

2.23 Zoommeer (Zoommeer, Eendracht)

De bemonsteringslocaties over de periode 2016-2020 zijn weergegeven in Figuur 2.199.



Figuur 2.199 Bemonsteringslocaties van de actieve monitoring in de Zoommeer van 2016-2020 per tuig per habitat.

2.23.1 Zoommeer hoofdstroom (open water en oeverzone)

Het Zoommeer wordt sinds 2016 ieder jaar in het najaar (november) met de boomkor en het elektroschepnet bemonsterd.

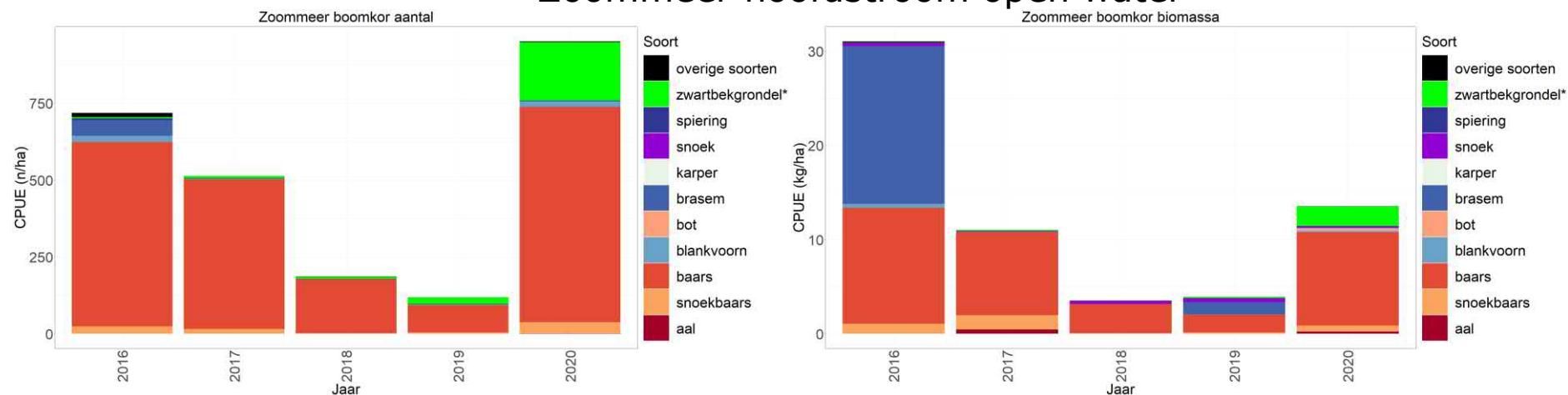
De tien meest algemene soorten in de hoofdstroom van het Zoommeer voor de gehele periode 2016-2020 zijn zwartbekgrondel, karper, spiering, snoek, brasem, bot, blankvoorn, baars, snoekbaars en aal. Ten opzichte van voorgaande rapportage (van Rijssel et al., 2020) behoort de karper in plaats van pos tot de tien meest algemene soorten.

In het open water en langs de oever (boomkor) is baars de dominante soort, zowel qua aantal als qua biomassa (Figuur 2.200 boven). In 2016 werd ook nog relatief veel brasem gevangen. Aangezien dit gebied nog maar vijf jaar bemonsterd wordt is het lastig om iets over trends in soorten te kunnen concluderen. Het valt op dat de invasieve zwartbekgrondel niet heel veel wordt gevangen in vergelijking met andere bemonsterde KRW-lichamen, alhoewel ook hier hogere vangsten van deze soort te zien zijn in 2019 en 2020.

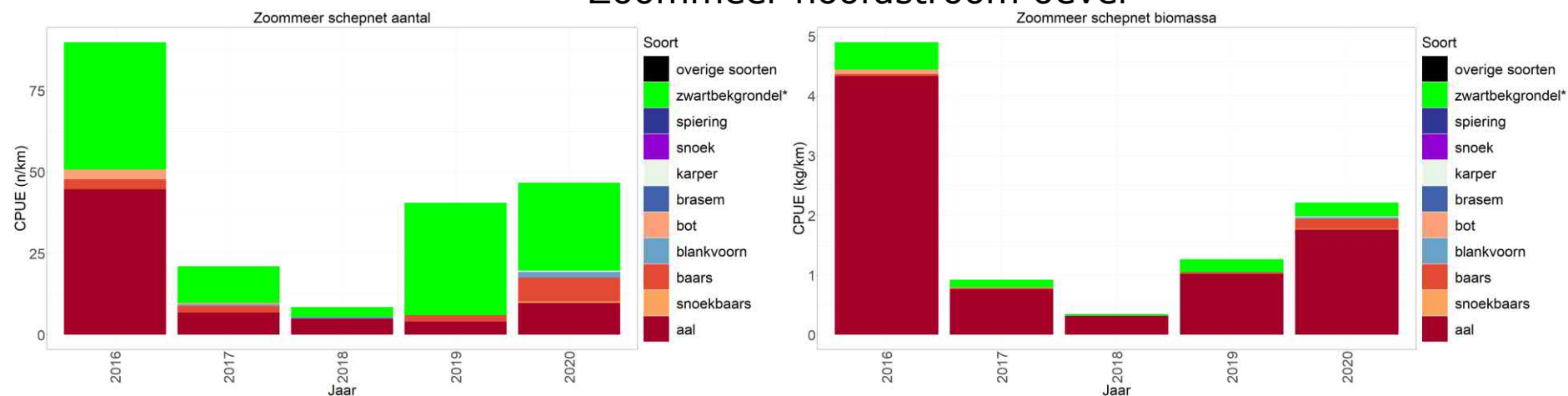
Langs de oever (schepnet) zijn maar vijf verschillende soorten gevangen, waarbij aal en de invasieve zwartbekgrondel de dominante soorten zijn (Figuur 2.200 onder).

De lengte-frequentieverdelingen per soort, per tuig voor de hoofdstroom en de zijwateren gecombineerd over alle jaren van de monitoring van dit KRW-lichaam zijn hier te vinden: <https://wmropendata.wur.nl/site/zoetwatervis/30/waterlichaam/>

Zoommeer hoofdstroom open water



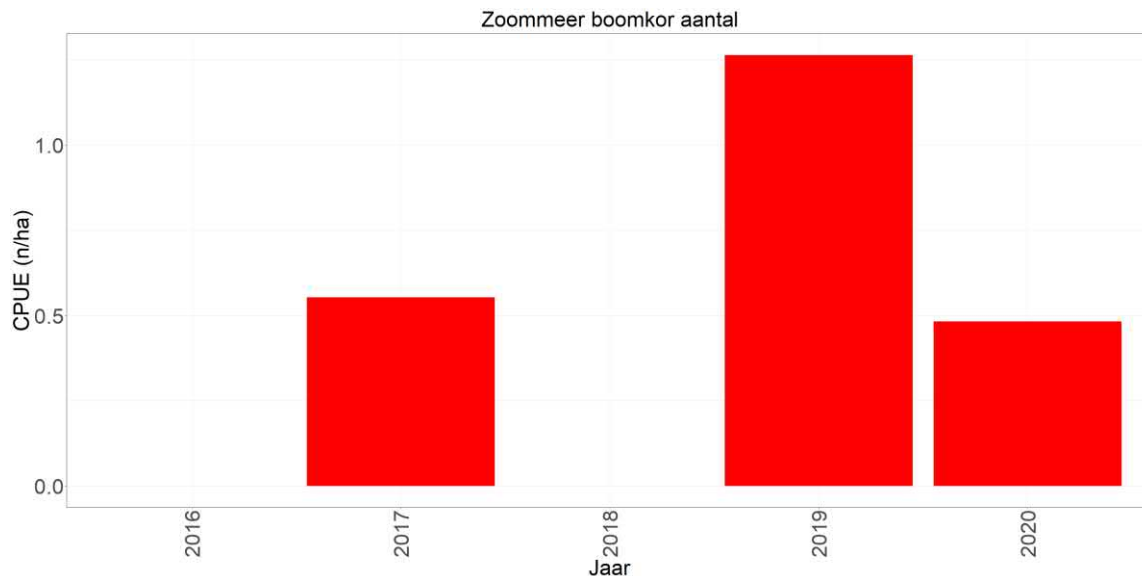
Zoommeer hoofdstroom oever



Figuur 2.200 Gemiddelde CPUE van de tien meest algemene vissoorten en overige vissoorten in het open water (n/ha-kg/ha bevist oppervlak) en langs de oever (n/km-kg/km bevist oppervlak) gevangen met een boomkor en electroschepnet in de hoofdstroom van het Zoommeer tijdens de actieve monitoring van 2016-2020, * = exoot.

2.23.1.1 Chinese wolhandkrab

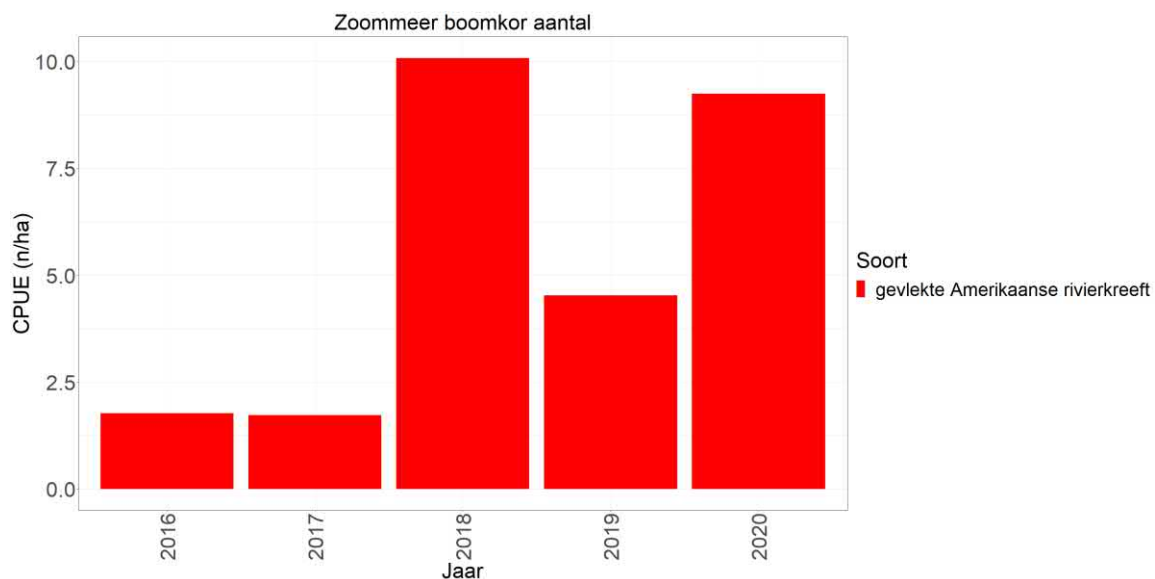
De Chinese wolhandkrab wordt sinds 2017 een enkele keer gevangen in de hoofdstroom van het open water in het Zoommeer met de hoogste vangsten in 2019 (Figuur 2.201).



Figuur 2.201 Gemiddelde CPUE (n/ha bevist oppervlak) per jaar van de Chinese wolhandkrab in de hoofdstroom van het open water van het Zoommeer gevangen met de boomkor.

2.23.1.2 Rivierkreeft

De gevlekte Amerikaanse rivierkreeft wordt sinds het begin van de monitoring in toenemende mate regelmatig gevangen (Figuur 2.201).



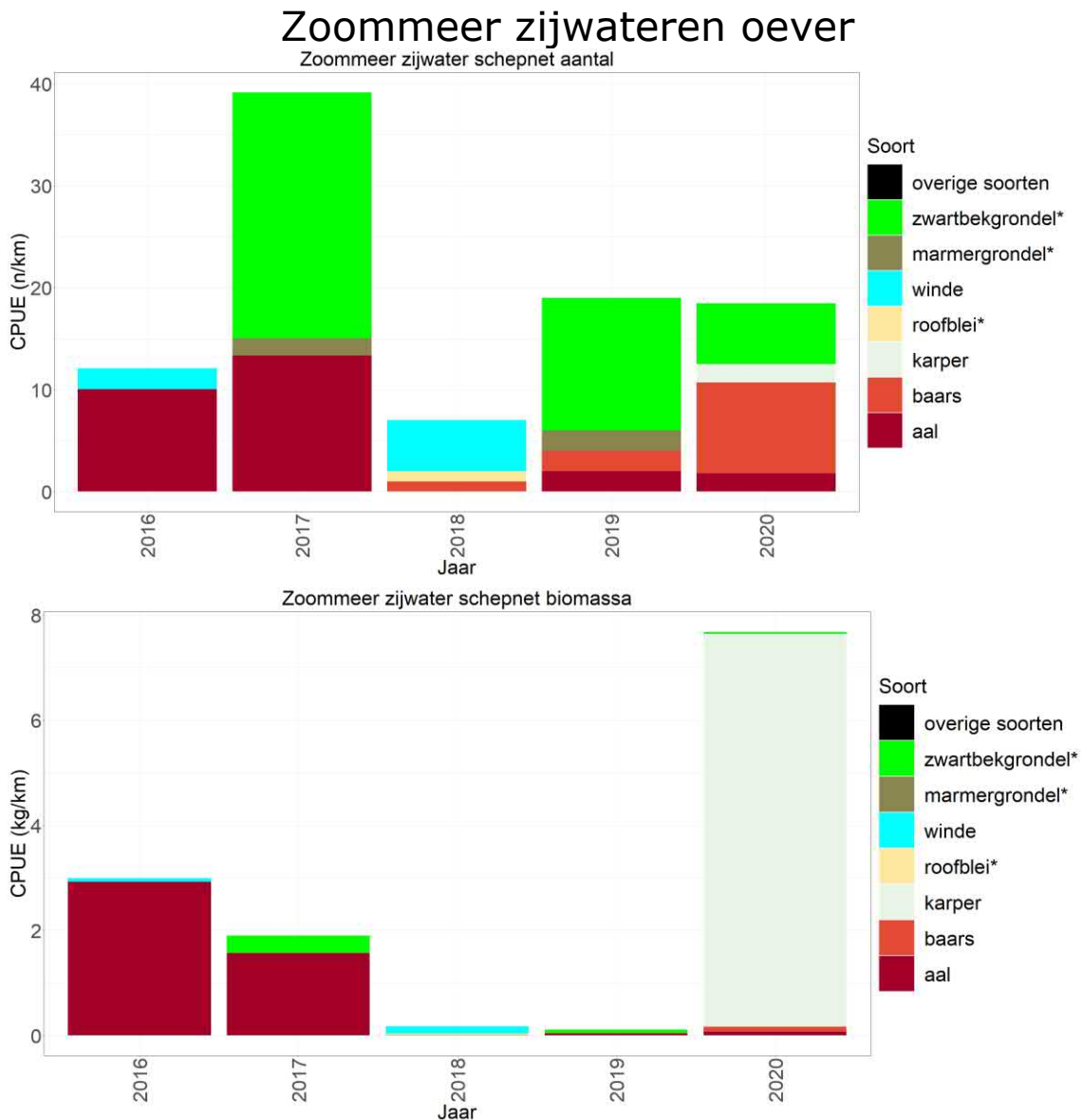
Figuur 2.202 Gemiddelde CPUE (n/ha bevist oppervlak) per jaar van de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft in de hoofdstroom van het open water van het Zoommeer gevangen met de boomkor.

2.23.2 Zoommeer zijwateren

Langs het Zoommeer zijn de mondingen twee zijkanalen (twee aantakkingen van de Schelde-Rijn Verbinding), bemonsterd met het schepnet langs de oever.

De zeven gevangen soorten in de zijwateren van het Zoommeer voor de gehele periode 2016-2020 zijn zwartbekgrondel, marmmergrondel, winde, roofblei, baars, karper, en aal. Ten opzichte van voorgaande rapportage (van Rijssel et al., 2020) is de karper hierbij gekomen. De Chinese wolhandkrab en rivierkreeften zijn niet met het schepnet gevangen in de zijwateren van het Zoommeer.

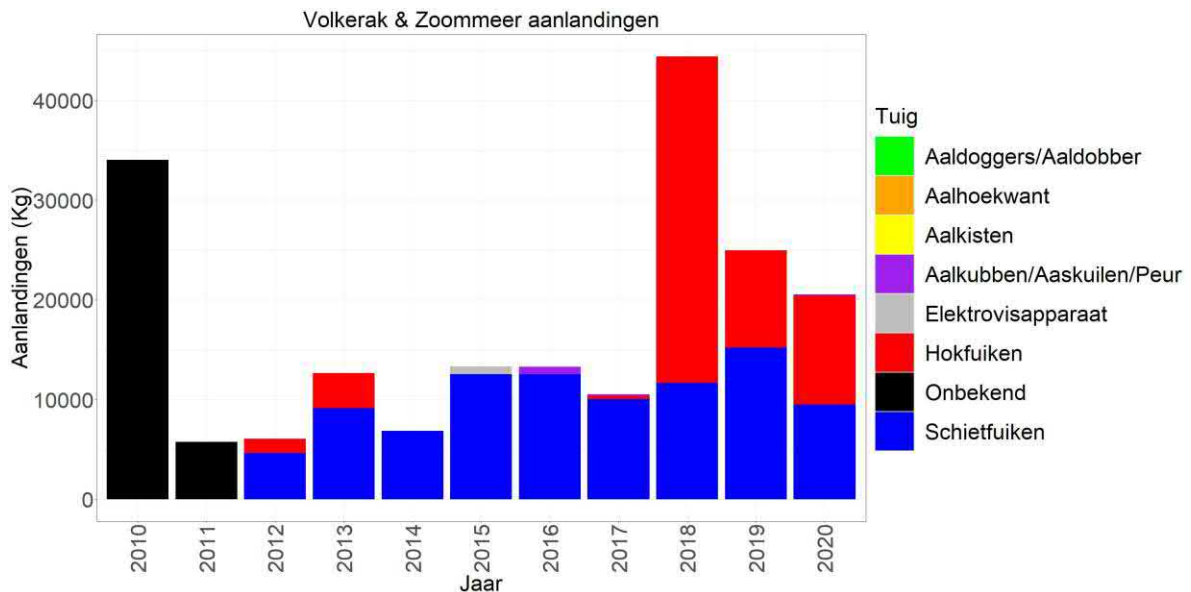
Net als langs de oever in de hoofdstroom zijn er maar weinig soorten (zeven) gevangen. Wat opvallend is dat drie van deze soorten niet tot de algemene soorten behoren in de hoofdstroom; marmmergrondel, roofblei (beide exoten) en de winde. Waarschijnlijk komt dit door de afwijkende locaties van de zijwaterbemonsteringen (Figuur 2.199). Verder lijkt de vangst niet erg verschillend van de oevervangsten met het schepnet in de hoofdstroom met aal en zwartbekgrondel als dominante soorten, waarbij er een afname van aal lijkt te zijn (Figuur 2.203 onder). Winde wordt ook relatief veel gevangen in de zijwateren tot 2018. In 2016 zien we dat er veel zwartbekgrondels zijn gevangen langs de oever in de hoofdstroom, terwijl dit voor de zijwateren pas vanaf 2017 het geval is.



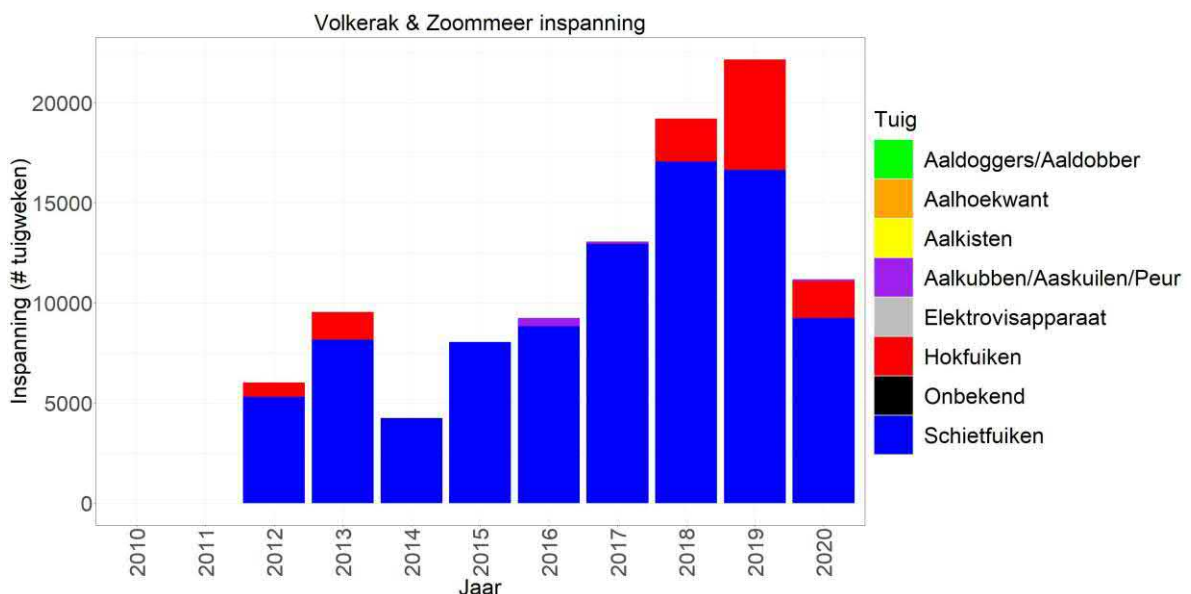
Figuur 2.203 Gemiddelde CPUE van de zes gevangen soorten langs de oever (n/km-kg/km bevist oppervlak) gevangen met een electroschepnet in de zijwateren van het Zoommeer tijdens de actieve monitoring van 2016-2020, * = exoot.

2.23.3 Aalvangsten

Voor de aanlandingen van KRW-lichamen Volkerak en Zoommeer zijn de gegevens van het "Volkerak & Zoommeer" gebruikt (Bijlage 2). Na 2010 is een grote afname van de aanlandingen te zien als gevolg van het verbod op aalvisserij in de grote rivieren en een deel van het Krammer-Volkerak in verband met te hoge dioxine- en PCB-gehalten in aal. Dit betekent dat de aanlandingen van het Volkerak & Zoommeer vanaf 2011 voornamelijk gebaseerd zijn op het Zoommeer en op een deel van het Volkerak. Na de daling na 2010 lijken de aanlandingen tot en met 2017 enigszins stabiel waarbij de meeste alen met schietfuisen worden gevangen. In de laatste drie jaar is er een toename van de aanlandingen voornamelijk door een toename van aangelande aal door middel van hokfuisen (Figuur 2.204). Sinds 2014 is te zien dat de inspanning van schietfuisen is toegenomen terwijl de vangsten ongeveer gelijk blijven (Figuur 2.205).



Figuur 2.204 Aanlandingen (kg) van de beroepsvisserij per tuig in het Volkerak & Zoommeer (Volkerak en Zoommeer). Sinds 2012 zijn aalvissers verplicht de inspanning van het vistuig op te geven aan het ministerie van LNV.



Figuur 2.205 Inspanning (aantal tuigweken) van de beroepsvisserij per tuig in het Volkerak & Zoommeer.

2.24 Veerse Meer

De bemonsteringslocaties over de periode 2016-2020 zijn weergegeven in Figuur 2.206.



Figuur 2.206 Bemonsteringslocaties van de actieve monitoring in de Veerse Meer van 2016-2020 per tuig per habitat.

2.24.1 Veerse Meer hoofdstroom (open water en oeverzone)

Het Veerse Meer wordt sinds 2016 ieder jaar in het najaar (november) met de boomkor bemonsterd. Vijf ondiepe stations worden bevist met een aangepaste boomkor. De dimensies van de aangepaste boomkor zijn hetzelfde als die van de originele boomkor. Het verschil is dat er een lichtere rollenpees en een wekkerketting is gemonteerd. Tevens zijn er extra slijtlappen onder het net aangebracht ter bescherming tegen de oesters die aanwezig zijn op de ondiepere trajecten. In 2019 viel het ATKB op dat de aangetroffen zwarte grondels in zeer slechte staat waren; mager met een witachtige gloed en aangetaste vinnen/staarten.

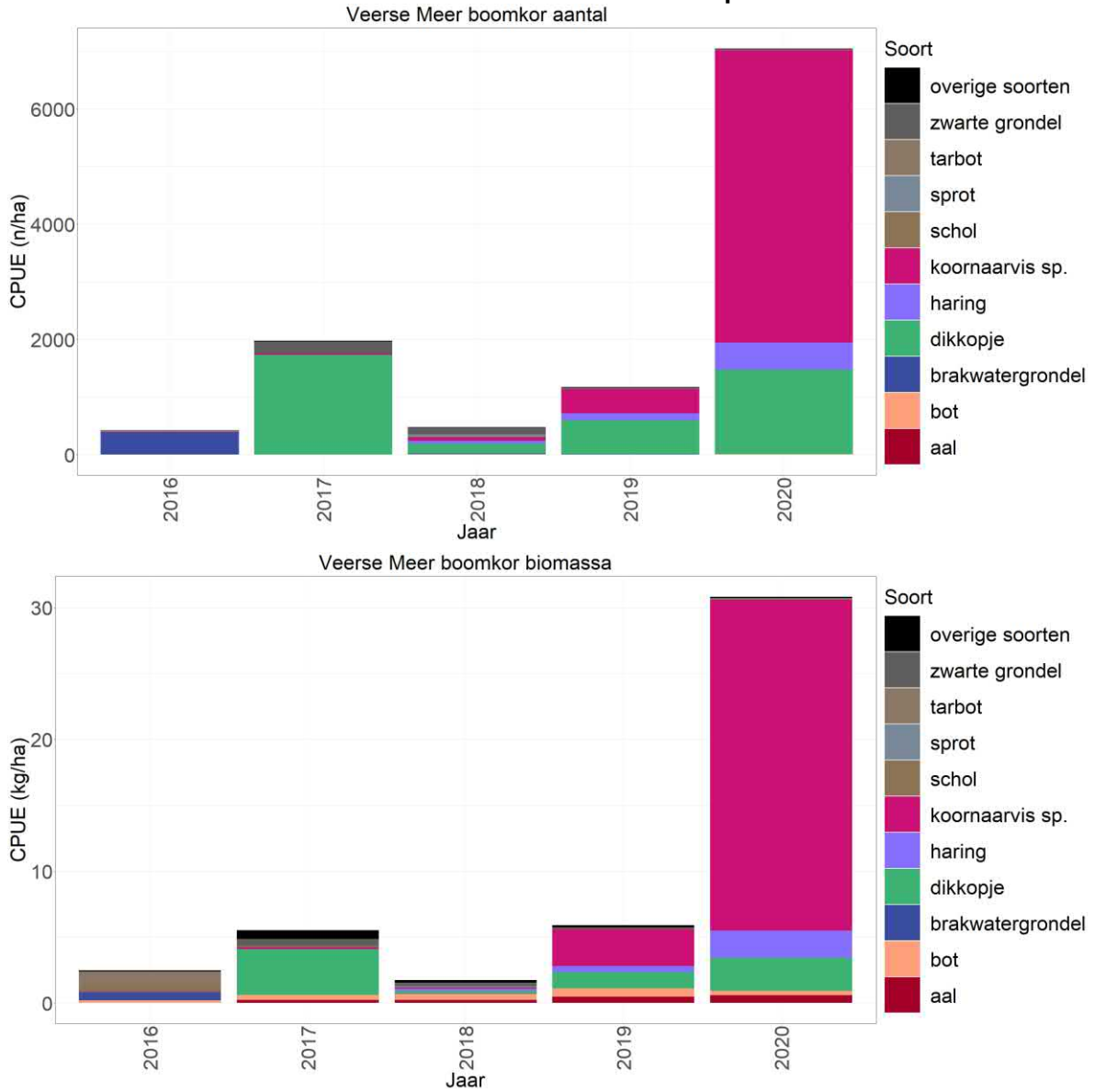
De tien meest algemene soorten in de hoofdstroom van het Veerse Meer voor de gehele periode 2016-2020 zijn: zwarte grondel, tarbot, schol, koornaarvis sp.¹, haring, sprot, dikkopje, brakwatergrondel, bot en aal. Haring en sprot worden tegenwoordig als aparte soorten gemonitord waardoor de grote zeenaald buiten de tien meest algemene soorten valt. Het dikkopje werd in voorgaande rapportages gepresenteerd als "Grondels sp.". De Chinese wolhandkrab en rivierkreeften zijn niet in het Veerse Meer gevangen.

In het (zoute) open water en langs de oever (boomkor) zijn dikkopje en koornaarvis sp. de dominante soorten, zowel qua aantal als qua biomassa (Figuur 2.207). Aangezien dit gebied nog maar vijf jaar bemonsterd wordt is het lastig om iets over trends in soorten te kunnen concluderen. Wat wel opvalt is dat bot en aal de enige soorten zijn in de top tien die ook in het zoete water kunnen voorkomen (diadrome soorten). Daarnaast is de toename van de koornaarvis sp. in 2019 en helemaal in 2020 opvallend.

De lengte-frequentieverdelingen per soort, per tuig over alle jaren van de monitoring van dit KRW-lichaam zijn hier te vinden: <https://wmropendata.wur.nl/site/zoetwatervis/26/waterlichaam/>

¹ Aangezien koornaarvissoorten nauwelijks van elkaar te onderscheiden zijn worden ze in dit rapport bij de FGRA monitoring geschaard onder koornaarvis sp.

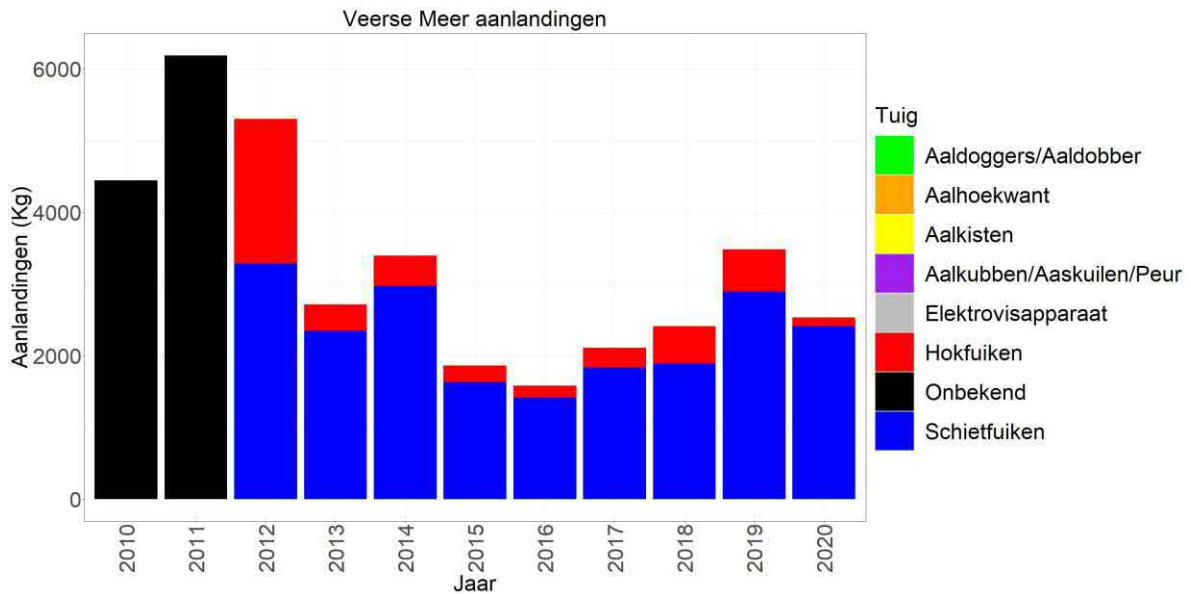
Veerse Meer hoofdstroom open water



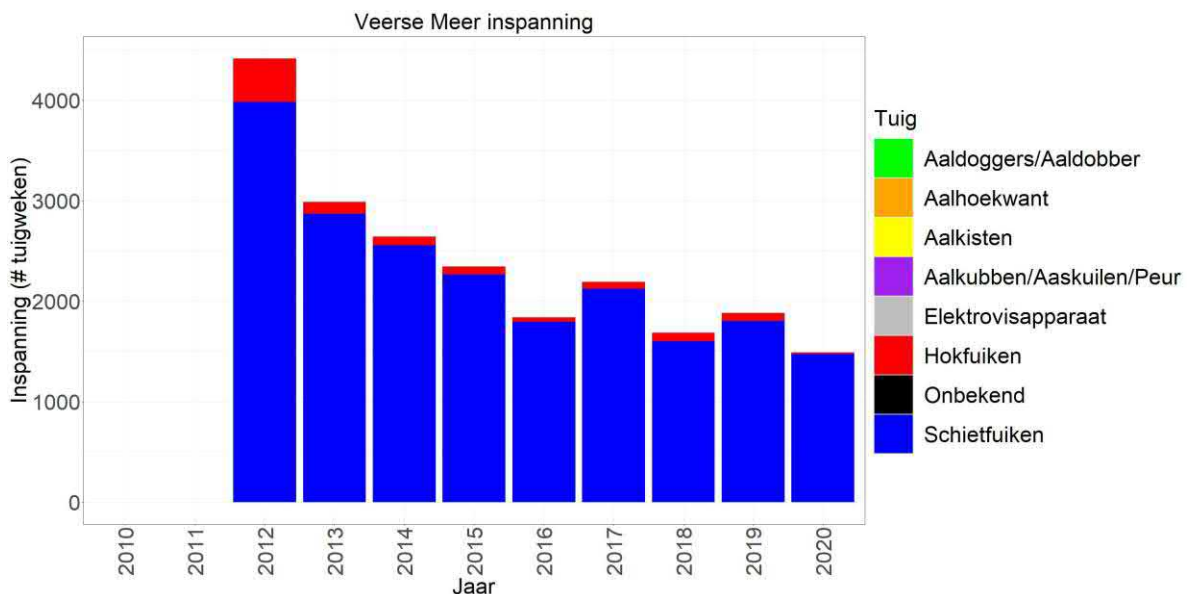
Figuur 2.207 Gemiddelde CPUE van de tien meest algemene vissoorten en overige vissoorten in het open water (n/ha-kg/ha bevist oppervlak) gevangen met een boomkor in de hoofdstroom van het Veerse Meer tijdens de actieve monitoring van 2016-2020.

2.24.2 Aalvangst

Voor de aanlandingen van KRW-lichaam Veerse Meer zijn de gegevens van het "Veerse Meer" gebruikt (Bijlage 2). Aal wordt voornamelijk met schietfuisen gevangen en de aanlandingen nemen af tot en met 2016, vanaf 2017 is er weer een toename in aanlandingen van aal, voornamelijk gevangen met schietfuisen maar ook met hokfuisen. Dit terwijl de inspanning vanaf 2016 ongeveer gelijk blijft na een afname tussen 2012-2016 (Figuur 2.208, Figuur 2.209).



Figuur 2.208 Aanlandingen (kg) van de beroepsvisserij per tuig in het Veerse Meer. Sinds 2012 zijn aalvissers verplicht de inspanning van het vistuig op te geven aan het ministerie van LNV.



Figuur 2.209 Inspanning (aantal tuigweken) van de beroepsvisserij per tuig in het Veerse Meer.

2.24.3 Veerse Meer vangstregistratie aalvissers

Sinds 2007 worden het gehele jaar door de vangsten van alle soorten van twee aalvissers in het Veerse Meer geregistreerd. Deze vissers hebben fuiken geselecteerd waarvan zij de vangsten doorgeven. Sinds de invoering van de gesloten periode tijdens de migratiemaanden van schieraal in 2010 wordt er in deze maanden (september-november) niet meer gevestigd. Sinds 2011 is één van de twee vissers gestopt met gegevens doorgeven waardoor er vanaf 2011 nog maar 5 i.p.v. 11 locaties worden bevestigd. Twee van deze locaties zijn alleen in de periode 2011-2013 bevestigd, daarna niet meer. Vanwege het bovenstaande is besloten een selectie te maken van de drie locaties die min of meer consistent zijn bevestigd sinds het begin van de vangstregistraties waardoor er ook alleen de vangsten van één visser geselecteerd zijn. In Tabel 2.1 en Tabel 2.2 is te zien welke locaties en welke maanden zijn geregistreerd. Hieruit blijkt dat de meest consistente data verkregen is vanaf 2014 en dat de gegevens en trends voor dat jaar niet goed vergelijkbaar zijn met de gegevens van na dat jaar.

Tabel 2.1 Overzicht van locaties per jaar waarbij de vangsten geregistreerd zijn, X = bemonsterd, 0 = niet bemonsterd. In 2010 en 2012 zijn niet alle drie de locaties bemonsterd.

Jaar/Locatie	Oplaat	Scouts	Zschor
2007	X	X	X
2008	X	X	X
2009	X	X	X
2010	0	X	X
2011	X	X	X
2012	0	X	0
2013	X	X	X
2014	X	X	X
2015	X	X	X
2016	X	X	X
2017	X	X	X
2018	X	X	X
2019	X	X	X
2020	X	X	X

Tabel 2.2 Overzicht van maanden per jaar waarbij de vangsten geregistreerd zijn, X = bemonsterd, 0 = niet bemonsterd. Vanaf 2014 worden de maanden januari-mei en december enigszins consistent bemonsterd.

Jaar/Maand	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2007	0	0	0	0	0	0	X	X	X	X	X	X
2008	0	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2009	X	X	X	X	X	X	X	X	X	0	0	0
2010	0	0	X	X	X	X	X	0	0	0	0	0
2011	X	X	X	X	X	X	X	0	0	0	0	0
2012	X	X	X	0	0	0	0	X	0	0	0	0
2013	0	0	X	X	X	X	0	0	0	0	0	0
2014	X	X	X	X	X	X	0	0	0	0	0	X
2015	X	X	X	X	X	0	0	0	0	0	0	X
2016	X	X	X	0	0	0	0	0	0	0	0	X
2017	X	X	X	X	X	0	0	0	0	0	0	X
2018	X	X	X	X	X	0	0	0	0	0	0	X
2019	X	X	X	X	X	0	0	0	0	0	0	X
2020	X	X	X	X	X	0	0	0	0	0	0	X

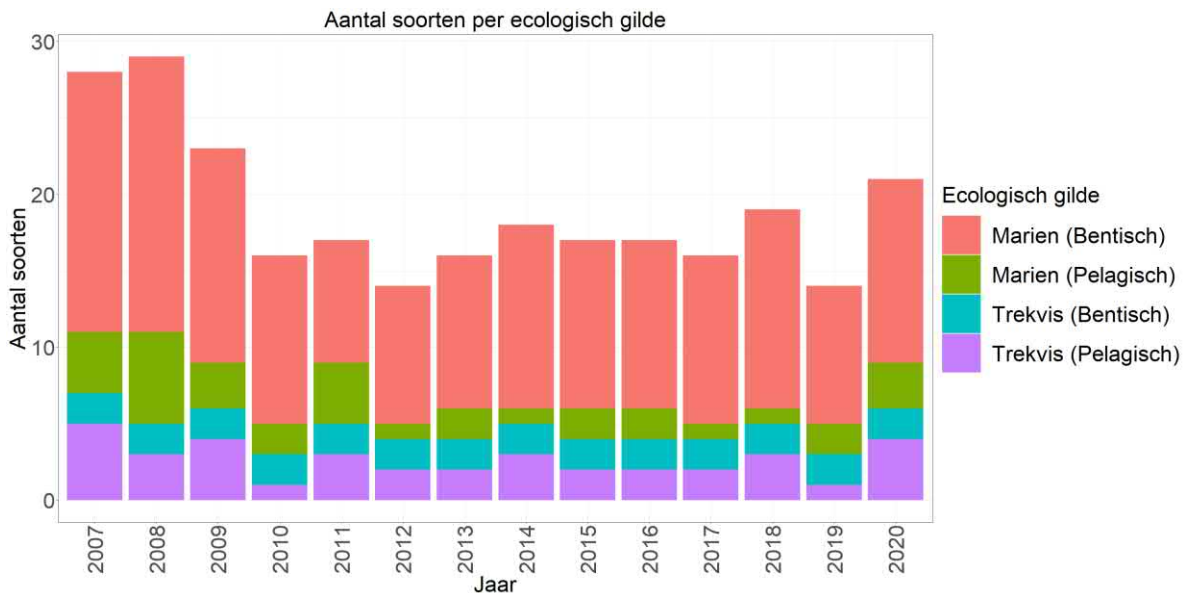
Om een overzicht van de verschillende gevangen soorten te krijgen is onderstaande tabel samengesteld waarbij de soorten zijn gesorteerd op de cpue van de biomassa (Tabel 2.3). De soorten zijn ook ingedeeld in ecologische gilden gebaseerd op Noble et al. (2007). Voor trekvis is hiervan afgeweken en deze zijn ingedeeld in pelagisch en bentische trekvis soorten. Op basis van biomassa wordt aal het meeste gevangen gevolgd door bot, wijting en schol. Op basis van aantallen worden aal, haring, sprot, bot, tong en koornaarvis het meeste gevangen. Niet migrerende zoetwater soorten even als (zoetwater) exoten worden niet gevangen.

Tabel 2.3 Overzicht van de soorten die zijn geregistreerd sinds het begin van de monitoring in 2007 op de drie geselecteerde locaties. De soorten zijn gesorteerd op basis van de gemiddelde cpue (biomassa) per jaar, per locatie, per maand.

Soort	Biomassa cpue	Aantal cpue	Ecologisch gilde
aal	0.672346	1.789382	Trekvis (Bentisch)
bot	0.05129	0.407227	Trekvis (Bentisch)
wijting	0.037481	0.184744	Marien (Bentisch)
schol	0.023583	0.161067	Marien (Bentisch)
haring	0.01733	0.740065	Trekvis (Pelagisch)
tong	0.016615	0.367348	Marien (Bentisch)
diklipharder	0.005069	0.05824	Marien (Pelagisch)
zeedonderpad	0.004905	0.063374	Marien (Bentisch)
koornaarvis sp.	0.004343	0.330047	Marien (Pelagisch)
steenbolk	0.004182	0.072007	Marien (Bentisch)
sprot	0.003101	0.456401	Trekvis (Pelagisch)
zwarte grondel	0.002765	0.181413	Marien (Bentisch)
zeebaars	0.002687	0.066046	Trekvis (Pelagisch)
groene zeedonderpad	0.002604	0.039486	Marien (Bentisch)
griet	0.002427	0.004878	Marien (Bentisch)
putaal	0.002343	0.11838	Marien (Bentisch)
vorskwab	0.002318	0.029085	Marien (Bentisch)
Atlantische forel	0.001494	0.000567	Trekvis (Pelagisch)
vijfdradige meun	0.000684	0.015741	Marien (Bentisch)
dunlipharder	0.000532	0.018492	Trekvis (Pelagisch)
zwarte koolvis	0.000384	0.01597	Marien (Bentisch)
zalm/forel	0.000281	0.000189	Trekvis (Pelagisch)
tarbot	0.000181	0.000405	Marien (Bentisch)
horsmakreel	0.000169	0.005297	Marien (Pelagisch)
makreel	0.000148	0.000329	Marien (Pelagisch)
tongschar	0.000132	0.002242	Marien (Bentisch)
geep	9.05E-05	0.001093	Marien (Pelagisch)
botervis	9.01E-05	0.0095	Marien (Pelagisch)
zeenaald sp.	5.4E-05	0.00418	Marien (Bentisch)
fint	5.12E-05	9.45E-05	Trekvis (Pelagisch)
mul	4.7E-05	0.000539	Marien (Bentisch)
pitvis	4.39E-05	0.001439	Marien (Bentisch)
kabeljauw	3.5E-05	0.00034	Marien (Bentisch)
witte koolvis	3.24E-05	0.000142	Marien (Bentisch)
grote zeenaald	3.08E-05	0.001637	Marien (Bentisch)
spiering	2.82E-05	0.000628	Trekvis (Pelagisch)
zalm	2.4E-05	0.000265	Trekvis (Pelagisch)
schar	2.12E-05	0.000565	Marien (Bentisch)
dwergbolke	1.32E-05	0.000124	Marien (Bentisch)
harder sp.	9.48E-06	0.000794	Marien (Pelagisch)
dikkopje	8.15E-06	0.001389	Marien (Bentisch)
zeebrasem	6.72E-06	0.00022	Marien (Bentisch)
brakwatergrondel	6.71E-06	0.00051	Marien (Bentisch)
grondel sp.	5.85E-06	0.000756	Marien (Bentisch)
vierdradige meun	5.8E-06	0.000425	Marien (Bentisch)
grauwe poot	5.38E-06	0.000121	Marien (Bentisch)
schurftvis	3.06E-06	0.000189	Marien (Bentisch)
harnasmannetje	1.93E-06	6.18E-05	Marien (Bentisch)
driedoornige stekelbaars	1.2E-06	0.000256	Trekvis (Pelagisch)
kleine zeenaald	7.65E-07	0.010138	Marien (Bentisch)
zandspiering sp.	5.32E-07	0.000331	Marien (Bentisch)
glasgrondel*	0	0.001417	Marien (Bentisch)

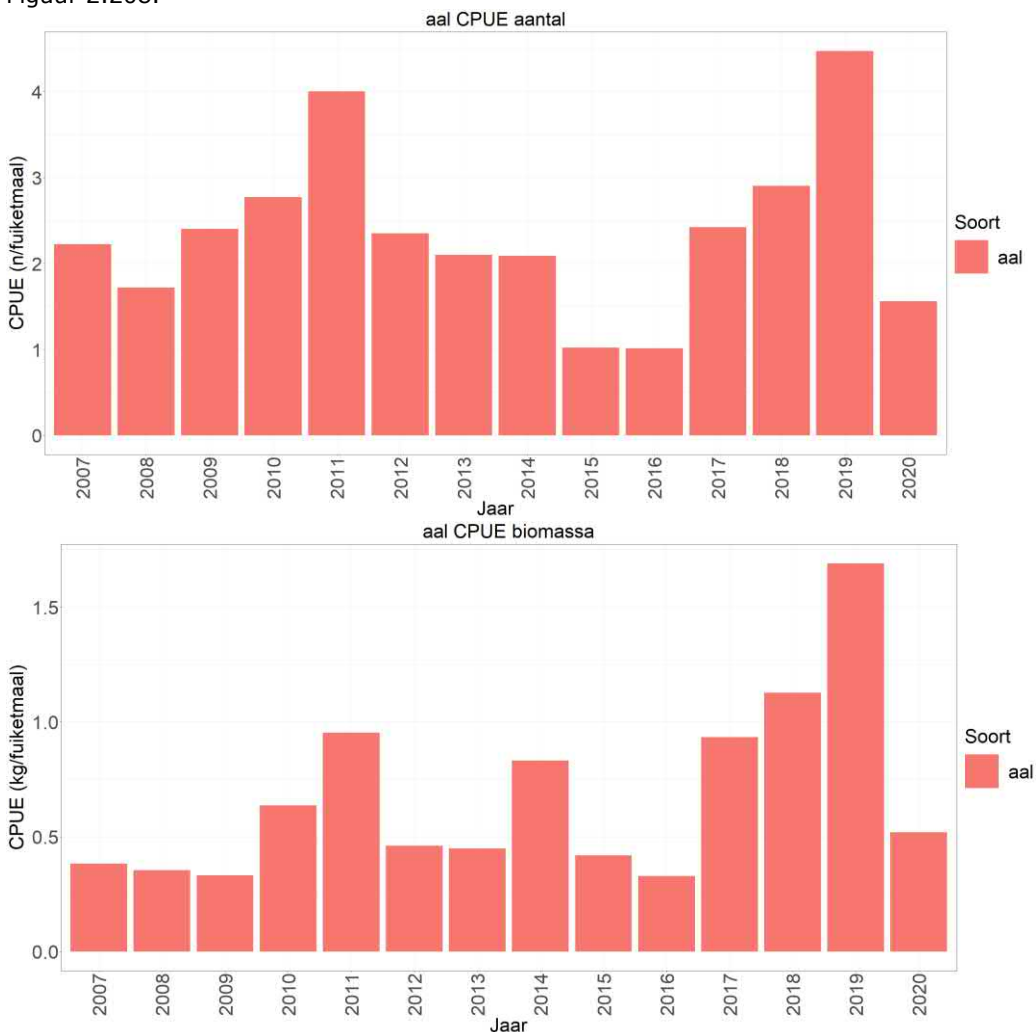
*Glasgrondels waren alleen in 2020 gevangen en geteld, niet opgemeten, waardoor er geen cpue op basis van biomassa bepaald is.

