--	--	--	--		hard	ja	
Tvetenia verralli	dansmug	--	--	--	--	--	--	--	--	0,18	0,10	--	--	--	--	ja	hard, wpl		
Unio tum																			

hard: hard substraat; wpl: waterplanten; ¹: in huidige studie; ^{2</}

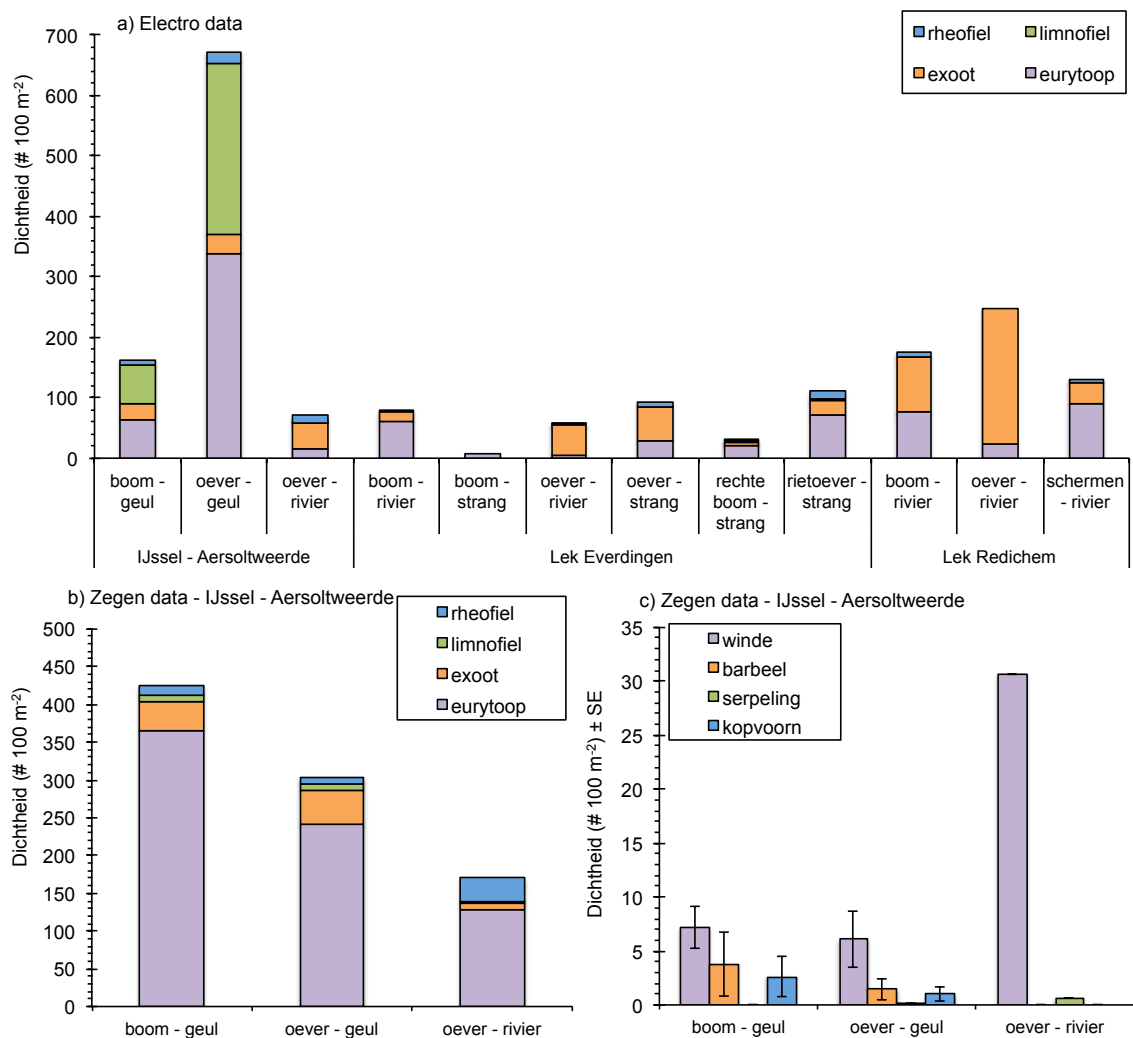
Bijlage 4: Achtergrondinformatie visonderzoek

Tabel 4.i. Overzicht waargenomen vissoorten in de monitoringsperiode 2014 – 2016 in de onderzochte habitattypes.