De ecologische gilde indeling is vervolgens gebruikt om het aantal gevangen soorten per jaar door de tijd heen weer te geven. Er is een duidelijke afname te zien in het aantal mariene (bentische) soorten vanaf 2010. Dit is te verklaren door het gebrek aan vangstregistraties in de maanden augustus-november vanaf dat jaar (m.u.v. augustus 2012), welke verband houden met de gesloten periode van september-november sinds 2010. Vanaf 2010 lijkt het aantal soorten per gilde enigszins stabiel met lichte fluctuaties beide kanten op.



Figuur 2.210 Aantal soorten per ecologisch gilde per jaar in de vangstregistraties van een aalvisser in het Veerse Meer.

De trend van de CPUE van het aantal/de biomassa aal wijkt iets af van dat van de aanlandingen alhoewel de toename sinds 2017 en weer wat lagere vangsten in 2020 overal terug te vinden zijn. Enige overlap is onvermijdelijk aangezien deze monitoring de vangsten van een aalvisser registreert en daardoor zullen deze gegevens ook onderdeel zijn van de aanlandingsgegevens gepresenteerd in Figuur 2.208.



Figuur 2.211 Gemiddelde CPUE aantal (boven) en biomassa (onder) van aal (kg/fuiketmaal-n/fuiketmaal) per jaar gevangen met een fuik op drie geselecteerde locaties in het Veerse Meer tijdens de passieve monitoring van 2007-2020.

2.25 Nieuwe Waterweg

De bemonsteringslocaties over de periode 2011-2020 zijn weergegeven in Figuur 2.212.



Figuur 2.212 Bemonsteringslocaties van de actieve monitoring in de Nieuwe Waterweg van 2011-2020 per tuig per habitat.

2.25.1 Nieuwe Waterweg hoofdstroom (open water)

De Nieuwe Waterweg wordt sinds 2011 ieder jaar in het najaar en het voorjaar bemonsterd. Om een beeld te krijgen van de veranderingen per cohort is besloten om bemonsteringen van het najaar te combineren met de bemonstering van het daaropvolgende voorjaar. Zo worden bijvoorbeeld vangsten uit het najaar van 2012 en het voorjaar van 2013 samengevoegd, en als 2012 in de figuur weergegeven. De voorjaarsbemonstering heeft in 2011 niet plaats gevonden, die van 2012 vond plaats in juni, in 2013-2015 vond deze plaats in april, in 2016 was er geen bemonstering in het voorjaar en vanaf 2017 vindt deze plaats in februari. De najaarsbemonstering vond in 2011 plaats in december, van 2012-2017 in november met uitzondering van 2015 (geen najaarsbemonstering), in 2018 oktober en november en in 2019 en 2020 in november.

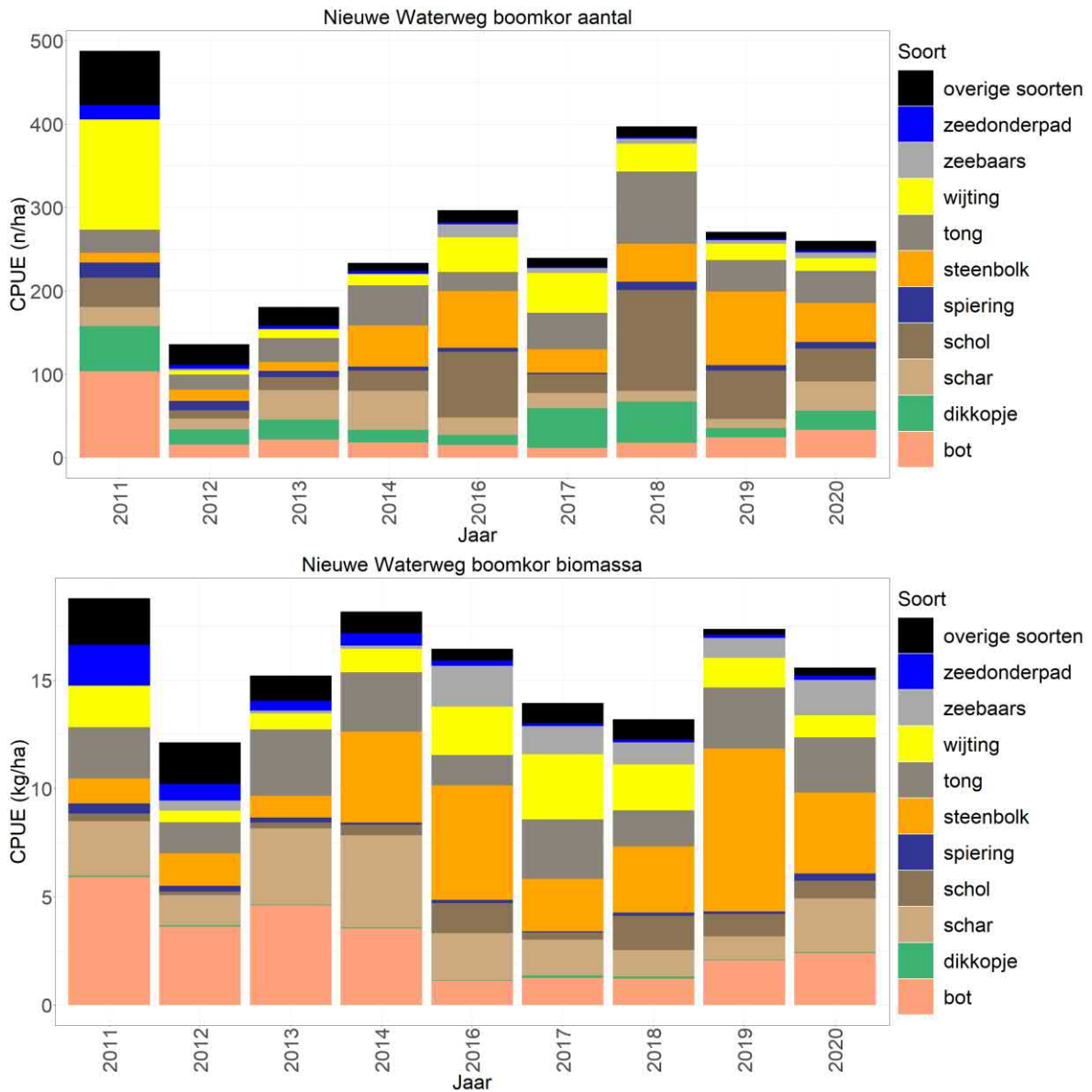
De tien meest algemene soorten in de hoofdstroom van de Nieuwe Waterweg voor de gehele periode 2011-2020 zijn zeedonderpad, wijting, tong, steenbolk, spiering, schol, schar, zeebaars, dikkopje en bot. Ten opzichte van voorgaande rapportage (van Rijssel et al., 2020) behoort de zeebaars in plaats van kabeljauw tot de tien meest algemene soorten.

In het (zoute) open water (boomkor) zijn dikkopje, schol, schar, bot, wijting en steenbolk de dominante soorten zowel qua aantal als qua biomassa (Figuur 2.213). De vangsten lijken door de jaren heen qua aantal en biomassa redelijk stabiel. Dit lijkt ook te gelden voor de individuele soorten, alhoewel er sterke fluctuaties van jaar tot jaar zijn. Door de open verbinding met de Noordzee komen hier soorten in de top tien voor die nergens anders in de bemonsterde KRW-lichamen voorkomen (zoals de zeedonderpad, steenbolk, zeebaars).

Er zijn geen rivierkreeften gevangen in de Nieuwe Waterweg.

De lengte-frequentieverdelingen per soort, per tuig over alle jaren van de monitoring van dit KRW-lichaam zijn hier te vinden: <https://wmropendata.wur.nl/site/zoetwatervis/18/waterlichaam/>

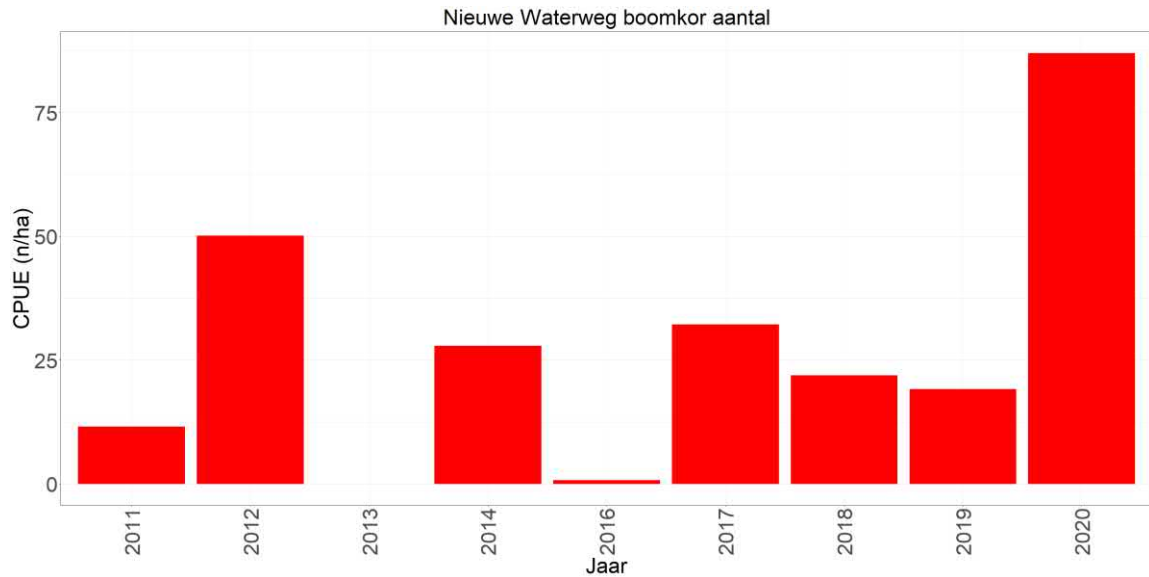
Nieuwe Waterweg hoofdstroom open water



Figuur 2.213 Gemiddelde CPUE van de tien meest algemene vissoorten en overige vissoorten in het open water (n/ha-kg/ha bevestig oppervlak) gevangen met een boomkor in de hoofdstroom van de Nieuwe Waterweg tijdens de actieve monitoring van 2011-2020.

2.25.1.1 Chinese wolhandkrab

De Chinese wolhandkrab wordt sinds 2011 regelmatig in behoorlijke aantallen gevangen in de hoofdstroom van de Nieuwe Waterweg, alhoewel er ook jaren zijn wanneer er totaal geen wolhandkrabben worden gevangen. Er lijkt geen duidelijke trend te zijn door de jaren heen, de hoogste vangst was in 2020 (Figuur 2.214).



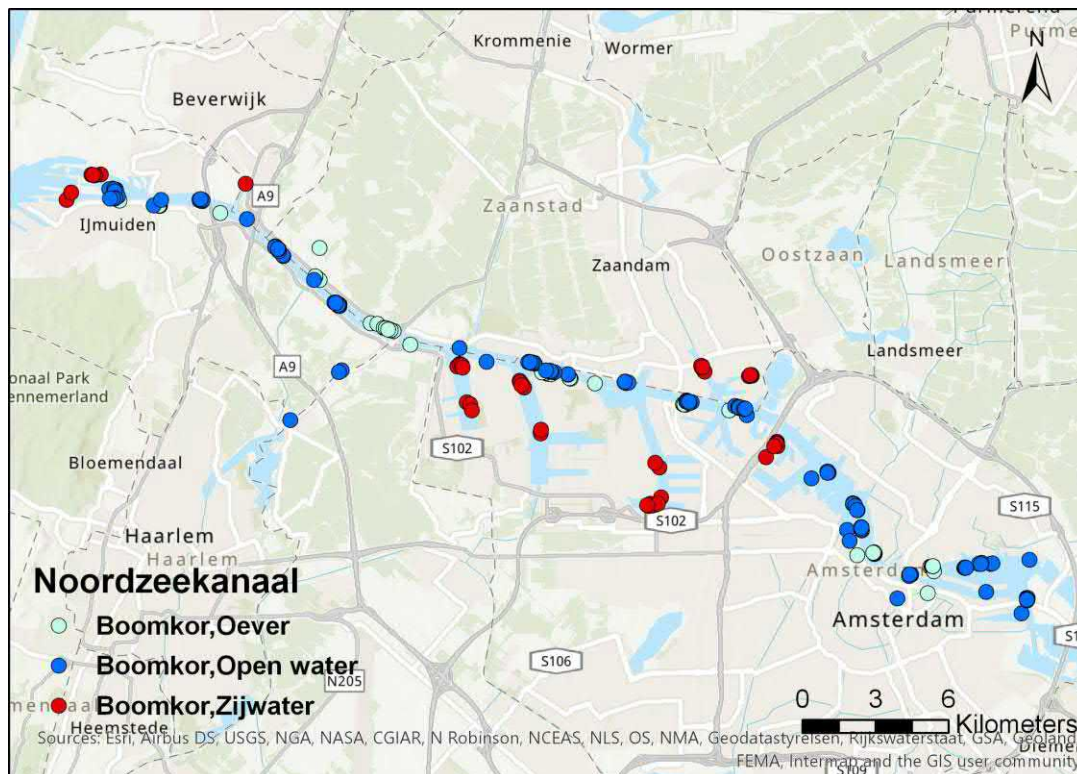
Figuur 2.214 Gemiddelde CPUE (n/ha bevist oppervlak) per jaar van de Chinese wolhandkrab in de hoofdstroom van het open water van de Nieuwe Waterweg gevangen met de boomkor.

2.25.2 Aalvangst

Voor de aanlandingen van KRW-lichaam Nieuwe Waterweg zijn de gegevens van de "Nieuwe Waterweg" gebruikt (Bijlage 2). In 2011 is het verbod op aalvisserij in de grote rivieren in verband met te hoge dioxine- en PCB-gehaltenes in aal ingegaan waardoor er alleen aanlandingen uit 2010 zijn. In dit jaar is er 5.315 kilo aan aal aangeland (Bijlage 2).

2.26 Noordzeekanaal

De bemonsteringslocaties over de periode 2008-2020 zijn weergegeven in Figuur 2.215.



Figuur 2.215 Bemonsteringslocaties van de actieve monitoring in de Noordzeekanaal van 2008-2020 per tuig per habitat.

2.26.1 Noordzeekanaal hoofdstroom (open water en oeverzone)

Het Noordzeekanaal wordt sinds 2016 ieder jaar in het najaar (november) en het voorjaar (februari) bemonsterd. Om een beeld te krijgen van de veranderingen per cohort is besloten om bemonsteringen van het najaar te combineren met de bemonstering van het daaropvolgende voorjaar. Zo worden bijvoorbeeld vangsten uit het najaar van 2016 en het voorjaar van 2017 samengevoegd, en als 2016 in de figuur weergegeven. In 2008, 2011, 2014 en 2020 hebben er ook bemonsteringen plaatsgevonden in oktober. Deze bemonsteringen worden wel in de grafieken weergegeven maar het verschil in bemonsteringsperiode moet bij de interpretatie van de grafieken in acht worden genomen. Er heeft geen bemonstering plaatsgevonden in het najaar van 2019 en het voorjaar van 2020.

De tien meest algemene soorten in de hoofdstroom van het Noordzeekanaal voor de gehele periode 2008-2020 zijn zeebaars, tong, kolblei, haring, sprout, dikkopje, brasem, bot, baars, snoekbaars en aal. Haring en sprout worden tegenwoordig als aparte soorten gemonitord waardoor de aal buiten de tien meest algemene soorten valt. Het dikkopje werd in voorgaande rapportages gepresenteerd als "Grondels sp."

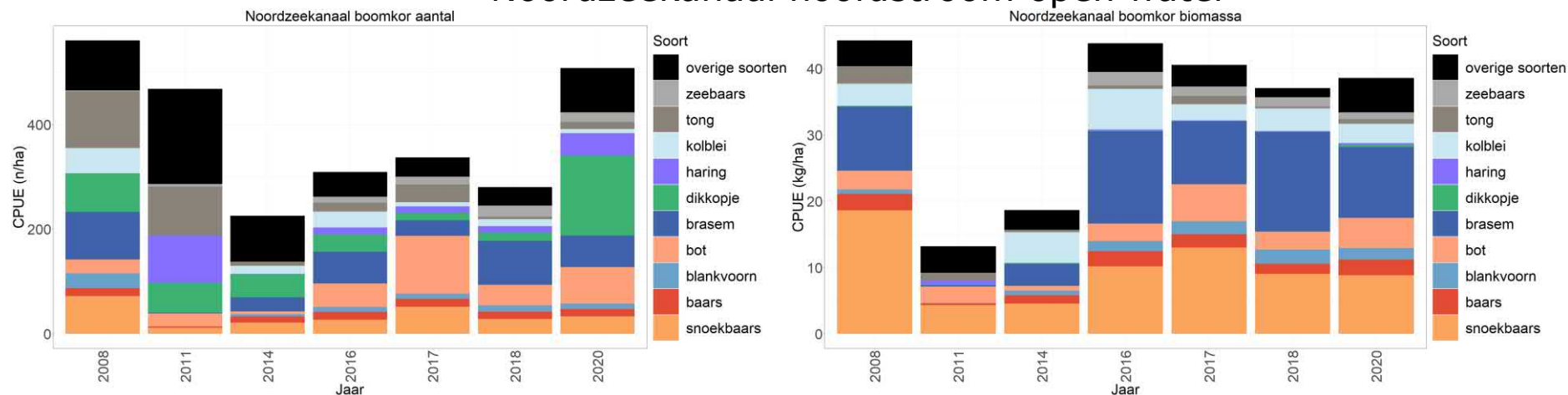
In het open water en langs de oever (boomkor) zijn brasem, kolblei, snoekbaars, bot, grondel sp. en tong zowel qua aantal als qua biomassa de dominante soorten (Figuur 2.216 boven). Door de verbinding via de sluisen met de Noordzee is een deel van het Noordzeekanaal gevuld met zout/brak water waardoor er een mengeling is van zoet- en zoutwatervissoorten. Net als bij de Nieuwe Waterweg is te zien dat de vangsten per soort over het algemeen relatief stabiel door de jaren heen lijken te zijn met sterke fluctuaties van jaar op jaar. Wat opvalt is dat brasem en kolblei hier niet sterk afnemen, wat in veel stroomopwaartse KRW-lichamen wel het geval is. Verder lijkt het erop dat bot met de jaren wat toeneemt. In 2020 vallen de hoge aantallen van dikkopje op.

Er zijn geen rivierkreeften gevangen in het Noordzeekanaal.

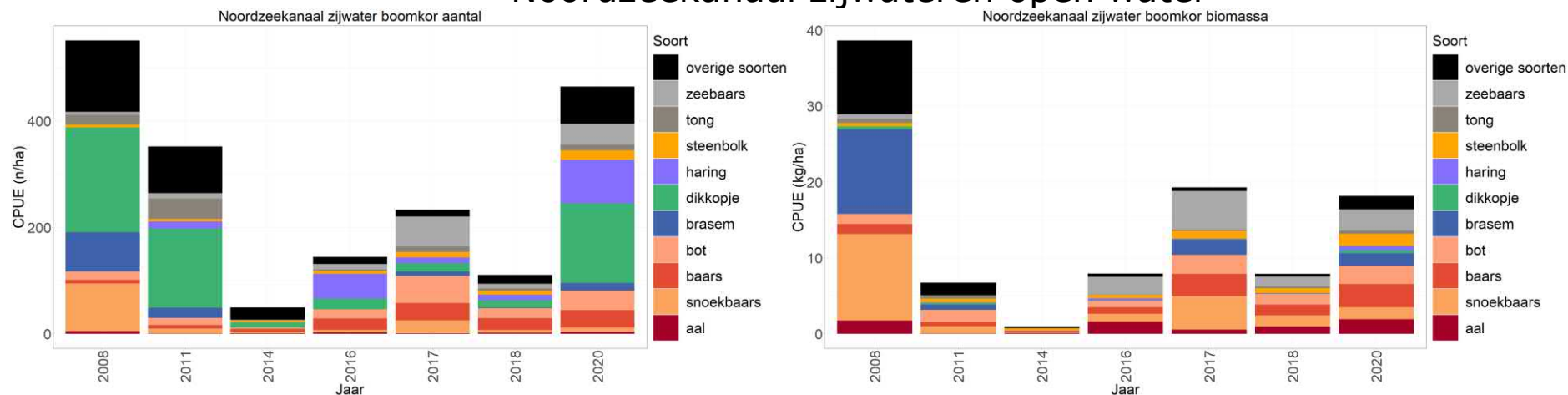
De lengte-frequentieverdelingen per soort, per tuig voor de hoofdstroom en de zijwateren gecombineerd over alle jaren van de monitoring van dit KRW-lichaam zijn hier te vinden:

<https://wmropendata.wur.nl/prod/zoetwatervis/20/waterlichaam/>

Noordzeekanaal hoofdstroom open water



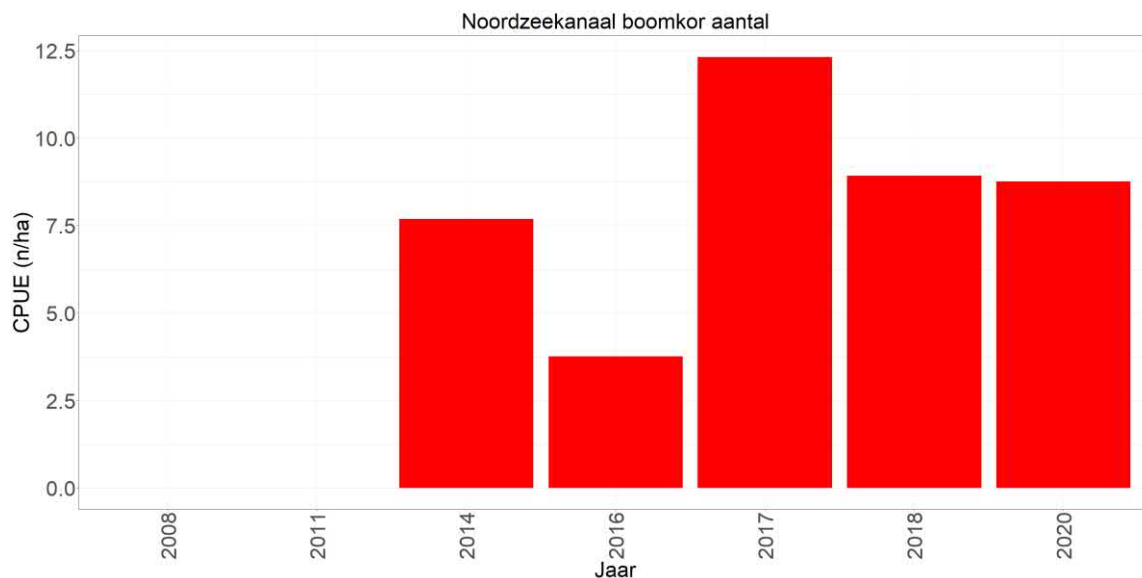
Noordzeekanaal zijwateren open water



Figuur 2.216 Gemiddelde CPUE van de tien meest algemene vissoorten en overige vissoorten in het open water (n/ha-kg/ha bevestig oppervlak) gevangen met een boomkor in de hoofdstroom en de zijwateren van het Noordzeekanaal tijdens de actieve monitoring van 2008-2020.

2.26.1.1 Chinese wolhandkrab

De Chinese wolhandkrab wordt sinds 2014 regelmatig gevangen in de hoofdstroom van het Noordzeekanaal (Figuur 2.217).



Figuur 2.217 Gemiddelde CPUE (n/ha bevist oppervlak) per jaar van de Chinese wolhandkrab in de hoofdstroom van het open water van het Noordzeekanaal gevangen met de boomkor.

2.26.2 Noordzeekanaal zijwateren

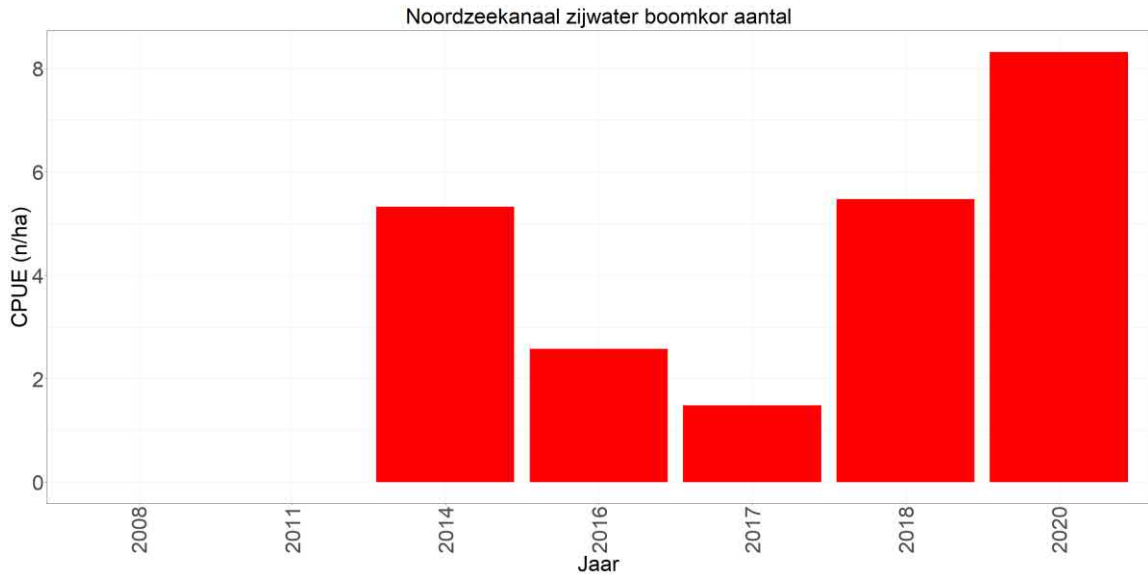
Langs het Noordzeekanaal zijn drie zijkanalen (Zijkanaal G, Zijkanaal C, Zijkanaal A), zes havens (Havenkom A, Isaac Baarhaven, Westhaven, Hornhaven, Amerikahaven, Afrikahaven) en een sluizencomplex (IJmuiden) bemonsterd met de boomkor in het open water.

De tien meest algemene soorten in deze zijwateren voor de gehele periode 2008-2020 zijn zeebaars, tong, kolblei, haring, dikkopje, brasem, bot, baars, snoekbaars en aal. Haring en sprot worden tegenwoordig als aparte soorten gemonitord waardoor de sprot buiten de tien meest algemene soorten valt. Het dikkopje werd in voorgaande rapportages gepresenteerd als "Grondels sp."

Net als in het open water van de hoofdstroom zijn brasem, kolblei, snoekbaars, bot en dikkopje de dominante soorten in de boomkorvangsten, zowel qua aantal als qua biomassa (Figuur 2.216 onder). Tong wordt wat minder in de zijwateren gevangen dan in de hoofdstroom en vooral de laatste vier jaar wordt er meer zeebaars gevangen. Wellicht is dit een effect van de diverse maatregelen die zijn getroffen ter bescherming van de zeebaars, zoals vangstrestricties voor zowel beroeps- als sportvissers.

2.26.2.1 Chinese wolhandkrab

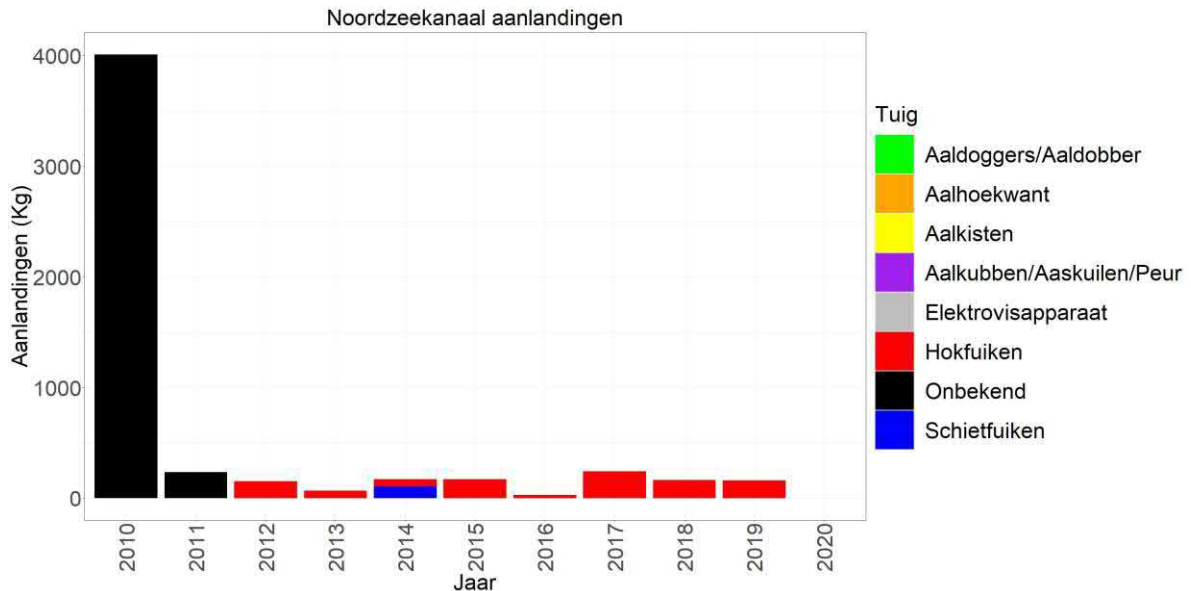
Net als in de hoofdstroom wordt de Chinese wolhandkrab sinds 2014 regelmatig gevangen in de zijwateren van het Noordzeekanaal al zij het wel in lagere aantallen dan in de hoofdstroom. De aantallen fluctueren sterk door de jaren heen met de hoogste aantallen in 2020 (Figuur 2.218).



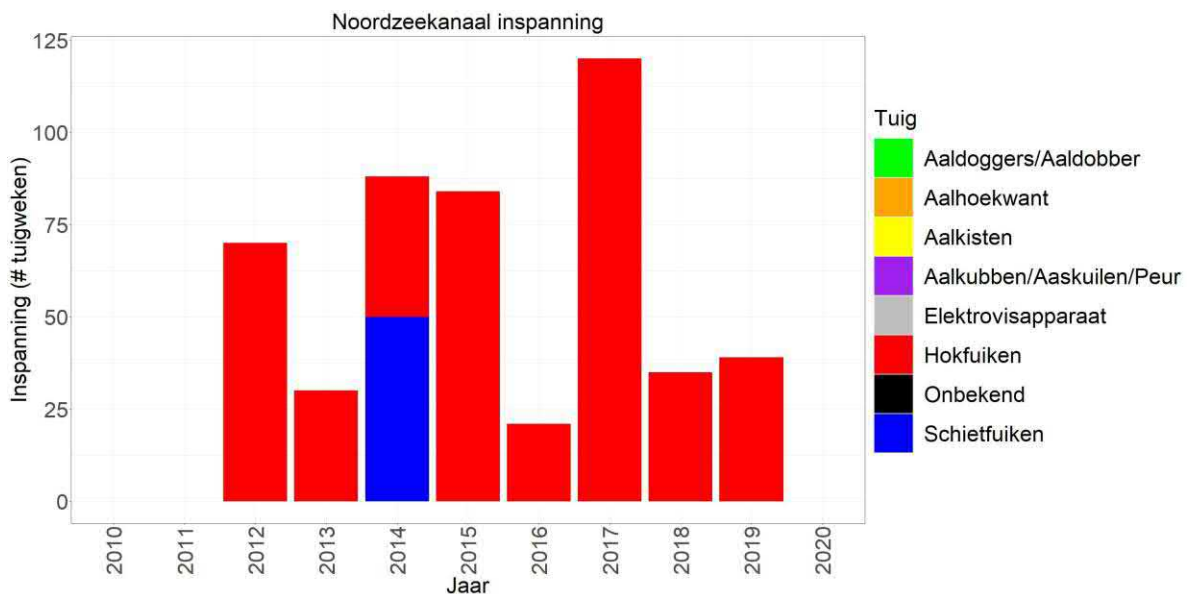
Figuur 2.218 Gemiddelde CPUE (n/ha bevestig oppervlak) per jaar van de Chinese wolhandkrab in de zijwateren van het Noordzeekanaal gevangen met de boomkor.

2.26.3 Aalvangst

Voor de aanlandingen van KRW-lichaam Noordzeekanaal zijn de gegevens van het "Noordzeekanaal" gebruikt (Bijlage 2). Na 2010 is een grote afname van de aanlandingen te zien als gevolg van het verbod op aalvisserij in de grote rivieren en het grootste deel van het Noordzeekanaal in verband met te hoge dioxine- en PCB-gehalten in aal. Zijkanaal B van het Noordzeekanaal is uitgesloten van het verbod. Hier mag nog wel op aal worden gevestigd. De Staat heeft hier een huurovereenkomst met een beroepsvisser. Dit betekent dat de aanlandingen van het Noordzeekanaal vanaf 2011 alleen op zijkanaal B gebaseerd zijn. De aanlandingen zijn vanaf 2011 relatief stabiel, en aal wordt in alle jaren vrijwel alleen met hokfuisen gevestigd (op 2014 na, Figuur 2.219, Figuur 2.220). In 2020 is er niet op aal gevestigd.



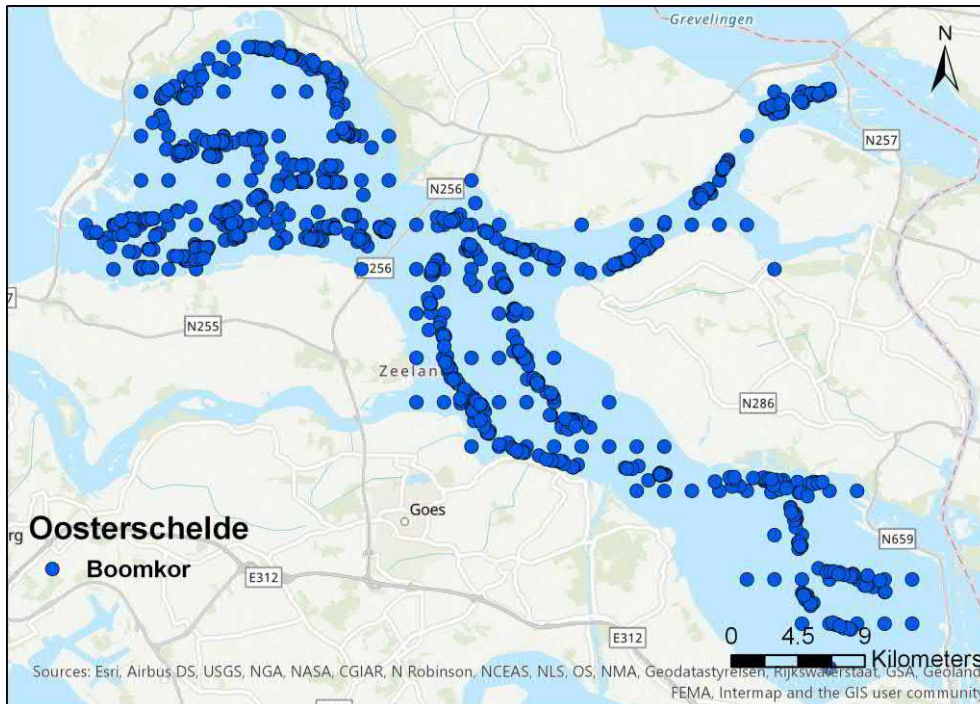
Figuur 2.219 Aanlandingen (kg) van de beroepsvisserij per tuig in het Noordzeekanaal. Sinds 2012 zijn aalvissers verplicht de inspanning van het vistuig op te geven aan het ministerie van LNV.



Figuur 2.220 Inspanning (aantal tuigweken) van de beroepsvisserij per tuig in het Noordzeekanaal.

2.27 Oosterschelde

De bemonsteringslocaties over de periode 1970-2020 zijn weergegeven in Figuur 2.221.



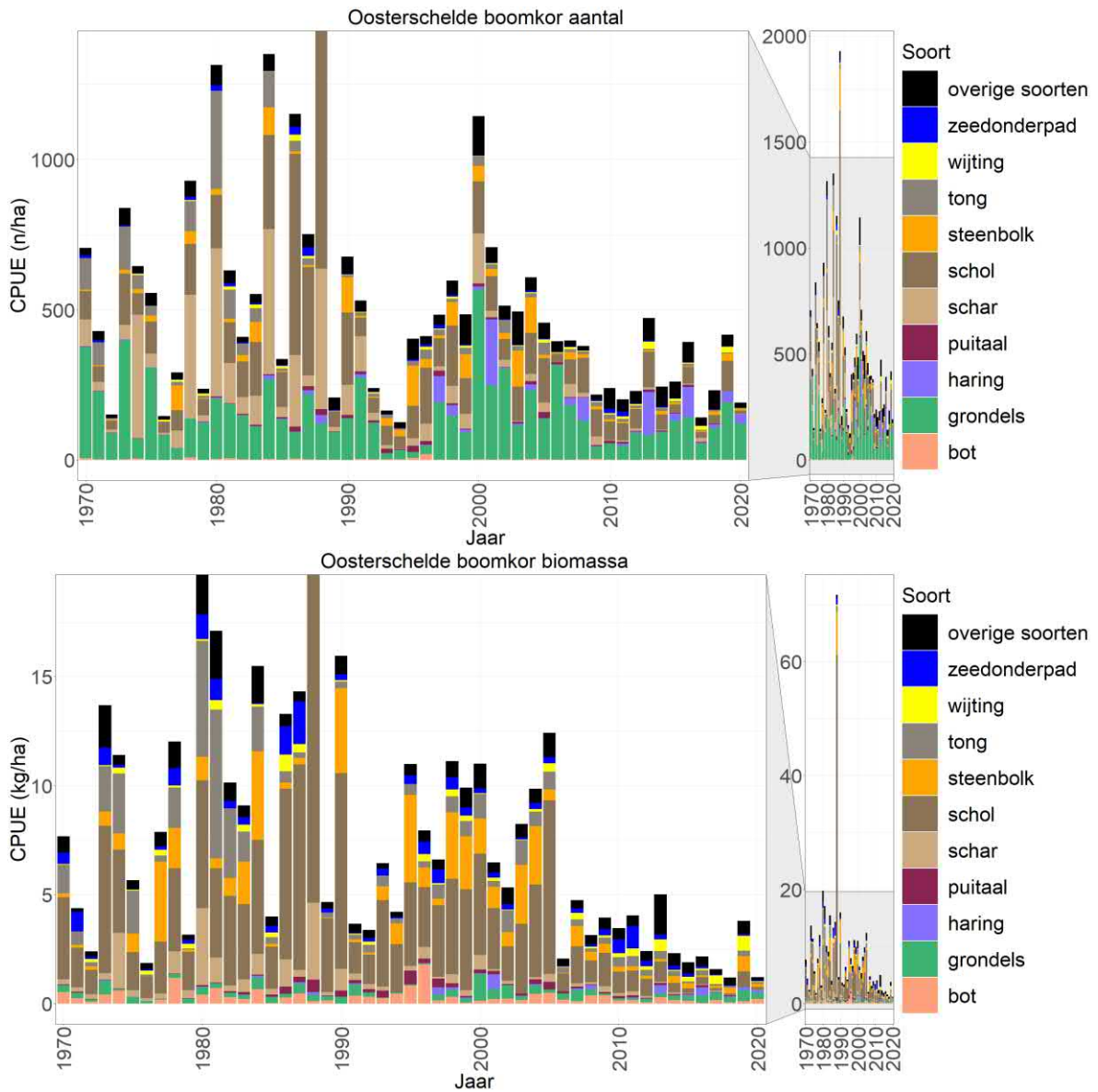
Figuur 2.221 Bemonsteringslocaties van de DFS in de Oosterschelde in de periode 1970-2020 per tuig.

De Oosterschelde wordt sinds 1970 ieder jaar in het najaar met de boomkor bemonsterd. Van 1970-1987 in september en/of oktober, en vanaf 1988 in september. Aangezien een deel van de bemonsteringen in de eerdere jaren buiten de Oosterschelde heeft plaatsgevonden, maar in de Voordelta, is er een selectie gemaakt van bemonsteringen die alleen in het water van de Oosterschelde liggen. Ook enkele bemonsteringen waarvan de coördinaten abusievelijk op het land liggen zijn van de analyse uitgesloten. Deze selectie heeft geen effect gehad op de selectie van de tien meest voorkomende soorten en lijkt maar een geringe invloed te hebben op de trends. Individuen die niet met zekerheid tot op de soort zijn gedetermineerd, zijn in de opwerking samengevoegd tot op genus niveau. Dit geldt voor zandspieringen, koornaarvissen, grondels en voor zeenaalden die niet met zekerheid als grote zeenaald zijn gedetermineerd.

De tien meest algemene soorten in de Oosterschelde voor de gehele periode 1970-2020 zijn: zeedonderpad, wijting, tong, steenbolk, schol, schar, puitaal, haring, grondels en bot. Soorten die niet in alle jaren tot op soort zijn gedetermineerd zijn samengevoegd. Dit geldt voor zandspieringen, koornaarvissen, grondels en voor zeenaalden die niet met zekerheid als grote zeenaald zijn gedetermineerd. De Chinese wolhandkrab is alleen in 2018 drie keer en in 2020 één keer met de boomkor in de Oosterschelde gevangen. Er zijn geen rivierkreeften gevangen in de Oosterschelde.

Grondels en schol zijn de dominante soorten in de boomkorvangsten, zowel qua aantal als qua biomassa (Figuur 2.222). Wat direct opvalt is het hoge aantal en biomassa van schol in 1988. Verder laten sommige soorten ondanks wat fluctuaties een relatief stabiele trend zien terwijl andere soorten een afname laten zien sinds het einde van de jaren 80 (schol, schar, tong). Daarnaast is er sinds 2006 over de gehele linie minder vis gevangen dan voorheen met een zeer lage biomassa in 2020. Eén van de oorzaken is de achteruitgang van standaard kinderkamersoorten (bv. schol, schar, tong, bot) en het verdwijnen van de grotere exemplaren van soorten als schol en schar (Mulder et al., 2020). Vergelijkbare afnemende trends vanaf midden jaren 1980 zijn waarneembaar in de Waddenzee, en langs de Noordzee-, Wadden en Voordeltakust (Tulp 2015). Het feit dat een soortgelijke trend waarneembaar is in deze gebieden, die een vergelijkbare kinderkamer functie hebben als de Oosterschelde, wijst er mogelijk op dat niet alleen lokale factoren (bijvoorbeeld voedselaanbod) de oorzaak kunnen zijn van de afname van visbiomassa en dichtheden, maar dat ook andere factoren zoals de stijging van de watertemperatuur door klimaatverandering mogelijk invloed kunnen hebben (Teal et al., 2012; Tulp 2015).

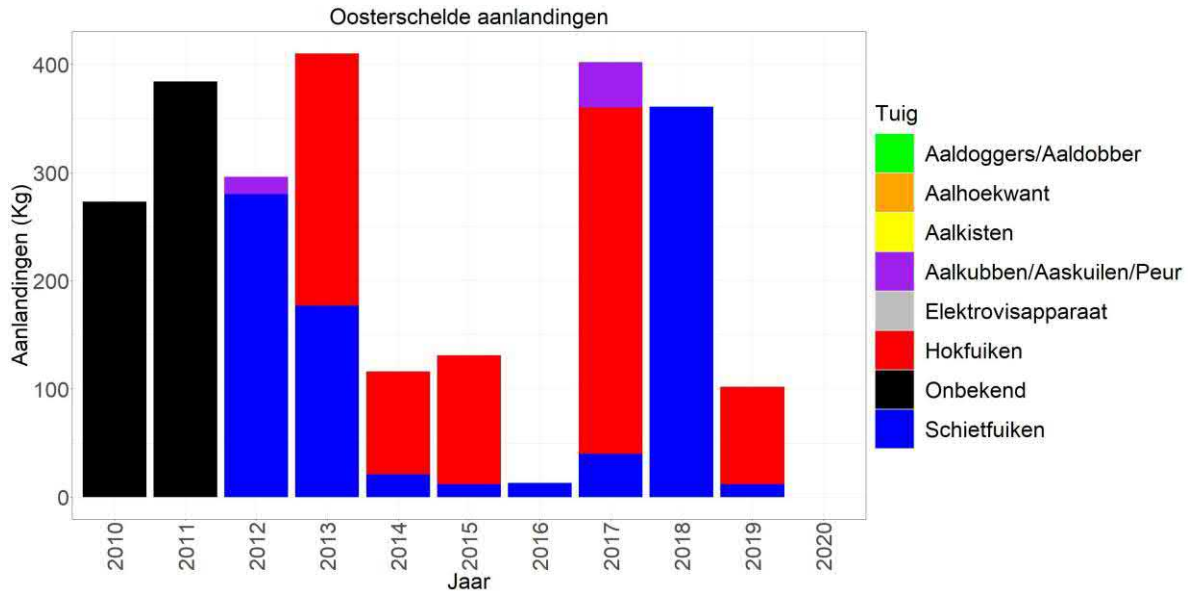
Oosterschelde open water



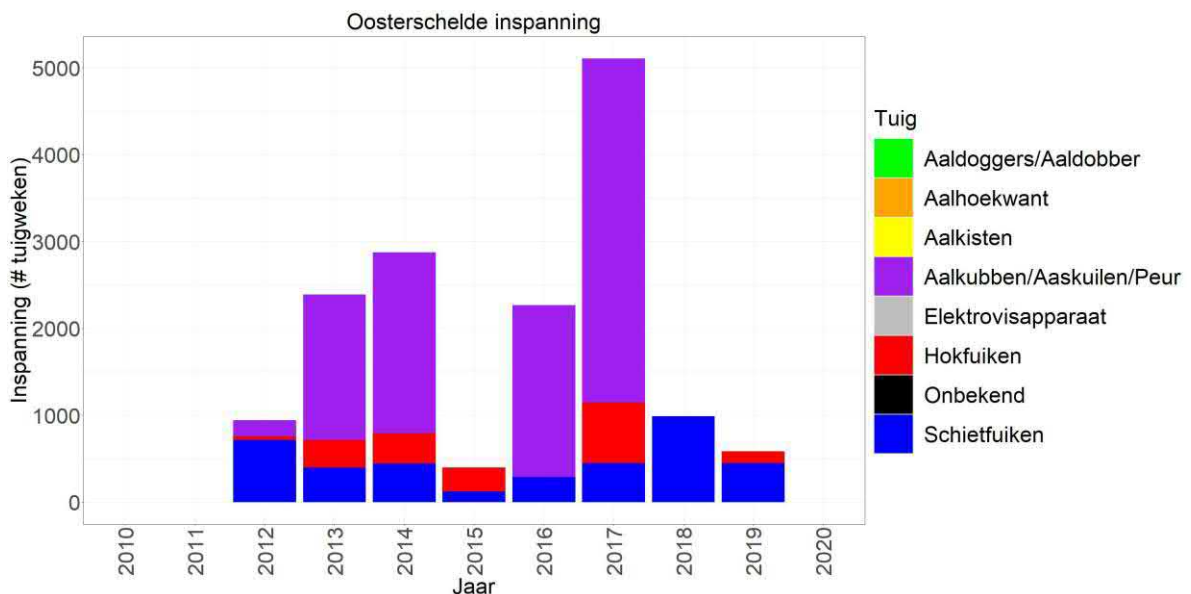
Figuur 2.222 Gemiddelde CPUE van de tien meest algemene vissoorten en overige vissoorten in het open water gevangen met een boomkor (n/ha-kg/ha) in de Oosterschelde tijdens de monitoring van 1970-2020.

2.27.1 Aalvangsten

Voor de aanlandingen van KRW-lichaam Oosterschelde zijn de gegevens van de "Oosterschelde" gebruikt (Bijlage 2). De aanlandingen fluctueren sterk en worden soms gedomineerd door vangsten met hokfuisen en soms door vangsten met schietfuisen (Figuur 2.223). Wat opvalt is de relatief hoge inspanningen met aalkubben/aalkuilen/peur, maar ook de hoge opbrengst van hokfuisen en schietfuisen met een relatief lage inspanning in 2017 en 2018 (Figuur 2.224). In 2020 is er niet op aal gevestig.



Figuur 2.223 Aanlandingen (kg) van de beroepsvisserij per tuig in de Oosterschelde. Sinds 2012 zijn aalvissers verplicht de inspanning van het vistuig op te geven aan het ministerie van LNV.

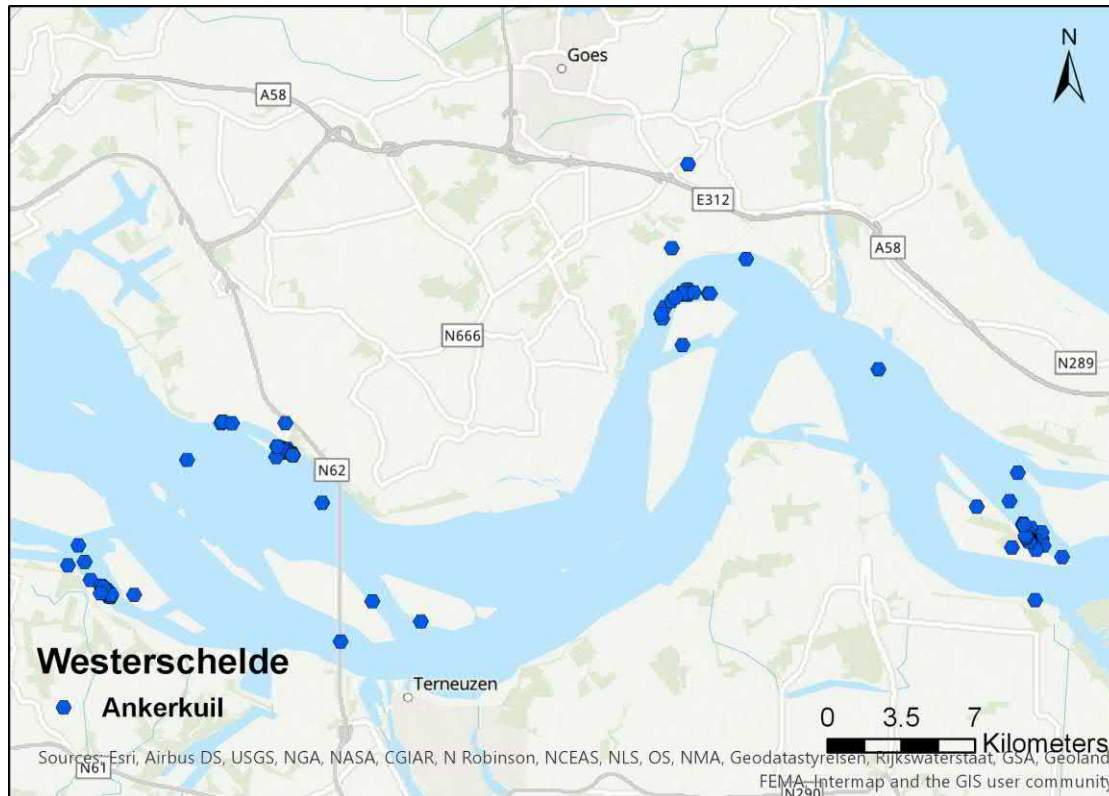


Figuur 2.224 Inspanning (aantal tuigweken) van de beroepsvisserij per tuig in de Oosterschelde.

2.28 Westerschelde

2.28.1 Ankerkuil

De bemonsteringslocaties met de ankerkuil over de periode 2008-2020 zijn weergegeven in Figuur 2.225.



Figuur 2.225 Bemonsteringslocaties van de ankerkuil bemonstering in de Westerschelde in de periode 2008-2020 per tuig.

De Westerschelde wordt sinds 2007 ieder jaar in het najaar (meestal september) en het voorjaar (meestal mei) met de ankerkuil bemonsterd. Om een beeld te krijgen van de veranderingen per cohort is besloten om bemonsteringen van het voorjaar te combineren met de bemonstering van het voorgaande najaar. Zo worden bijvoorbeeld vangsten uit het voorjaar van 2008 en het najaar van 2007 samengevoegd, en als 2007 in de figuur weergegeven. In het voorjaar van 2020 kon vanwege de beperkingen ten gevolge van de COVID-19-pandemie de monitoring niet plaatsvinden, daarom dat het jaar 2019 alleen gebaseerd is op de najaarsbemonstering van dat jaar.

De aantallen/biomassa per trek zijn omgerekend naar aantallen per 80m² passagevlak per visuur. Dat is ook de standaardwaarde die gebruikt wordt ten behoeve van rapportage voor de KRW. De hoeveelheid passerend water wordt berekend door aan de hand van de gemiddelde nethoogte (waterdiepte) en de netbreedte (8 meter) het passage vlak te berekenen en daarnaast nog met een standaard stroommeter de horizontale waterpassage te bepalen. Hierdoor kan het totaal gepasseerde volume water worden berekend (De Boois & Couperus 2020).

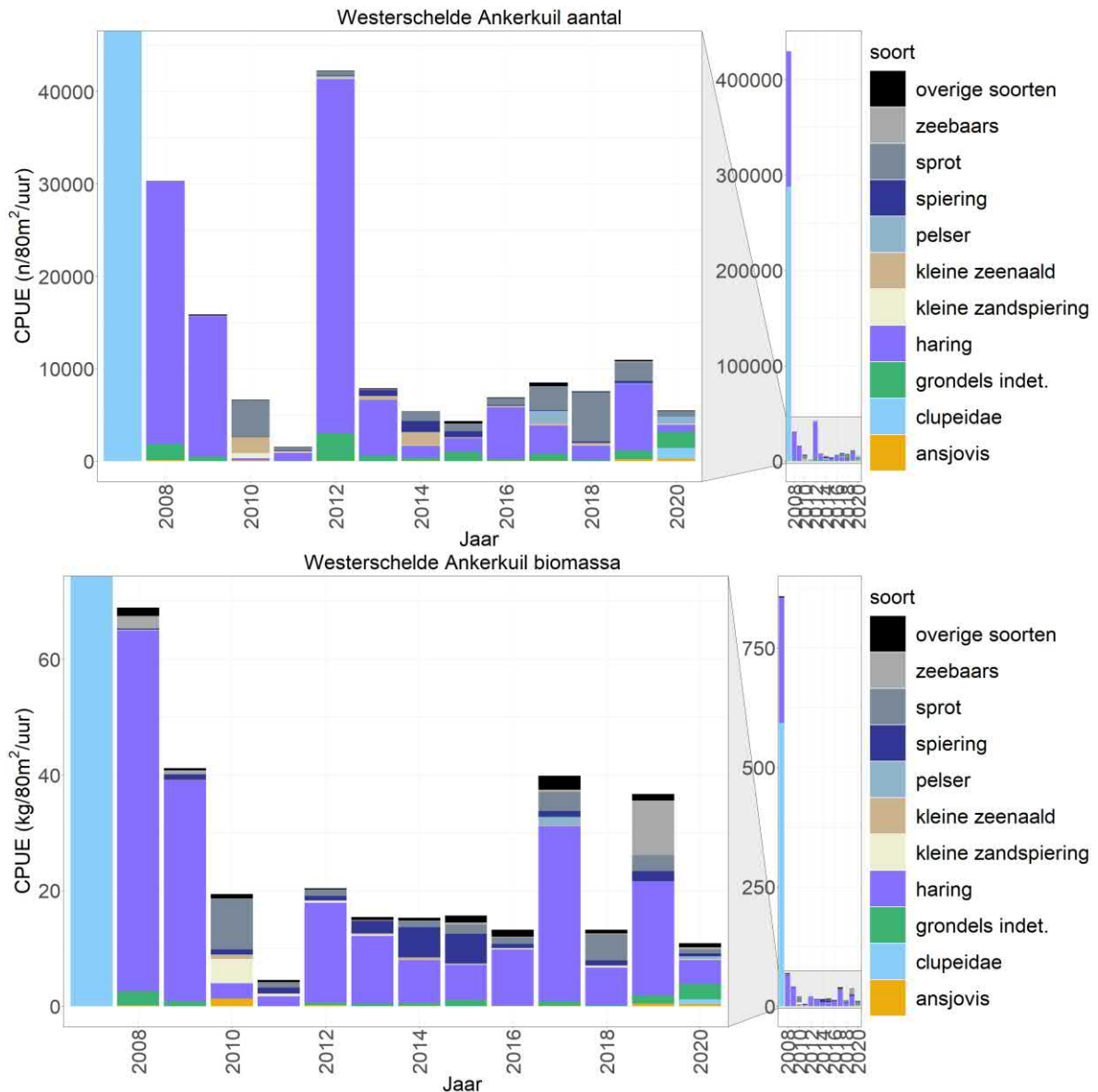
In de periode 2007-2011 werden er maar twee van de vier stations bemonsterd (nabij de Schaar van Valkenisse/Plaat van Walsoorden en het vaarwater bij de Paulinapolder). Vanaf 2012 zijn er vier locaties bemonsterd (naast bovengenoemde, Brouwersplaat/Middelgat en het Gaatje bij Borssele). In 2010 is er niet bemonsterd.

De tien meest algemene soorten in de Westerschelde voor de gehele periode 2008-2020 zijn: zeebaars, kleine zandspiering, wijting, sprout, spiering, pelsers, kleine zeenaald, haring, grondels indet. en clupeidae. Soorten die niet met zekerheid op soort zijn gedetermineerd, zijn samengevoegd. Dit geldt voor koornaarvissen en grondels. Met 'clupeidae' worden kleine haring/sprotachtigen bedoeld, die nog net in het larvale stadium zaten of al wel uit het larvale stadium waren maar te klein waren om aan boord tot op de soort te kunnen worden gedetermineerd.

In het open water zijn de clupeidae en haring de dominante soorten in de ankerkuilvangsten, zowel qua aantal als qua biomassa (Figuur 2.226). Wat direct opvalt is het enorm hoge aantal en biomassa van de clupeidae en haring in 2008. De laatste jaren lijkt er een toename te zijn van soorten zoals sprat. Pelser is de enige soort die niet in andere top-tien-lijstjes van algemene soorten in de bemonsterde KRW-lichamen voorkomen. In 2020 zijn haring en zeebaars wat minder gevangen dan in het voorgaande jaar, wel lijkt er een toename van pelser en ansjovis te zijn ten opzichte van voorgaande jaren.

Er zijn geen rivierkreeften gevangen met de ankerkuil in de Westerschelde.

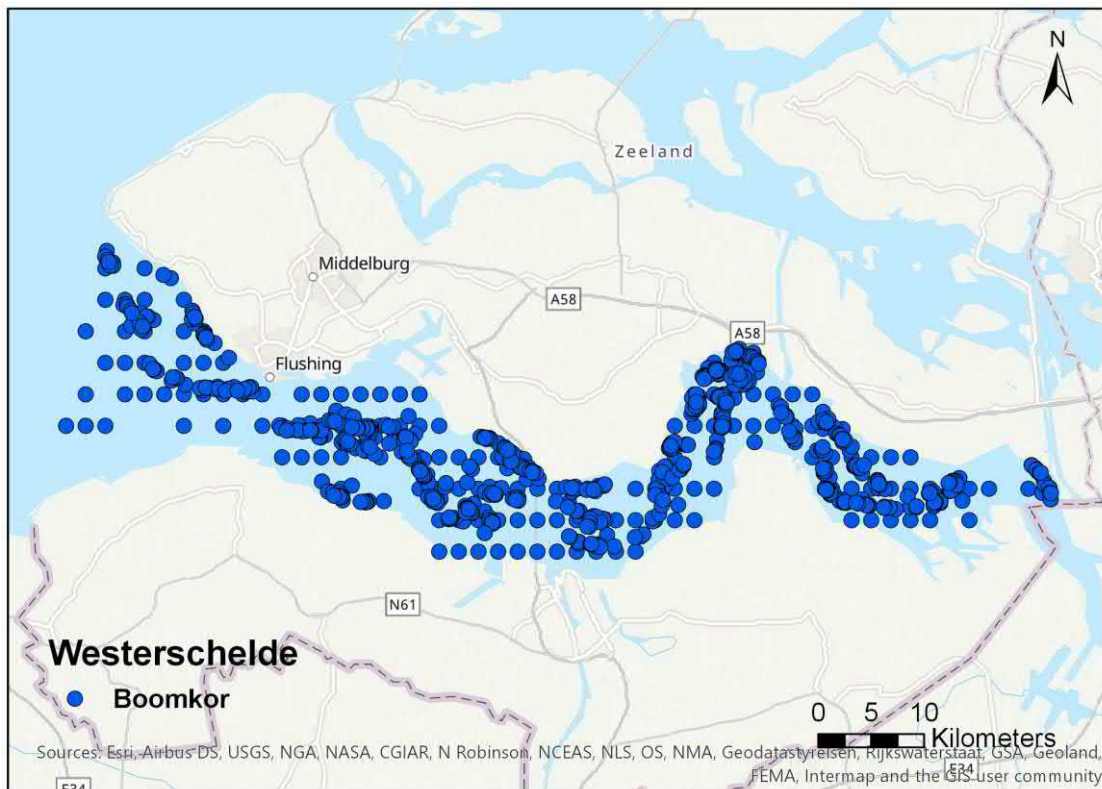
Westerschelde open water



Figuur 2.226 Gemiddelde CPUE van de tien meest algemene vissoorten en overige vissoorten in het open water gevangen met een ankerkuil (n/80m²/uur-kg/80m²/uur) in de Westerschelde tijdens de monitoring van 2008-2020. In 2010 is er niet bemonsterd (gegevens zijn van het najaar van 2009, en gegevens van 2011 zijn alleen van het voorjaar van dat jaar). In het voorjaar van 2020 is ook niet bemonsterd, gegevens van 2019 betreffen dan ook alleen het najaar van 2019.

2.28.2 DFS

De bemonsteringslocaties met de boomkor over de periode 1970-2020 zijn weergegeven in Figuur 2.227.



Figuur 2.227 Bemonsteringslocaties met de boomkor in de Westerschelde in de periode 1970-2020 per tuig.

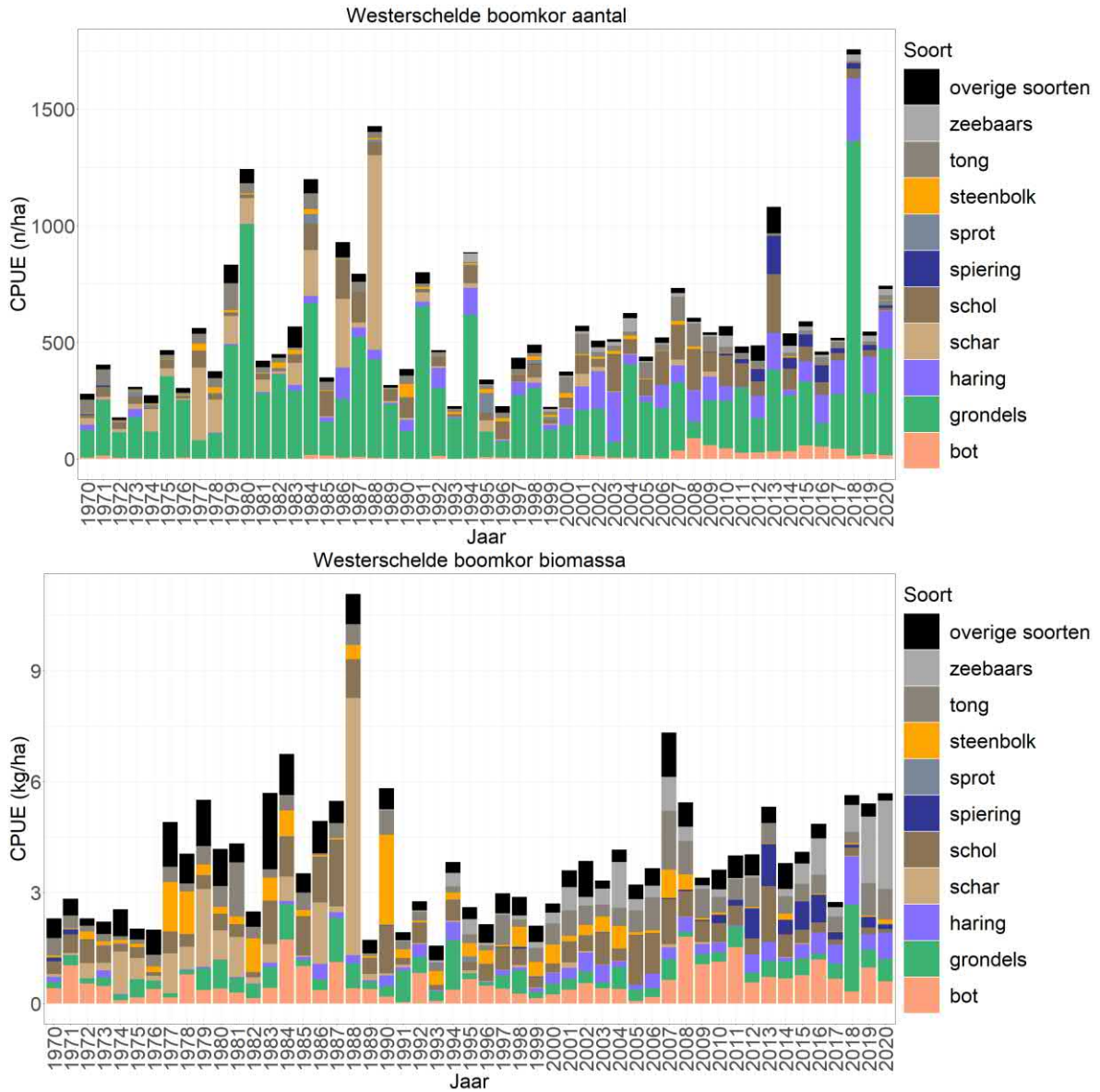
De Westerschelde wordt sinds 1970 ieder najaar bemonsterd met de boomkor. Van 1970-1989 in september en/of oktober en vanaf 1990 in september (in 2000 en 2015 deels ook in augustus). Net als in de Oosterschelde is er een selectie gemaakt van bemonsteringen die alleen in het water van de Westerschelde liggen, hierdoor zijn sommige bemonsteringen waarvan de coördinaten abusievelijk op het land liggen ook van de analyse uitgesloten. Deze selectie heeft geen effect gehad op de selectie van de tien meest voorkomende soorten en lijkt maar een geringe invloed te hebben op de trends. Individuen die niet met zekerheid tot op de soort zijn gedetermineerd, zijn in de opwerking samengevoegd tot op genus niveau. Dit geldt voor zandspieringen, koornaarvissen, grondels en voor zeenaalden die niet met zekerheid als grote zeenaald zijn gedetermineerd.

De tien meest algemene soorten in de Westerschelde voor de gehele periode 1970-2020 zijn: zeebaars, tong, steenbolk, sprot, spiering, schol, schar, haring, grondels en bot. Soorten die niet in alle jaren tot op de soort zijn gedetermineerd zijn samengevoegd. Dit geldt voor zandspieringen, koornaarvissen, grondels en voor zeenaalden die niet met zekerheid als grote zeenaald zijn gedetermineerd.

Net als in de Oosterschelde zijn grondels de dominante soort qua aantal (Figuur 2.228). Voor biomassa zijn dat bot en schol. Over het algemeen vertonen de meeste soorten een stabiele trend. Wat opvalt is dat er sinds 2000 consistent veel haring wordt gevangen en dit geldt voor bot vanaf 2007. Steenbolk lijkt sinds 2008 veel minder vaak te worden gevangen dan voorheen. Zeebaars lijkt de laatste jaren weer relatief goed gevangen te worden met de hoogste biomassa in 2020. In tegenstelling tot de Oosterschelde wordt er gemiddeld niet minder vis in totaal gevangen dan voorheen.

Er zijn geen rivierkreeften gevangen met de boomkor in de Westerschelde.

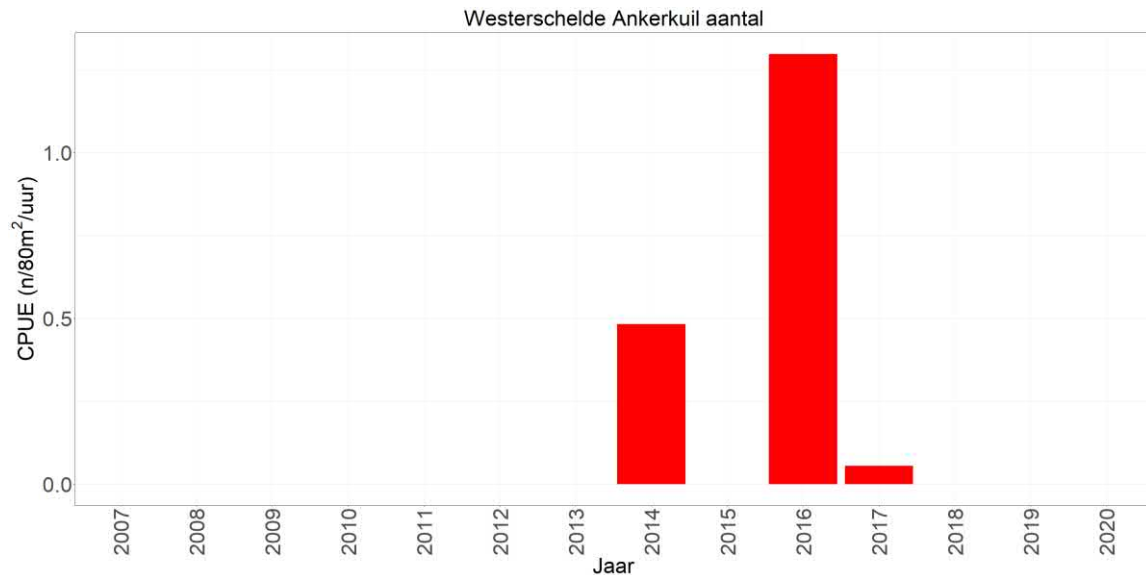
Westerschelde open water



Figuur 2.228 Gemiddelde CPUE van de tien meest algemene vissoorten en overige vissoorten in het open water gevangen met een boomkor (n/ha-kg/ha) in de Westerschelde tijdens de DFS-monitoring van 1970-2020.

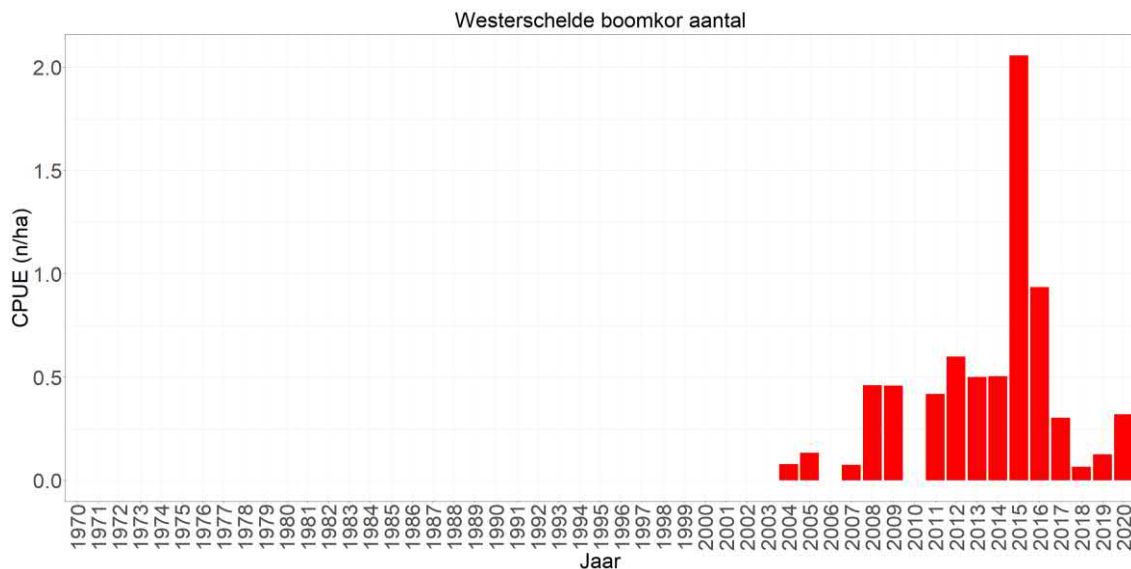
2.28.3 Chinese wolhandkrab

De Chinese wolhandkrab wordt met de ankerkuil sinds 2014 een enkele keer gevangen in het open water van de Westerschelde. De ankerkuil is geen geschikt tuig om deze soort te vangen, aangezien de ankerkuil de bodem niet altijd zal raken en het een passief tuig is wat maar enkele uren gebruikt wordt en dus voornamelijk vissen vangt die met het tij mee bewegen (Figuur 2.229).



Figuur 2.229 Gemiddelde CPUE (n/80m²/uur) per jaar van de Chinese wolhandkrab in de Westerschelde gevangen met de ankerkuil.

De Chinese wolhandkrab wordt sinds 2004 regelmatig met de boomkor tijdens de DFS gevangen (Figuur 2.230). De aantallen lijken redelijk stabiel met een piek in 2015 en 2016. Opvallend genoeg zijn dat jaren waarin de aantallen in de grote rivieren vaak erg laag waren.



Figuur 2.230 Gemiddelde CPUE (n/ha bevestig oppervlak) per jaar van de Chinese wolhandkrab in de Westerschelde gevangen met de boomkor.

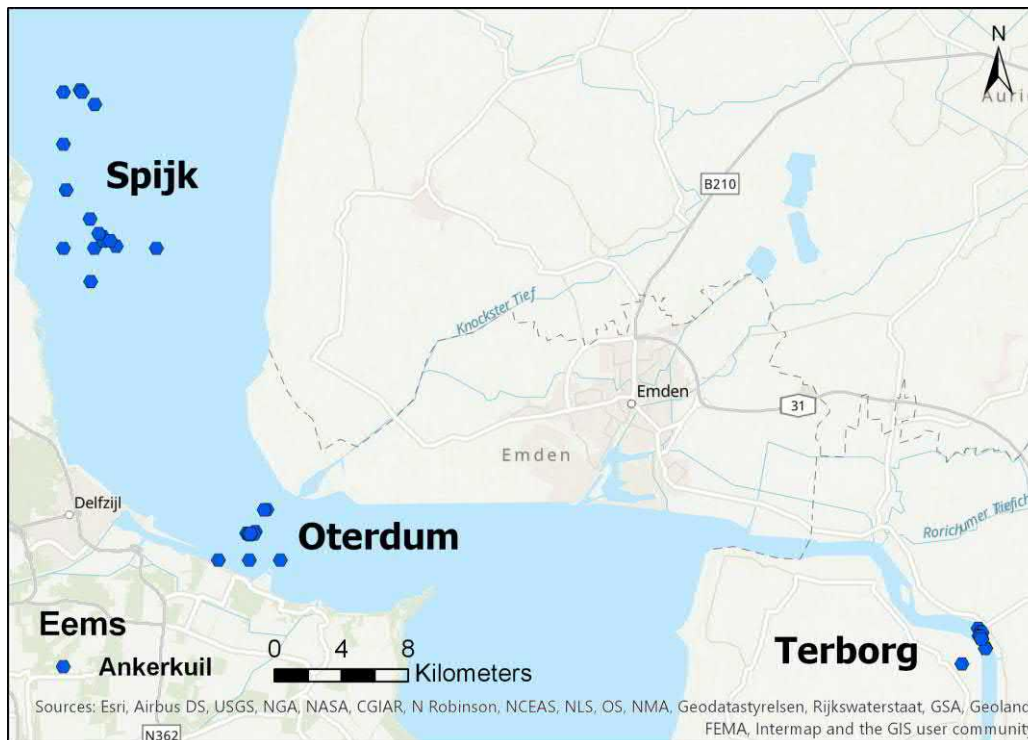
2.28.4 Aalvangst

Voor de aanlandingen van KRW-lichaam Westerschelde zijn de gegevens van de "Westerschelde" gebruikt (Bijlage 2). Er is vanuit de Westerschelde vanaf 2010 geen aal aangeland.

2.29 Eems-estuarium

2.29.1 Ankerkuil

De bemonsteringslocaties over de periode 2007-2020 zijn weergegeven in Figuur 2.231.



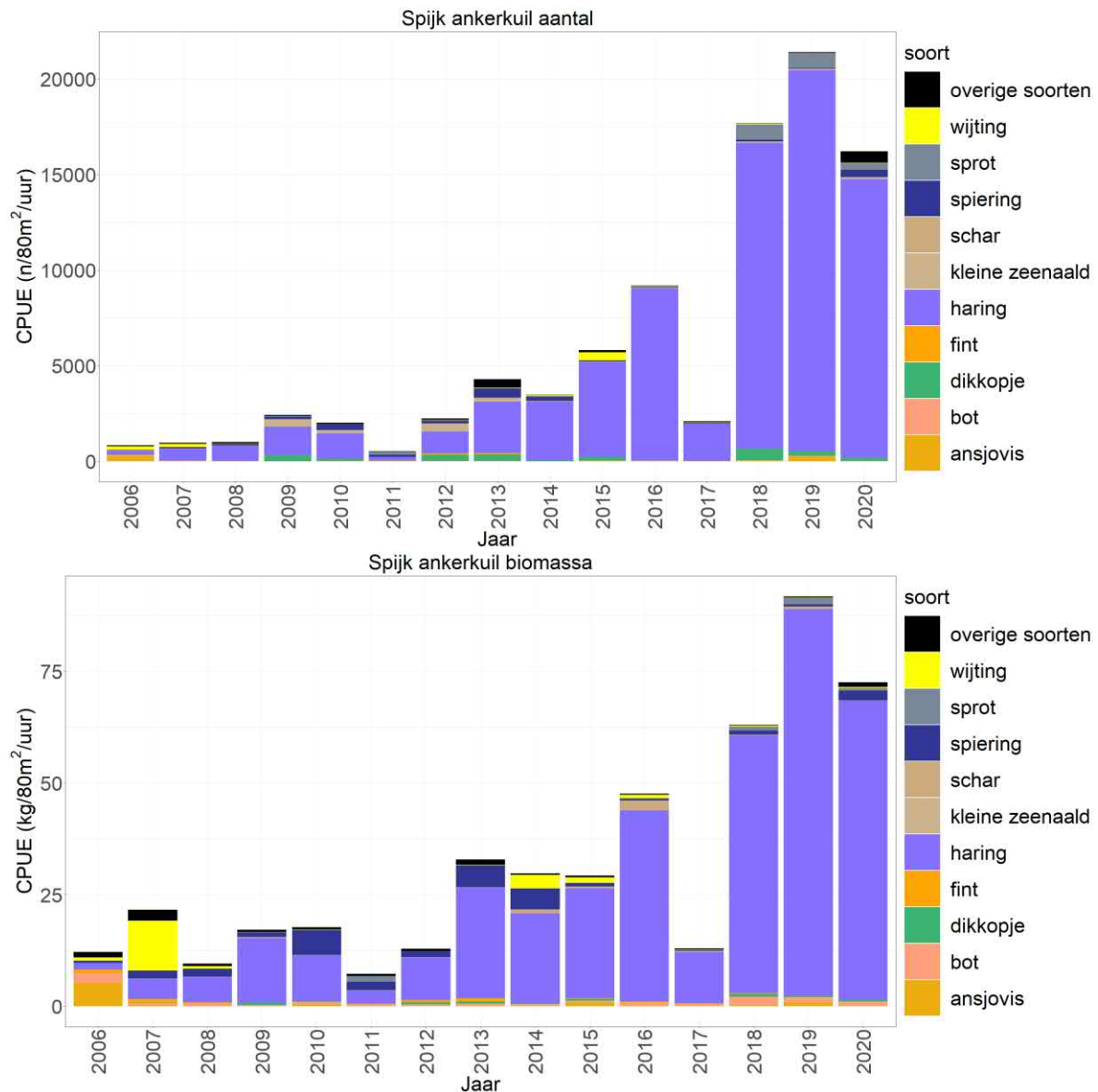
Figuur 2.231 Bemonsteringslocaties van de actieve monitoring in het Eems-estuarium in de periode 2007-2020 per tuig.

Net als de Westerschelde wordt het Eems-estuarium sinds 2007 ieder jaar in het voorjaar (mei) en het najaar (september) met de ankerkuil bemonsterd (zie Westerschelde, 2.28, voor verklaring eenheid ankerkuil). Om een beeld te krijgen van de veranderingen per cohort is ook hier besloten om bemonsteringen van het najaar te combineren met de bemonstering van het daaropvolgende voorjaar. Zo worden bijvoorbeeld vangsten uit het najaar van 2007 en het voorjaar van 2008 samengevoegd, en als 2007 in de figuur weergegeven. De data uit 2011 is met een ander tuig bemonsterd dan de andere jaren en kan daardoor wat afwijken. In 2012 en 2016 zijn er extra bemonsteringen stroomopwaarts, voorbij Leer (Ostfriesland), uitgevoerd, deze bemonsteringen zijn voor de analyse uit de dataset verwijderd. Chinese wolhandkrab en rivierkreeften zijn niet met de ankerkuil in het Eems-estuarium gevangen. Vanwege het verschil in habitat tussen de drie verschillende bemonsteringstations worden de tien meest algemene soorten per station gepresenteerd. Grondels die niet met zekerheid tot op de soort zijn gedetermineerd, zijn genoteerd als "grondels indet", dit is voornamelijk in 2011 gebeurd toen er ook met een ander tuig en door een andere uitvoerder is gevestigd. Hierdoor vindt een onderschatting van het dikkopje plaats in 2011 (2010 en 2011 in de grafieken).

2.29.1.1 Spijk

De tien meest algemene soorten in het Eems-estuarium bij Spijk voor de gehele periode 2007-2020 zijn: wijting, sprout, spiering, schar, kleine zeenaald, haring, fint, dikkopje, bot en ansjovis. De haring is de dominante soort in de vangsten, zowel qua aantal als qua biomassa (Figuur 2.232). Wat opvalt is de sterke toename van haring in de tijd met 2019 als hoogtepunt, iets wat we ook in andere waterlichamen zien. Andere soorten die regelmatig gevangen worden zijn sprout, dikkopje, spiering en ansjovis. Fint is de enige soort die niet in andere top tien lijstjes van algemene soorten in de bemonsterde KRW-lichamen voorkomen. De meeste soorten lijken relatief stabiel, met af en toe fluctuaties van jaar tot jaar. Er lijkt een lichte toename van sprout en ansjovis de laatste jaren, wellicht is dit voor ansjovis een effect van toenemende reproductie van ansjovis in de Duitse bocht (voor het eerst sinds 50 jaar in de late 2000s, Heesen et al., 2015) en op overige plekken in het oostelijk deel van de Waddenzee. De noordelijke uitbreiding van het leef- en paaigebied van ansjovis zou een effect van klimaatverandering kunnen zijn volgens Kopetsch & Scholle (2020).

Eems Spijk open water

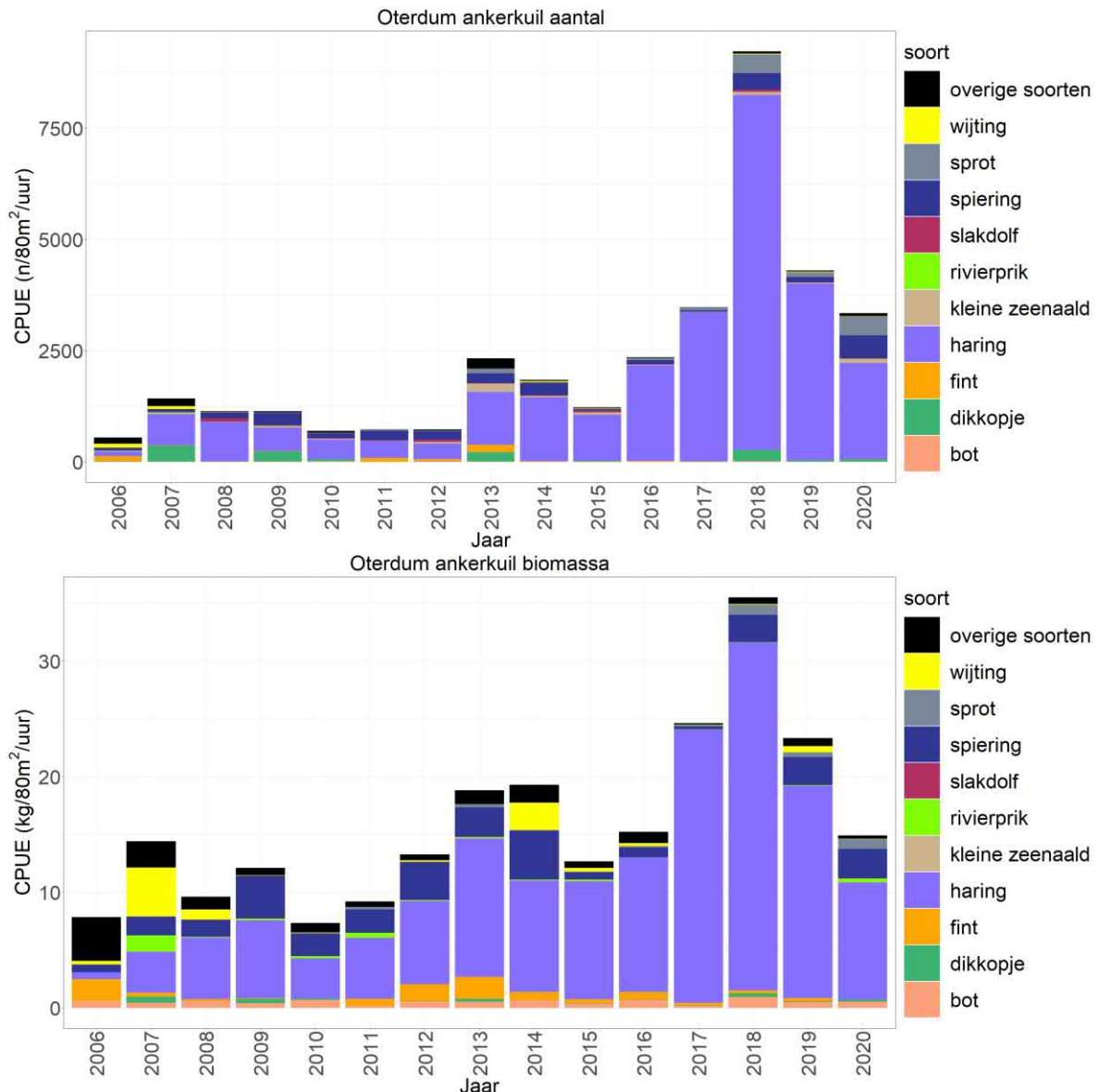


Figuur 2.232 Gemiddelde CPUE van de tien meest algemene vissoorten en overige vissoorten in het open water gevangen met een ankerkuil (n/80m²/uur-kg/80m²/uur) in het Eems-estuarium, station Spijk tijdens de monitoring van 2006-2020. De gegevens van 2006 zijn alleen van het voorjaar van 2007.

2.29.1.2 Oterdum

De tien meest algemene soorten in het Eems-estuarium bij Oterdum voor de gehele periode 2007-2020 zijn: wijting, sprot, spiering, slakdolf, rivierprik, kleine zeenaald, haring, fint, dikkopje, bot. In vergelijking met Spijk vallen de schar en ansjovis buiten de tien meest algemene soorten zijn deze vervangen door de slakdolf en de rivierprik. Dit zou te maken kunnen hebben met het meer stroomopwaarts liggen van dit station. Dit is de enige locatie (samen met Terborg) waar deze laatste soort in de top tien voorkomt. Net als bij Spijk is de haring de dominante soort in de vangsten, zowel qua aantal als qua biomassa (Figuur 2.233). Wat ook hier opvalt is de sterke toename van haring in de tijd met 2018 als hoogtepunt, iets wat we ook in andere waterlichamen in 2019 zien. Andere soorten die regelmatig gevangen worden zijn sprot, spiering, bot en in afnemende mate fint. De meeste soorten lijken relatief stabiel, met af en toe fluctuaties van jaar tot jaar. Er lijkt een lichte toename van sprot te zijn in de laatste jaren.