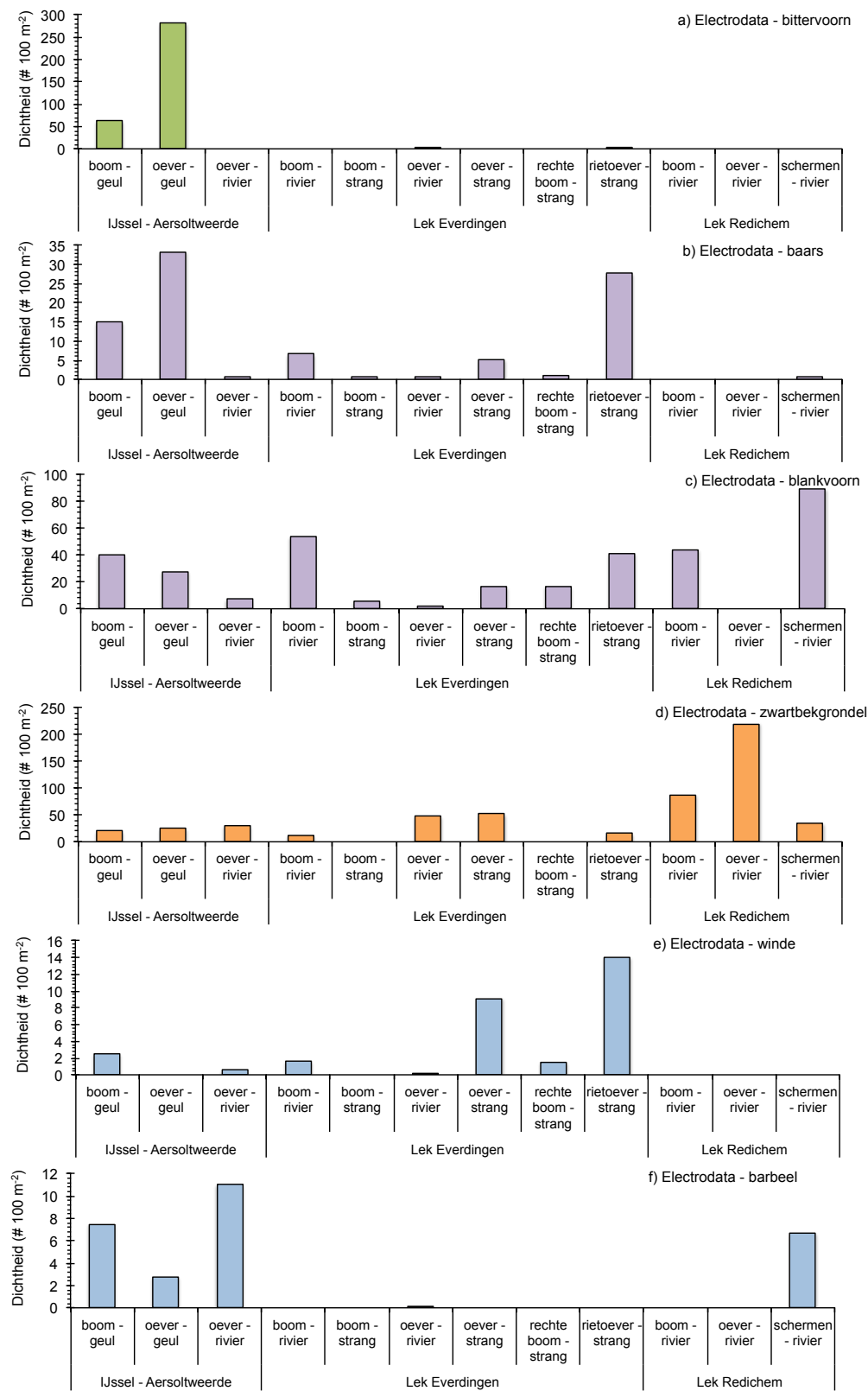
gilde: soort:	gebied: habitat: rivier:	IJssel - Aersoltweerde			Lek - Amerongen		Lek - Everdingen						Lek - Redichem		
		boom	oever	oever	boom	oever	boom	boom	oever	oever	rechte bomen	rietoever	boom	oever	schermen
		nevengeul	nevengeul	rivier	vistrap	vistrap	rivier	strang	rivier	strang	strang	strang	rivier	rivier	rivier
<i>eurytoop</i>															
	baars	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1		1	1
	blankvoorn	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	brasem	1	1	1			1	1	1		1	1		1	
	driedoornige stekelbaars	1	1	1					1			1		1	
	karper	1	1	1					1						
	kleine modderkruiper	1	1	1											
	kolblei						1	1	1		1	1			
	paling	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	pos	1	1	1			1	1	1	1					
	snoekbaars	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1		1	
<i>exoot</i>															
	Amerikaanse dwergmeerval	1													
	giebel	1									1	1			
	Kesslers grondel	1	1	1		1	1		1	1		1	1	1	
	marmmergrondel	1	1	1								1			
	Pontische stroomgrondel	1	1	1			1	1	1	1	1			1	
	roofblei	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	
	witvingrondel	1					1								
	zwartbekgrondel	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>limnofiel</i>															
	bittervoorn	1	1	1					1			1			
	rietvoorn		1				1					1			
	snoek	1							1	1	1	1			
	tiendoornige stekelbaars	1	1	1											
	vetje	1	1	1											
	zeelt	1	1								1				
<i>rheofiel</i>															
	alver	1	1	1		1	1	1			1	1			
	barbeel	1	1	1					1						1
	bermpje		1												
	kopvoorn	1	1	1											
	riviergrondel		1												
	serpeling		1	1			1		1						
	sneep	1	1			1	1		1				1		
	winde	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	
totaal		27	27	22	5	10	16	13	18	12	14	17	5	11	5