Eems Oterdum open water

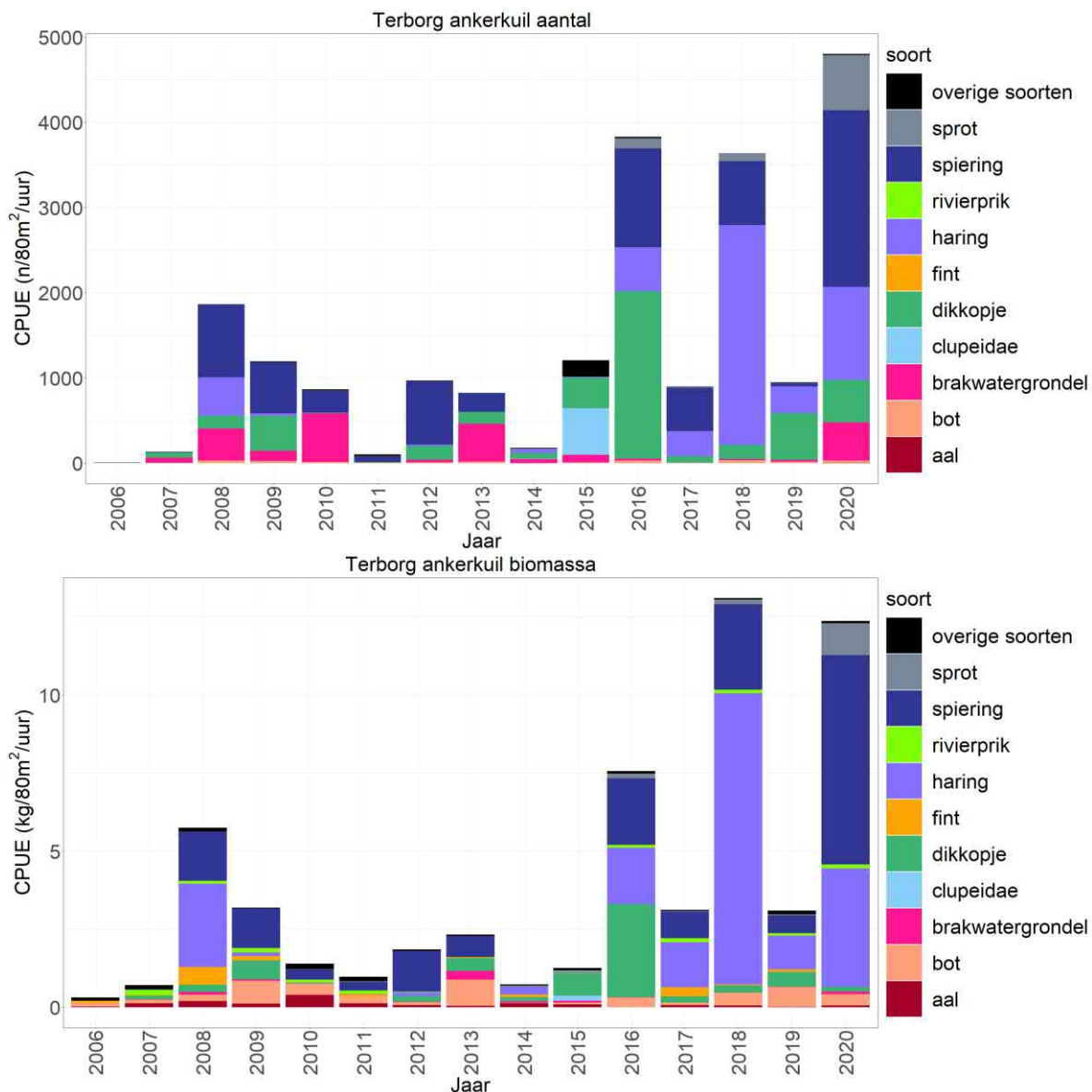


Figuur 2.233 Gemiddelde CPUE van de tien meest algemene vissoorten en overige vissoorten in het open water gevangen met een ankerkuil (n/80m²/uur-kg/80m²/uur) in het Eems-estuarium, station Oterdum tijdens de monitoring van 2006-2020. De gegevens van 2006 zijn alleen van het voorjaar van 2007.

2.29.1.3 Terborg

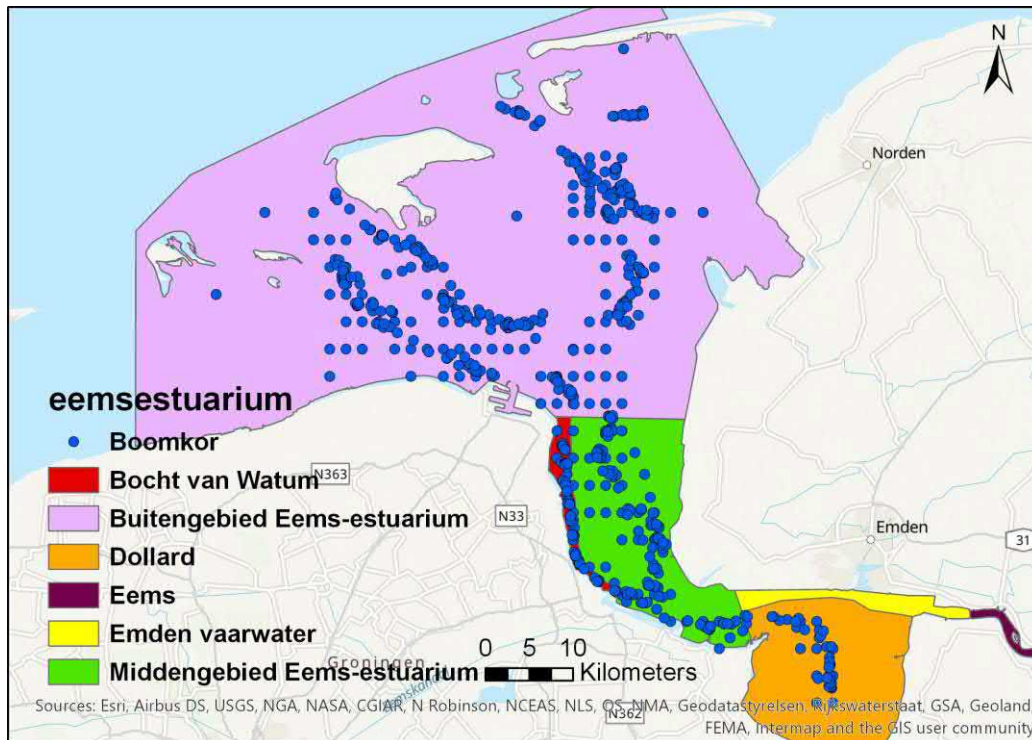
De tien meest algemene soorten in het Eems-estuarium bij Terborg (Eems rivier) voor de gehele periode 2007-2020 zijn: sprat, spiering, rivierprik, haring, fint, dikkopje, clupeidae, brakwatergrondel, bot en aal. In vergelijking met Oterdum vallen de wijting, slakdolf en kleine zeenaald buiten de tien meest algemene soorten zijn deze vervangen door de clupeidae, brakwatergrondel en aal. Met 'clupeidae' worden kleine haring/spratachtigen bedoeld, die nog net in het larvale stadium zaten of al wel uit het larvale stadium waren maar te klein waren om aan boord tot op de soort te kunnen worden gedetermineerd. De Eems rivier is qua habitat sterk verschillend van de andere twee stations (zout vs. brak/zoet water) wat dit verschil verklaart. In tegenstelling tot de andere twee stations domineren niet alleen haring maar spiering, dikkopje en bot de vangsten (Figuur 2.234). Wat ook hier opvalt is de sterke toename van haring in de tijd (vanaf 2016) met 2018 als hoogtepunt, iets wat we ook in andere waterlichamen in 2019 zien. Daarnaast lijken het dikkopje en de spiering sinds 2016 ook in grotere aantallen te worden gevangen. Fint en aal lijken de laatste jaren wat minder te worden gevangen. De meeste andere soorten lijken relatief stabiel, met af en toe fluctuaties van jaar tot jaar. Verder vallen de hoge vangsten van sprat op in 2020.

Eems Terborg open water



Figuur 2.234 Gemiddelde CPUE van de tien meest algemene vissoorten en overige vissoorten in het open water gevangen met een ankerkuil (n/80m²/uur-kg/80m²/uur) in het Eems-estuarium, station Terborg tijdens de monitoring van 2006-2020. De gegevens van 2006 zijn alleen van het voorjaar van 2007.

De bemonsteringslocaties over de periode 1970-2020 zijn per gebied weergegeven in Figuur 2.235.



Figuur 2.235 Bemonsteringslocaties van de actieve monitoring in het Eems-estuarium in de periode 1970-2020 per tuig per gebied.

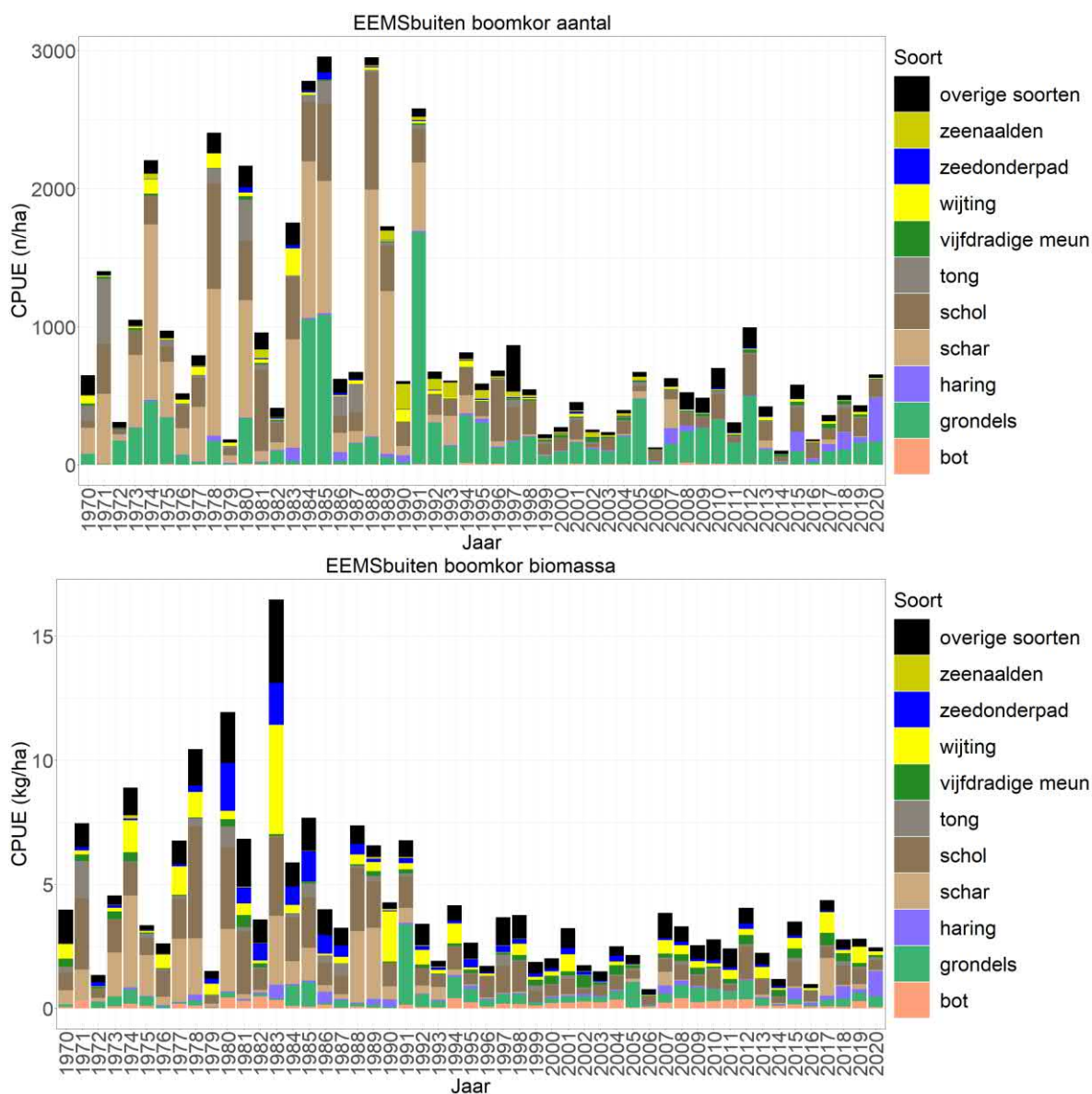
Het Eems-estuarium wordt sinds 1970 ieder jaar in het najaar met de boomkor bemonsterd. Van 1970-1987 in september en/of oktober, en vanaf 1988 in september. Vanwege het verschil in bemonsterde habitats tijdens de DFS worden de bemonsteringsgegevens in zes gebieden opgedeeld; Buitengebied, Middengebied, Bocht van Watum, Dollard, Emden vaarwater en de Eems rivier, deze laatste twee gebieden zijn niet bemonsterd tijdens de DFS. Enkele bemonsteringen waarvan de coördinaten abusievelijk op het land liggen zijn van de analyse uitgesloten. Deze selectie heeft geen effect gehad op de selectie van de tien meest voorkomende soorten en lijkt maar een geringe invloed te hebben op de trends. Individuen die niet met zekerheid tot op de soort zijn gedetermineerd, zijn in de opwerking samengevoegd tot op genus niveau. Dit geldt voor zandspieringen, koornaarvissen, grondels en voor zeenaalden die niet met zekerheid als grote zeenaald zijn gedetermineerd.

2.29.2.1 Buitengebied Eems-estuarium

De tien meest algemene soorten in het buitengebied van Eems-estuarium voor de gehele periode 1970-2020 zijn: zeenaalden, zeedonderpad, wijting, vijfdradige meun, tong, schol, schar, haring, grondels en bot.

Grondels, schar, schol en wijting zijn de dominante soorten in de boomkorfangsten, zowel qua aantal als qua biomassa (Figuur 2.236). Wat direct opvalt sterke afname van met name schar maar ook schol sinds het begin van de jaren '90. Verder laten sommige soorten ondanks wat fluctuaties een relatief stabiele trend zien. Ook hier zien we, net als in de Oosterschelde, een achteruitgang van standaard kinderkamersoorten (bv. schol, schar, tong) en mogelijk ook een effect van het kleiner worden van soorten als schol en schar. Vergelijkbare afnemende trends vanaf midden jaren 1980 zijn waarneembaar in de Waddenzee, en langs de Noordzee-, Wadden- en Voordeltakust (Tulp 2015). Het feit dat een soortgelijke trend waarneembaar is in deze gebieden, die een vergelijkbare kinderkamer functie hebben als het Eems-estuarium, wijst er mogelijk op dat niet alleen lokale factoren (bijvoorbeeld voedselaanbod) de oorzaak kunnen zijn van de afname van visbiomassa en dichtheden, maar dat ook andere factoren zoals de stijging van de watertemperatuur door klimaatverandering mogelijk invloed kunnen hebben (Teal et al., 2012; Tulp 2015). Het aantal haringen lijkt de laatste jaren juist weer toe te nemen iets wat in andere wateren en monitoringen ook wordt gezien, met de hoogste aantallen van de monitoring in 2020.

Eems-buiten open water



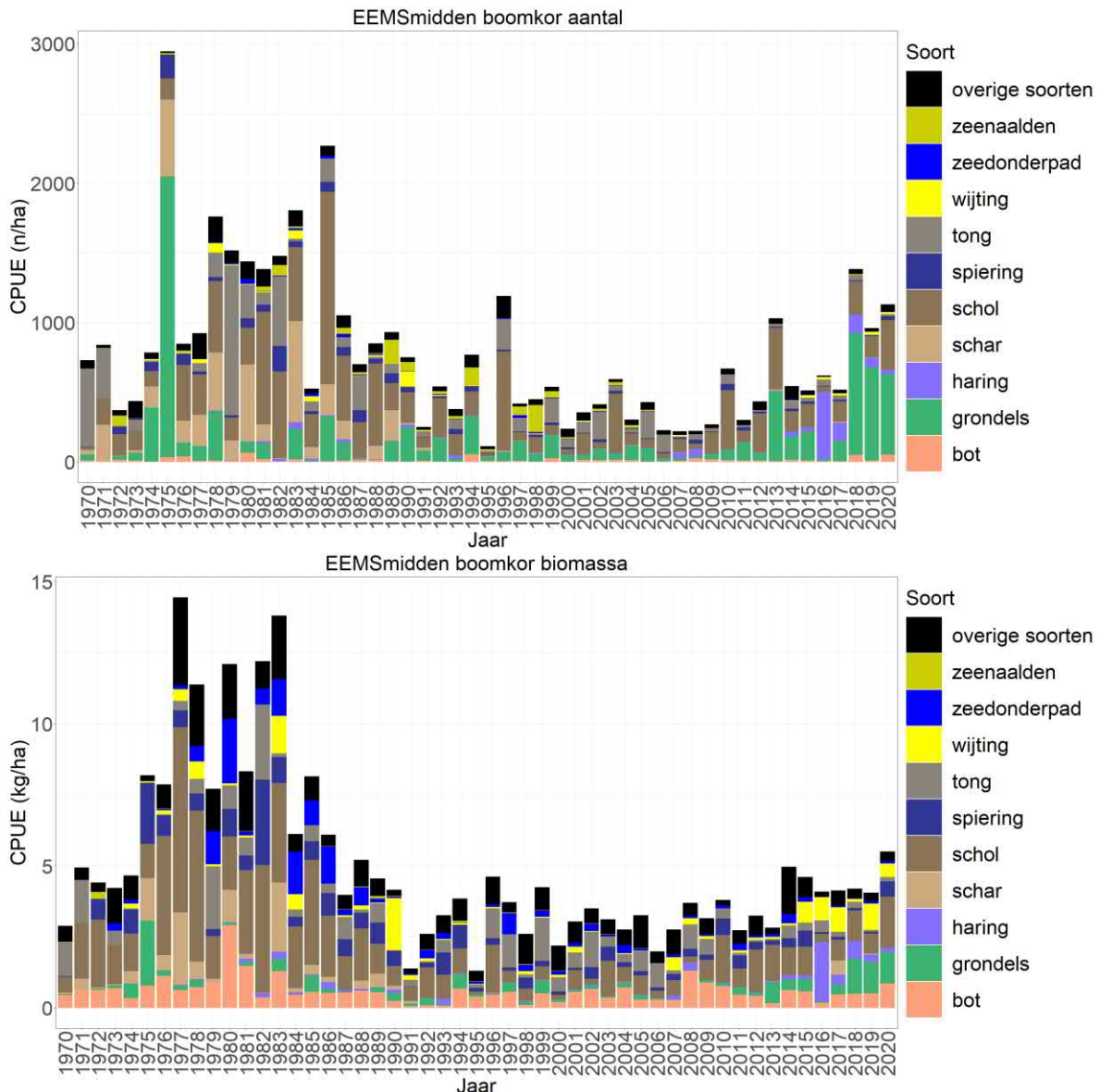
Figuur 2.236 Gemiddelde CPUE van de tien meest algemene vissoorten en overige vissoorten in het open water gevangen met een boomkor (n/ha-kg/ha) in het buitengebied van het Eems-estuarium tijdens de monitoring van 1970-2020.

2.29.2.2 Middengebied Eems-estuarium

De tien meest algemene soorten in het middengebied van Eems-estuarium voor de gehele periode 1970-2020 zijn: zeenaalden, zeedonderpad, wijting, tong, spiering, schol, schar, haring, grondels en bot. In vergelijking met het buitengebied behoort de spiering tot de tien meest algemene soorten in plaats van de vijfdradige meun. Dit zou kunnen komen doordat de diadrome spiering wat meer landinwaarts voorkomt.

Grondels, schar, schol en zeedonderpad zijn de dominante soorten in de boomkorf vangsten, zowel qua aantal als qua biomassa (Figuur 2.237). Wat direct opvalt is sterke afname van de standaard kinderkamersoorten (schol, schar, tong) sinds midden jaren '80, net als in het buitengebied. Daarnaast lijkt er ook een afname van spiering te zijn sinds midden jaren '80. Verder laten sommige soorten ondanks wat fluctuaties een relatief stabiele of zelfs toenemende trend zien. Het aantal haringen en grondels lijkt de laatste jaren juist weer toe te nemen net als de biomassa van wijting.

Eems-midden open water



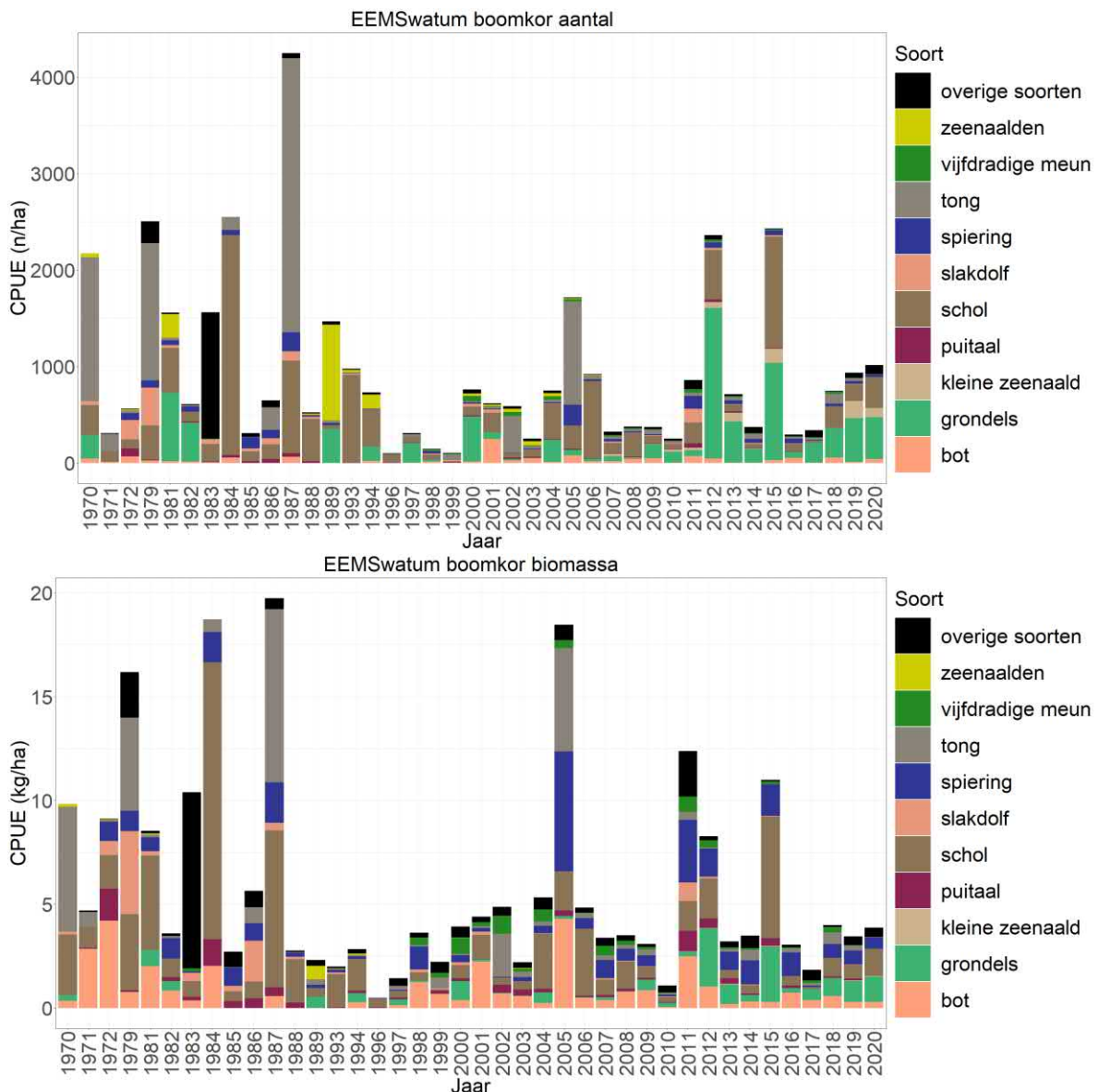
Figuur 2.237 Gemiddelde CPUE van de tien meest algemene vissoorten en overige vissoorten in het open water gevangen met een boomkor (n/ha-kg/ha) in het middengebied van het Eems-estuarium tijdens de monitoring van 1970-2020.

2.29.2.3 Bocht van Watum

De tien meest algemene soorten in de Bocht van Watum van het Eems-estuarium voor de gehele periode 1970-2020 zijn: zeenaalden, vijfdradige meun, tong, spiering, slakdolf, schol, kleine zeenaald, puitaal, grondels en bot. In vergelijking met het middengebied behoren de vijfdradige meun, slakdolf en puitaal tot de tien meest algemene soorten in plaats van de zeedonderpad, wijting en haring. Dit zou kunnen komen doordat de Bocht van Watum dichtbij de kust ligt en daardoor een ander habitat vormt.

Grondels, tong, schol, bot en spiering zijn de dominante soorten in de boomkorvangsten, zowel qua aantal als qua biomassa (Figuur 2.238). Ook hier is de sterke afname van de standaard kinderkamersoorten (schol, tong) sinds midden jaren '80 zichtbaar, net als in het buiten- en middengebied. Daarnaast lijkt er ook een afname van spiering te zijn sinds midden jaren '80. Verder laten sommige soorten ondanks wat fluctuaties een relatief stabiele trend zien. Spiering wordt de laatste jaren weer wat meer gevangen net als de grondels. Dit is het enige gebied waar de puitaal tot tien meest algemene soorten behoort, dit soort laat ook een afname zien sinds midden jaren '80.

Eems-Bocht van Watum open water



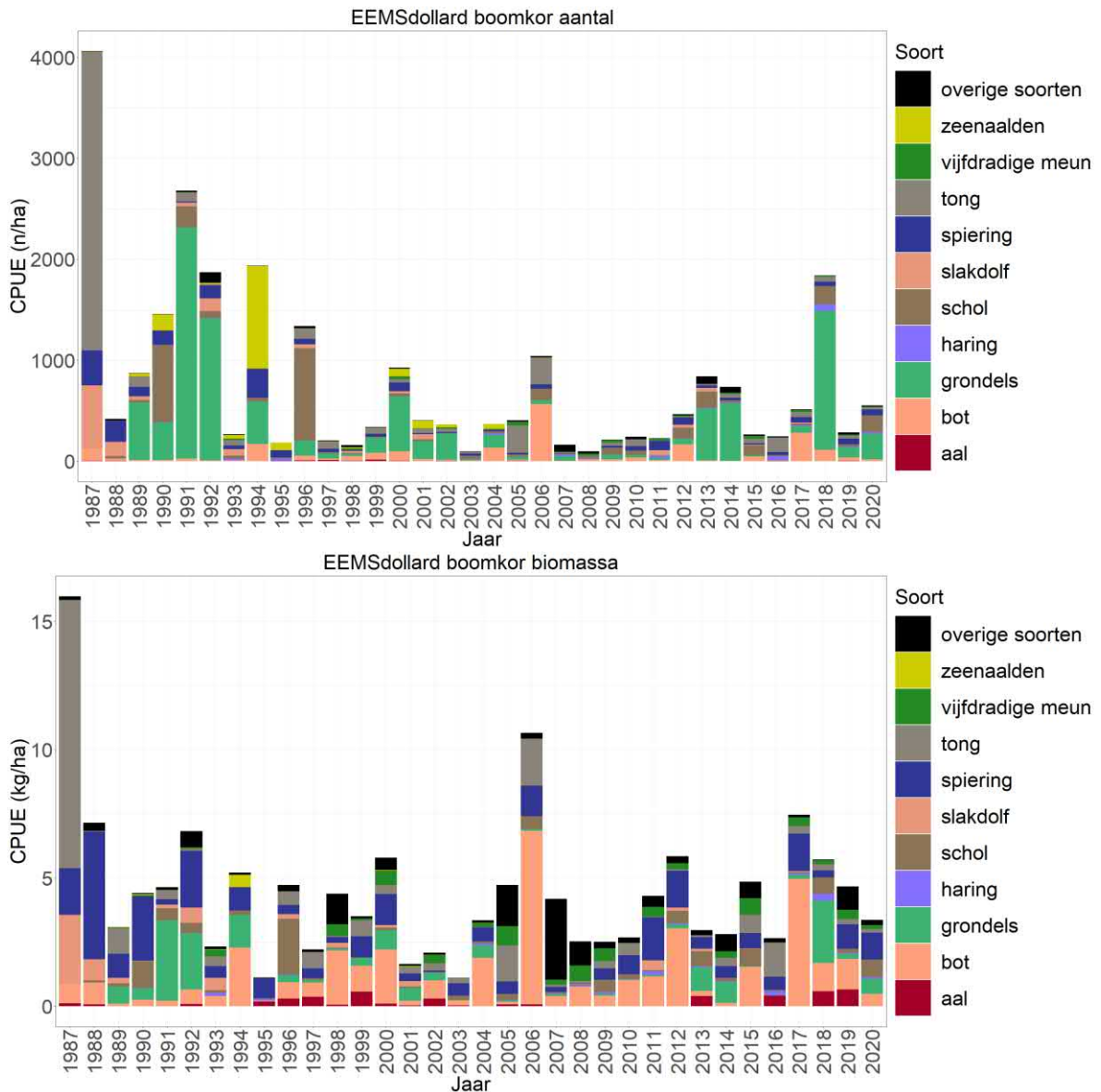
Figuur 2.238 Gemiddelde CPUE van de tien meest algemene vissoorten en overige vissoorten in het open water gevangen met een boomkor (n/ha-kg/ha) in de Bocht van Watum van het Eems-estuarium tijdens de monitoring van 1970-2020.

2.29.2.4 Dollard

De Dollard wordt, in tegenstelling tot de andere gebieden, pas sinds 1987 i.p.v. 1970 bemonsterd. De tien meest algemene soorten in de Dollard van het Eems-estuarium voor de gehele periode 1987-2020 zijn: zeenaalden, vijfdradige meun, tong, spiering, slakdolf, schol, haring, grondels, bot en aal. In vergelijking met de Bocht van Watum behoren de haring en aal tot de tien meest algemene soorten in plaats van de schar en puitaal. Dit zou kunnen komen door de verschillende habitats van beide gebieden.

Grondels, bot en spiering zijn de dominante soorten in de boomkorvangsten, zowel qua aantal als qua biomassa (Figuur 2.239). Wat direct opvalt zijn de hoge vangsten van tong in 1987 waarna deze niet meer in deze aantallen wordt gevangen, dit valt samen met afname van de standaard kinderkamer soorten die we in het midden van de jaren '80 ook in andere gebieden zien. Verder laten sommige soorten ondanks wat fluctuaties een relatief stabiele trend zien. Spiering en bot worden de laatste jaren weer wat meer gevangen net als de grondels. Wat ook opvalt is dat de aal hier tot de tien meest algemene soorten behoort en de laatste jaren qua biomassa meer wordt gevangen.

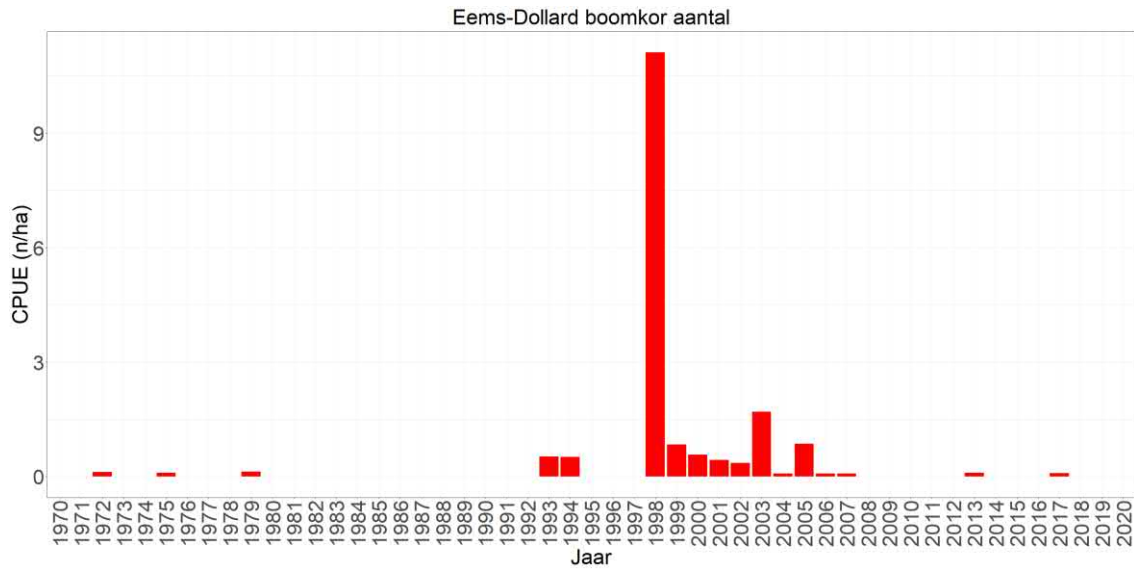
Dollard open water



Figuur 2.239 Gemiddelde CPUE van de tien meest algemene vissoorten en overige vissoorten in het open water gevangen met een boomkor (n/ha-kg/ha) in de Dollard van het Eems-estuarium tijdens de monitoring van 1987-2020.

2.29.3 Chinese wolhandkrab

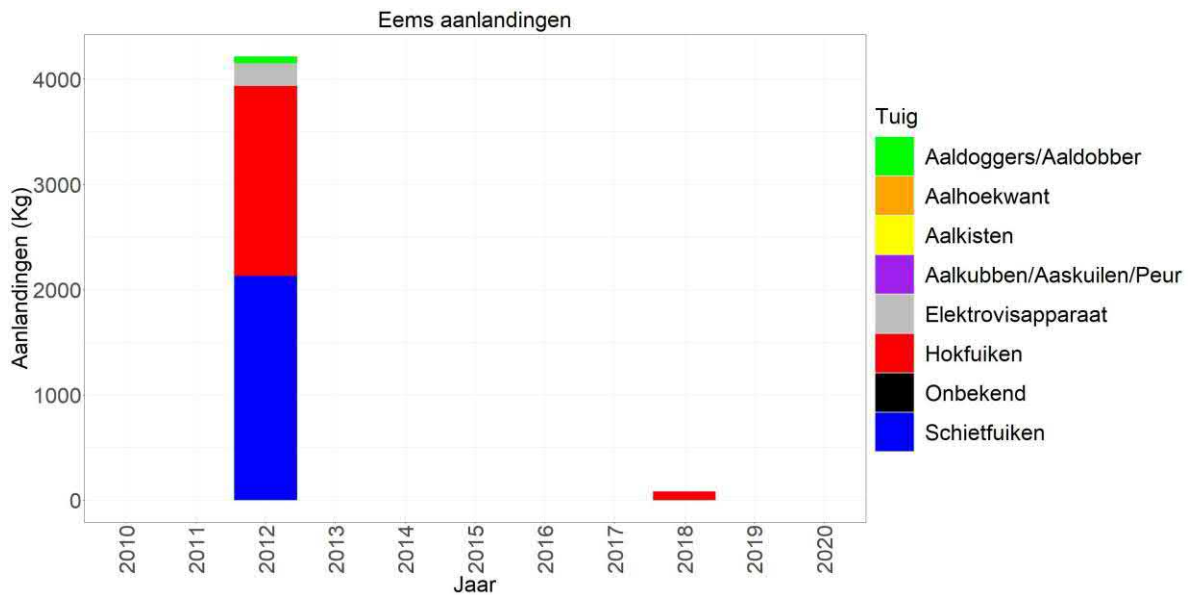
De Chinese wolhandkrab is in 1972 voor het eerst met de boomkor tijdens de DFS gevangen (Figuur 2.240). Daarna werd deze voornamelijk in de jaren 2000 gevangen met een piek in 1998, in het laatste decennium is de wolhandkrab nauwelijks nog gevangen.



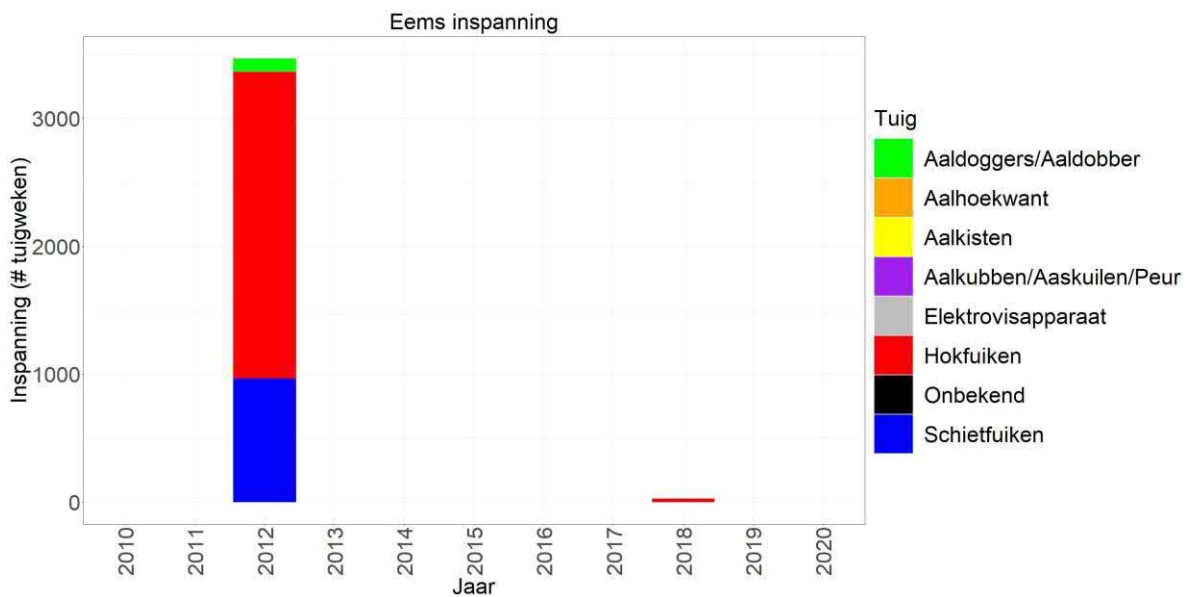
Figuur 2.240 Gemiddelde CPUE (n/ha bevist oppervlak) per jaar van de Chinese wolhandkrab in het Eems-estuarium gevangen met de boomkor.

2.29.4 Aalvangsten

Voor de aanlandingen van KRW-lichaam Eems zijn de gegevens van de "Eems" gebruikt (Bijlage 2). Op relatief hoge vangsten met zowel hokfuiiken als schietfuiiken in 2012 na wordt er nauwelijks tot geen aal vanuit het Eems-estuarium aangeland (Figuur 2.241, Figuur 2.242).



Figuur 2.241 Aanlandingen (kg) van de beroepsvisserij per tuig in het Eems-estuarium. Sinds 2012 zijn aalvissers verplicht de inspanning van het vistuig op te geven aan het ministerie van LNV.



Figuur 2.242 Inspanning (aantal tuigweken) van de beroepsvisserij per tuig in het Eems-estuarium.

2.30 Discussie en conclusies

In de voorgaande paragrafen zijn per KRW-lichaam de trends van de meest algemene vissoorten beschreven. Alhoewel ieder KRW-lichaam apart is geanalyseerd, zijn er vergelijkbare patronen in trends te zien, die in meerdere KRW-lichamen voorkomen en wellicht dus ook een gemeenschappelijk oorzaak hebben. Hieronder worden deze patronen in de visstand in de Rijkswateren van Nederland bediscussieerd.

Afname bentische soorten

In vrijwel alle wateren zien we de lange-termijn trend van een daling van de visbiomassa, en met name die van brasem. Deze dalende trend lijkt samen te hangen met de geleidelijke daling van de voedselrijkheid van het water en volgt in grote lijnen de daling in fosfaatgehalten (Reeze et al., 2017, 2020). De daling van fosfaatgehalten in het hele stromingsgebied van Maas en Rijn inclusief het IJsselmeergebied lijkt te zorgen voor een lagere productie in de voedselketens. Ook de macrofaunaproduktie lijkt op grote schaal minder geworden (Reeze et al., 2017, 2020). Sinds ca. 2000 zien we echter ook andere patronen die op grote schaal van betekenis zijn voor de biotische ontwikkelingen. De krachtige opkomst van exoten onder de macrofauna, met name kreeftachtigen in de rivieren, en van Ponto-Kaspische grondelsoorten in rivieren (ca. 2010) en het IJsselmeergebied (ca. 2015) lijkt sterk door te werken op de biotische gemeenschappen. De grondelsoorten lijken sterke concurrenten voor inheemse bentische soorten te zijn, zowel m.b.t. algemene soorten zoals pos die plotseling sterk in aantal achteruitging en tegelijkertijd met de opkomst van de exoten, als ook m.b.t. schaarsere soorten zoals rivierdonderpad en riviergrondel die grotendeels zijn verdwenen uit het rivierengebied en geheel zijn verdwenen uit het IJsselmeergebied. In de hoofdstroom van de rivieren en het IJsselmeergebied lijken de hoeveelheden zwartbekgrondels die in het open water worden aangetroffen beperkt ten opzichte van de inheemse visfauna, maar dat kan een vertekend beeld zijn: van zwartbekgrondels is bekend dat ze zich in het winterhalfjaar terugtrekken naar oevers en beschutting, terwijl ze in de zomer op open water kunnen domineren (Hempel et al., 2016). Dat blijkt ook uit dieetonderzoek van aalscholvers (M.R. van Eerden, pers. comm.) en snoekbaars (WMR, ongepubliceerde data) waar de zwartbekgrondel de laatste jaren een groot deel van het dieet uitmaakt. Blijkbaar vormen exoten zoals zwartbekgrondel ook een goede alternatieve voedselbron. Het vermoeden bestaat dat de recente reeks van goede snoekbaarsjaren die voor commerciële vangsten van ruim boven het langjarig gemiddelde zorgen, mede wordt veroorzaakt door de beschikbaarheid van exotische grondels. Daarnaast is ook de visserijdruk op snoekbaars door een aanzienlijke nettenreductie van 85% (visseizoen 2014/2015, Tien et al., 2021) verminderd.

Opmerkelijk is dat zowel in het IJsselmeergebied als in menig rivierdeel, zowel bovenstrooms als benedenstrooms, relatief lage visstanden worden waargenomen tussen 2010 en 2015. In die periode is met name de hoeveelheid brasem laag, maar ook andere soorten zoals pos. In deze periode vestigen zich in de rivieren de exotische grondels, met name zwartbekgrondel en Pontische stroomgrondel, maar het is onduidelijk of deze opmars de oorzaak of het gevolg was van de instorting inheemse bentivore fauna. Het tijdstip lijkt ook samen te hangen met een aantal klimatologische situaties (R. Noordhuis, pers. comm.). In de periode 2003 tot 2014 is de waterafvoer van de Rijn en Maas opvallend laag geweest. Dit had tot gevolg dat het zwevend stofgehalte afnam maar ook de daarmee samenhangende fosfaatvracht. Behalve de lage neerslagfrequentie die voor een lagere afvoer zorgde, was ook de stormfrequentie lager wat in met name het IJsselmeergebied (en in het bijzonder het Markermeer) voor een stabielere bodem zorgde. Bij een kartering in 2016 werden opvallend omvangrijke zwavelbacteriematten aangetroffen in Markermeer.

Na 2015 ontstaat een wisselend beeld. In sommige rivierdelen neemt brasem weer wat toe, in andere delen geldt dat voor baars en blankvoorn. Het is denkbaar dat dit ook samenhangt met de weer wat toegenomen rivierafvoer, wat hogere fosfaatvracht en wat frequentere stormen na 2015. Over het geheel genomen lijken de aantallen riviervissen laag wat ook tot uiting komt in relatief lage scores voor EKR. Beide fenomenen hebben vermoedelijk dezelfde oorzaak, namelijk een onnatuurlijk sterk wisselende afvoer van de rivieren, waardoor enerzijds habitatbeschikbaarheid plotseling kan veranderen en bijvoorbeeld voor jonge vis ongunstig uit kan pakken, en anderzijds zorgt voor grote bemonsteringsvariatie doordat bepaalde locaties niet (meer) beschikbaar zijn (zie ook Reeze et al., 2017, 2020 voor een beschrijving van de (onnatuurlijke) hydrologie en consequenties daarvan voor biota). We zien op veel locaties bijvoorbeeld dat in sommige jaren relatief veel vis in de hoofdstroom

wordt waargenomen terwijl in andere jaren relatief meer vis in zijwateren of langs oevers wordt waargenomen en dat dat kan verschillen per soort. Daarnaast is ook te zien dat in de hoofdstroom van de meeste wateren gemiddeld grotere individuen worden gevangen dan in de zijwateren. Dit patroon is voornamelijk zichtbaar bij cypriniden en in minder mate bij baarsachtigen (data niet getoond). Dit kan een indicatie zijn dat de zijwateren onder andere als opgroeigebied voor juvenielen worden gebruikt. Een vergelijkbaar verschil is zichtbaar voor vangsten van baars en blankvoorn in het open water met de boomkor versus vangsten langs de oever met het schepnet (data niet getoond). Omdat verschillende typen habitat en gebruikte vistuigen verschillende vangstefficiënties hebben, die bovendien sterk kunnen variëren met de afvoeromstandigheden, levert het middelen van de vangstresultaten over de verschillende habitats niet zonder meer een representatief beeld op en zijn trends over de jaren vaak niet goed waarneembaar. Het is niet ondenkbaar dat achter deze variatie interessante patronen schuil gaan.

Afname reofiele soorten

Voor de ecologische kwaliteit van rivieren zijn stroomminnende (reofiele) soorten een belangrijke graadmeter. In de monitoringsreeksen zijn de aantallen en de soortenrijkdom daarvan doorgaans erg laag. Dat lijkt voor een niet onbelangrijk deel te kunnen komen door onnatuurlijke waterstandsfluctuaties die op grote schaal habitats (tijdelijk) ongeschikt lijken te maken (zie ook Reeze et al., 2017). Het aanleggen van nevengeulen kan van belang zijn voor paai- en opgroeigebieden voor reofiele soorten (Grift 2000), maar de omvang en levensduur (Stoffers et al., 2020) van nevengeulen is beperkt en blijktbaar trekken de onnatuurlijke waterstandsfluctuaties een belangrijke wissel op de reofiele populaties in rivieren als geheel.

Toe en afnames andere soorten

Alhoewel het er in 2017 en 2018 op leek dat de zwartbekgrondel wellicht op zijn retour was, werd deze invasieve exoot in 2019 en 2020 in veel KRW-lichamen weer meer gevangen. De zwartbekgrondel domineert, sinds zijn opkomst, langs de oevers van veel wateren (o.a. IJsselmeergebied, Randmeren, Rijn, Waal, Grensmaas, Zandmaas, Bedijkte Maas, Oude Maas, Zoommeer) voornamelijk de aantallen en soms ook de biomassa. Aal werd in de meeste wateren in 2019 en 2020 weer wat minder gevangen dan in enkele jaren ervoor. In slechts een klein aantal wateren was er sprake van een toename (zowel in aantal als biomassa) van aal. De aanlandingen van aal lijken in voor aalvisserij belangrijke KRW-lichamen te zijn toegenomen (bijv. IJsselmeer, Markermeer, Randmeren), terwijl er in deze wateren geen duidelijk stijging van aal blijkt uit de verschillende monitoringen.

Over het algemeen lijkt er de laatste paar jaar een toename van het aantal Chinese wolhandkrabben te zijn met 2019 en 2020 vaak als hoogtepunten, vooral in de benedenrivieren. In het IJsselmeer lijkt er daarentegen de laatste paar jaren een afname van wolhandkrabben te zijn. In beide wateren wordt actief op wolhandkrabben gevist.

Dit jaar worden voor het eerst de verschillende (invasieve) rivierkreeft soorten besproken in deze rapportage. De meest voorkomende rivierkreeft in ons land is de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft. Wat opvalt is dat er in veel waterlichamen in eerste instantie (in de jaren 2000) een toename van de (geflekte Amerikaanse) rivierkreeften is geweest, waarna de kreeften in de periode 2011-2015 niet of nauwelijks gevangen worden. Na deze periode zien we dat de rivierkreeften in veel waterlichamen weer sterk toenemen met de hoogste vangsten in 2019 en 2020. Wat ook opvalt is dat de rivierkreeften in de zijwateren veel talrijker zijn dan in de hoofdstroom, wat waarschijnlijk met habitat geschiktheid te maken zal hebben.

Aanbevelingen en kennislacunes

Dit rapport geeft een overzicht van de visstand per KRW-lichaam, waarbij de trends van de meest algemene soorten in kaart wordt gebracht. De oorzaken van de toenames en afnames van deze soorten zijn echter vaak nog onduidelijk, waardoor sommige trends soms moeilijk te duiden zijn en slechts speculatieve suggesties gedaan kunnen worden. Een aantal van deze suggesties zou onderzocht kunnen worden:

- Een uitgebreide analyse van het effect van omgevingsvariabelen (zoals temperatuur, waterstand, waterafvoer) op de vangsten en visstand per KRW-lichaam zou inzicht kunnen geven in de grote jaar op jaar variatie van de vangsten in veel KRW-lichamen. Met name de relatie tussen visstand en waterafvoer zou interessant kunnen zijn. Hieruit is mogelijk af te

leiden onder welke omstandigheden hoofdstroom, zijwater of oever een geschikt habitat vormen en of deze onder die omstandigheden ook redelijkerwijs goed bemonsterd konden worden. Dit is een tijdrovende exercitie die echter wel kan bijdragen aan beter begrip van het habitatgebruik enerzijds en aan het met grotere waarschijnlijkheid kunnen signaleren van interessante ontwikkelingen in de visstand anderzijds. Dit zou op haar beurt weer interessante aanknopingspunten kunnen bieden voor de rol die waterafvoer van rivieren speelt in de visfauna van het Nederlandse rivierengebied en IJsselmeergebied en in hoeverre natuurlijke variatie in afvoer, danwel afvoerbeheer (met name via Maasstuwen) en klimatologische veranderingen hierin doorwerken.

- In het verleden werd invasieve macrofauna zoals de Pontokaspische vlokreeft aangeduid als mogelijke bedreiging voor inheemse vissoorten. Er zijn een aantal laboratorium/mesocosm studies geweest die hebben aangetoond dat soorten zoals de Pontokaspische vlokreeft vissen eitjes kunnen eten (grote marene, karper en forel). Tot op heden is het verband tussen de abundantie van deze exotische macrofauna soorten en de afname van vissoorten nog niet in kaart gebracht. Een analyse van abundantie per macrofauna soort op de abundantie van bentische vissoorten zou hierin inzicht kunnen verschaffen.
- De monitoringsresultaten worden geaggregeerd per KRW-lichaam waarbij de variatie per bemonsteringsstation verloren gaat. Deze variatie kan bijvoorbeeld laten zien welke soorten op welke delen van de rivier worden gevangen. Dit kan ook weer leiden tot een optimalisatie van de bemonstering. Een robuuste analyse naar het effect van variatie in vangsten tussen bemonsteringsstations zou kunnen leiden tot meer inzicht in welke mate deze variatie de resultaten van de monitoring beïnvloed en of dit tot verbeteringen in de bemonstering zou kunnen leiden. Dit zou in eerste instantie voor een enkele soort onderzocht kunnen worden.
- Bij de huidige bemonstering wordt de hoofdstroom per station in het midden en meer richting de oever bemonsterd. De variatie en verschillen in vangstsamenstellingen en -hoeveelheden tussen deze twee verschillende locaties is tot op heden onbekend. Het is aan te bevelen om deze gegevens uitgebreider te analyseren om te zien wat deze variatie inhoudt. Dit kan inzicht bieden in de invloed van deze twee verschillende locaties op de bemonsteringsresultaten en daarmee kan ook deels de bemonsteringsmethodiek getoetst worden.

Conclusies

Er kan geconcludeerd worden dat de visstand in veel KRW-lichamen in de afgelopen jaren achteruit is gegaan. Deze dalende trend lijkt samen te hangen met de geleidelijke daling van de voedselrijkheid van het water en volgt in grote lijnen de daling in fosfaatgehalten. De volgende constatering worden gedaan:

- Bentische soorten zoals brasem, rivierdonderpad en riviergrondel nemen sterk af.
- Een sterke achteruitgang van in andere soorten zoals de pelagische spiering, en reofiele soorten zoals barbeel en het biermpje. Afnames van deze laatste twee reofiele soorten zouden door een onnatuurlijk sterk wisselende afvoer kunnen komen.
- Een sterke toename van invasieve (exotische) soorten (bijvoorbeeld zwartbekgrondel en Pontische stroomgrondel) maar ook een toename van de inheemse Europese meerval en van niet vissoorten zoals de Chinese wolhandkrab en de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft.
- Schubvissoorten zoals baars en snoekbaars, maar ook aal, lijken de laatste jaren in meerdere KRW-lichamen te zijn toegenomen. De toename van aal zou wellicht direct in verband kunnen staan met maatregelen genomen vanuit het aalbeheerplan (o.a. gesloten aalvisserij op de grote rivieren sinds 2011, gesloten aalvisserij tijdens de migratiemaanden sinds 2009, verbeterde migratiemogelijkheden, verhoogde uitzet glasaal) in combinatie met een hogere glasaalintrek in 2013 en 2014. De toename van snoekbaars (vnl. in het IJsselmeergebied) zou deels verklaard kunnen worden door de aanwezigheid van exotische grondels als voedselbron alsmede door een afname van visserijdruk.
- Voor een aantal overgangswateren is er een duidelijke afname van totale biomassa en aantallen vissen door de jaren heen wat mede wordt veroorzaakt door een achteruitgang van standaard kinderkamer soorten, waarvoor nog geen eenduidige oorzaak kan worden aangewezen.

3 Landelijke trends Habitatrichtlijnsoorten

3.1 Inleiding

3.1.1 Vereisten rapportage Habitatrichtlijn

Binnen de Europese Habitatrichtlijn (HR) zijn 14 vissoorten aangewezen (Tabel 3.1) waarvan de status elke zes jaar aan de Europese Commissie moet worden gerapporteerd via een zogenaamde HR artikel-17 rapportage (EEA, 2017²). Hierin wordt, op basis van een aantal vooraf gestelde criteria, de staat van instandhouding van de soort bepaald. Eén van die criteria is een beoordeling van de trend in de landelijke bestands grootte over de laatste 12 jaar (data: 2009-2020). Hierbij wordt alleen gevraagd om de beoordeling van de richting van de verandering ('stable / increasing / decreasing / uncertain / unknown'). Een kwantificering van de verandering is optioneel en Nederland heeft ervoor gekozen om die niet uit te voeren. De kwalitatieve beoordeling hoort, waar mogelijk, te gebeuren met een statistische analyse. Als een statistische analyse niet mogelijk is, dan zal in een later stadium met *expert judgement* een beoordeling gedaan worden van de staat van instandhouding, op basis van alle criteria (EEA, 2017).

Dit hoofdstuk bevat per HR-soort een kort overzicht van de ecologie, gevolgd door de recente ontwikkelingen van een soort, een beoordeling van de trend in landelijk vangstsucces in de laatste 12 jaar en tot besluit de historische ontwikkelingen.

3.1.2 Dataselectie

Voor een deel van de HR-soorten wordt de landelijke trend geanalyseerd met de gegevens die verzameld zijn in monitoringsprogramma's op de Rijkswateren; namelijk voor barbeel, elft, fint, Noordzeehouting, rivierprik, zee-prik en zalm. Van de overige zeven soorten wordt de Europese steur in Nederland als uitgestorven beschouwd en lijkt de grote marene niet van oorsprong in Nederland voor te komen. Voor bittervoorn, grote modderkruiper en kleine modderkruiper, beekprik en rivierdonderpad wordt de landelijke trend berekend door andere partijen, met gegevens die daarvoor geschikt zijn dan de monitoringprogramma's op de Rijkswateren.

Voor de analyse (zie Bijlage 3 voor details) worden eerst de meest geschikte monitoringsprogramma's per soort geselecteerd. De belangrijkste selectiecriteria hierbij zijn dat (a) het gebruikte bemonsteringsstuig van een survey geschikt is om die soort te vangen en (b) het bemonsterde habitat relevant is voor de soort.

- (a) Voor de diadrome soorten (elft, fint, Noordzeehouting, rivierprik, zee-prik en zalm) zijn de gegevens van monitoringsprogramma's met passieve vistuigen (diadrome vissurvey, vangstregistratie aalvissers en zalmsteeksurvey) het meest geschikt; trekkende vis brengt weinig tijd door op een specifieke locatie. De trefkans is veel hoger met een passief vistuig dat lange tijd in het water aanwezig is dan met een actief vistuig waarmee kortdurend wordt gemonsterd. Voor de niet-diadrome soort barbeel worden de gegevens uit monitoringsprogramma's met actieve vistuigen het meest geschikt geacht.
- (b) Vervolgens wordt voor de afzonderlijke soorten een selectie van de locaties gemaakt waar een soort mogelijk zou kunnen voorkomen. Voor de diadrome soorten wordt ook geselecteerd op de maanden waarin de soort migreert. Omdat de monitoringsinspanning meestal niet evenwichtig over de maanden, jaren en/of locaties verdeeld is, worden vervolgens aannames gedaan voor missende maanden/jaren (deze worden expliciet besproken per soort). Daarna wordt een landelijke trend in vangstsucces (aantal per fuiketmaal of aantal per km) berekend.

² https://cdr.eionet.europa.eu/nl/eu/art17/envxuhrwa/NL_species_reports-20190819.xml/manage_document

Tabel 3.1 Vissoorten die zijn aangewezen binnen de Europese Habitatrichtlijn (HR) en de HR-Bijlagen waarin ze zijn opgenomen. Soorten in de laatste kolom (en met vetgedrukte Nederlandse naam) worden in de HR Artikel-17 rapportage, en hier, geanalyseerd met de gegevens verzameld in de monitoringsprogramma's op de Rijkswateren.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	HR Bijlage II	HR Bijlage IV	HR Bijlage V	Trendanalyse met gegevens Rijkswateren
barbeel	<i>Barbus barbus</i>	-	-	x	X
beekprik	<i>Lempetra planeri</i>	x	-	-	
bittervoorn	<i>Rhodeus amarus</i>	x	-	-	
elft	<i>Alosa alosa</i>	x	-	x	X
fint	<i>Alosa fallax</i>	x	-	x	X
grote marene	<i>Coregonus lavaretus</i>	-	-	x	
grote modderkruiper	<i>Misgurnus fossilis</i>	x	-	-	
Noordzeehouting	<i>Coregonus oxyrhynchus</i>	x	x	-	X
kleine modderkruiper	<i>Cobitis taenia</i>	x	-	-	
rivierdonderpad	<i>Cottus perifretum</i>	x	-	-	
rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	x	-	x	X
Europese steur	<i>Acipenser sturio</i>	x	x	-	
zalm	<i>Salmo salar</i>	x	-	x	X
zeeprik	<i>Petromyzon marinus</i>	x	-	-	X

3.1.3 Trendanalyse

De focus in de trendberekeningen van de landelijke bestands grootte ligt op de afgelopen 12 jaar. De opwerking en interpretatie is identiek aan die van de HR-artikel-17 rapportage in 2019. Hiervan is een uitgebreide beschrijving opgenomen in Bijlage 3.

Voor de statistische bepaling van de landelijke trend wordt door het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) het software programma Trendspotter (Soldaat et al., 2007) gebruikt. Met deze methodiek kan worden vastgesteld of over de afgelopen 12 jaar de soort significant toe- of afneemt. Aangezien deze analyse door het CBS eens in de zes jaar zal worden uitgevoerd (laatste keer in 2017), zal in de voorliggende rapportage geen nieuwe statistische analyse worden getoond. De laatste statistische trendanalyse zal worden besproken (2006-2017) en de eerstvolgende analyse zal in 2023 plaats vinden. De trend met data van na 2017 zal in dit rapport dus niet statistisch onderzocht, maar wel besproken worden.

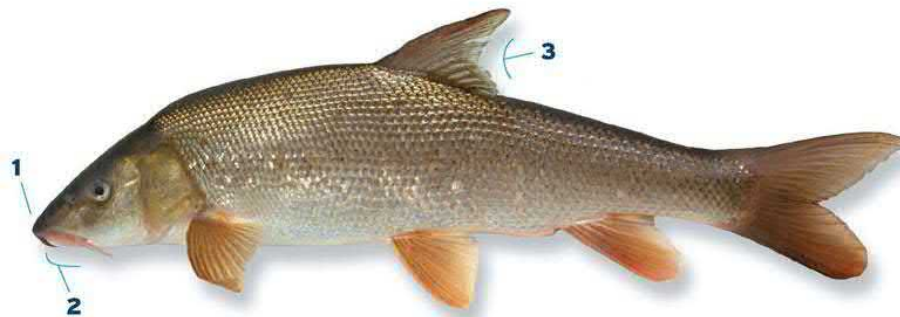
3.1.4 Expert judgement

Voor vijf van de zeven soorten (Noordzeehouting, zeeprik, rivierprik, fint en elftelft) is geen continue tijdreeks van 2009-2020 te genereren. Er zijn alleen twee tijdreeksen beschikbaar van twee verschillende surveys (registratie vangsten aalvisseren en diadrome vissurvey), waarbij geen overlap in de tijd is geweest (minimaal twee jaar zonder survey). Het is onbekend hoe de vangstefficiënties van de twee surveys zich tot elkaar verhouden, omdat de bemonsterde weken, de exacte locaties en het gebruikte tuig verschillen in de twee surveys. Er kan dus voor deze soorten alleen met *expert judgement* een inschatting van de trend over de laatste 12 jaar gemaakt worden. Voor barbeel en zalm zijn wel tijdreeksen van 2009-2020 te genereren en worden hieronder besproken.

3.2 Barbeel

3.2.1 Ecologie

De barbeel (*Barbus barbus*, Figuur 3.1) is een karperachtige riviervis, die voorkomt in de middenloop van rivieren. De soort houdt van matig tot snelstromend zuurstofrijk water met een schone bodem van zand, kiezels en keien. Deze bodemvis is omnivoor (alleseter) en zoekt zijn voedsel tussen stenen en zand in de schemer en nacht. Hij komt voor in middelgrote tot grote rivieren, kan 70-100 cm lang worden en ca. 15-25 jaar oud. Volwassen exemplaren migreren in de zomer naar stroomopwaarts gelegen paaigebieden om zich voort te planten (Wijmans, 2007). Zenderonderzoek in de Maas en Rijn laat zien dat de meeste barbelen over relatief kleine afstanden migreren (<10 km) (De Leeuw & Winter, 2008). De paaitijd is van mei tot begin juli. Paaientjes vinden alleen plaats in ondiepe gebieden met kiezelondergrond. Mannetjes zijn geslachtsrijp bij 15 cm en een leeftijd van 2-4 jaar; vrouwtjes bij 20-35 cm en 3-8 jaar. De juvenielen verblijven vaak in de relatief ondiepe kiezelbanken van de rivier, op dezelfde locaties als waar ze geboren zijn. Naarmate ze groter worden, gebruiken ze ook diepere delen (tot enkele meters diep). Meer soortinformatie is te vinden in het Kennisdocument Barbeel (Wijmans, 2007).



Figuur 3.1. Barbeel met onderscheidende kenmerken (bron: Sportvisserij Nederland, meer informatie: <http://www.sportvisserij nederland.nl/vis-water/vissoorten/vissengids.html>)

3.2.2 Historische ontwikkeling

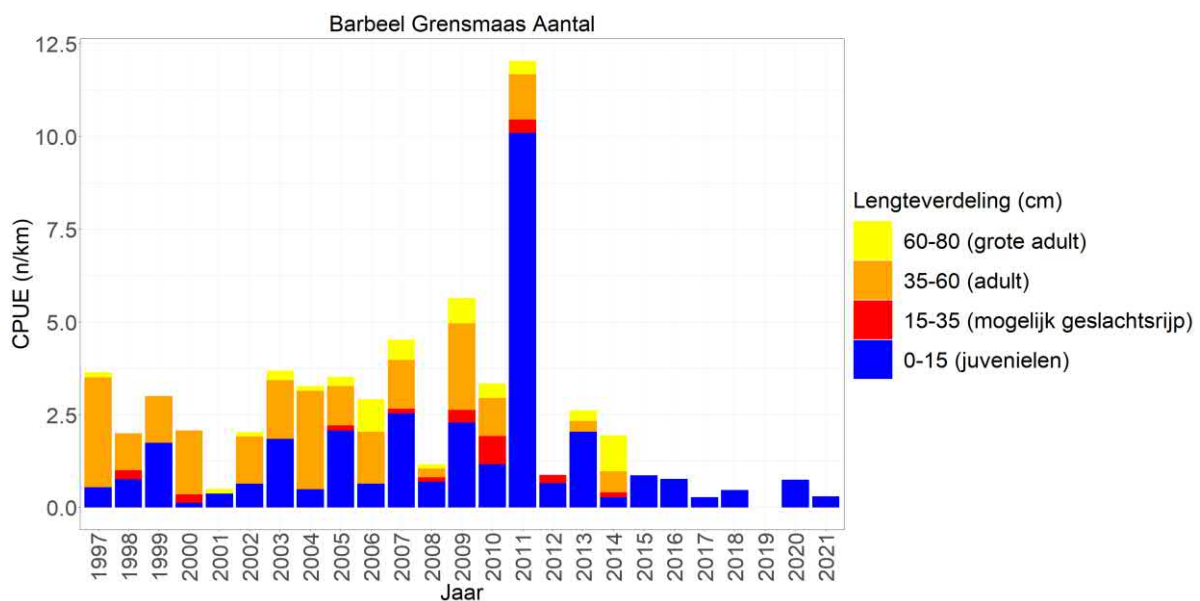
De barbeel was van eind 19^e eeuw tot de jaren 40 van de vorige eeuw het talrijkst in de Limburgse Maas en kwam in mindere mate ook voor in Rijn, Waal en Gelderse IJssel. Door ingrepen in de rivieren (normalisaties, stuwen, waterverontreiniging) is de barbeelstand na de Tweede Wereldoorlog sterk afgenomen. Tot het begin van de jaren 90 van de vorige eeuw kwam de soort alleen nog voor in de Limburgse Grensmaas en het stroomgebied van de Roer. Sinds die tijd wordt de barbeel ook weer op onregelmatige basis aangetroffen in andere stromende wateren dan in de Grensmaas. Wijmans (2007) spreekt over een comeback van de soort aan het einde van de 20^{ste} eeuw (Wijmans, 2007 en referenties daarin), waarbij de verbeterde waterkwaliteit wellicht een belangrijke rol heeft gespeeld.

3.2.3 Huidige ontwikkeling en trend

Er is momenteel geen informatie beschikbaar over de staat van instandhouding van de barbeel. Zelfstandige populaties (populaties die niet afhankelijk zijn van andere wateren) komen alleen voor in de midden-regionen van rivieren met overwegend kiezelbodemp; van de bemonsterde Rijkswateren kent daarom alleen de Grensmaas relatief hoge dichtheden. De soort komt ook onregelmatig voor in de benedenstroomse delen van de Maas en Rijn (bemonsteringsgebieden Bovenloop Waal, Bovenloop Gelderse IJssel en Benedenloop Nederrijn), waarschijnlijk als uitvloeisel vanuit meer bovenstrooms voorkomende bronpopulaties. In 2020 zijn er wel juveniele barbelen in de Waal en IJssel waargenomen (L. Nagelkerke, pers. comm.) wat op mogelijke paai in deze wateren duidt. Desondanks is de landelijke trend gebaseerd op het vangstsucces van de actieve monitoring met het electroschepnet in de hoofdstroom van de Grensmaas. Barbeel toont een vrij stabiel vangstsucces tot een piek qua aantallen in 2011, gevolgd door een afname tot in 2021 (Figuur 3.2). Tot 2015 vond de bemonstering in mei plaats

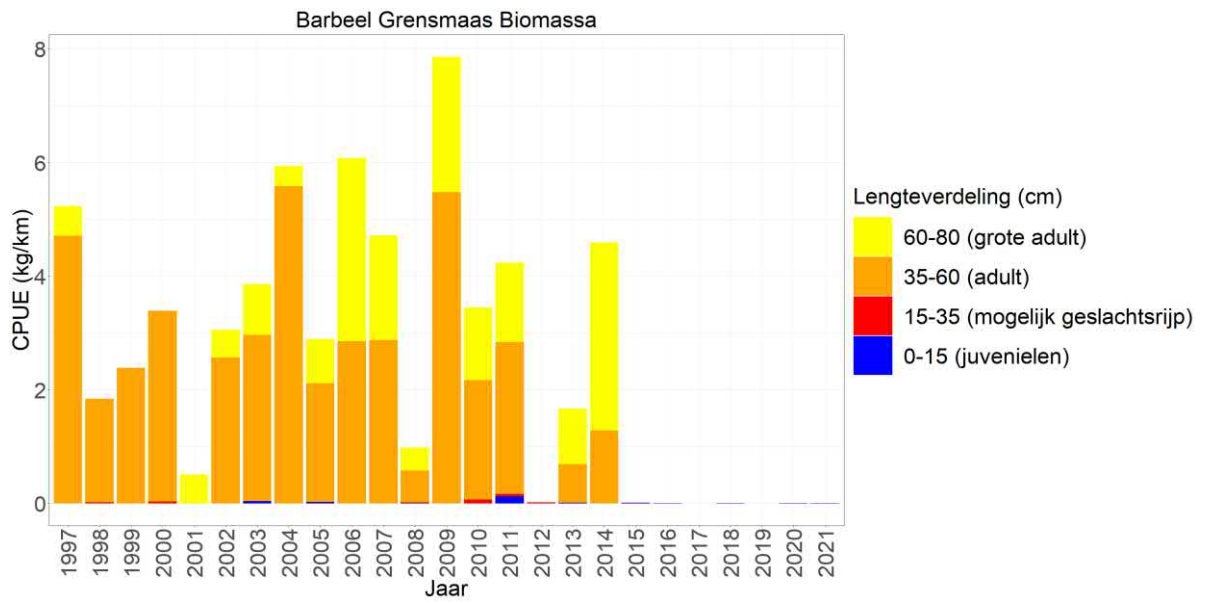
(door RAVON) en sinds 2015 in april (door ATKB), en deze verandering heeft mogelijk invloed gehad op het absolute vangstsucces in 2015-2021 ten opzichte van de periode ervoor. Wat echter ook opvalt is dat er sinds 2015 ook geen (mogelijk) geslachtsrijpe barbelen worden gevangen, maar slechts juvenielen. (Figuur 3.2). Het is nog onduidelijk of dit (alleen) door de verandering van periode en uitvoerder komt. De trend is statistisch onderzocht met Trendspotter door het CBS: over 2006-2017 vindt een statistisch significante afname in vangstsucces plaats³ (Tien et al., 2019).

Afvoerfluctuaties, veroorzaakt door de waterkrachtcentrale Lixhe in België, zouden ook een negatief effect kunnen hebben op de ecologische toestand, met name op het voorkomen van stroomminnende organismen zoals barbeel (Klink en Bij de Vaate, 1994). Naast een afname van barbeel in de Grensmaas, is het opvallend dat in de gebieden Bovenloop Waal (H2.9.2) en Bovenloop Gelderse IJssel (H2.8.2), net als in de Grensmaas, ook vanaf 2011 een duidelijke afname van de barbelen is te zien. Dit duidt erop dat de afnames wellicht een gemeenschappelijke oorzaak hebben waarbij lokale factoren minder van belang zijn. In een recente studie vonden Stoffers et al. (2020) dat zijwateren zoals de gecreëerde nevengeulen van de Waal en Nederrijn, die als kraamkamer dienen voor veel vissoorten, in de afgelopen jaren langzaam zijn dichtgeslibd. Dit heeft ervoor gezorgd er in deze nevengeulen geen permanente doorstroming van water mogelijk is, cruciaal voor reofiele soorten zoals barbeel wat ook een van de soorten was die als eerste en het meeste afnam als gevolg van het dichtslibben van deze nevengeulen. Het is waarschijnlijk dat deze ontwikkeling ook plaats heeft gevonden in (delen van) de Grensmaas wat in combinatie met verminderde afvoer en het gedeeltelijk droogvallen van de Grensmaas in de afgelopen jaren er voor gezorgd kan hebben dat de barbeel in deze rivier drastisch is afgenomen.



Figuur 3.2. Gemiddelde vangstsucces (aantal per km) van barbeel per jaar met lengteverdeling, zoals gevangen met het elektroschepnet in de actieve monitoring in de Grensmaas.

³ Over de gehele periode (1997-2017) is sprake van een matige afname.

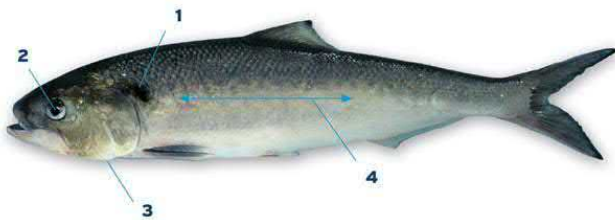


Figuur 3.3. Gemiddelde vangstsucces (kg per km) van barbeel per jaar met lengteverdeling, zoals gevangen met het elektroschepnet in de actieve monitoring in de Grensmaas.

3.3 Elft

3.3.1 Ecologie

De elft (*Alosa alosa*, *Figuur 3.4*) is een anadrome vis die zijn voornaamste groei realiseert in zout water en in de paaitijd (mei-juni) de rivier optrekt. Elften paaien op grindbedden bovenstrooms in de rivier in Duitsland en België. Eieren worden afgezet op grindbanken en larven en jonge vissen migreren geleidelijk de rivier af en groeien op in zoetwatergetijdengebieden. Wanneer de vis ongeveer 12 centimeter is, trekt hij naar zee. Jonge vissen kunnen één tot twee jaar in de rivier blijven voordat ze naar zee trekken. Wanneer de elft ongeveer 50 cm is, trekt deze weer stroomopwaarts om te paaien. Volwassen dieren paaien meer dan één keer in hun leven (LNV, 2008).



Figuur 3.4. Elft met onderscheidende kenmerken (bron: Sportvisserij Nederland, meer informatie: <http://www.sportvisserij nederland.nl/vis-water/vissoorten/vissengids.html>)

3.3.2 Historische ontwikkeling

De elft is een steeds zeldzamere vis geworden in Nederland door de effectieve visserij aan het einde van de 19^e en begin van de 20^e eeuw, en door verstuwning van de grote rivieren, oeververharding en grindwinning waardoor paaiplaatsen verdwenen. In de periode 1880-1890 werd in Nederland in de Rijndelta jaarlijks tenminste 150.000-275.000 kilogram elft gevangen. De vangsten namen vervolgens sterk af en rond 1928 is de vangst naar nul kilo gedaald (De Groot, 2002). Paaiplaatsen lagen onder andere stroomopwaarts in de Rijn en zijrivieren. Na 1990 wordt nog melding gemaakt van een klein aantal optrekkende elften en mogelijke paaiplaatsen tussen Mannheim en Gambshheim (Kloppmann et al., 2003). Sinds de start van een herintroductieprogramma in de Duitse Rijn (Scharbert & Beeck 2010) trekken jaarlijks minimaal enkele tientallen volwassen elften op via de vispassage in de Rijn bij Iffezheim in Duitsland. De elft heeft voor zover bekend nooit gepaaid in Nederland (Patberg et al., 2005, LNV 2008).

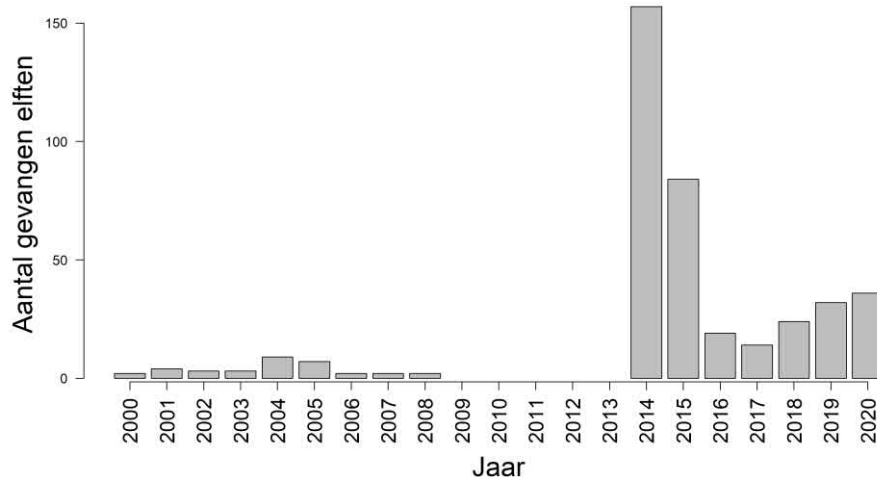
3.3.3 Huidige ontwikkeling en trend

De staat van instandhouding (2007) van de elft is 'zeer ongunstig' (Profieldocument Elft: LNV, 2008).

De elft wordt vrijwel nooit in de monitoringprogramma's in de Rijkswateren aangetroffen (op een enkele keer in de zalmsteken en de diadrome vismonitoring na). Elft is in de jaren veertig van de 20^e eeuw al uitgestorven als paaipopulatie in de Maas en Rijn, en in de fuik van het NIOZ in het Marsdiep bij Texel is de elft sinds 1960 niet aangetroffen⁴. In 2010 is een herintroductieprogramma in de Duitse Rijn gestart (Scharbert & Beeck 2010) waarbij jonge elft is uitgezet in de Duitse Rijn. In juni 2021 zijn er voor het eerst 80.000 elften larven in Nederland uitgezet, in de Waal bij Nijmegen. In Nederland is er dus nog geen data van elften beschikbaar, maar in de vistrap in de Rijn bij Iffezheim wordt wel gemonitord en

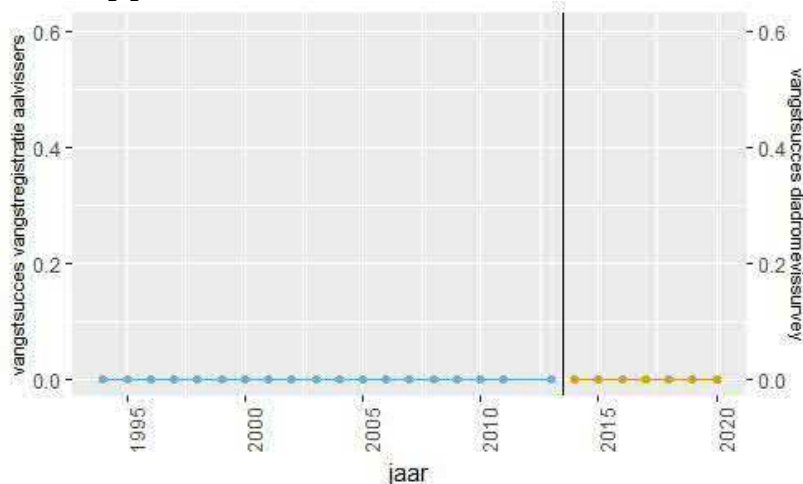
⁴ www.waddenzeevismonitor.nl

zijn er sinds enkele jaren wel hogere aantallen elft aangetroffen⁵, maar dit kan ook veroorzaakt worden door verbeteringen aan de doorlaatbaarheid van de vistrap in 2013 (Figuur 3.5). De huidige aantallen liggen dus nog onder het detectieniveau van de Nederlandse monitoringprogramma's. In 2019 is echter door de ankerkuilvisserij in de oevergeul van de Waal bij Dreumel 's nachts 1 elft gevangen (Collas et al. 2020). In 2020 zijn er voor het eerst weer twee volwassen elften in zalmsteken aan de zoute zijde van de Haringvlietsluizen aangetroffen. Deze zalmsteken worden gebruikt voor een project van Rijkswaterstaat waarbij zalmen en zeeforellen gezenderd worden.



Figuur 3.5 Aantal gevangen elften per jaar bij de vistrap in de Rijn bij Iffezheim. Data is afkomstig van <https://www.wfbw.de/aktuelles/kontrollstationen/>. Tussen 2009 en 2013 was de vistrap wegens verbouwing gesloten waardoor er in die jaren geen vissen zijn geregistreerd.

Voor de landelijke trend van elft wordt gebruik gemaakt van de monitoringsfuiken op de vijf belangrijke in- en uittreklocaties; Haringvliet, Kornwerderzand, Nieuwe Waterweg, Maas (in het zuiden) en de Rijn (in het oosten). Op geen van deze locaties is in de migratiemaanden (april-juni) elft gevangen, in zowel de vangstregistratie aalvissers (1994-2013) als de diadrome vissurvey (2014-2020, zie Figuur 3.6). Mocht elft in de toekomst weer in hogere aantallen terugkeren in Nederland, dan zal dit in de bestaande monitoring gedetecteerd moeten kunnen worden.



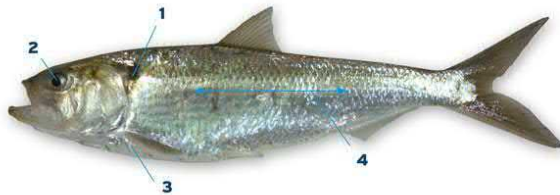
Figuur 3.6. Het gemiddelde vangstsucces (aantal per fuiketmaal) per jaar van elft in de vangstregistratie aalvissers (blauw) en in de diadrome vissurvey (oranje), zoals geschat over in- en uittrekplekken (Haringvliet, Kornwerderzand, Nieuwe Waterweg) en doortrekgebieden (Rijn (oost), Maas (zuid)). De verticale lijn geeft de scheiding tussen de twee verschillende monitoringen weer.

⁵ https://wfbw.de/fileadmin/user_upload/WFBW-Files/Jahresberichte_Iffezheim-Gambsheim/Ergebnisse_Iffezheim_2010-2019.pdf

3.4 Fint

3.4.1 Ecologie

De fint (*Alosa fallax*, *Figuur 3.7*) is, net als de elft, een anadrome vis die voornamelijk in zout water verblijft en om te paaien het zoete water intrekt (april – juni). De fint trekt de rivier echter veel minder ver op dan elft. Finten kunnen meerdere jaren paaien en doen dit op locaties dichtbij zee, waar getij nog merkbaar is. Eieren bewegen met de getijdestromingen mee in estuaria zoals de Westerschelde en het Eems-estuarium. Opgroeigebieden bevinden zich in open estuaria. Na een jaar verspreiden de jonge finten zich meer langs zee-kusten (Patberg et al., 2005).



Figuur 3.7. Fint met onderscheidende kenmerken (bron: Sportvisserij Nederland, meer informatie: <http://www.sportvisserij nederland.nl/vis-water/vissoorten/vissengids.html>)

3.4.2 Historische ontwikkeling

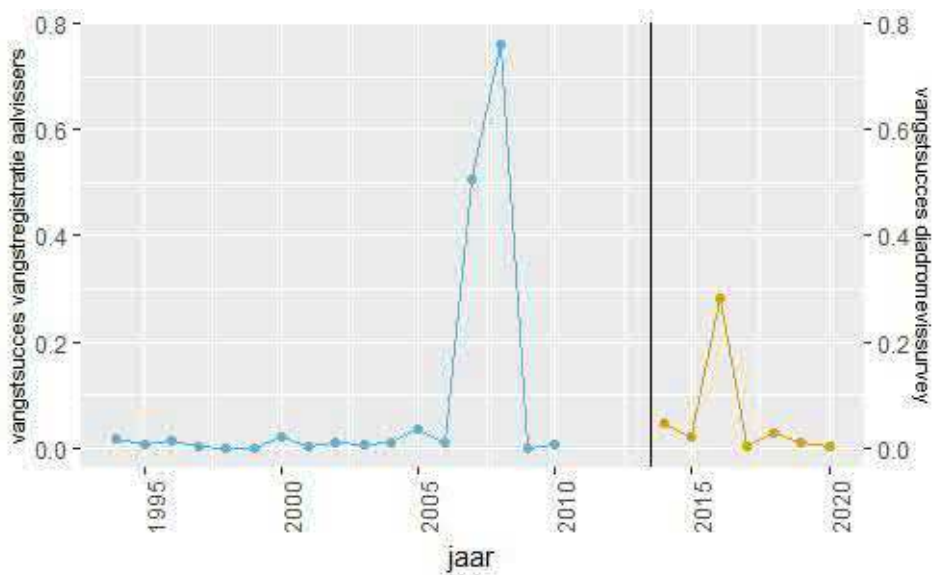
In de 16^e en 17^e eeuw werd intensief op fint gevist. Ook tussen 1920 en 1950 bestond een intensieve visserij op fint, waarbij vangsten terugliepen van een miljoen kilogram in 1938 tot tienduizenden kilogram in de jaren 50. Tot in 1970 was de fint vooral in de benedenrivieren nog redelijk algemeen. Na afsluiting van het Haringvliet is de paai-populatie in Nederland verdwenen. Sinds 1994 komen in sommige jaren gedurende het groeiseizoen weer grotere aantallen finten voor langs de Nederlandse kust (De Groot, 2002, LNV, 2008). Deze exemplaren moeten afkomstig zijn uit buitenlandse bronpopulaties, maar welke is niet bekend. Grote populaties komen nog voor in de Elbe (Magrath & Thiel, 2013) en ook in de Schelde is de fint weer als paai-populatie teruggekeerd in de afgelopen decennia (Breine et al., 2021a, b).

3.4.3 Huidige ontwikkeling en trend

De staat van instandhouding (2007) van de fint is 'zeer ongunstig' (LNV, 2008).

Voor de landelijke trend van fint wordt gebruik gemaakt van de monitoringsfuiken op de drie relevante intreklocaties; Haringvliet, Kornwerderzand en Nieuwe Waterweg. Bij het Haringvliet en Kornwerderzand worden in de paaimigratiemaanden (april-juni) alleen zeer lage aantallen fint gevangen (minder dan 0,05 fint per fuiketmaal), in zowel de vangstregistratie aalvissers (1994-2010) als de diadromevisserij (2014-2020). Bij de Nieuwe Waterweg was dit ook het geval tot en met 2006, maar sindsdien is fint in sommige jaren in hogere aantallen gevangen (meer dan één per fuiketmaal), in zowel de vangstregistratie aalvissers als de diadromevisserij. Over de drie locaties heen, geeft dit een trend van een laag en stabiel vangstsucces tot en met 2006, gevolgd door een hoger maar zeer variabel vangstsucces tussen 2007-2020 (Figuur 3.8). Omdat het vangstsucces in de twee surveys niet direct vergelijkbaar is en de jaar-op-jaar variatie groot is, is geen statistisch betrouwbare trend over de laatste 12 jaar (2009-2020) te bepalen. Wel lijkt het erop dat vanaf 2006 de aantallen intrekende fint tijdens de paaimigratie in Nederland in sommige jaren duidelijk hoger zijn dan de jaren ervoor. Dit blijkt ook uit de verschillende hoeveelheden (bij)gevangen fint in overige monitoringen en de garnalenvisserij (Glorius et al., 2015, van Rijssel et al., 2019). De gegevens van de diadromevisserij betreffen alleen adulte

finten >27 cm waarbij de grootste gevangen fint 56 cm was. Bij de vangstregistratie van de aalvissers is geen lengte opgemeten.

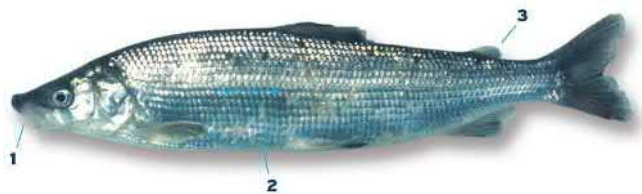


Figuur 3.8. Het gemiddelde vangstsucces (aantal per fuiketmaal) per jaar van fint in de vangstregistratie aalvissers (blauw) en in de diadrome vissurvey (oranje), zoals geschat over drie intrekplekken van fint (Haringvliet, Kornwerderzand en Nieuwe Waterweg). De verticale lijn geeft de scheiding tussen de twee verschillende monitoringen weer.

3.5 Noordzeehouting

3.5.1 Ecologie

De Noordzeehouting (*Coregonus oxyrinchus*, *Figuur 3.9*) is een anadrome vis, die in de winter (oktober-december) bij een leeftijd van circa 2-3 jaar vanuit de Waddenzee migreert naar de lager gelegen delen van de rivieren om daar te paaien. Noordzeehouting kan tot tien jaar oud worden en meerdere keren paaien. Eieren worden in zoet water vrij in de waterkolom afgezet waarna de eieren zich vasthechten aan substraat (doorgaans grind of stenen, soms waterplanten). Vanaf een lengte van 3-4 cm kunnen de juvenielen zout water tolereren (Borcherding et al., 2008). Over paaiplaatsen van de in Nederland voorkomende Noordzeehouting is weinig bekend. In het IJsselmeer en Markermeer komt een (stand)populatie voor die jaarrond in het zoete water blijft.



Figuur 3.9. Noordzeehouting met onderscheidende kenmerken (bron: Sportvisserij Nederland, meer informatie: <http://www.sportvisserij nederland.nl/vis-water/vissoorten/vissengids.html>)

3.5.2 Historische ontwikkeling

In vroegere eeuwen was de Noordzeehouting een vrij algemene vis in het Nederlandse rivierengebied, zuidwestelijke delta en de Zuiderzee (minder in de Waddenzee). Tot in de eerste decennia van de 20^e eeuw vond er visserij op Noordzeehouting plaats in de Nederrijn, waarbij circa 15 ton per jaar werd gevangen (Poulsen et al., 2012). Sinds 1940 is de Noordzeehouting verdwenen uit de Rijn en is deze populatie als uitgestorven beschouwd. Tussen 1992 en 2006 vond in de Duitse Rijn net, over de Nederlandse grens, een herintroductieprogramma met jonge Noordzeehouting vanuit het Deense Waddegebied plaats (Borcherding et al., 2006). De toename van Noordzeehouting in het IJsselmeer tot en met 2009 houdt zeer waarschijnlijk verband met dat herintroductieprogramma. Wat de oorzaak van de afname sinds 2011 is, is vooralsnog onbekend.

3.5.3 Huidige ontwikkeling en trend

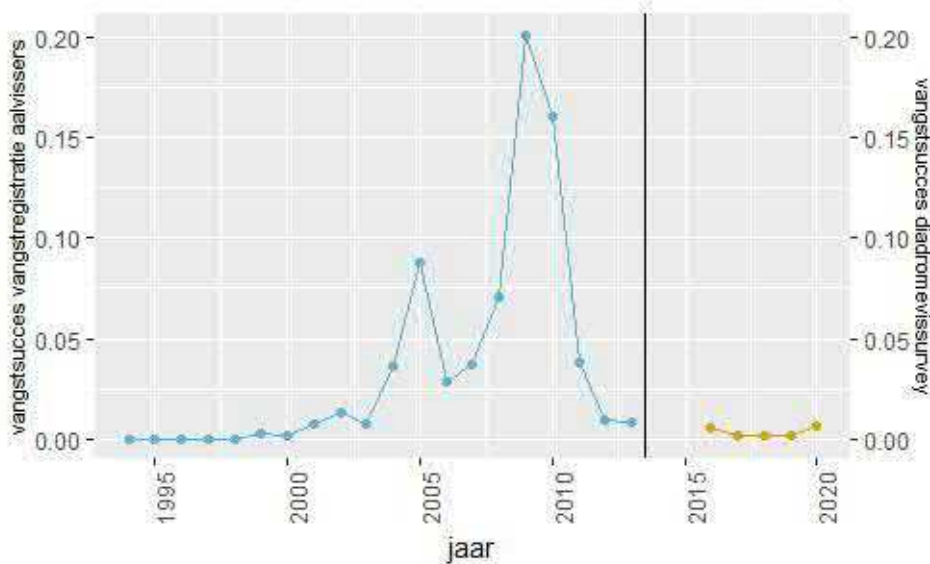
Voor de Noordzeehouting zijn nog geen instandhoudingsdoelen vastgesteld, omdat bij de invoering van de Habitatrichtlijn de soort in Nederland was verdwenen en als uitgestorven werd beschouwd.