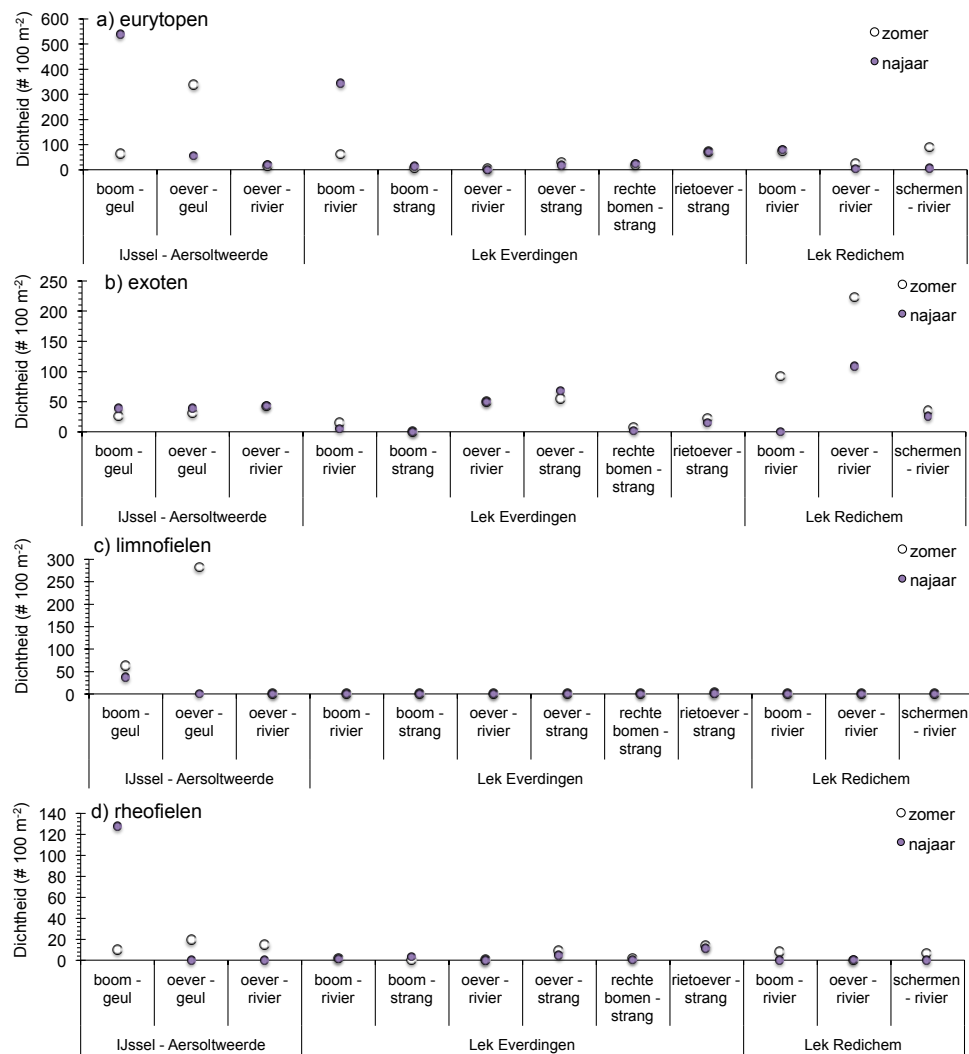
Figuur 4.i. Overzicht van de meest voorkomende vissoorten per habitattypen (relatieve abundantie op basis alle waarnemingen, periode 2014 – 2016).



Figuur 4.ii. Gemiddelde visdichtheden in de zomer van 2016 in de onderzochte habitattypes, in a) zijn visdichtheden in habitattypes weergegeven voor elektro visserij data, figuur b) geeft de onderzochte habitattypes in de Aersoltweerde weer op basis van zegen visserij data, figuur c) geeft de dichtheid van enkele reofiele vissen weer op basis van zegen visserij in de Aersoltweerde.



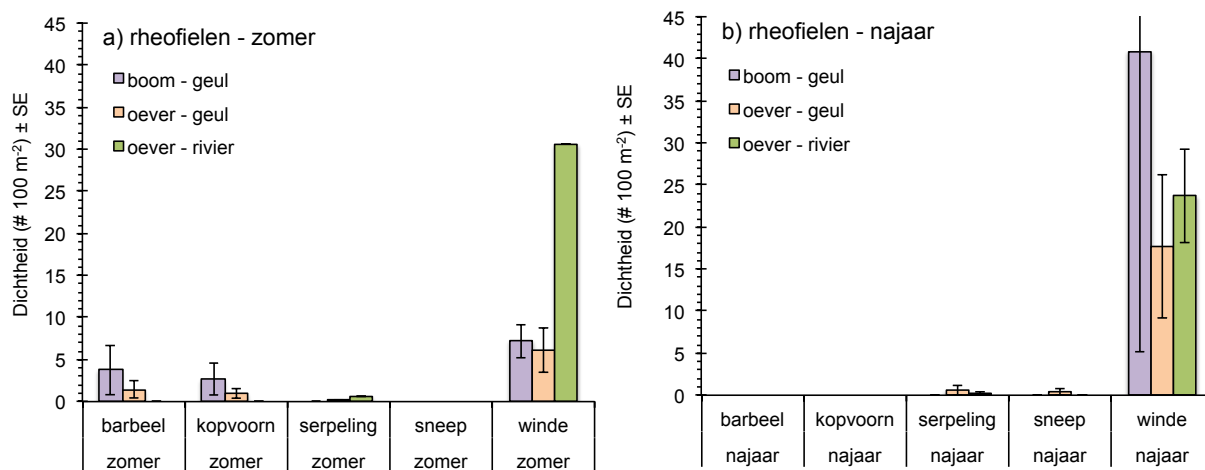
Figuur 4.iii: Gemiddelde dichtheden van kenmerkende soorten in de zomer van 2016 in de onderzochte habitattypes op basis van elektro visserij: bittervoorn (a), baars (b), blankvoorn (c), zwartbekgrondel (d), winde (e) en barbeel (f).



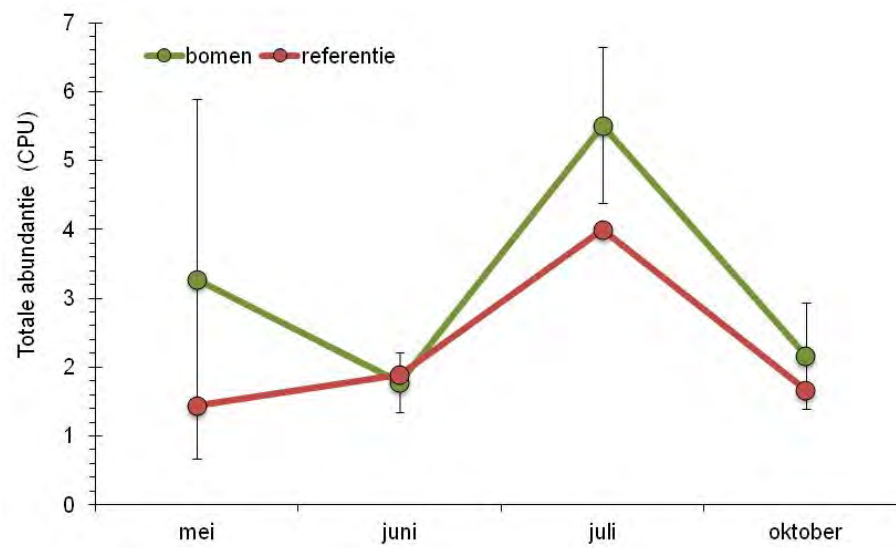
Figuur 4.iv.: Gemiddelde dichtheden van per visgilde in de zomer en najaar van 2016 in de onderzochte habitattypes op basis van elektro visserij: eurytopen (a), exoten (b), limnofielen (c) en reofielen (d).

Tabel 4.ii: Waargenomen soorten en abundantie (aantal passages per uur) op basis van video-observaties bij een dode boom en referentieoever in het kribvak van de Lek.

soort:	referentie	wortels	takken
baars	--	7,65	55,27
blankvoorn	--	22,74	41,79
brasem	2,57	--	--
winde	2,78	--	--
zwartbekgrondel	10,43	0,51	8,49



Figuur 4.v: Gemiddelde dichtheden voor reofiele vissen in de zomer en najaar van 2016 in de onderzochte habitattypes in de Aersoltweerde op basis van zegenvisserij: zomer (a), najaar (b).