In Duitsland (in de Rijn en Lippe nabij de Nederlandse grens) werden in 1992-2006 jaarlijks 10- tot 100-duizenden Noordzeehoutingen uitgezet. Dit programma is succesvol gebleken; de overgrote meerderheid van Noordzeehouting in het IJsselmeer is tegenwoordig afkomstig uit natuurlijke paaibestanden (Borcherding et al., 2010). Ook uit chemisch merkonderzoek blijkt dat er een natuurlijk reproducerende populatie in het stroomgebied van de IJssel is (De Leeuw et al., 2005; Borcherding et al., 2008; Borcherding et al., 2014). Er is debat over de taxonomische status van houting, zie 4.1.1.7.

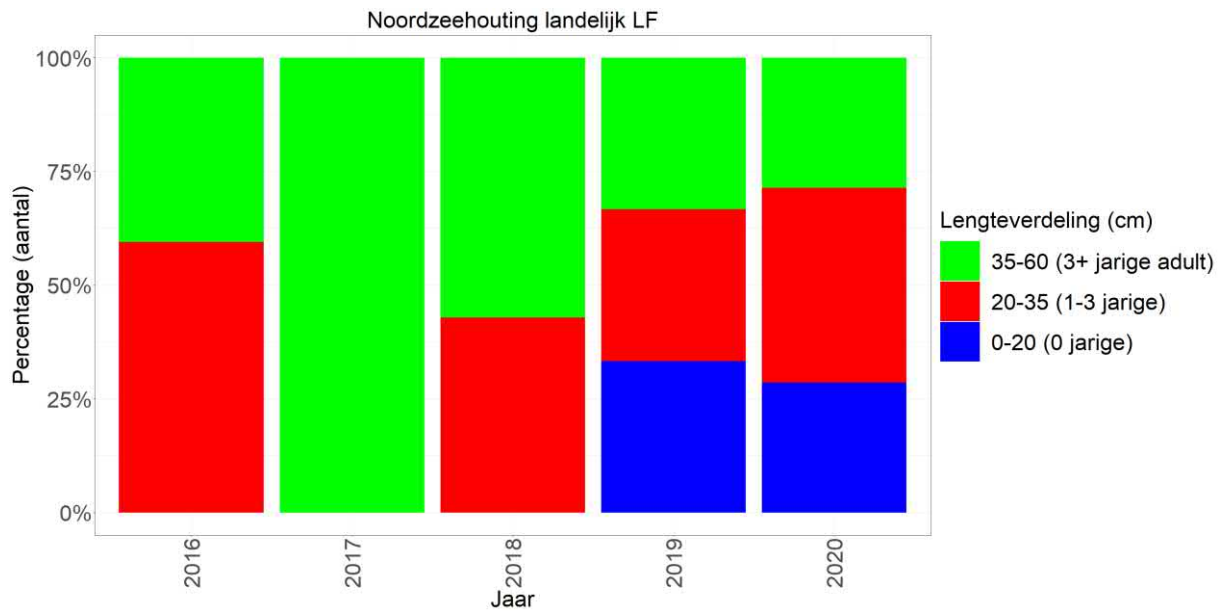
Omdat de primaire migratiemaanden voor Noordzeehouting (november-december, Borcherding et al., 2014) niet overeenkomen met de consistent bemonsterde maanden in de vismonitoringsprogramma's met passieve vistuigen, is het niet mogelijk om trends voor Noordzeehouting tijdens de paaitrek te

onderzoeken. De gegevens die verzameld zijn buiten de paaitrek (het groeiseizoen) kunnen wel gebruikt worden. Een substantieel deel van de Noordzeehouting die in Nederland voorkomt voltooit zijn levenscyclus in zoet water en is dus niet diadroom. Een deel benut wel zoutere habitats tijdens een deel van zijn leven (diadrome individuen, Borchering et al., 2008). Hoe de verhouding tussen diadrome en niet-diadrome individuen ligt is onbekend. Wel is duidelijk dat de dispersie van Noordzeehouting langs kustgebieden zeer beperkt is, dat in het Nederlandse deel van het Rijn-stroomgebied (inclusief de mondingen aan zeezijde) een Rijn-eigen populatie Noordzeehouting bestaat en dat er geen menging is met buitenlandse populaties. De Noordzeehoutingvangsten buiten het migratie seizoen zijn dus ook een goede weerspiegeling van de populatietrend van de Noordzeehoutingpopulatie in het Nederlandse Rijn-stroomgebied.

Noordzeehouting wordt bij Haringvliet, Nieuwe Waterweg, Maas en Rijn in stabiele en zeer lage aantallen aangetroffen (minder dan 0,02 Noordzeehouting per fuiketmaal). Alleen bij Kornwerderzand wordt Noordzeehouting in hogere aantallen aangetroffen, met een hoogtepunt van 0,5 Noordzeehouting per fuiketmaal in 2009. De landelijke trend (gemiddeld over de vijf locaties) wordt dan ook gedomineerd door de trend bij Kornwerderzand: sinds 1996 wordt Noordzeehouting aangetroffen waarna het vangstsucces in de monitoringen vrij consistent toeneemt met als hoogtepunt 2009 (Figuur 3.10). Daarna nemen de vangsten in de vangstregistratie aalvissers weer scherp en consistent af. De reden hiervoor is onbekend. Ook in de diadrome vissurvey (vanaf 2016) wordt Noordzeehouting gevangen. Omdat het vangstsucces in de twee surveys niet direct vergelijkbaar is, is de trend sinds 2013 niet met zekerheid te bepalen. Alsnog lijkt er, gezien de vrij stabiele trend in beide surveys, geen sprake te zijn van een toename in aantallen maar eerder van een consistente afname na 2013. Samengevat is de hoeveelheid Noordzeehouting, na een initiële sterke toename vanaf 2000, vanaf 2010 weer sterk afgenomen. De trend sinds 2013 is onzeker maar lijkt negatief te blijven. Noordzeehouting wordt in de staandwantmonitoring, de openwatermonitoring en door vissers op het IJsselmeer echter nog regelmatig gevangen (van Rijssel et al., 2019). De gegevens van de diadrome vissurvey betreffen houtingen tussen de 15-51 cm, bij de vangstregistratie van de aalvissers is geen lengte opgemeten (Figuur 3.11).



Figuur 3.10. Het gemiddelde vangstsucces (aantal per fuiketmaal) per jaar van Noordzeehouting in de vangstregistratie aalvissers (blauw) en in de diadrome vissurvey (oranje), zoals geschat op vijf potentieel belangrijke opgroeiplekken van Noordzeehouting (Haringvliet, Kornwerderzand, Nieuwe Waterweg, Rijn (oost), Maas (zuid)). De verticale lijn geeft de scheiding tussen de twee verschillende monitoringen weer.

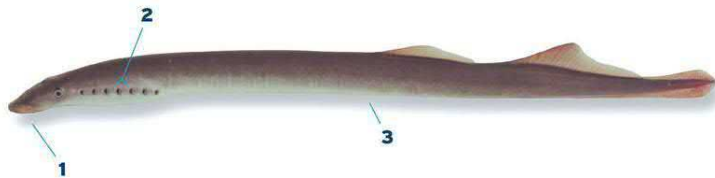


Figuur 3.11 Procentuele lengteverdeling van Noordzeehouting in de diadrome vissurvey.

3.6 Rivierprik

3.6.1 Ecologie

De rivierprik (*Lampetra fluviatilis*, *Figuur 3.12*) is een rondbeksoort die eerst enkele jaren als ingegraven larve in stromend zoet water leeft en dan naar de kustzone en estuaria trekt om als parasiet van vissen te leven. In het najaar en de winter trekken volwassen exemplaren weer de rivieren op om in het vroege voorjaar te gaan paaien. Na de voortplanting in het voorjaar sterven de prikken. Larven (ammocoeten) leven drie tot vijf jaar in de rivierbodem, waarna ze bij een lengte van 12-13 cm metamorfoser en naar zee trekken, waar ze in twee tot drie jaar verder doorgroeien tot 35-45 cm (Maitland 2003). De soort komt wijdverspreid in Nederland voor (Patberg et al., 2005; De Leeuw et al., 2005). Er zijn echter nog maar een beperkt aantal plaatsen bekend waar paai bewezen is: in zijbeken van de Maas, de Rijn, de IJssel en de Waal en in het stroomgebied van de Drentse Aa (De Leeuw et al., 2005; Winter & Griffioen 2007; Kranenbarg et al., 2012; Winter et al., 2013; Spikmans et al., 2016; de Bruin et al., 2018).



Figuur 3.12 Rivierprik met onderscheidende kenmerken (bron: Sportvisserij Nederland, meer informatie: <http://www.sportvisserij nederland.nl/vis-water/vissoorten/vissengids.html>)

3.6.2 Historische ontwikkeling

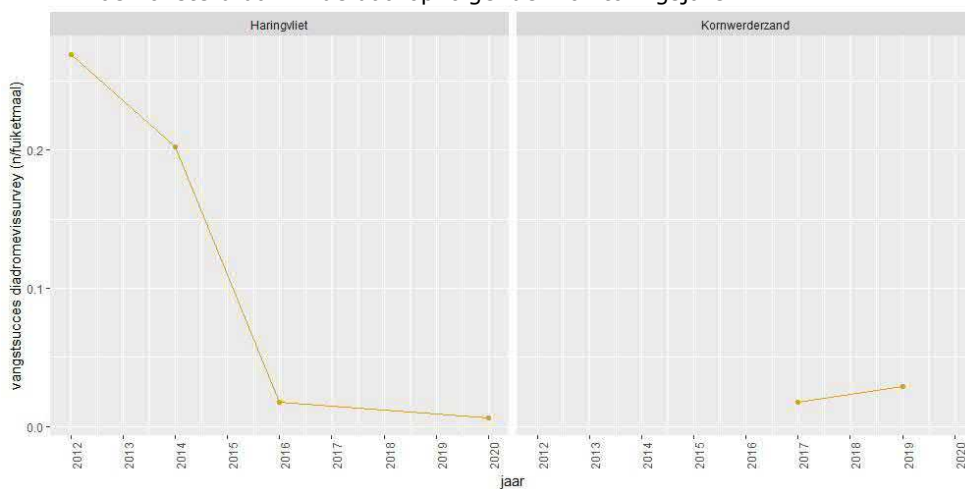
Rivierprik kwam vroeger in grote aantallen voor. Ze werden gevangen als aas voor met name de kabeljauwvisserij. Door aanleg van stuwen en door vervuiling zijn de aantallen sterk afgenomen gedurende de 20^e eeuw. De soort wordt in de wintermaanden veelvuldig waargenomen in de Maas- en Rijnakken, het IJsselmeergebied en het Noordzeekanaal en lijkt in aantal te zijn toegenomen aan het einde van de 20^e eeuw. De kwaliteit van de data is echter gering en deze historische ontwikkelingen zijn gebaseerd op vaak anekdotische waarnemingen of vangsten binnen kortlopende projecten (Bijlsma et al., 2019).

3.6.3 Huidige ontwikkeling en trend

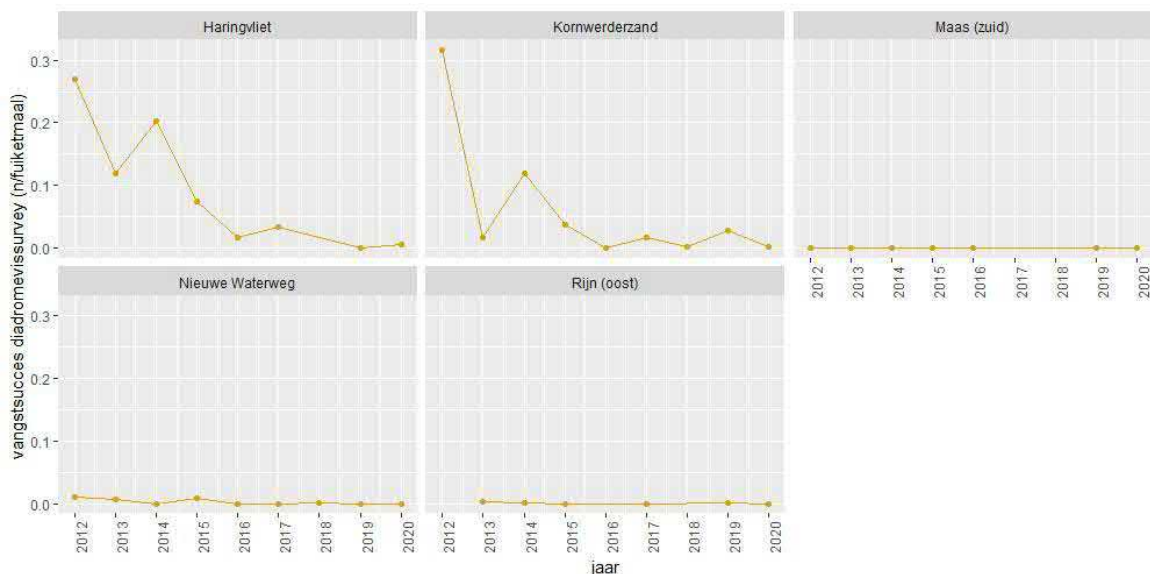
De staat van instandhouding (2007) van de rivierprik is 'matig ongunstig' (LNV, 2008). Volwassen rivierprik migreert in oktober-december (soms tot in januari), waarbij met name de maanden november en december belangrijk zijn en meegenomen moeten worden in het bepalen van de landelijke trend. De locaties van de vangstregistratie aalvissers zijn echter geen van alle in december consistent bemonsterd. Alleen de tijdreeks van de diadrome vissurvey is daarom geschikt om bestandsontwikkelingen van rivierprik te volgen. Hierbij kunnen alleen de locaties en jaren waarin ook december is bemonsterd, worden meegenomen: Haringvliet en Kornwerderzand (Afsluitdijk). Aangezien deze jaren waarin gemonitord is per locatie van elkaar verschillen, worden de locaties apart getoond (Figuur 3.13). Er is te weinig informatie om een statistisch betrouwbare trendanalyse te doen, maar ook om op basis van *expert judgement* een trend te bespreken. Zodra gegevens over meerdere jaren beschikbaar zijn, kan de trend voor rivierprik per locatie bekeken worden. De gegevens van de diadromevissurvey betreffen alleen adulte rivierprikken (>26 cm en <46 cm). De landelijke trend over de afgelopen 12 jaar is niet te bepalen. Wanneer we naar de bemonsteringen per locatie kijken (waarbij er niet geselecteerd is op een gemeenschappelijke december-bemonstering of

dezelfde fuiklocaties door de tijd heen), is te zien dat de rivierprik op alle locaties afneemt of niet tot nauwelijks gevangen wordt (Figuur 3.14). Hierbij moet wel vermeld worden dat

- (1) de Rijn alleen in oktober en november bemonsterd wordt en dat deze niet in 2012, 2016 en 2018 bemonsterd is,
- (2) de Nieuwe Waterweg alleen in oktober en november bemonsterd wordt (in 2014 deels ook december),
- (3) de Maas alleen in oktober en november bemonsterd wordt (in 2012 deels ook december) en dat deze in 2017 en 2018 niet bemonsterd is,
- (4) het Haringvliet alleen in oktober en november bemonsterd is, op 2012, 2014, 2016 en 2020 na, toen is er ook in december bemonsterd en in 2018 is er helemaal niet in het Haringvliet bemonsterd en
- (5) bij Kornwerderzand bijna ieder jaar in oktober, november en december bemonsterd is. In 2013 is er alleen kort in oktober bemonsterd en in 2015 alleen in december, in 2018 is er niet in december bemonsterd. Daarnaast is er in 2012 en 2013 bij Kornwerderzand op andere locaties bemonsterd dan in de daaropvolgende monitoringsjaren.



Figuur 3.13 Het gemiddelde vangstsucces (aantal per fuiketmaal) van rivierprik per jaar in de diadromevissurvey, bij Haringvliet en Kornwerderzand, gevangen in de maanden oktober, november en december.

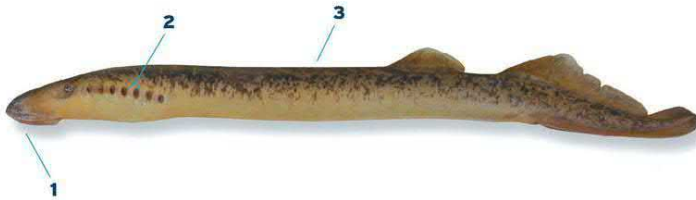


Figuur 3.14 Het gemiddelde vangstsucces (aantal per fuiketmaal) van rivierprik per locatie per jaar in de diadromevissurvey gevangen in de maanden oktober, november en/of december.

3.7 Zeeprik

3.7.1 Ecologie

De zeeprik (*Petromyzon marinus*, *Figuur 3.15*) is een rondbeksoort die in de periode februari tot juni ver landinwaarts de rivieren optrekt om te paaien in ondiep snel stromend water met grindbodem. Paaigebieden in Nederland lijken niet tot nauwelijks voor te komen, hoewel de zeeprik vermoedelijk wel in het Nederlandse deel van de Roer paait (van Kessel et al., 2009). Na het paaien sterven de zeeprikken. De larven graven zich gedurende vier tot zes jaar in de zand- of modderbodem in stromende wateren en metamorfosereren daarna bij een lengte van 15-20 cm tot zeeprikken met ogen en een zuigbek. In het winterhalfjaar trekken ze naar zee waar ze als parasiet op grote vissen en ook zeezoogdieren leven, totdat ze na twee tot vier jaar bij lengtes van 60-100 cm weer naar rivieren trekken om te paaien (Patberg et al., 2005). Zeeprikken vertonen in tegenstelling tot veel andere diadrome soorten geen *homing* (terugkeer) naar hun geboorterivier. In plaats daarvan oriënteren ze zich op feromonen die de ingegraven larven uitscheiden (Bergstedt & Seelye, 1995).



Figuur 3.15 Zeeprik met onderscheidende kenmerken (bron: Sportvisserij Nederland, meer informatie: <http://www.sportvisserij nederland.nl/vis-water/vissoorten/vissengids.html>)

3.7.2 Historische ontwikkeling

Zeeprik kwam in het verleden vrij algemeen voor in de Nederlandse rivieren. Door de aanleg van stuwen en verslechtering van waterkwaliteit kon een aantal paaigebieden niet meer bereikt worden, waarna er waarschijnlijk een dieptepunt in de aantallen ontstond in de periode 1970-1985 (van den Brink et al., 1990). Daarna zijn, waarschijnlijk door onder andere de sterk verbeterde waterkwaliteit en vismigratievoorzieningen bij barrières, de aantallen weer toegenomen, hoewel pas sinds 1994 monitoringsgegevens beschikbaar zijn.

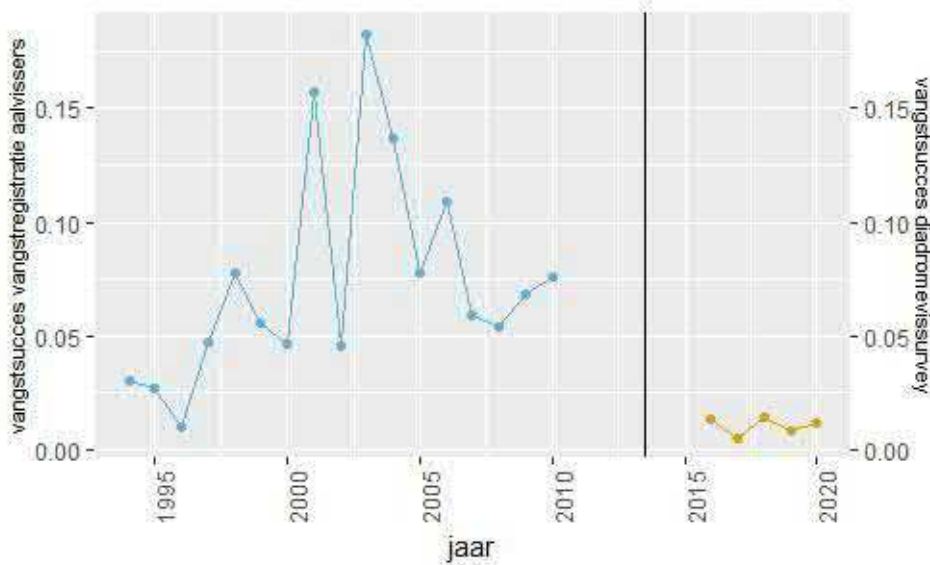
3.7.3 Huidige ontwikkeling en trend

De staat van instandhouding (2007) van de zeeprik is 'matig ongunstig' (LNV, 2008).

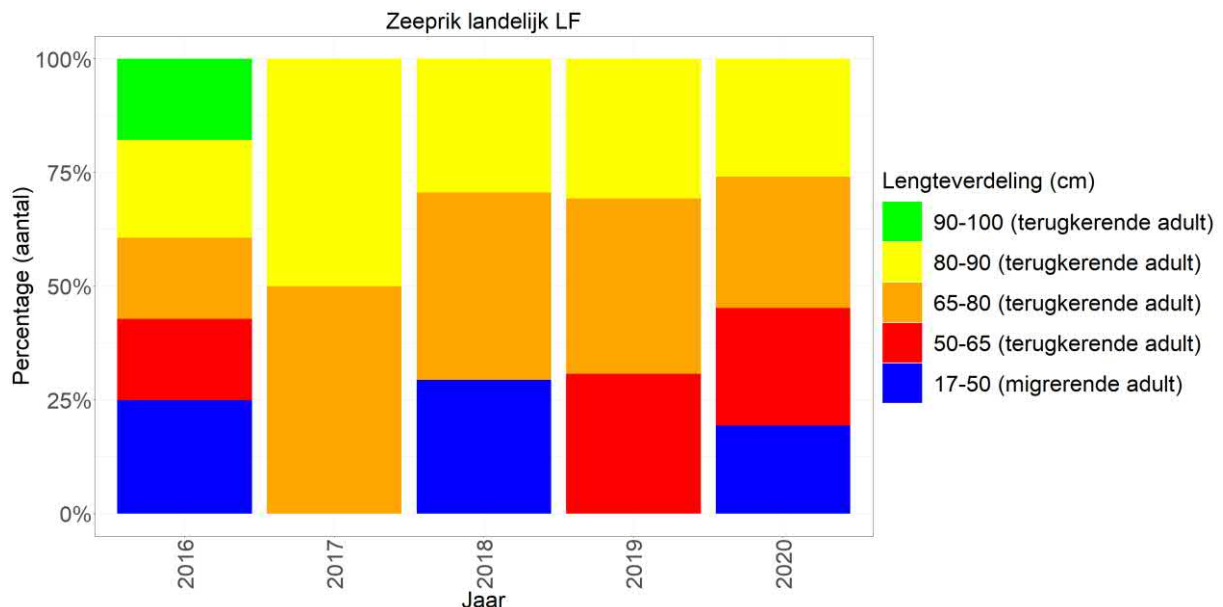
Volwassen zeeprik migreert in april-juni. Alle vijf in- en uittreklocaties van de diadromevissurvey (Den Oever, Kornwerderzand, Haringvliet, Noordzeekanaal, Nieuwe Waterweg) zijn relevant voor zeeprik en worden in ieder geval in mei bemonsterd in zowel de vangstregistratie aalvissers als de diadromevissurvey. De landelijke trend wordt berekend over deze vijf locaties. Hierbij wordt zeeprik regelmatig in redelijke aantallen (meer dan 0,05 zeeprik per fuiketmaal) aangetroffen bij het Haringvliet en in nog hogere aantallen bij Kornwerderzand (*Figuur 3.18*). Op de andere locaties worden veel lagere aantallen gevangen. Het vangstsucces bij Haringvliet is vrij stabiel over de jaren heen, maar bij Kornwerderzand is een duidelijke trend te zien. Deze trend bepaalt in belangrijke mate de geschatte landelijke trend (*Figuur 3.16*): een toename tot en met 2003 gevolgd door een afname tot en met 2010. Tussen 2011-2015 is door gebrek aan gegevens (monitoring vond niet meer plaats) geen landelijke trend te schatten. Wel is voor de locatie Kornwerderzand duidelijk dat de afnemende trend sinds 2003 doorzet tot en met 2012 (*Figuur 3.18*). In de diadromevissurvey in 2016-2020 wordt zeeprik ook weer aangetroffen met fluctuerende vangsten, de reeks is nog te kort om een trendinschatting te maken. Voor

Haringvliet is de afname van zeeprikken al sinds 2014 in de diadrome vissurvey te zien (Figuur 3.18). Samengevat lijkt zeeprik tussen 2006-2012 dus af te nemen. Ook tussen 2014 en 2017 lijkt zeeprik af te nemen, maar deze trend is zeer onzeker. Er worden voornamelijk adulte zeeprikken gevangen die naar binnenlandse wateren terugkeren om te paaien, alhoewel er in 2016, 2018 en 2020 ook een aantal kleinere zeeprikken zijn gevangen (17, 19, 28 en 31 cm) waarvan gedacht wordt dat ze naar zee aan het migreren waren (Figuur 3.17).

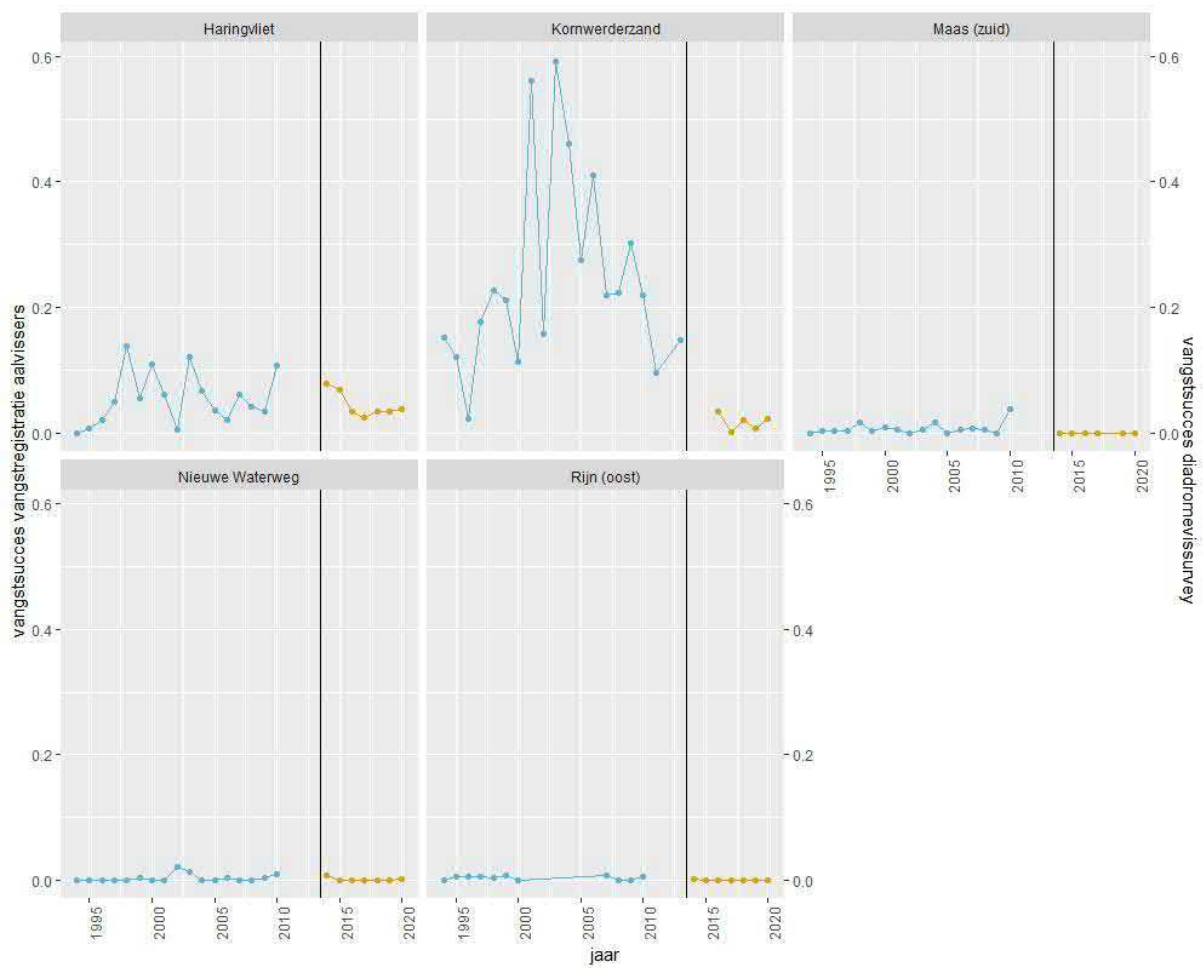
De landelijke trend in 2009-2020 is dus niet statistisch te analyseren, maar lijkt op basis van *expert judgement* af te nemen.



Figuur 3.16. Het gemiddelde vangstsucces (aantal per fuiketmaal) van zeeprik per jaar in de vangstregistratie aalvissers (blauw) en in de diadrome vissurvey (oranje), zoals geschat over in- en uittrekplekken Haringvliet, Kornwerderzand, Nieuwe Waterweg alsmede Rijn (oost), Maas (zuid). De verticale lijn geeft de scheiding tussen de twee verschillende monitoringen weer.



Figuur 3.17 Procentuele lengteverdeling van zeeprik in de diadrome vissurvey.



Figuur 3.18. De trend van zeeprik per locatie wat betreft het vangstsucces (aantal per fuiketmaal) per jaar in de vangstregistratie aalvissers (blauw) en in de diadrome vissurvey (oranje), zoals gevangen bij vijf in- en uittrekplekken (Haringvliet, Kornwerderzand, Nieuwe Waterweg, Rijn (oost), Maas (zuid)). De verticale lijn geeft de scheiding tussen de twee verschillende monitoringen weer.

3.8 Zalm

3.8.1 Ecologie

De zalm (*Salmo salar*, *Figuur 3.19*) realiseert het grootste deel van zijn groei op zee en paait in zoet water. De soort gebruikt Nederland als doortrekgebied naar de paaigebieden over de grens in snelstromende bovenlopen van de rivieren Maas en Rijn met kiezelbodems. De jonge zalm groeit hier één tot twee jaar op en vertrekt dan na een aantal gedaantewisselingen naar zee als 'smolt' (10-20 cm). Op zee leggen zalmen duizenden kilometers af naar de oceanische voedselgebieden rondom Faröer en zelfs tot aan Groenland, waar ze uitgroeien tot 60–150 cm. Na één of meerdere jaren op zee keren ze terug naar hun geboorterivier om te paaien (Bijlsma et al., 2019). Migratie van paarijpe zalm naar bovenstroomse paaigronden vindt gedurende het hele jaar plaats met een zwaartepunt in de voorzomer en het najaar (Winter & de Leeuw et al., 2007; Hop en Vriese 2018). Volwassen dieren paaien over het algemeen eenmalig (> 90 % in de Rijnpopulatie) en sterven daarna (LNV, 2008).



Figuur 3.19. Zalm met onderscheidende kenmerken (bron: Sportvisserij Nederland, meer informatie: <http://www.sportvisserij nederland.nl/vis-water/vissoorten/vissengids.html>)

3.8.2 Historische ontwikkeling

Vroeger werden verschillende populaties, zogenaamde 'rassen' (rivier-eigen deelpopulaties), zalmen onderscheiden, waaronder de Rijnzalmen en de Maaszalmen, die Nederland als doortrekgebied gebruikten. De Rijnpopulatie was één van de grootste van Europa en is al sinds de late middeleeuwen in aantal achteruitgegaan (Lenders et al., 2016). Tussen 1885 en 1940 liepen de commerciële vangsten nog verder terug van ca 120.000 vissen per jaar naar enkele exemplaren. De "Maas en Rijn-populaties" worden sinds het midden van de twintigste eeuw als uitgestorven beschouwd (LNV, 2008; Bijlsma et al., 2019).

Trends in populatiegrootte van zalm zijn zeer vermoedelijk sterk beïnvloed door bovenstroomse uitzetprogramma's in de Rijn en Maas: sinds de jaren tachtig van de 20^e eeuw worden zalmen in verschillende stadia en van verschillende herkomst uitgezet in het Rijn-stroomgebied en later gebeurde dat ook op kleinere schaal in de Maas. Deze uitzettingen duren tot op heden voort. De sterftepercentages over de periode van wegtrekkende smolts tot terugkerende volwassen zalmen zijn momenteel te hoog om een zichzelf in stand houdende populatie te vormen (Bijlsma et al., 2019). Het voorkomen van zalm in het Rijn- en Maas stroomgebied is daarmee nog afhankelijk van uitzettingen en daarmee zal ook de trend mede bepaald worden door trends in uitzettingen. Om de zalm als een zichzelf in stand houdende populatie te laten terugkeren, zijn aanvullende maatregelen noodzakelijk in zowel zoete als zoute watersystemen (Schneider, 2011; Bijlsma et al., 2019). Er zijn nog veel obstakels die migratie bemoeilijken. Er vindt nog een te hoge visserijsterfte plaats op zee en tijdens de trek, en de habitatkwaliteit van paai- en opgroeigebieden is op veel plaatsen nog te gering (Schneider, 2011).

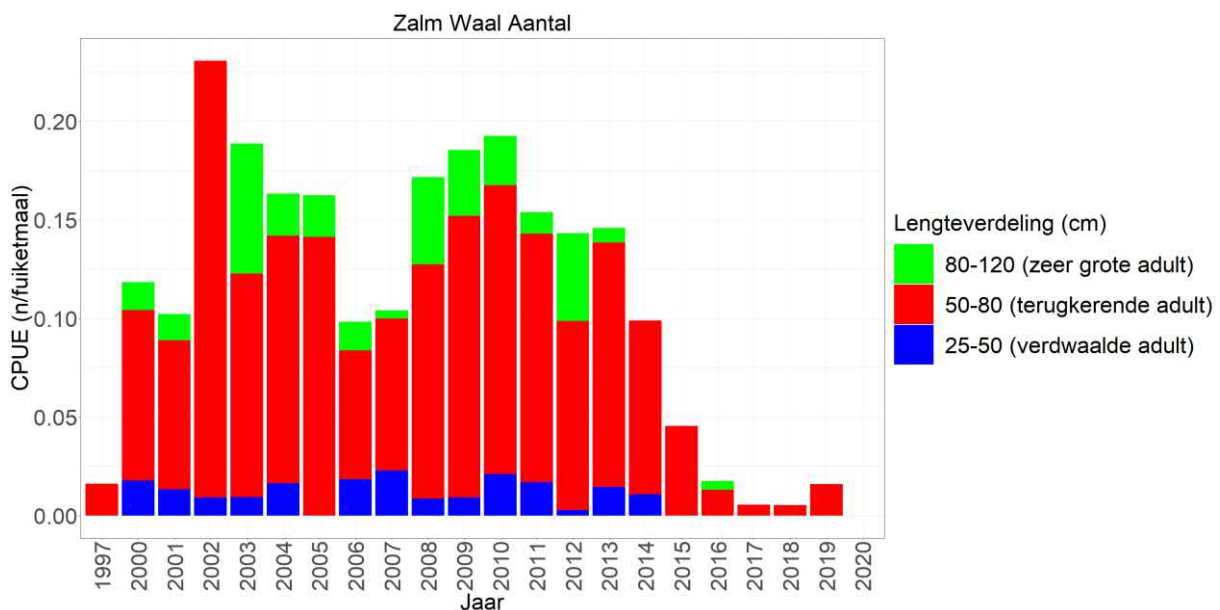
3.8.3 Huidige ontwikkeling en trend

De staat van instandhouding (2007) van de zalm is 'zeer ongunstig' (LNV, 2008).

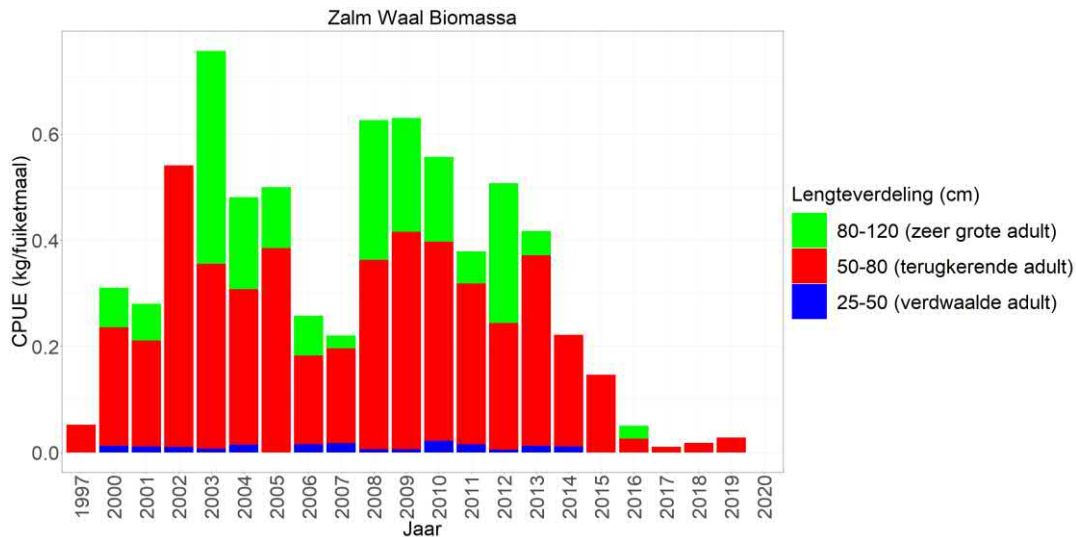
Voor de monitoring van zalm (en zeeforel) is een specifiek passief monitoringsprogramma; de zalmsteeksurvey. Van de locaties in dit programma wordt voor de landelijke trend over de laatste 12 jaar de Waal als de meest representatieve gezien, omdat het overgrote deel van de trekkende zalmen in Nederland via de Waal gaat (Hop en Vriese, 2018) en omdat er bij de andere meetpunten trendbreuken in de reeksen zijn, waardoor deze niet goed bruikbaar zijn voor lange-termijn ontwikkelingen in 2009-2020.

De trend is statistisch onderzocht met Trendspotter: over 2006-2017 vindt een sterke statistisch significante afname in vangstsucces plaats (Tien et al., 2019). In 1997-2002 nam het vangstsucces toe, gevolgd door een vrij stabiele fase (2003-2013) en een sterke afname vanaf 2014 (Figuur 3.20). Deze trend komt overeen met de trend in het gebied stroomopwaarts in de belangrijkste paaizijrivier in Duitsland, bij Sieg (ongepubliceerde gegevens van de 'Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V.'). In 2020 zijn er zelfs geen zalmen gevangen in de monitoring in de Waal (Figuur 3.20, Figuur 3.21). Er worden voornamelijk terugkerende adulten gevangen (>50 cm). Tot 2014 werden ook zalmen <50 cm gevangen, dit zouden zalmen kunnen zijn die hun weg naar open zee niet kunnen vinden of te "jong" al de rivieren op trekken. Dit zouden wellicht ook zee- /beekforellen kunnen zijn die abusievelijk als zalm gedetermineerd zijn.

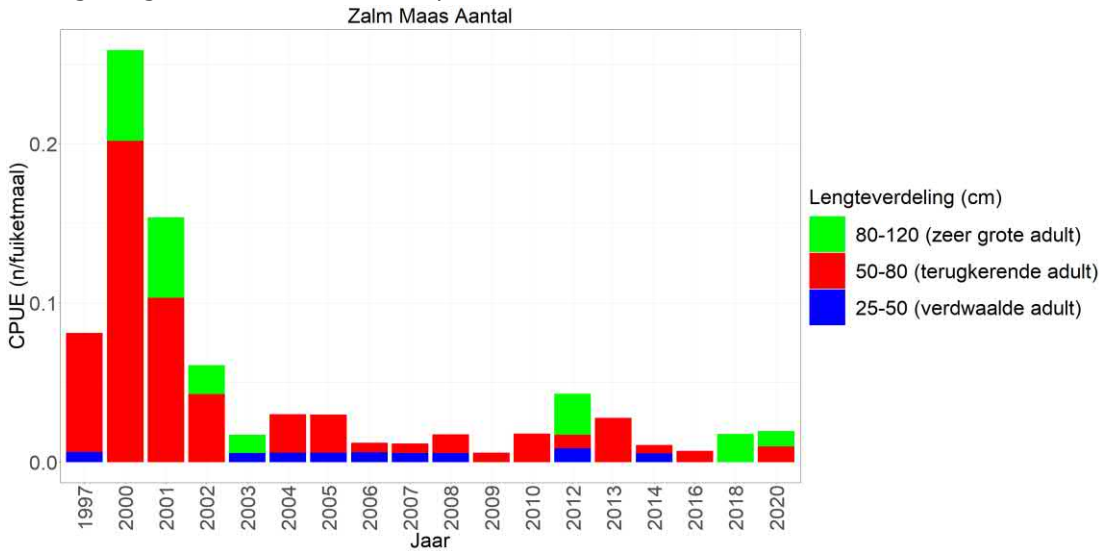
Om een beeld te krijgen van de zalmen die niet de Rijn maar de Maas optrekken zijn ook de gegevens van de zalmvangsten in de Maas bij Lith in een grafiek weergegeven (Figuur 3.22, Figuur 3.23). Deze gegevens worden jaarlijks sinds 1994 in mei-juli en oktober-november verzameld, en vanaf 2014 om het jaar. Net als bij de landelijke trend (van de Waal) is er na het jaar 2000 een sterke afname te zien die niet lijkt te herstellen. Waar bij de trend van de Waal nog een licht herstel lijkt op te treden in de jaren voor 2010 is dit niet het geval voor de zalm in de Maas. Net als in de Waal worden voornamelijk terugkerende adulten gevangen (>50 cm) en tot 2014 werden er ook zalmen <50 cm gevangen.



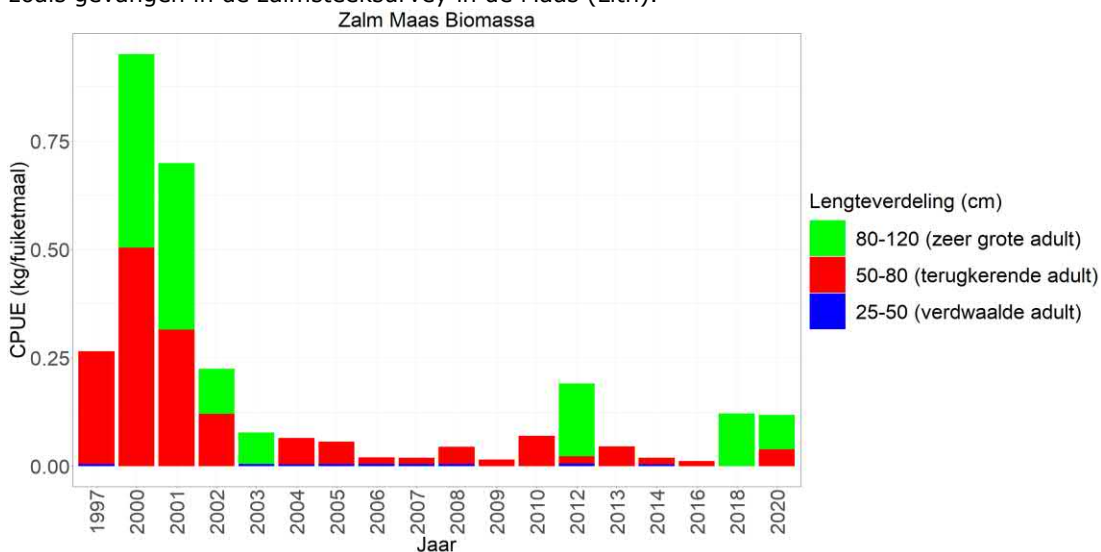
Figuur 3.20. Gemiddelde vangstsucces (aantal per fuiketmaal) van zalm per jaar met lengteverdeling, zoals gevangen in de zalmsteeksurvey in de Waal.



Figuur 3.21. Gemiddelde vangstsucces (kilogram per fuiketmaal) van zalm per jaar met lengteverdeling, zoals gevangen in de zalmsteeksurvey in de Waal.



Figuur 3.22. Gemiddelde vangstsucces (aantal per fuiketmaal) van zalm per jaar met lengteverdeling, zoals gevangen in de zalmsteeksurvey in de Maas (Lith).



Figuur 3.23. Gemiddelde vangstsucces (kilogram per fuiketmaal) van zalm per jaar met lengteverdeling, zoals gevangen in de zalmsteeksurvey in de Maas (Lith).

3.9 Discussie en conclusies

De twee HR-soorten waarvan de trend in vangstsucces statistisch onderzocht kon worden, barbeel en zalm, laten allebei een afname over de periode 2006-2017 zien. Binnen deze 12 jaar is barbeel vanaf 2007 vrij stabiel (op één uitschieter na) tot in 2011 maar neemt daarna af. Zalm gevangen in de Waal is vanaf 2007 vrij stabiel tot in 2013 en neemt daarna af. In de Maas neemt zalm sinds het jaar 2000 af. Barbeel wordt nauwelijks nog gevangen op de Grensmaas, waar deze vroeger binnen Nederland het meeste voorkwam. Ook Noordzeehouting en zeeprík lijken af te nemen gedurende grofweg de laatste tien jaren, alhoewel voor deze soorten geen consistente tijdreeksen over de hele periode beschikbaar is. Noordzeehouting neemt sterk toe tot in 2009 en neemt daarna af (in ieder geval tot in 2012 en waarschijnlijk ook daarna). Zeeprík neemt vanaf 2003 al af, in ieder geval tot in 2010 en waarschijnlijk tot in 2020. Alle vier de soorten (barbeel, zalm, Noordzeehouting, zeeprík) lijken dus afgenomen in de periode 2009-2020.