Figuur v.i: Visdichtheid (CPU) bij het rivierhout en in de referentieoevers in Everdingen in 2014 op basis van basis van fuikvisserij data. De piek in juli bestond vooral uit juveniele (o+) vis.

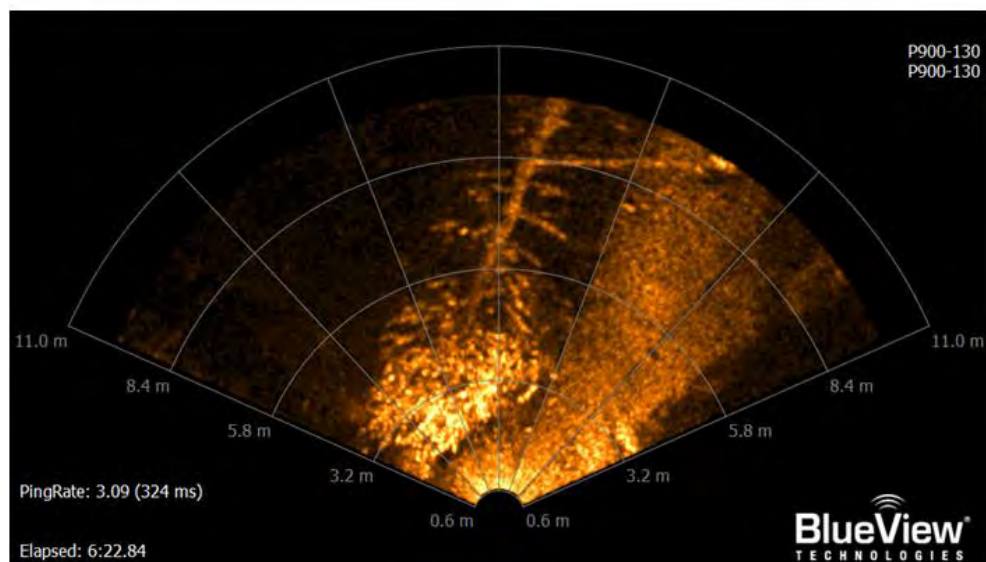
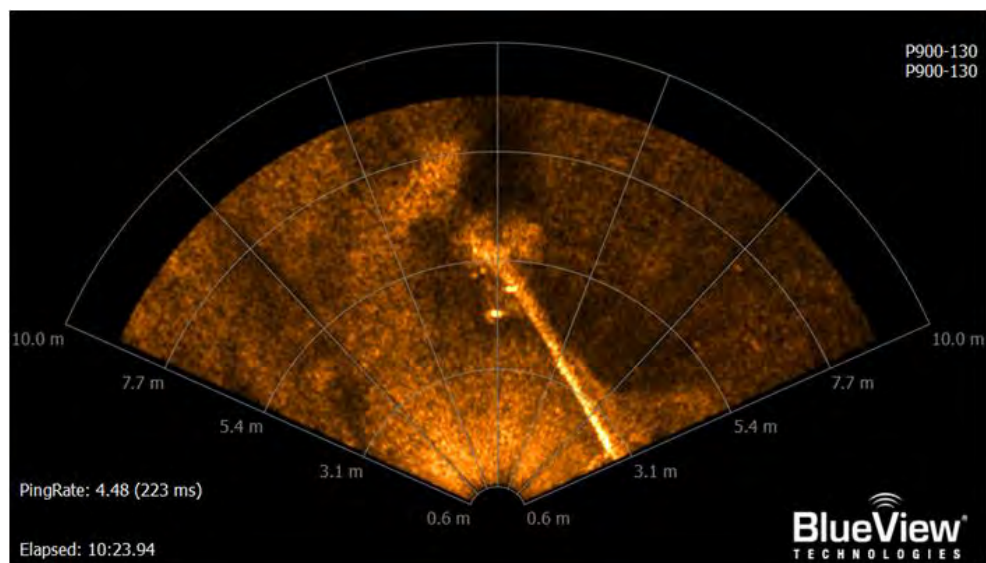
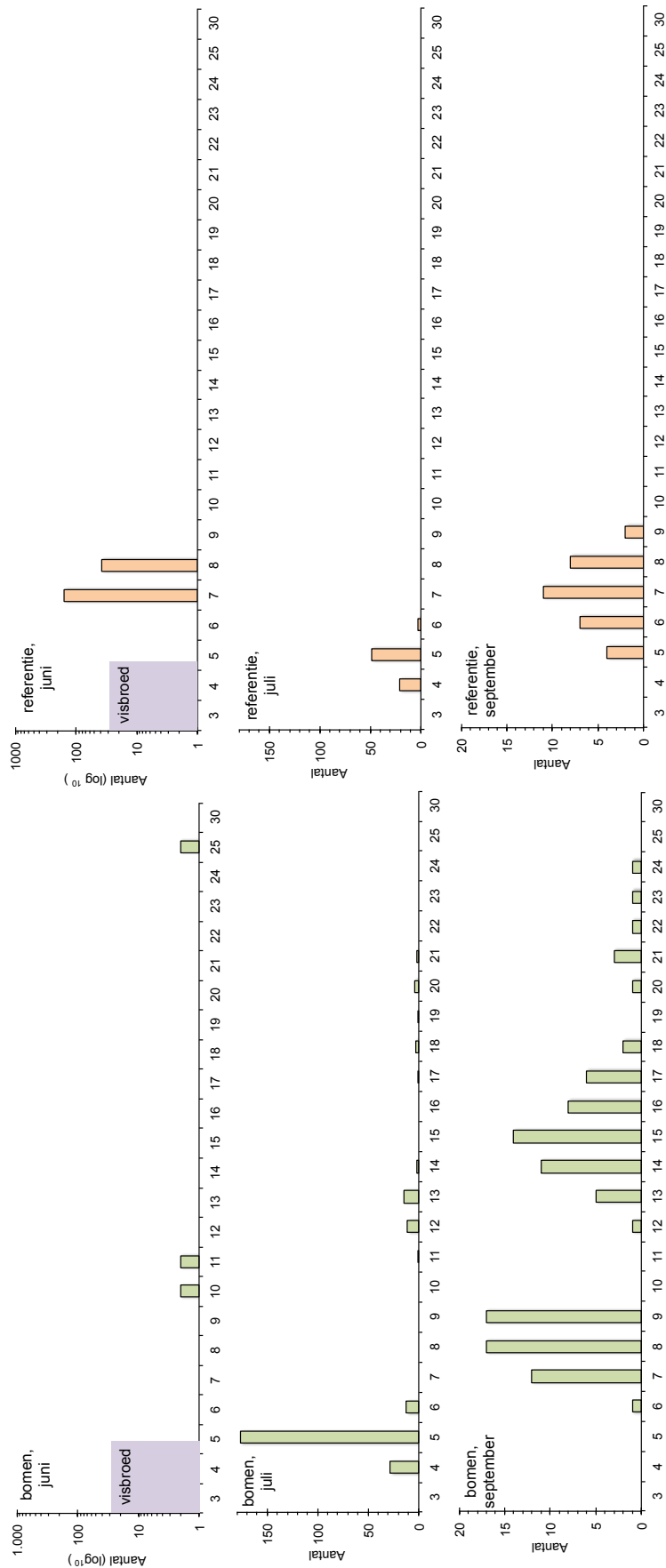


Foto 4.i Screenshot van sonaropname bij een dode boom waarbij de aanwezigheid van vissen is vastgesteld.

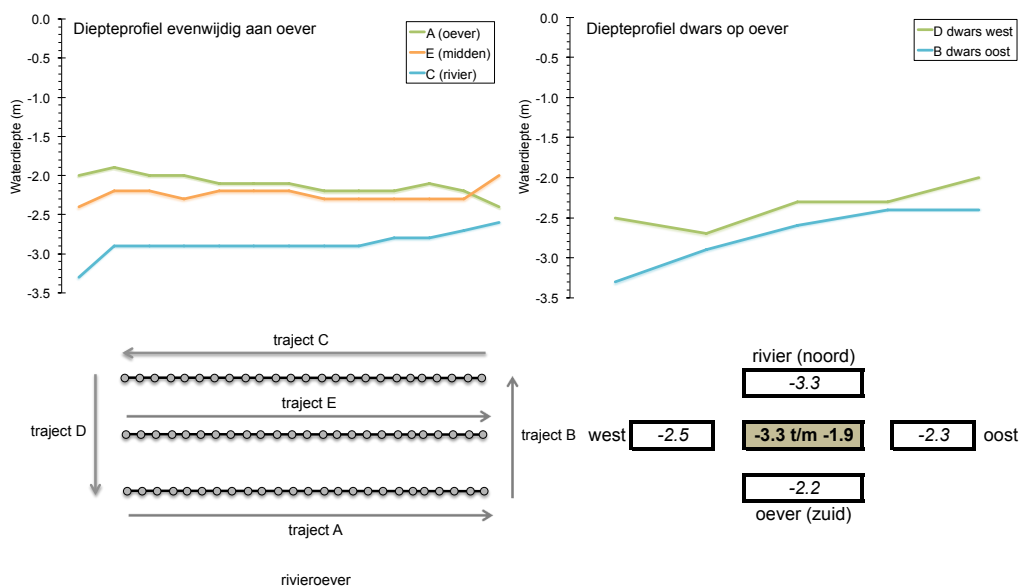


Figuur v.ii Lengte-frequentie verdeling van planktoom in habitat types met bomen en in de referentieperiodes. De y-as van de gegevens in juni staan weergegeven in $\log^{10}$ schaal.