De afname in het vangstsucces van drie van de vier soorten begint rond dezelfde tijd (2010-2014); zalm (Waal), barbeel, Noordzeehouting. Zeeprík en zalm op de Maas nemen al langer af. Het is dus voor in ieder geval zalm (Waal), barbeel en Noordzeehouting mogelijk dat de oorzaak voor afname (deels) dezelfde is. Aangezien de tijdreeksen van deze drie soorten afkomstig zijn van verschillende locaties (Grensmaas voor barbeel, Waal voor zalm, en vijf andere locaties voor Noordzeehouting) is enkel een locatie-specifieke oorzaak niet voordehandliggend. Het lijkt logischer dat hierbij veranderingen op een grotere ruimtelijke schaal een rol spelen, zoals veranderingen van menselijke activiteiten, (bijvoorbeeld verschillende vormen van recreatieve of beroepsvisserij en stroperij), of natuurlijke sterfte (zoals ziektes of predatie door vogels of roofvissen). Wellicht speelt de verminderde water afvoer, langere periodes van (extreme) droogte in combinatie met het dichtslibben van nevengeulen (Stoffers et al., 2020), hier ook een (grote) rol.

Voor rivierprík en fint zijn de beschikbare tijdreeksen nog te kort (respectievelijk twee/drie en zeven jaar) om uitspraken te doen over trends. Voor rivierprík zijn alleen monitoringsprogramma's geschikt waarin in minimaal de paaimaanden november en december bemonsterd worden op dezelfde fuiklocaties; dit geldt momenteel alleen voor de diadromevissurvey in het Haringvliet vanaf 2012 en in het IJsselmeer bij Kornwerderzand vanaf 2017. Het wordt daarom ook sterk aanbevolen om de uitvoering van de diadromevissurvey in december voort te blijven zetten.

Voor fint geldt daarnaast dat de jaar-op-jaar variatie binnen de zeven beschikbare monitoringsjaren erg groot is. Wel lijkt het vangstsucces van fint sinds 2006 hoger te zijn dan ervoor (vanaf 1994).

De bestandsgrootte van elft is zo klein, dat deze onder het detectieniveau van de Nederlandse monitoringprogramma's ligt. Wel is vanuit vangsten in Duitsland bekend (Figuur 3.5) dat elft voorkomt in de Nederlandse wateren: de trend is dus onzeker, met een zeer lage bestandsgrootte. Mocht elft in de toekomst significant toenemen, dan zou dit binnen de monitoring waargenomen moeten kunnen worden.

4 Trends in Noordzeehouting en snoekbaars

4.1 Noordzeehouting

4.1.1 Inleiding

Onderstaande informatie is deels een samenvatting van het Kennisdocument houting (Wintermans 2014) en de rapporten van Winter et al. (2008) en Winter (2017) met betrekking tot de taxonomische status van houting.

4.1.1.1 Houtingachtigen

Houting, welke nauw verwant is aan zalmen en forellen, komt in veel soorten en talrijke lokale vormen voor. Het areaal van de houting strekt zich uit van Alaska via Siberië, Noord Rusland en het Oostzeegebied tot de Britse eilanden met geïsoleerde populatie in de meren van de Alpen en Vooralpen. Er zijn trekkende en niet trekkende populaties. De trekkende populaties komen van nature voor in estuaria en kustgebieden en op de paaigronden in niet ver landinwaarts gelegen binnenwateren. Vanaf oktober verzamelen volwassen houtingen zich in de estuaria en benedenlopen van rivieren om vervolgens in scholen, stroomopwaarts naar de paaigronden te trekken waar in de late herfst en winter wordt gepaaid.

Houting is een zilverglanzende vis met een meer of minder hoge rug, een relatief korte en hoge rugvin, een vetvin en een langgerekt, matig zijdelings samengedrukt lichaam. Het verschil met andere zalmachtige vissen is hun onderstandige of halfonderstandige bek, de gemiddeld grotere schubben en (bij anadrome vormen) de enigszins 'vlezige' neus. De houting heeft 80-90 schubben op de zijlijn, zalmen en forellen hebben er meer dan 110. De soort wordt circa 60 cm lang.

4.1.1.2 Verdwijning en opkomst van Noordzeehouting

De in Nederland voorkomende Noordzeehouting (*Coregonus oxyrinchus*) kwam oorspronkelijk uitsluitend voor in de stroomgebieden die uitmonden in de Waddenzee (kleine Deense rivieren, Elbe, Weser, Eems), de Rijn, Maas en Schelde stroomgebieden en wellicht ook in zuidoostelijk Engeland (Freyhof & Schöter, 2005), al is dat laatste niet zeker. Daarmee is het een endemische soort voor de zuidelijke Noordzee.

In het begin van de 20ste eeuw kwam de houting nog algemeen voor in de grote rivieren Rijn, IJssel en Maas (de Groot 2002). Ook kwam de houting veel voor in de Waddenzee en in de kleinere Groningse riviertjes die daarin uitmondde (Redeke, 1934). Er bestond een gerichte visserij op houting tijdens de stroomopwaartse trek van paarijpe houting die begon in augustus en doorliep tot november. Voor 1910 werden de vangsten veelal direct verhandeld op lokale markten, maar vanaf 1910 zijn er statistieken van aanlandingen via veilingen bekend (de Groot, 2002), al zullen niet alle gevangen houtingen in de statistieken zijn beland. De aanlandingen liepen na het piekjaar 1915 sterk terug. Na 1939 zijn geen vangsten van houting meer bekend en is de soort als uitgestorven beschouwd in de Nederlandse stroomgebieden (Nijssen & de Groot, 1987). Ook in de Schelde is houting aan het begin van de 20ste eeuw verdwenen, evenals in bijna alle stroomgebieden in de zuidoostelijke Noordzee. Alleen in de Vidå heeft zich een houting populatie kunnen handhaven. In enkele kleine rivieren ten noorden van de Vidå wordt, op zeer geringe schaal, af en toe natuurlijke paai waargenomen. Waar de paaiplaatsen van de historische Noordzeehouting lagen is niet bekend (de Groot, 1988).

Al in 1907 maakten overheden zich zorgen over de afname van houting en werden kweek- en uitzetprogramma's opgezet met coregoniden van een 'grote marene' type die afkomstig waren uit het Peipsimeer in Rusland (de Groot 2002). In totaal zijn er tussen 1907-1937 ongeveer 119 miljoen larven of juveniele coregoniden afkomstig uit deze programma's uitgezet op verschillende plaatsen in het Nederlandse rivierengebied, met name in de Maas en de IJssel, en enkele meren waaronder 700.000 larven in het IJsselmeer in 1937 (Reuter, 1966, Nijssen & de Groot 1987, de Groot 2002). Er werd echter geen toename in het voorkomen van coregoniden vastgesteld. Dat de autoriteiten al in 1907 begonnen met dit programma suggereert dat de neergang van houting al veel eerder ingang was gezet dan de aanlandingsdata laten zien.

Als oorzaken voor het verdwijnen van houting zijn voornamelijk overbevissing, slechte waterkwaliteit, belemmering van migraties door barrières als dammen, sluizen en stuwen en het verdwijnen van specifieke habitats zoals estuaria en brakke overgangszones aangevoerd (de Groot & Nijssen 1997, de Groot 2002). Tussen 1940 en 1992 zijn geen bevestigde waarnemingen van houting in Nederland bekend (Winter et al., 2008).

De Noordzeehouting die tegenwoordig in Nederland en Denemarken voorkomt, zijn gekweekte nakomelingen van enkele ouderdieren uit deze Deense restpopulaties. Midden jaren tachtig zijn enkele ouderdieren uit de laatst overgebleven houting populatie uit de rivier de Vidå in Denemarken gebruikt voor het opzetten van een kweekprogramma om de populatie in de Vidå eventueel met uitzettingen te kunnen ondersteunen (Grøn, 1987). Gekweekte houtingen uit dit programma zijn vervolgens gebruikt voor een herintroductieprogramma in twee kleine rivieren, de Treene en Ostrau in het Duitse Waddengebied van Sleeswijk-Holstein in 1987 (Jäger, 1999). Terugkerende volwassen houtingen in deze stroomgebieden zijn gebruikt om juvenielen op te kweken voor herintroductieprogramma's in andere delen van Duitsland. In 1992 zijn uitzettingen van een beperkt aantal jonge gekweekte houting uitgevoerd in de Lippe, een zijrivier die stroomopwaarts van Wesel uitmondt in de Rijn. Vanaf 1996 zijn hier jaarlijks en in toenemende aantallen jonge houtingen van 2-6 cm lengte uitgezet. Met ingang van 2001 is telkens de helft van het totale aantal jonge houtingen uitgezet in de Lippe en de andere helft in een grindmeer nabij Rees, met directe open verbinding met de Rijn (Borcherding et al., 2006). De opgekweekte jonge houtingen zijn in mei-juni uitgezet en stroomafwaartse dispersie vond plaats binnen enkele dagen na uitzetting (Borcherding et al., 2006). De maximale aantallen bedroegen 400.000 per jaar. In 2006 zijn alle 400.000 uitgezette jonge houting gekleurmerkt middels Alizarine tijdens de eifase, waardoor van elke teruggelovene jonge houting aan de hand van de aanwezigheid van de kleuring in de otolieten kon worden bepaald of deze van de uitzettingen afkomstig waren of van natuurlijke paai. Slechts 2 van de 55 eerstejaars houtingen die in 2006 in het IJsselmeer waren gevangen, hadden het Alizarine merk op de otolieten, waaruit geconcludeerd kon worden dat de overgrote meerderheid van de jonge Noordzeehouting uit natuurlijke paai afkomstig moet zijn (Borcherding et al., 2010). Noordzeehouting heeft zich ook na het stoppen van de uitzettingen gehandhaafd en vormt in het benedenstroomgebied van de Rijn en met name ook op het IJsselmeer en IJssel inmiddels een zichzelf in stand houdende populatie (Borcherding et al., 2008, 2010, 2014).

4.1.1.3 Verspreiding Noordzeehouting

De verspreiding of dispersie van Noordzeehoutingen tussen verschillende rivierpopulaties via mariene habitats lijkt zeer gering, gezien het beperkte voorkomen in het verleden in het mariene milieu en de afwezigheid van 'strayers' (dwaalgasten) vanuit Denemarken in gebieden nadat Noordzeehoutingen daar als paaipopulaties waren uitgestorven. Ook de zeldzaamheid en kleine omvang van de laatste natuurlijke populatie zal hier sterk aan hebben bijgedragen. Uit historische literatuur blijkt dat de Noordzeehouting in Nederland vooral in de benedenstroomse delen van de Schelde, Maas, Rijn, IJssel en Zwarte water/Vecht voorkwam. Noordzeehouting werd veel in de brakke zones van de Zuiderzee en Zuid-Hollandse en Zeeuwse delta gevangen (Redeke 1934, 1941). De Noordzeehouting werd soms ook langs de Noordzeekust, in de Dollard (Schegel 1862, van Bemmelen 1966) en in de Waddenzee bij Den Helder (Redeke 1941) waargenomen. Meer recentelijk wordt Noordzeehouting buitengaats, met name aan de zeezijde van het Haringvliet en de Waddenzeezijde bij Den Oever en Kornwerderzand, waargenomen.

Het IJsselmeer lijkt een belangrijk bolwerk voor houtingen te zijn. Het hele jaar door worden er houtingen van verschillende leeftijdsklassen aangetroffen. In het Markermeer komt de Noordzeehouting nauwelijks voor. Onderzoek heeft aangetoond dat een belangrijk deel van de volwassen houting populatie in de paaiperiode november-december van het IJsselmeer naar de IJssel optrekt en na de paai weer terugkeert in het IJsselmeer en dus de volledige levenscyclus in zoet water voltooit. Slechts een klein deel trekt door naar het Duitse deel van het Rijnstroomgebied of naar de benedenrivieren (Borcherding et al., 2008). Daarnaast wordt er in de Westeinderplassen sinds 2005 in toenemende mate volwassen en paarijpe Noordzeehouting gevangen door de lokale beroepsvisser. Alleen al in 2016 zijn meer dan honderd dieren aangetroffen als bijvangst en direct na de vangst teruggezet. De dieren worden vooral gevangen voor en na de paaitijd in de maanden november en december (de Bruin et al., 2017).

4.1.1.4 Leefwijze Noordzeehouting

De meeste volwassen anadrome Noordzeehoutingen brengen hun tijd door in de brakke wateren van riviermondingen en in stromende rivieren. Tijdens de voortplanting zoeken ze stroomopwaarts gelegen paaigronden op. De voorplantingswateren kunnen sterk verschillen, soms zijn het ondiepe matig stromende wateren in de oeverzone, soms sterk stromende open en diepe wateren. De bodem van deze wateren is stabiel en bestaat altijd uit zand, kiezel en/of rolstenen waar de eieren tot ontwikkeling kunnen komen. Voor een succesvolle ontwikkeling zijn schone waterbodems zonder veel slib een voorwaarde omdat de eieren in het slib kunnen 'verstikken'. De paaiplaatsen in Denemarken zijn gelegen in de beneden- en middenlopen met kiezel en groenblijvende watervegetatie (Jensen et al., 2003) waaraan de klevende eieren zich hechten.

De stroomafwaartse migratie van volwassen Noordzeehouting in Denemarken naar de habitats in de Waddenzee vindt in het vroege voorjaar tot mei plaats (Jensen et al., 2003). Zoals bij veel soorten blijven de mannetjes langer op de paaiplaatsen aanwezig. Over de stroomafwaartse dispersie of migratie van juveniele houting is minder bekend. In Denemarken lijkt dit met name in april-mei plaats te vinden (Jensen et al., 2003). Welke habitats in de benedenlopen, estuaria en kustgebieden belangrijk zijn (geweest) voor de opgroei van jonge houting tot volwassen stadia is niet goed bekend.

Op basis van de levenscyclus van anadrome Noordzeehoutingen in onze regio kunnen vier verschillende verblijfplaatsen met ieder specifieke habitateisen worden onderscheiden. Allereerst de kustwateren van de Noordzee waar de volwassen Noordzeehoutingen verblijven, dan de zout-zoet overgangen op de migratieroutes van de geslachtsrijpe houting naar de paaiplaatsen, vervolgens de paaigebieden zelf en ten slotte de verblijfplaats van de larven en juvenielen.

4.1.1.5 Voortplanting, groei en voedsel Noordzeehouting

Noordzeehoutingen kunnen meerdere jaren achtereen paaien. Tijdens het paaien zet een vrouwtje ca 20.000-30.000 eieren per kg lichaamsgewicht af. De paaitijd duurt 2 à 3 weken en valt in de maanden november en december. Na 2 à 3 maanden komen de houtinglarven in februari tot maart uit het ei; ze zijn dan zo'n 10 mm groot (Borcherding et al., 2006). In deze fase vormen stilstaande wateren als overstromde weilanden, kleine meren en met oevervegetaties begroeide oevers en zijgeulen van rivieren waarschijnlijk een belangrijk opgroeigebied. Pas als de juvenielen 30-40 mm groot zijn, zijn ze fysiologisch in staat om naar brakke en zoute milieus te trekken (Jensen et al., 2003, Borcherding et al., 2006). Houtingen groeien snel in hun eerste levensjaar. In vijverexperimenten is een groei tot 20 cm in de eerste 5 maanden gerealiseerd (Borcherding et al., 2006). Deze data worden bevestigd door recent onderzoek naar de groei van Noordzeehouting in Nederlandse delta waarbij in een periode van 6 maanden (in zowel 2018 en 2019) individuen tot 19 cm zijn gegroeid (Kooiman & Ploegaert 2020). In de larvale en eerste juveniele stadia wordt vooral zoöplankton gegeten. Daarna wordt overgegaan op een uitgebreider menu met een breed scala aan voornamelijk bodemdieren (benthos). Mannetjes kunnen na 3 groeiseizoenen en een lengte van ca. 35 cm geslachtsrijp zijn, terwijl vrouwtjes meestal na 4 groeiseizoenen geslachtsrijp zijn (Jensen et al. 2003, Borcherding et al., 2006). Als ze volwassen zijn bedraagt de lengte 35-45 cm. Een houting kan maximaal ca. 10 jaar oud worden en een lengte bereiken van ca. 60 cm (Borcherding et al., 2008).

4.1.1.6 Taxonomie houtingachtigen

Houtingachtigen (Coregoniden of Marenen) zijn wijdverspreid in het noordelijke deel van de wereld (Noord-Amerika en Eurazië) en vertonen grote variatie in morfologie en verschijningsvormen (morphen), waarbij de taxonomie en fylogenie (de beschrijving van hoe de ene groep organismen is ontstaan uit andere groepen) zeer problematisch is gebleken (Hansen et al., 1999, Praebel et al., 2013).

De houting maakt onderdeel uit van het *Coregonus lavaretus*-soortencomplex in Europa. Coregoniden populaties bevinden zich sinds de laatste ijstijden in een snel proces tot soortvorming ('adaptive radiation'), enerzijds door isolatie en herkolonisatie in tal van koude meren en rivieren en anderzijds door een veranderende omgeving. Of en wanneer een populatie coregoniden tot een aparte soort moet worden beschouwd, is vaak controversieel en tot op zekere hoogte subjectief (Hansen et al., 2008). Waar de meest conservatieve taxonomische insteek slechts twee *Coregonus* soorten in Europa onderscheidt (*C. lavaretus* en *C. albula*), gaan Kottelat en Freyhof (2007) het meest ver en onderscheiden zelfs meer dan 50 *Coregonus* soorten in Europa. Er is wel brede consensus dat het *Coregonus* soorten-complex in Europa bestaat uit een wolk populaties die zich snel tot aparte soorten aan het ontwikkelen zijn (Jacobsen et al., 2012, Winter 2017).

4.1.1.7 Noordzeehouting uitgestorven?

Freyhof en Schöter (2005) hebben morfologisch onderzoek uitgevoerd naar zestien museum-exemplaren van houting uit de benedenstroomse delen van de Rijn, Maas en Schelde. De museumexemplaren waren gefixeerd in formaline en daarmee ongeschikt voor genetisch onderzoek. Deze zijn vergeleken met de huidige Deense populatie houting en andere marenepopulaties rond Denemarken en de westelijke Oostzee. Op basis van verschillen in het aantal kieuwboogaanhangsels tussen de houting uit het Rijn-Maas-Scheldestroomgebied en de Vidaa claimen Freyhof en Schöter (2005) dat de uitgestorven houting populatie in Nederland en België tot een andere soort behoorde dan de houting in Denemarken.

De IUCN hebben de visie van Freyhof en Schöter (2005) overgenomen. Freyhof en Kottelat zijn gevraagd om de soortstatus en soortbeschrijvingen van coregoniden voor de IUCN te schrijven en beschouwen de Noordzeehouting ('North Sea Houting') *Coregonus oxyrinchus* als een wereldwijd uitgestorven vissoort (Freyhof & Kottelat 2008). De IUCN beschouwt de houting uit de Deense Waddenzee als behorende tot de soort *Coregonus maraena*, die voornamelijk in de Oostzee en instromende rivieren voorkomt (Freyhof 2011).

De claim van Freyhof & Schöter (2005) dat de uitgestorven populatie in de Rijndelta een aparte soort is en dat *C. oxyrinchus* dus een wereldwijd uitgestorven soort betrof, is daarna, afgezien door de IUCN, niet overgenomen door de wetenschappelijke wereld. Integendeel, er is veel kritiek op de veel te smalle onderbouwing hiervoor. Het hogere gemiddelde aantal kieuwboogaanhangsels van de Rijndelta populatie van houting in vergelijking met de houting in de Deense Waddenzee laat wel zien dat deze populaties zich gescheiden van elkaar aan het ontwikkelen waren, maar dat kan zowel heel recent tot een paar duizend jaar geleden gescheiden zijn geraakt of al veel eerder voor de laatste ijstijd (vele tienduizenden jaren terug). Bij een zeer recente scheiding tussen beide houting populaties zullen de genetische verschillen nog zeer klein zijn en zal aparte soortstatus niet aan de orde zijn. Bij een scheiding van tienduizenden jaren kunnen daarentegen flinke genetische verschillen zijn ontstaan en is er wellicht, afhankelijk van de grootte van deze verschillen, wel van een aparte soortstatus sprake. Hierover is, zonder analyse van genetische data van de verdwenen populatie in de Rijndelta en deze te vergelijken met de al beschikbare genetische data van andere houting populaties, nu geen uitspraak over te doen (Winter 2017).

Onlangs is er echter wel een genetische vergelijking tussen museum exemplaren geweest van de Deense en originele Nederlandse populatie, gebaseerd op niet formaline gefixeerde exemplaren (Rob Kroes, persoonlijk commentaar). Hieruit bleek dat deze populaties nauwelijks genetisch van elkaar verschillen. Op basis hiervan zou de Noordzeehouting niet als uitgestorven moeten worden beschouwd.

4.1.1.8 Bescherming en beleid

In het natuurbeleid is door de EU binnen de Europese Habitatrichtlijn de hoogste graad van bescherming toegekend aan de Noordzeehouting (Bijlage II en IV van de Habitatrichtlijn). Voor vissen die in Bijlage II staan, moeten gebieden worden aangewezen die van belang zijn als leefgebied; de vissen die in Bijlage IV staan verdienen de zwaarste bescherming. Voor de Noordzeehouting zijn echter geen gebieden aangewezen omdat de soort als uitgestorven wordt beschouwd.

Formeel zouden het IJsselmeer en de IJssel als beschermde gebieden moeten worden aangewezen. Volgens de Conventie van Bern (CvB) moeten alle Coregoniden worden beschermd. Dit houdt in dat de vangst in bepaalde gebieden en perioden moet worden verboden en dat handel en transport moeten worden gereguleerd.

In Nederland is de soort verder opgenomen in de Wet Natuurbescherming. Binnen de Europese KRW wordt de Noordzeehouting in de huidige maatlatten die voor het IJsselmeer (type M21) zijn opgesteld alleen meegenomen in het aantal soorten.

4.1.2 Trends in voorkomen Noordzeehouting

In dit hoofdstuk bespreken we het voorkomen van houting Noordzeehouting in de verschillende monitoringsprogramma's van WMR. Omdat de primaire migratiemaanden voor Noordzeehouting (november-december, Borcharding et al., 2014) niet overeenkomen met de consistent bemonsterde maanden in de vismonitoringsprogramma's met passieve vistuigen, is het niet mogelijk om trends voor Noordzeehouting tijdens de paaitrek te onderzoeken. De gegevens die verzameld zijn buiten de paaitrek kunnen wel gebruikt worden voor de trends tijdens het groeiseizoen. Een substantieel deel van de Noordzeehouting die in Nederland voorkomt, voltooit zijn levenscyclus in zoet water en is dus niet diadroom; terwijl een kleiner deel wel zoutere habitats benut tijdens een deel van zijn leven (diadrome individuen, Borcharding et al., 2008). Hoe deze verhouding tussen diadrome en niet-diadrome individuen ligt, is onbekend. Wel is duidelijk dat de dispersie van houting langs kustgebieden beperkt is en dat in het Nederlandse deel van het Rijn-stroomgebied (inclusief de mondingen aan de zeezijde) een Rijn-eigen populatie houting bestaat, die geen menging laat zien met buitenlandse populaties. De Noordzeehoutingvangsten buiten het migratie seizoen zijn daarmee dus ook een goede weerspiegeling van de populatietrend van de (eigen) Noordzeehouting populatie in het Nederlandse Rijn-stroomgebied.

Voor de diadrome soorten zijn de gegevens van monitoringsprogramma's met passieve vistuigen (diadrome vissurvey, vangstregistratie aalvissers en zalmsteeksurvey) het meest geschikt; trekkende vis brengt weinig tijd door op een specifieke locatie. De trefkans is veel hoger met een passief vistuig dat lange tijd in het water aanwezig is dan met een actief vistuig waarmee kortdurend wordt gemonsterd. Voor de niet-diadrome soorten worden monitoringen met actieve vistuigen het meest geschikt geacht. De Noordzeehouting in Nederland lijkt zowel een diadrome als een niet diadrome (IJsselmeer-Gelderse IJssel) vorm te hebben. Voor de diadrome populatie zijn de passieve monitoringen het meest geschikt, terwijl voor de niet diadrome populatie de actieve monitoringen beter geschikt lijken te zijn.

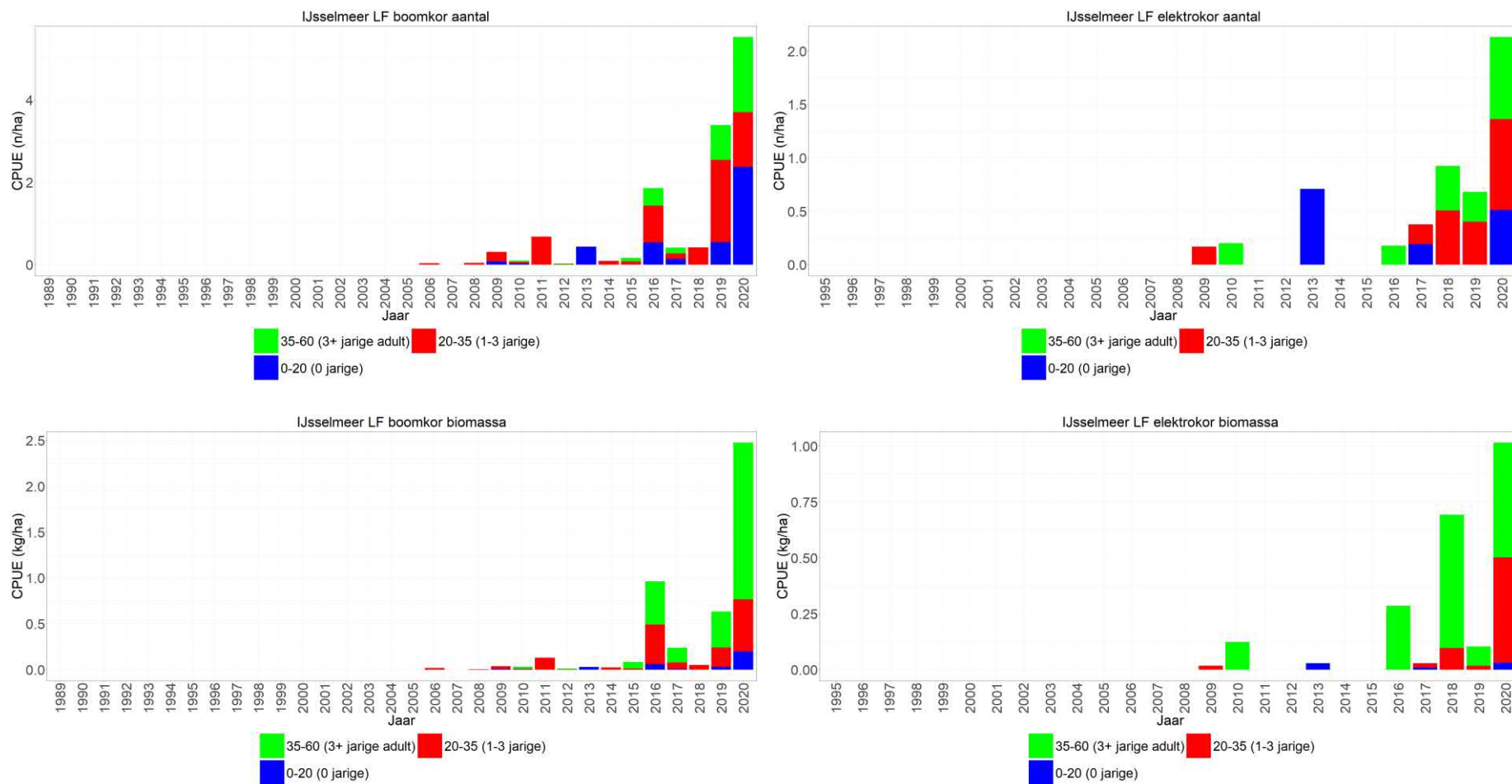
Noordzeehouting wordt niet goed gevangen met het elektroschepnet, vandaar dat bij de monitoringen die besproken worden de vangsten van dit tuig buiten beschouwing laten. De Demersal Fish Survey (DFS) is een actieve monitoring met de boomkor waarbij in de Noordzee, Waddenzee, Oosterschelde, Westerschelde en het Eems estuarium wordt gevist. Hierin zijn geen Noordzeehoutingen gevangen. Hetzelfde geldt voor de ankerkuil monitoringen in het Eems estuarium en de Westerschelde.

De groei informatie uit paragraaf 4.1.1.5 is gebruikt om een schatting van de leeftijd te maken.

4.1.2.1 IJsselmeer

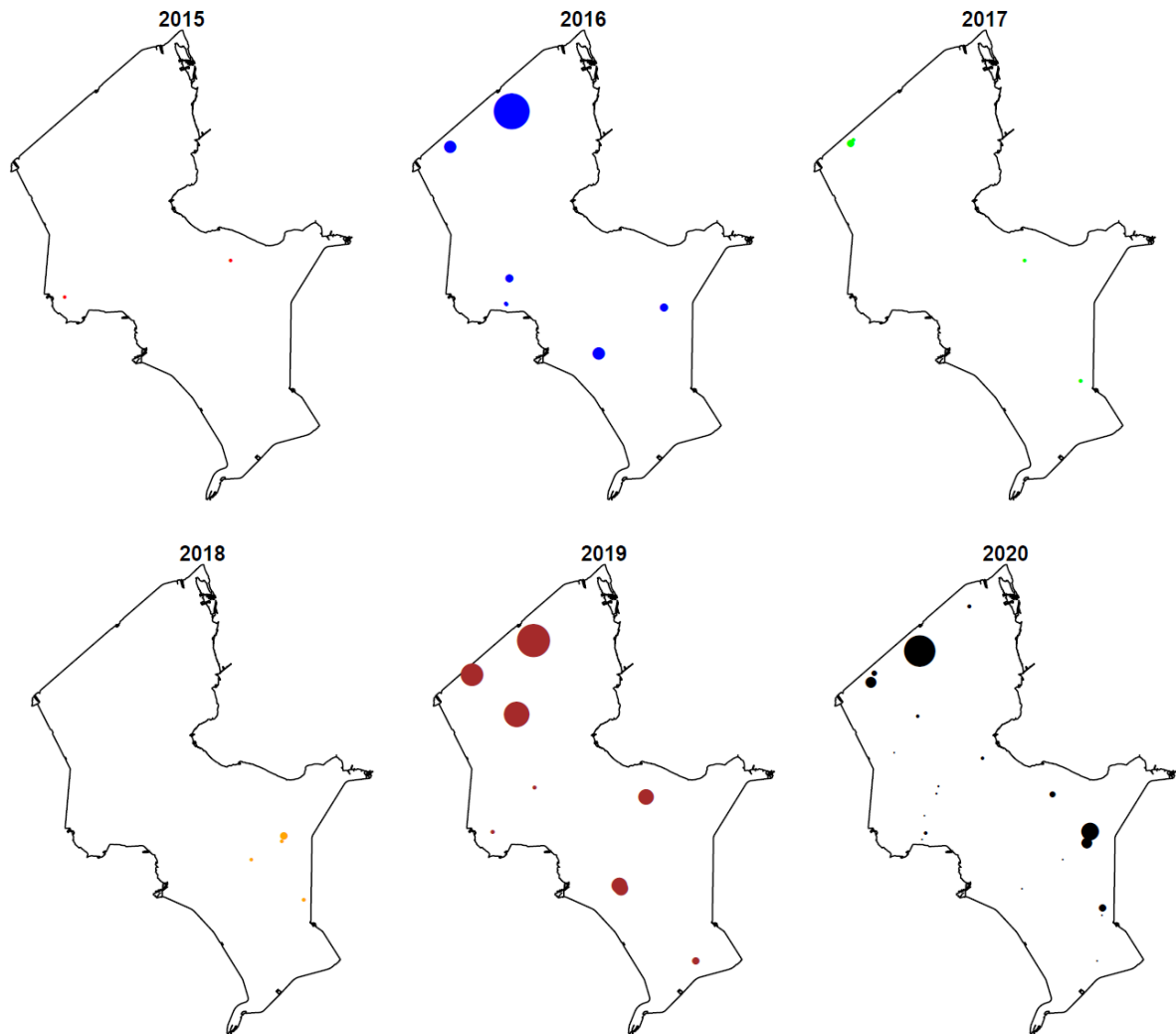
4.1.2.1.1 Boomkor en elektrokor monitoring

Noordzeehouting werd voor het eerst in 2006 met de boomkor en in 2009 met de elektrokor gevangen. (Figuur 4.1). De vangsten lijken sindsdien gestaag toe te nemen tot 2016, sindsdien lijken de vangsthoeveelheden nog sneller te stijgen met grootste vangsten in 2020. De laatste jaren worden er zowel nuljarigen, als 1- en 2-jarigen, als volwassen individuen van 3 jaar en ouder gevangen. In het Markermeer is er geen Noordzeehouting gevangen tijdens deze bemonstering.



Figuur 4.1 Gemiddelde CPUE (n/ha en kg/ha bevist oppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van Noordzeehouting gevangen met de boomkor en de elektrokor in het open water van het IJsselmeer.

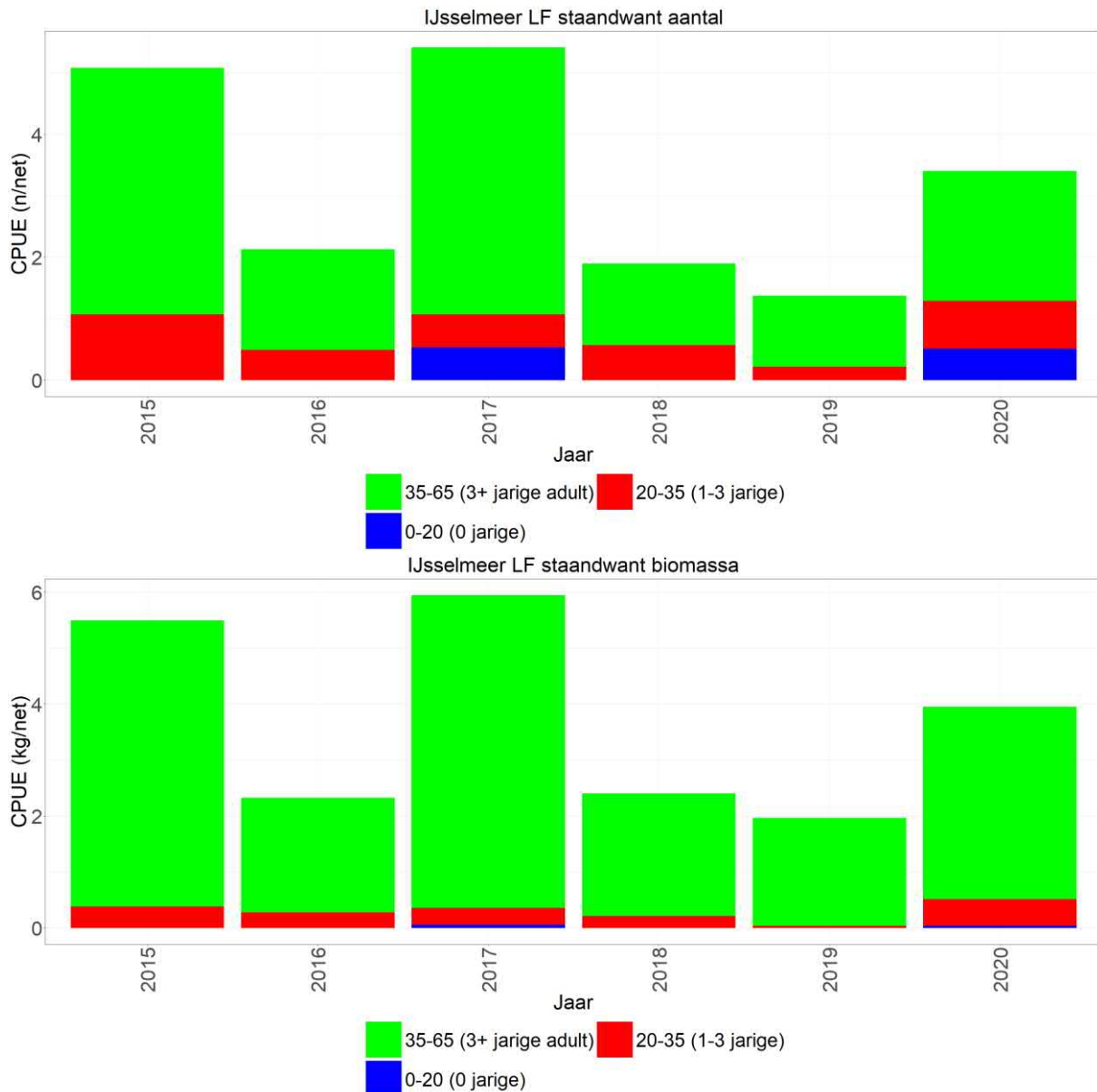
Wanneer we naar de vangstlocaties in het IJsselmeer kijken van de afgelopen 6 jaar is te zien dat de meeste Noordzeehouting relatief vlakbij de afsluitdijk wordt gevangen (Figuur 4.2).



Figuur 4.2 Vangstlocaties Noordzeehouting in het IJsselmeer 2015-2020. Grootte van de cirkels is de CPUE per trek/5 en voor het jaar 2020 CPUE per trek/10 (vanwege te grote locatie overlap door zeer grote cirkels).

4.1.2.1.2 *Standaard monitoring*

Sinds het begin van de standaard monitoring in 2015 wordt Noordzeehouting gevangen. De hoeveelheden fluctueren iets door de jaren maar lijken over het algemeen vrij stabiel (Figuur 4.3). Er worden voornamelijk grote, volwassen houtingen van 3 jaar en ouder gevangen. De meeste houtingen zijn dan ook gevangen met de 101 mm maaswijdte (45%), gevolgd door de 140 mm maaswijdte (21%). De standaard netten met 101 mm maaswijdte worden veelal door beroepsvissers gebruikt om maatse schubvis (snoekbaars, baars, brasem en blankvoorn) te vangen. In het Markermeer zijn er alleen in 2015 en 2018 enkele Noordzeehoutingen gevangen tijdens deze bemonstering.



Figuur 4.3 Gemiddelde CPUE (n/net en kg/net bevestig oppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van Noordzeehouting gevangen met het standaard in het open water van het IJsselmeer.

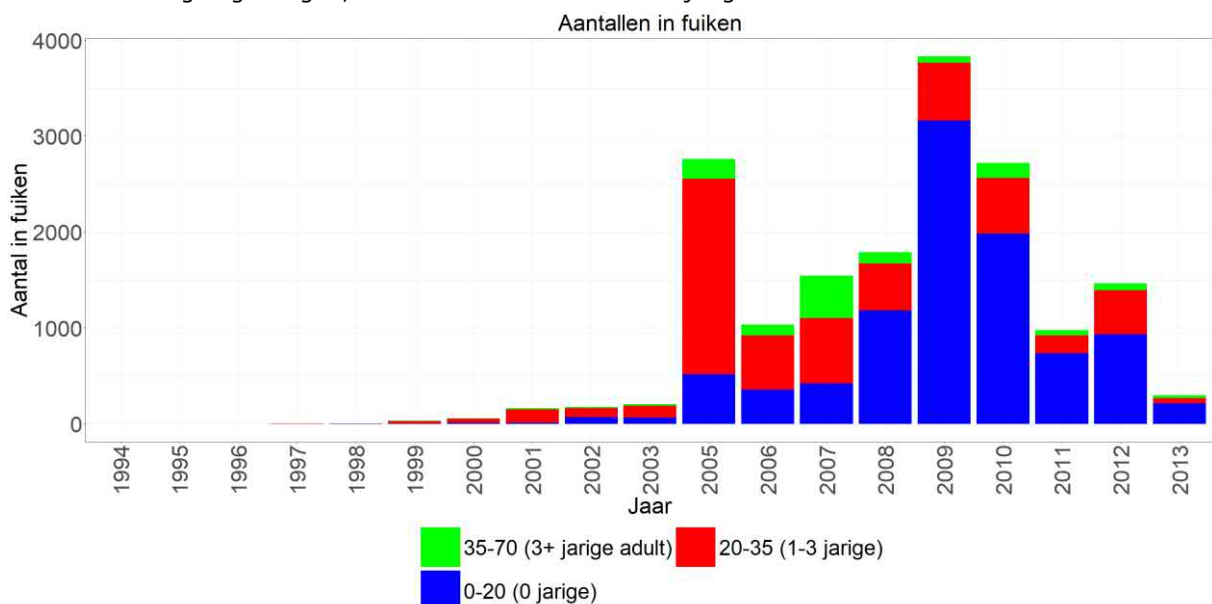
4.1.2.1.3 *Zeldzame vissen monitoring*

Van 1994-2013 was er een monitoringsprogramma waarin zeldzame vissoorten in het IJsselmeergebied bemonsterd werden. In dit programma werd door aankoop van migrerende vissoorten een indruk verkregen van de aanwezigheid van zeldzame soorten. De vissoorten werden van de beroepsvisserij aangekocht. De vissers waren werkzaam over het hele IJsselmeergebied.

In de periode 1994 t/m 2000 hebben de betrokken vissers op vrijwillige basis zeldzame vissen ingeleverd (ter Hofstede & van Willigen 2001). In 2001 is de opzet van het programma gewijzigd. Werd in voorgaande jaren nog alle beroepsvissers op het IJsselmeer verzocht zeldzame vissoorten in te leveren in ruil voor een premie, vanaf 2001 zijn een beperkt aantal vissers benaderd om medewerking te verlenen.

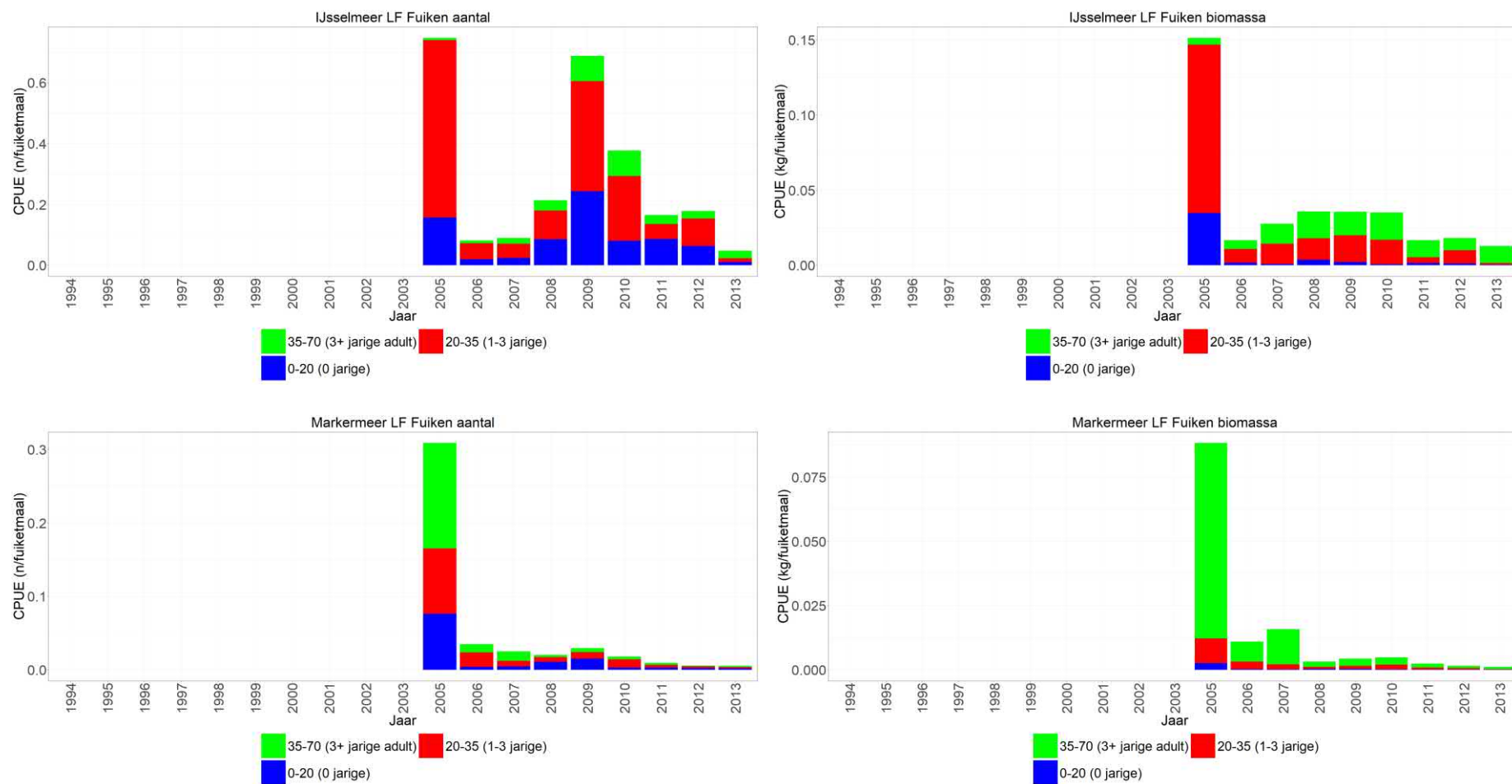
Omwille van vergelijkbaarheid tussen jaren zijn de gegevens die in deze rapportage gepresenteerd worden, beperkt tot de zeven beroepsvissers die in 2001 (en zes vanaf 2002) zijn ingeschakeld. Aangezien deze vissers voor 78% hebben bijgedragen aan de vangsten uit voorgaande jaren, is het verlies aan informatie beperkt. Vanaf 2005 zijn nog twee bedrijven opgehouden waardoor er nog 4 vissers aan het programma meewerkten. Deze twee bedrijven namen 11% van de vangstinspanning voor hun rekening in 2005 en ongeveer 1% van het aantal aangeleverde vissen. Het effect van het afvallen van deze vissers zal daarom gering zijn. Eind 2007 is wederom een visser opgehouden. Het grootste deel van de visserijlocaties zijn door de overige drie vissers van dit programma overgenomen. Hierdoor is de dekking van de locaties en de hoeveelheid data niet verminderd door de afname van het aantal deelnemende vissers. In de periode 1 januari tot en met 1 mei geldt er een vangstverbod op aal. Daarnaast geldt er vanaf 2009 in het kader van de Aalverordening ook een algeheel verbod op aalvisserij van 1 oktober tot 1 december. In deze periode mocht er wel met aangepaste fuiken met daarin een ontsnappingsring voor paling op wolhandkrabben en schubvis gevist worden (Kuijs et al., 2011).