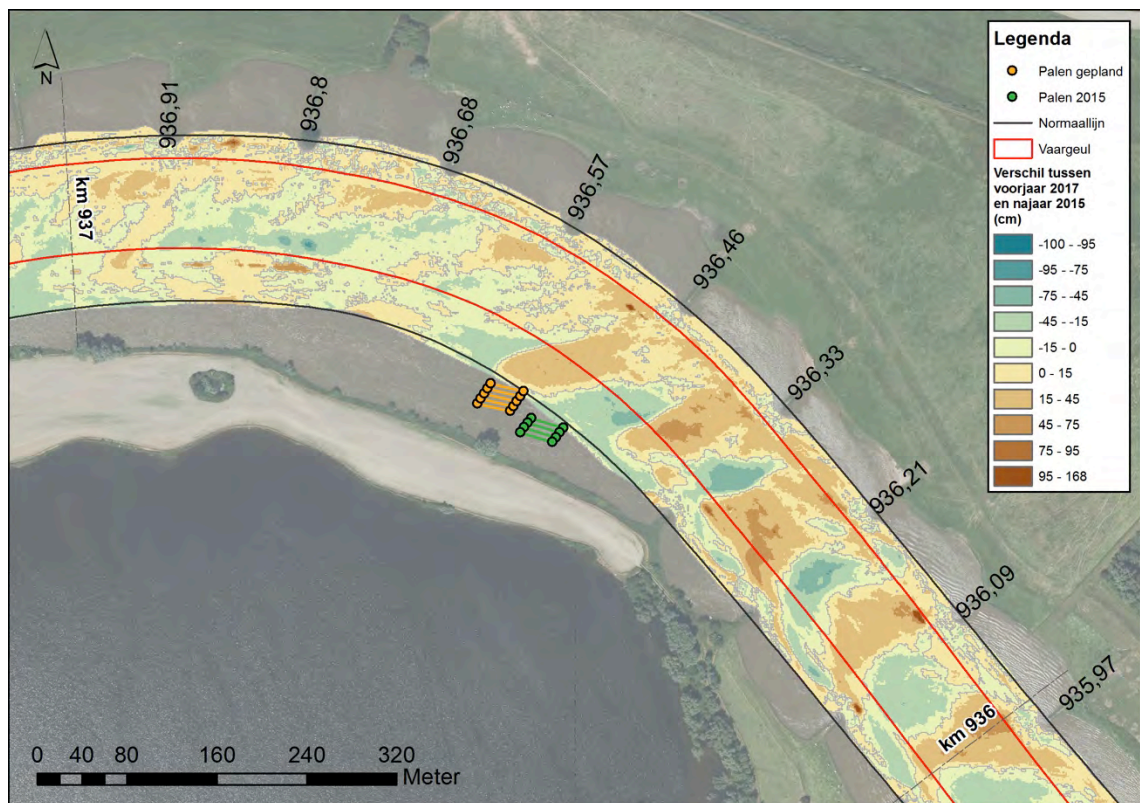
Bijlage 5: Achtergrondinformatie morfologie Redichemse waard

Tabel 5.i: Maximale waterdiepte (cm) in de stroomkuilen en de maximale abundantie (%) zand in de bodemonsters uit de stroomkuilen ter hoogte van de drie onderzochte locaties rivierhout in de nevengeul Aersoltweerde en twee referentielocaties in het midden van de geul (zonder rivierhout).

Locatie:		Maximale diepte (cm) stroomkuil:	Maximale aandeel zand (%) stroomkuil:
uitgang nevengeul - 2 bomen		-60	100
middel geul - 2 bomen		-46	100
ingang geul - 1 boom		-34	40
referentie midden geul geen bomen		-68	80



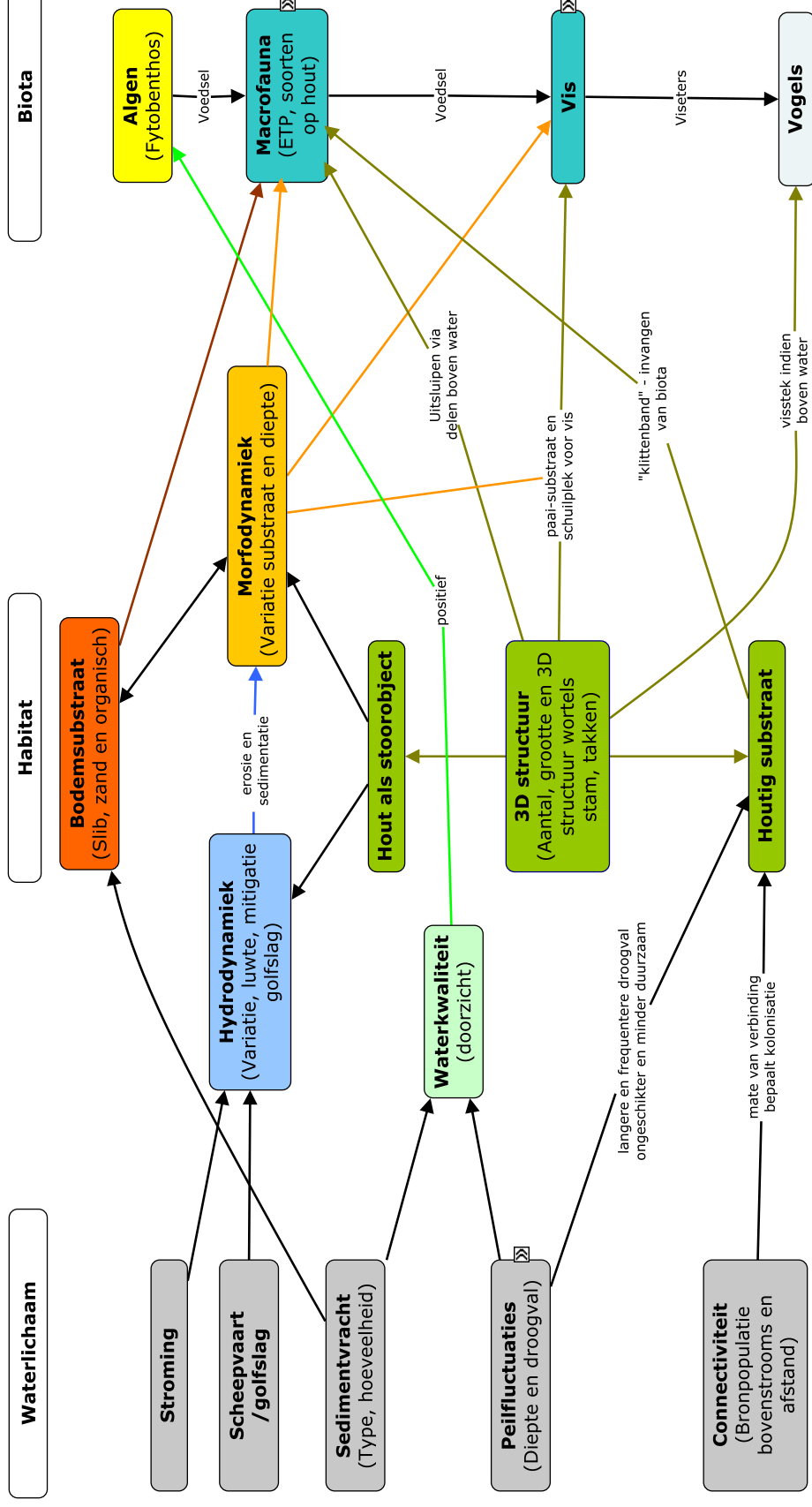
Figuur 5.ii. Waterdiepte profielen (in m) rond de schermen bij Redichem. Linksboven is het verloop weergegeven van waterdiepte in trajecten langs schermen evenwijdig aan de rivieroever (schermen nabij de oever - traject A - groene lijn; schermen in het midden - traject E - oranje lijn; schermen langs hoofdstroom rivier - traject C - blauwe lijn). Rechtsboven is het verloop weergegeven van waterdiepte in trajecten langs schermen dwars op de rivieroever (westelijk van de schermen - traject D - groene lijn; oostelijk van de schermen - traject B - blauwe lijn). Linksonder is de globale positie van de trajecten ten opzichte van de schermen weergegeven. Onder in de figuur is de gemeten profioldiepte op vier referentiepunten (noord, oost, zuid, west) op 5 m afstand van de schermen weergegeven, het centrale vakje (bruin gekleurd) geeft de minimale en maximale profioldiepte ter hoogte van de schermen.



Figuur 5.i: Vershilkaart bodemligging Redichemse waard: voorjaar 2017 vergeleken met najaar 2015

Bijlage 6: Conceptueel model rivierhout

Geerling 2016





Bureau Waardenburg bv

Onderzoek en advies voor ecologie en landschap

Postbus 365, 4100 AJ Culemborg

Telefoon 0345-512710, Fax 0345-519849

E-mail info@buwa.nl, www.buwa.nl