Aangezien de vangstinspanning pas vanaf 2001 is geregistreerd, is hieronder het totaal aantal (i.p.v. cpue) Noordzeehoutingen per jaar weer gegeven voor het IJsselmeer en Markermeer samen (Figuur 4.4). Ondanks alle haken en ogen in deze dataset lijkt er toch een duidelijke trend te zien waarbij er in de jaren '90 nauwelijks Noordzeehouting werd gevangen en deze beduidend toenam, met name in 2005 en nog hogere pieken in 2009 en 2010, waarna er zich weer een afname lijkt voor te doen (voornamelijk onder de 0-jarige Noordzeehouting). Deze trend is in hoge mate vergelijkbaar met de trend in de fuiken van de diadrome vissurvey zoete Rijkswateren aan de IJsselmeerzijde bij Kornwerderzand (Figuur 4.7). In de begin periode van de monitoring tot en met 2007 werden er hoofdzakelijk 1-3-jarige en adulte Noordzeehoutingen gevangen, vanaf 2008 domineren de 0-jarige de aantallen.



Figuur 4.4 Ongecorrigeerde totaal aantallen per jaar van door beroepsvissers in fuiken gevangen Noordzeehoutingen in het IJsselmeer en Markermeer samen.

De CPUE (vanaf 2005) door de jaren heen (Figuur 4.5) heeft een vergelijkbaar patroon als de totale aantallen van het IJsselmeer en Markermeer samen, met twee keer een piek (2005 en 2009) en na 2009 een afname. Er is (veel) meer Noordzeehouting gevangen in het IJsselmeer dan in het Markermeer.



Figuur 4.5 Gemiddelde CPUE (n/fuiketmaal en kg/fuiketmaal) per jaar met lengteverdeling (cm) van Noordzeehouting gevangen met hok- en schietfuiken in het IJsselmeer (boven) en het Markermeer (onder) geregistreerd onder de zeldzame vissen monitoring.

4.1.2.2 Randmeren (stortkuil en wonderkuil)

Noordzeehouting wordt in sommige Randmeren gevangen zonder duidelijke trend in de vangsten, alhoewel er beduidend meer Noordzeehouting gevangen is vanaf 2016 vergeleken met de jaren er voor (Tabel 4.1). De vangsten zijn het hoogst in de Randmeren-Oost (Nulderneauw, Veluwemeer, Wolderwijd) en Noordzeehouting wordt beter in de stortkuil dan in de wonderkuil gevangen.

Tabel 4.1 Overzicht van aantallen gevangen Noordzeehouting per randmeer, ongecorrigeerd voor inspanning.

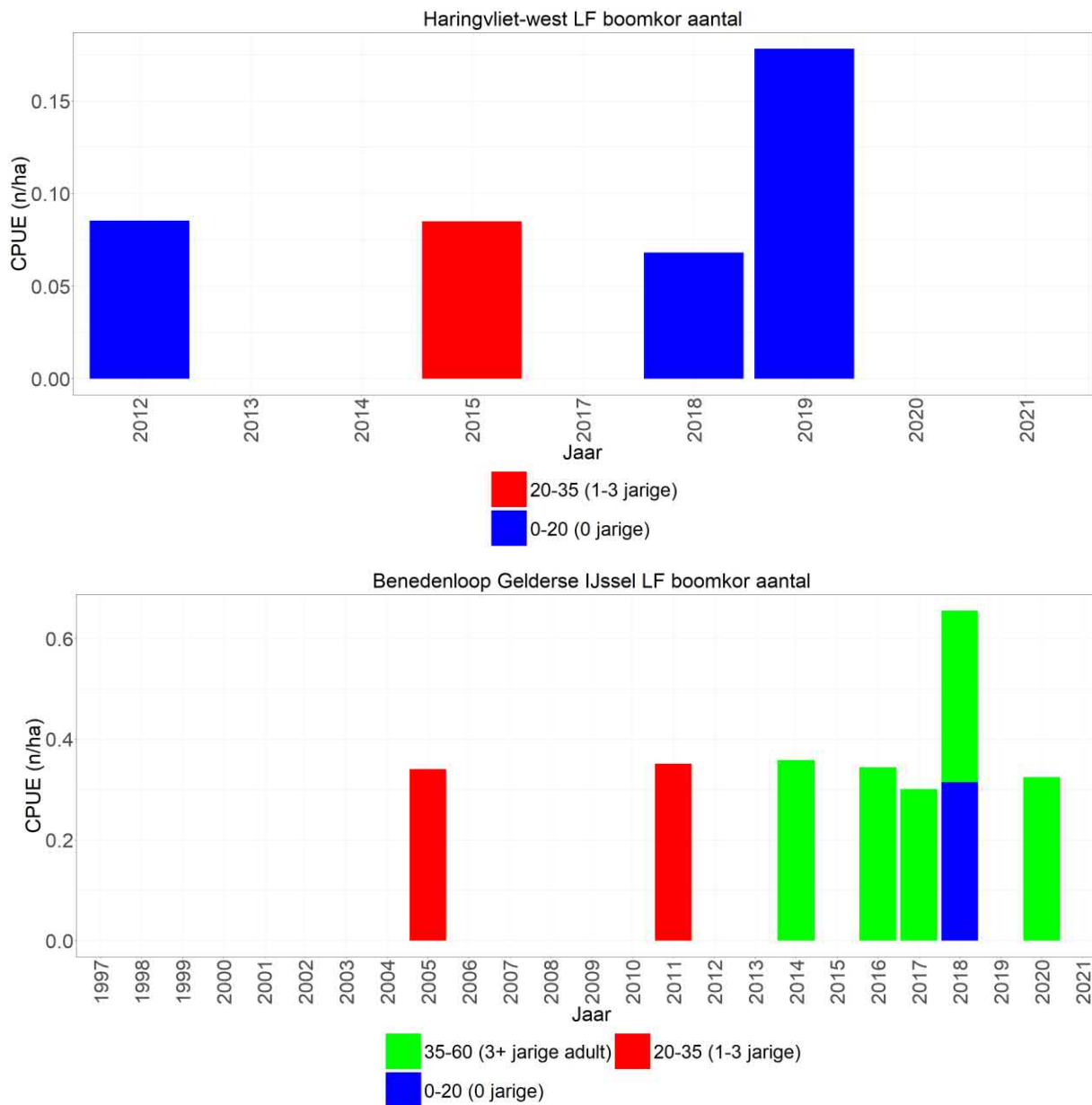
Gebied	Nulderneauw	Ketelmeer	Veluwemeer	Wolderwijd	Zwarte Meer	
Jaar/Tuig	Stortkuil	Stortkuil	Stortkuil	Wonderkuil	Stortkuil	Wonderkuil
2008		1				
2010			1			
2011						1
2014		1				1
2016	10		8	1	12	
2019			6	2	14	

4.1.2.3 Rivieren (boomkor)

Noordzeehouting wordt nauwelijks in de rivieren gevangen en in de meeste rivieren maar in één enkel jaar sinds de start van de monitoring in 1997 (Tabel 4.2). Alleen in het Haringvliet-West en de Benedenloop Gelderse IJssel wordt de Noordzeehouting in meerdere jaren gevangen met name in de laatste jaren, alhoewel deze vangsten meestal een enkel exemplaar per jaar betreft (Figuur 4.6). Beide locaties zijn goed te verklaren aangezien het Haringvliet-West onderdeel is van een belangrijke zoet-zout overgang voor Noordzeehouting. De Benedenloop Gelderse IJssel wordt gezien als paaigebied voor veel Noordzeehouting die in het IJsselmeer verblijft.

Tabel 4.2 Overzicht van aantallen gevangen Noordzeehouting per rivier, ongecorrigeerd voor inspanning. In de overige rivieren is geen Noordzeehouting gevangen.

Gebied	Oude Maas	Getijden Maas	Bovenloop Nederrijn	Zwarte Water	Bovenloop Gelderse IJssel
Jaar/Tuig	Boomkor	Boomkor	Boomkor	Boomkor	Boomkor
2005			1		
2009	1	1			
2011					1
2013				1	

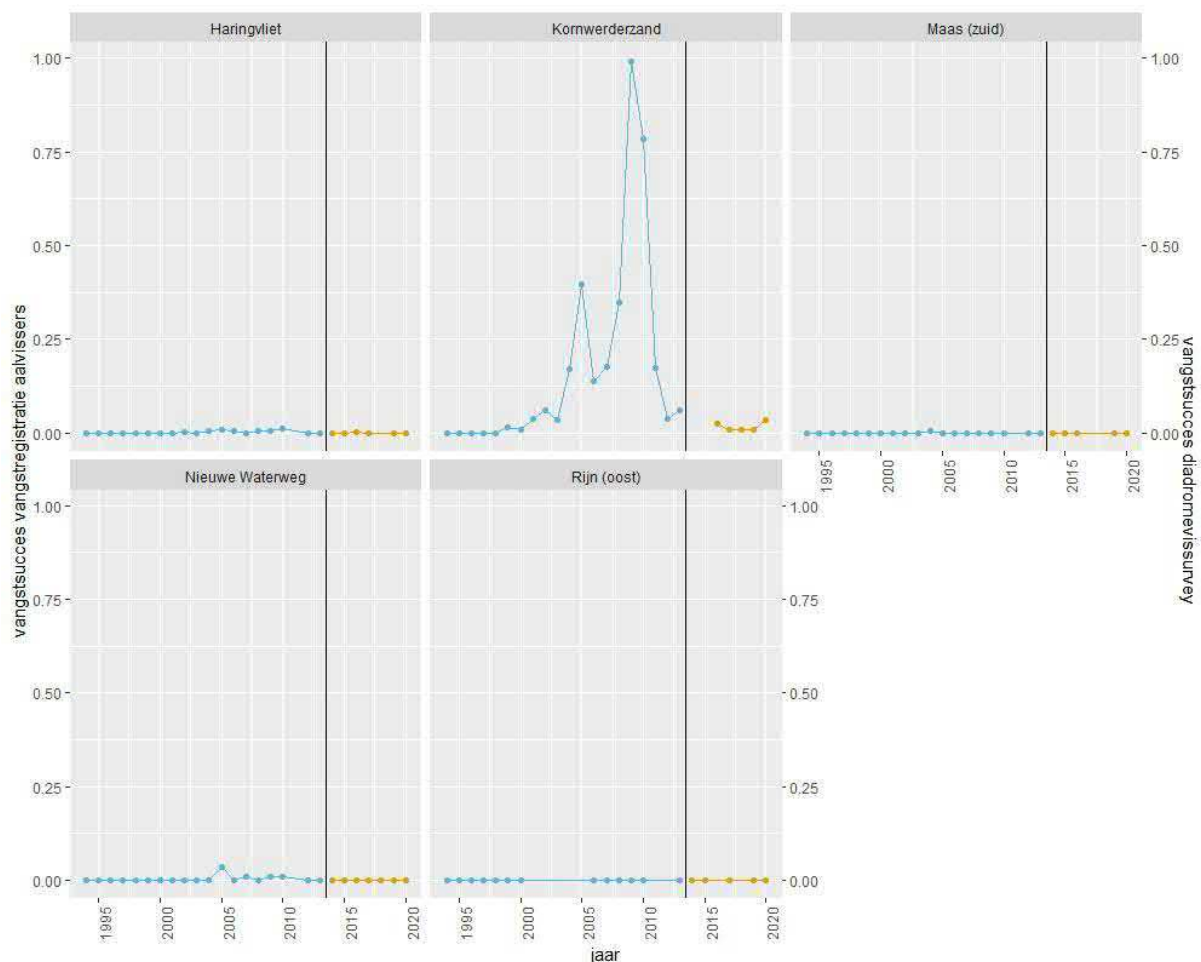


Figuur 4.6 Gemiddelde CPUE (n/ha en bevestig oppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van Noordzeehouting gevangen met de boomkor in het open water van Haringvliet-West (boven) en Benedenloop Gelderse IJssel (onder).

4.1.2.4 Vangstregistratie aalvissers en diadrome vissurvey zoete rijkswateren

Van deze surveys zijn er vijf locaties geselecteerd die potentieel belangrijk zijn voor Noordzeehouting waarbij er enigszins consistent in beide surveys en in dezelfde maanden bemonsterd is om een landelijke trend en een trend per locatie weer te geven (zie Bijlage 3).

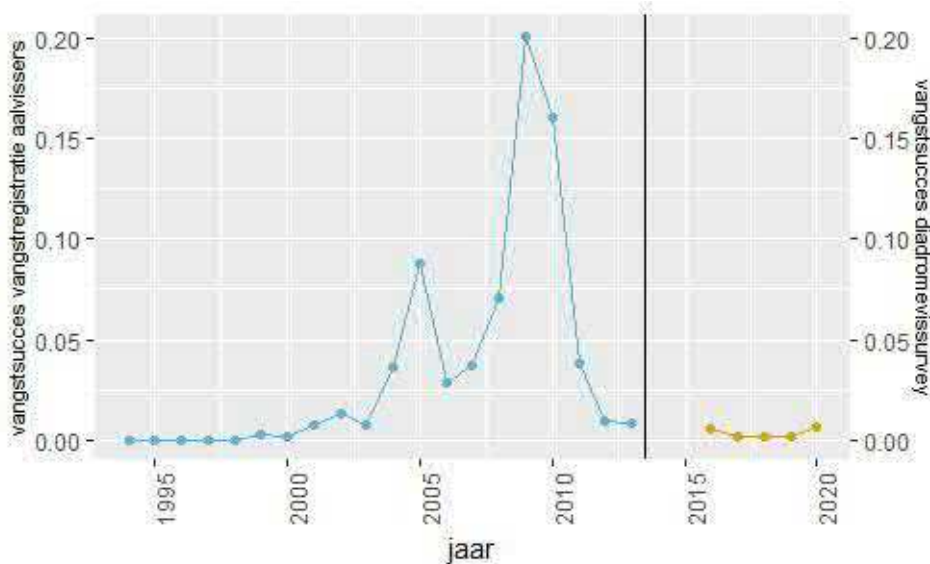
Noordzeehouting wordt bij Haringvliet, Nieuwe Waterweg, Maas en Rijn in stabiele en zeer lage aantallen aangetroffen (minder dan 0,02 Noordzeehouting per fuiketmaal). Alleen bij Kornwerderzand wordt Noordzeehouting in hogere aantallen aangetroffen, met een hoogste waarde van 0,5 Noordzeehouting per fuiketmaal in 2009 (Figuur 4.7). Overigens hoeft een verschil in vangst per fuiketmaal tussen gebieden niet per se te betekenen dat Noordzeehouting talrijker is in het gebied met de hoogste vangst per fuiketmaal. Ook andere factoren zoals plaatsing en locatie van de fuik en verschil in activiteit van de Noordzeehouting tussen gebieden kunnen resulteren in verschillen in 'vangbaarheid' tussen verschillende fuiken/gebieden. Als de verschillen echter groot zijn is het wel aannemelijk dat Noordzeehoutingen hier ook talrijker zijn.



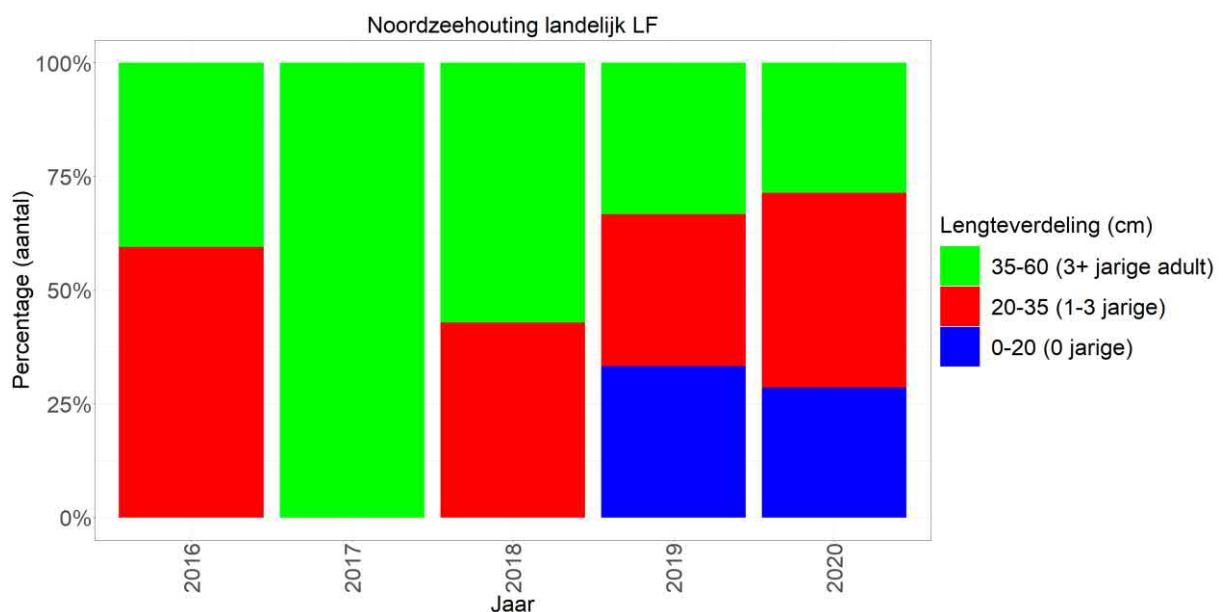
Figuur 4.7 Het gemiddelde vangstsucces (aantal per fuiketmaal) per jaar van Noordzeehouting in de vangstregistratie aalvissers (blauw) en in de diadrome vissurvey (oranje), zoals geschat op vijf potentieel belangrijke opgroeiplekken van Noordzeehouting (Haringvliet, Kornwerderzand, Nieuwe Waterweg, Rijn (oost), Maas (zuid)). De verticale lijn geeft de scheiding tussen de twee verschillende monitoringen weer.

De landelijke trend (gemiddeld over de vijf locaties) wordt dan ook gedomineerd door de trend bij Kornwerderzand: sinds 1996 wordt Noordzeehouting aangetroffen waarna het vangstsucces in de monitoringen vrij consistent toeneemt met als hoogtepunt 2009 (Figuur 4.8). Daarna nemen de vangsten in de vangstregistratie aalvissers weer scherp en consistent af. De reden hiervoor is onbekend. Ook in de

diadromevisserij (vanaf 2016) wordt Noordzeehouting gevangen. Omdat het vangstsucces in de twee surveys niet direct vergelijkbaar is, is de trend sinds 2013 niet met zekerheid te bepalen. Alsnog lijkt er, gezien de vrij stabiele trend in beide surveys, geen sprake te zijn van een toename in aantallen maar eerder van een consistente afname na 2013. Samengevat is de hoeveelheid Noordzeehouting, na een initiële sterke toename vanaf 2000, vanaf 2010 weer sterk afgenomen. De trend sinds 2013 is onzeker maar lijkt negatief te blijven. Noordzeehouting wordt door vissers op het IJsselmeer echter nog regelmatig gevangen (van Rijssel et al., 2019). De gegevens van de diadromevisserij betreffen houtingen tussen de 15-51 cm, bij de vangstregistratie van de aalvissers is geen lengte opgemeten (Figuur 4.9).

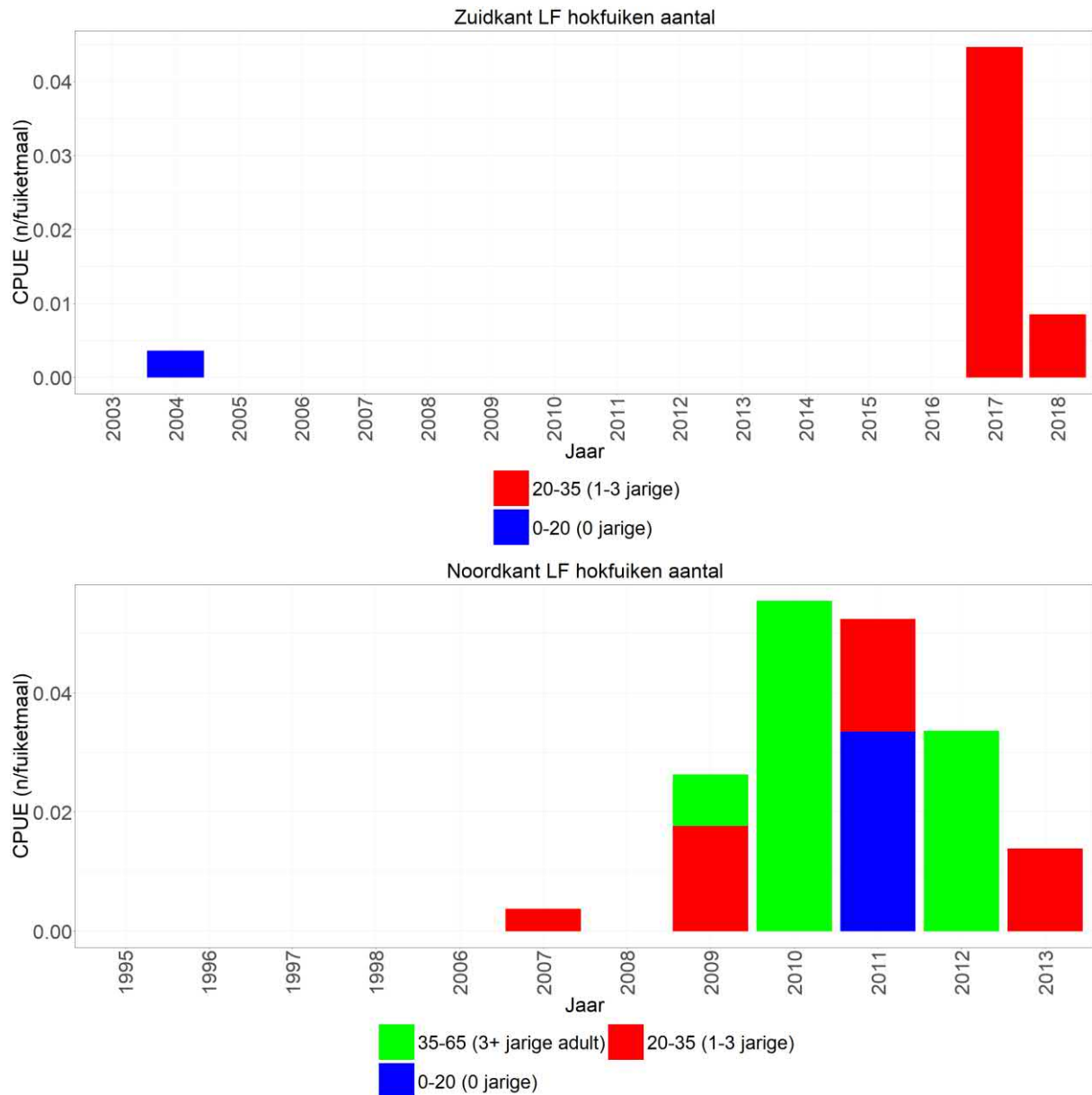


Figuur 4.8. Het gemiddelde landelijke vangstsucces (aantal per fuiketmaal) per jaar van Noordzeehouting in de vangstregistratie aalvissers (blauw) en in de diadrome visserij (oranje), gemiddeld over vijf potentieel belangrijke opgroeiplekken van Noordzeehouting (Haringvliet, Kornwerderzand, Nieuwe Waterweg, Rijn (oost), Maas (zuid)). De verticale lijn geeft de scheiding tussen de twee verschillende monitoringen weer.



Figuur 4.9 Procentuele lengteverdeling van Noordzeehouting in de diadrome visserij.

Aalvissers hebben gedurende een bepaalde periode hun vangsten geregistreerd aan de noordkant en zuidkant van de buitenzijde van de Haringvlietsluizen. De registratie van de vangsten van de visser aan de noordkant is begonnen in 1994 en gestopt in 2013. De visser aan de noordkant heeft geen vangsten geregistreerd van 1999-2005. De visser aan de noordkant viste voornamelijk in de maanden april-juni en de maanden september-november. De registratie van de vangsten van de visser aan de zuidkant is begonnen in 2003 en gestopt in 2018. De visser aan de zuidkant viste het hele jaar door. Beide vissers hebben vanaf 2010 niet meer in de maanden september-november gevist vanwege het gesloten seizoen wat in dat jaar van kracht is gegaan. Noordzeehouting werd voor het eerst in deze monitoring aan de zuidkant van de sluisen gevangen in 2004, daarna werd deze voornamelijk aan de noordkant van de sluisen gevangen. In 2017 was er weer een opvallende piek in vangsten aan de zuidkant. In 2009 is ook nog 1 Noordzeehouting gevangen aan de zuidkant, maar hiervan is de lengte niet opgemeten.



Figuur 4.10 Gemiddelde CPUE (n/fuiketmaal) per jaar van Noordzeehouting gevangen met fuisen aan de zuidkant (boven) en de noordkant (onder) van de Haringvlietsluizen.

4.1.2.5 Zalmsteken

Bij de start van deze monitoring met zalmsteken in 1994 was de monitoring beperkt tot Lek, Maas en Waal (Klinge et al., 1998). Vanaf 1997 is er ook op twee fuiklocaties in de IJssel gevestigd. Omdat vissen op één van beide locaties tot veel problemen bleek te leiden, is deze in 1998 verplaatst naar de Nederrijn/Pannerdensch kanaal. Van 1998 tot 2000 zijn deze twee locaties (IJssel en Nederrijn) in de rapportages niet als zodanig onderscheiden. Sinds 2000 worden beide fuiklocaties wel als twee afzonderlijke punten beschouwd en worden de vangsten apart gerapporteerd.

Tot en met 2013 is er op vijf locaties met zalmsteek gevestigd:

- Op de IJssel bij Westervoort, met één zalmsteek;
- Op de splitsing van de Nederrijn met het Pannerdensch kanaal bij Looveer, met één zalmsteek;
- Op de Lek, in het stuwkanaal van het sluizencomplex Hagestein, met twee zalmsteken;
- Op de Maas stroomafwaarts van de stuw bij Lith, met twee zalmsteken;
- Op de Waal/Boven Merwede ter hoogte van Woudrichem en Gorinchem, met drie zalmsteken.

Vanaf 2014 is de opzet versoerd. Er wordt nog op drie locaties gemonitord:

- Op de Maas stroomafwaarts van de stuw bij Lith, met twee zalmsteken;
- Op de Waal/Boven Merwede ter hoogte van Woudrichem en Gorinchem, met drie zalmsteken;
- Op de IJssel bij Westervoort, met twee zalmsteken.

Alleen de Waal wordt nog jaarlijks bemonsterd. De IJssel en Maas worden om het jaar bemonsterd, waarbij de Maas in de even jaren wordt bemonsterd en de IJssel in de oneven jaren. De overige locaties zijn vervallen (van Keeken et al., 2021).

Noordzeehouting wordt een enkele keer gevangen in deze monitoring, voornamelijk in de zalmsteken in de Lek. De monitoring in deze rivier liep tot 2013. Er is geen duidelijke trend te onderscheiden, maar het lijkt er wel op dat in de laatste jaren van deze monitoring wat meer Noordzeehouting is gevangen dan in de jaren daarvoor. Het betreffen individuen met een lengte van 25-52 cm waarvan de meerderheid adulte individuen zijn tussen de 46-52 cm.

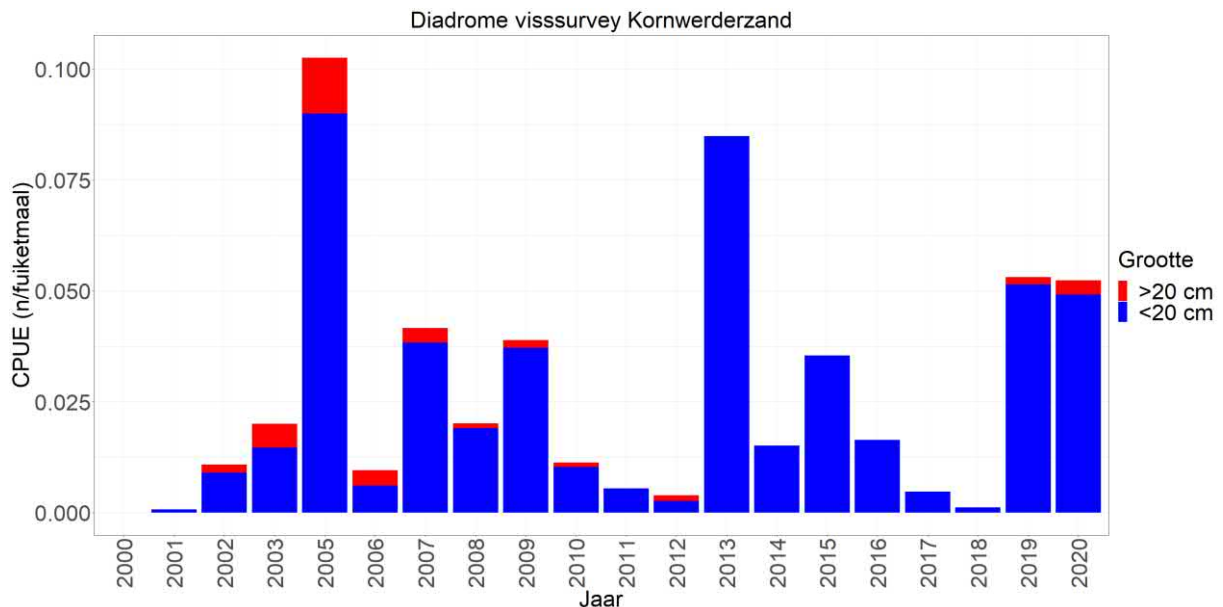
Tabel 4.3 Totaal aantal gevangen Noordzeehouting per jaar in de zalmsteken monitoring.

Jaar/Locatie	Lek	Waal	Nederrijn
1997	0	0	-
1998	1	0	-
1999	0	0	-
2000	0	0	0
2001	0	0	0
2002	0	0	0
2003	0	0	1
2004	0	0	0
2005	1	0	0
2006	0	0	0
2007	2	0	0
2008	2	1	0
2009	0	0	0
2010	2	0	0
2011	0	0	0
2012	4	1	0
2013	3	0	0
2014	-	0	-
2015	-	1	-
2016	-	0	-
2017	-	0	-
2018	-	0	-
2019	-	0	-
2020	-	0	-

4.1.2.6 Diadrome vissurvey Kornwerderzand

Naast de diadrome vissurvey in de zoete Rijkswateren wordt er aan de Waddenzee zijde van Kornwerderzand sinds 2000 ook met fuiken bemonsterd om trends in diadrome vissoorten in kaart te brengen. De bemonstering vindt plaats van april-juni en van september-november. De geselecteerde bemonsteringsmaanden zijn mei-juni en september-november aangezien deze maanden de meest consistente bemonsteringsdata geven. Lengtes van diadrome vissen worden in deze monitoring niet gemeten. De vangsten worden opgesplitst in vissen <20 cm en >20 cm, waardoor alleen de cpue op basis van aantallen getoond kan worden.

De vangsten van Noordzeehouting in deze survey fluctueren sterk van jaar tot jaar en bestaan voornamelijk uit jonge exemplaren. Net zoals aan de zoete zijde van Kornwerderzand is er een piek van Noordzeehouting aan de zoute zijde in 2005 (Figuur 4.11). Aan de zoete zijde zijn er ook nog twee pieken in 2009 en 2010 wat niet echt het geval lijkt te zijn aan de zoute zijde. Aan de zoute zijde is een piek te zien in 2013 en daarna pas weer in 2019 en 2020. Iets hogere vangsten zijn aan de zoete zijde ook waargenomen in 2020 (Figuur 4.7).



Figuur 4.11 Het gemiddelde vangstsucces (aantal per fuikemaal) per jaar van Noordzeehouting in de diadrome vissurvey Kornwerderzand (zoute zijde).

4.1.2.7 Zegen in de Delta

Met het "Kierbesluit" heeft RAVON samen met partners (Rijkswaterstaat, Provincie Zuid-Holland, Wereld Natuur Fonds, Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, en Sportvisserij Nederland) in 2017 het project "Een Zegen in de Delta" - Onderzoek naar de kraamkamerfunctie van de Zuid-Hollandse delta - opgezet. Over het gebruik door jonge vissen is tot op heden weinig bekend omdat de huidige actieve monitoring in de delta over het algemeen plaatsvindt in de vaargeul (boomkor) of in structuurrijke oevers van zoet water (elektroschepnet). Met behulp van de zegen als vangtuig wordt bij dit project de visdiversiteit en de functie en waarde van de verschillende ondiepe habitats voor vissen in kaart gebracht.

Veertien verschillende gebieden zijn bevestigd in de jaren 2018-2020 (Figuur 4.12).

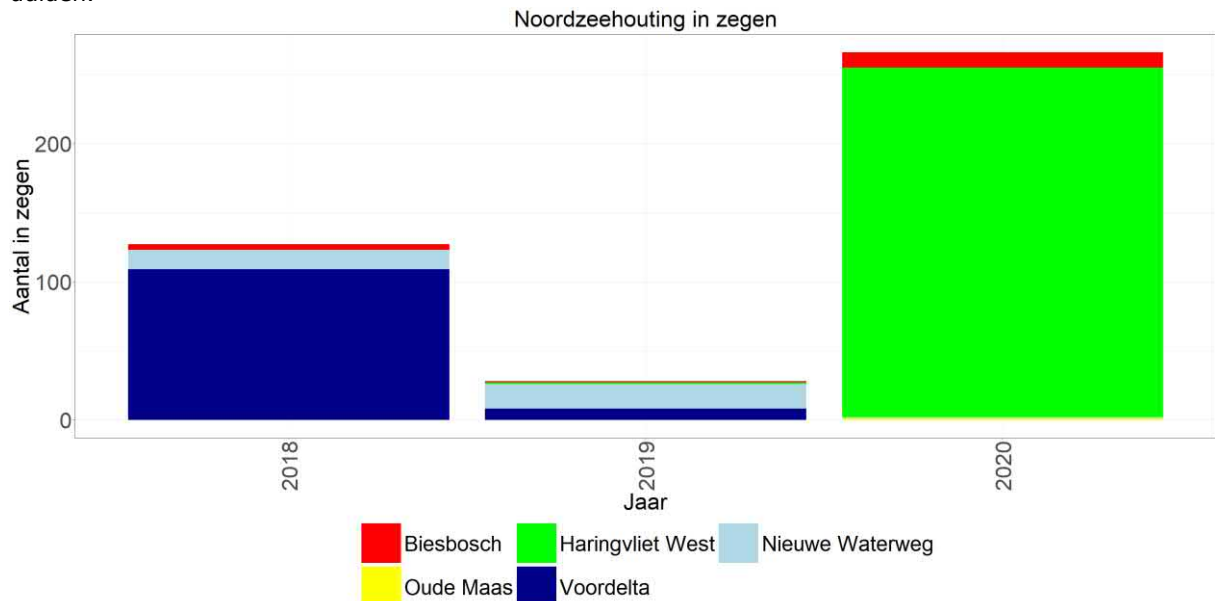


- | | | | |
|-------------------------|---------------------|--------------------|-------------------------|
| 1) Maasvlakte | 5) Haringvliet Oost | 9) Beneden Merwede | 12) Monding N. Waterweg |
| 2) Voordelta | 6) Hollands Diep | 10) Spui | 13) Nieuwe Waterweg |
| 3) Haringvliet West | 7) Nieuwe Merwede | 11) Oude Maas | 14) Nieuwe Maas |
| 4) Haringvliet Centraal | 8) Biesbosch | | |

Figuur 4.12 De 14 verschillende bemonsteringsgebieden van het project "Zegen in de Delta" van RAVON, bron: Kooiman & Ploegaert 2020.

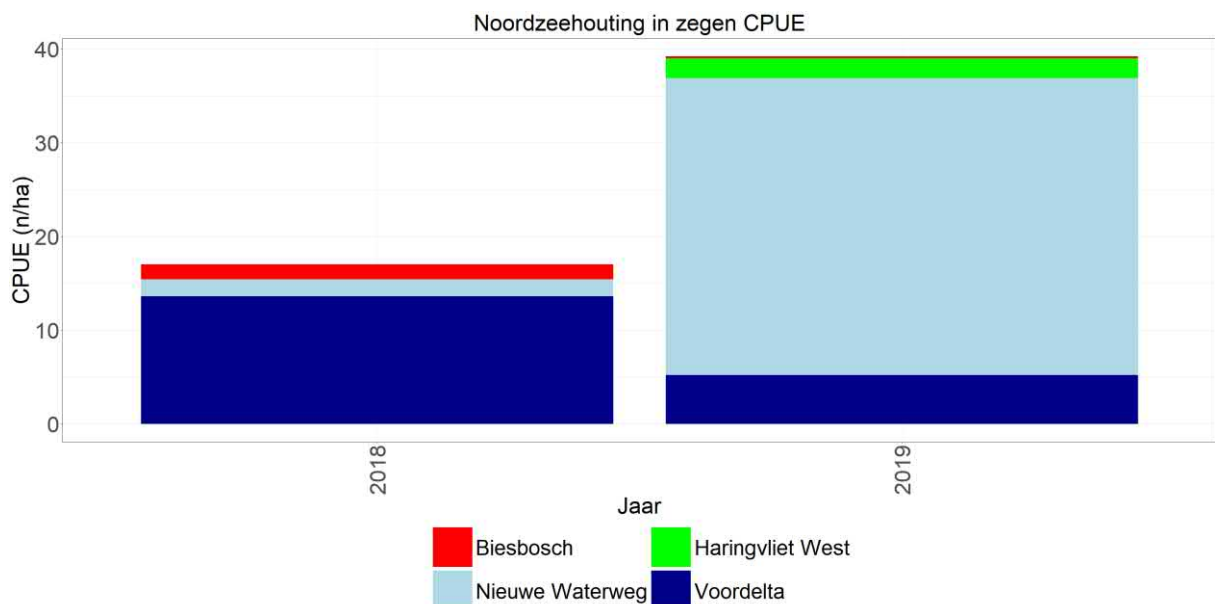
De meeste Noordzeehouting wordt in de Voordelta en in het Haringvliet-West gevangen (Figuur 4.13). In 2019 is er voor het eerst juveniele Noordzeehouting in het Haringvliet-West gevangen wat mogelijke paai stroomopwaarts zou kunnen betekenen. Verder wordt er ieder jaar 1 tot enkele houtingen gevangen in de Nieuwe Waterweg maar ook in de Biesbosch, en is er in 2020 1 houting gevangen in de Oude Maas. De Biesbosch wordt relatief vroeg in het voorjaar bemonsterd om meer inzicht te verkrijgen in de voortplanting van Noordzeehouting. Aan de hand van de gevangen aantallen wordt vastgesteld dat de Noordzeehouting vermoedelijk in de winter lokaal in de Biesbosch paait (Kooiman & Ploegaert 2020). Aantallen zijn onderling niet te vergelijken aangezien bij deze aantallen geen rekening is gehouden met het aantal zegentrekken en de bevestigde oppervlakte (ha). Desondanks geven deze aantallen toch een beeld van de locaties van voorkomen van Noordzeehouting in de Delta en de benedenrivieren. In de Voordelta werd Noordzeehouting voornamelijk in het voorjaar gevangen (2018), terwijl deze in het voorjaar van 2019 niet werd gevangen, de lagere aantallen van Noordzeehouting in 2019 zijn

voornamelijk in de zomer en het najaar gevangen. Wat opvalt is het hoge aantal Noordzeehouting in het Haringvliet-West en het ontbreken van Noordzeehouting in de Voordelta in 2020. Op dit moment ontbreken gedetailleerde gegevens met betrekking tot de 2020 bemonstering nog om deze observatie te duiden.



Figuur 4.13 Absolute aantallen gevangen Noordzeehouting per gebied in het project “Zegen in de Delta”, bron: RAVON.

De vangst per hectare kan gezien worden als dichtheid van de gevangen Noordzeehouting. Hierbij is gekozen om de dichtheid per zegentrek als uitgangspunt te nemen. Door het nemen van gemiddelden is vervolgens opgeschaald naar hogere niveaus (bezoek, seizoen, locatie, gebied). Wanneer we naar het aantal Noordzeehouting per hectare kijken zien we dat er voornamelijk een hoge dichtheid Noordzeehouting in de Nieuwe Waterweg is, gevolgd door de Voordelta (Figuur 4.14). Voor 2020 ontbreken deze gegevens op dit moment nog.



Figuur 4.14 CPUE (n/ha) gevangen Noordzeehouting per gebied in het project “Zegen in de Delta”, bron: Kooiman & Ploegaert 2020.

4.1.3 Discussie

4.1.3.1 Voorkomen Noordzeehouting

Noordzeehouting was sterk toegenomen, en met name in het IJsselmeer, sinds er met de uitzettingen in de Lippe en Rijn bij Rees in het jaar 1992 is begonnen. Nadat de uitzettingen zijn stop gezet in 2006 lijkt er, op basis van de diadrome vissurvey aan de zoete zijde bij Kornwerderzand, weer een afname van Noordzeehouting te zijn na de piek in 2009-2010 (Figuur 4.8). Aangezien deze survey de landelijke trend domineert lijkt de Noordzeehouting sindsdien een landelijke sterke afname te laten zien. Er zijn echter ook andere signalen want Noordzeehouting, wordt op het IJsselmeer regelmatig in de staandwant monitoring gevangen (Figuur 4.16), neemt steeds meer toe in de boomkor monitoring op het IJsselmeer (Figuur 4.15), wordt de laatste jaren vaker in de Randmeren gevangen (Tabel 4.1), wordt regelmatig op het IJsselmeer bijgevangen door beroepsvissers (naar schatting tienduizenden op jaarbasis, van Rijssel et al., 2019) en worden er in de Westeinderplassen sinds 2005 in toenemende mate volwassen en paarijpe Noordzeehouting gevangen door de lokale beroepsvisser (de Bruin et al., 2017). Deze data suggereren dat de populaties Noordzeehouting die de levenscyclus volledig in het zoete water voltooien juist floreren en wellicht zelfs toenemen in deze wateren. Dit zou betekenen dat de diadrome vorm van Noordzeehouting wel een sterke afname laat zien sinds 2010. Een klein lichtpuntje hierbij is dat er in 2019/2020 in de fuiken zowel aan de zoete als aan de zoute zijde bij Kornwerderzand, als in de zegenvangsten bij de Haringvlietsluizen wat meer Noordzeehouting is gevangen dan in de jaren daarvoor.

4.1.3.2 Rol van het IJsselmeer voor Noordzeehouting

Het IJsselmeergebied fungeert als belangrijk opgroei gebied voor Noordzeehouting. Slechts een deel van de Noordzeehouting trekt naar zoutere milieus, een ander deel realiseert groei tot volwassenheid in zoet water. Dit wordt bevestigd in de monitoringsgegevens waar aan de buitenzijde van Kornwerderzand weliswaar Noordzeehoutingen worden gevangen, maar niet in enorme aantallen ten opzichte van de binnenzijde, hetgeen je bij een dergelijke barrière zou verwachten wanneer alle Noordzeehoutingen naar mariene habitats zouden doortrekken en vervolgens weer naar binnen zouden willen trekken. Dit suggereert dat de Noordzeehouting in de huidige 'afgesloten' voormalige estuaria, zoals het IJsselmeer, kan opgroeien tot volwassenheid. In hoeverre deze situatie suboptimaal is ten opzichte van de oorspronkelijke situatie met estuaria is moeilijk te bepalen.

Migratiegedrag van volwassen Noordzeehouting ten tijde van de paaiperiode suggereert dat een flink deel in het Nederlandse deel van de grote rivieren paait, in ieder geval in de IJssel (Winter et al., 2008). Sommige beroepsvissers suggereren dat de Noordzeehouting ook op het IJsselmeer zelf paait, hetgeen zij afleiden uit een aanwezigheid die jaarrond is en aanwezigheid van paarijpe houting tijdens de paaiperiode (Winter et al., 2008). Deze mogelijkheid is nog niet bewezen, maar staat nog open. Daarnaast is er een klein deel dat doortrekt naar het Duitse deel van de Rijn en slechts een enkel exemplaar is teruggekeerd naar de 'uitzetrivier' de Lippe. Terugkeer na de paai naar het IJsselmeer lijkt afhankelijk van hoe ver de houting optrekt. Dieper in het stroomgebied doordringende houting trekt na de paai naar de benedenrivieren en lijkt dus de weg van de grootste afvoer te volgen in plaats van een terugkeer naar het vertrekpunt van de migratie (Winter et al., 2008).

4.1.3.3 Beheer, beleid en onderzoek

De belangrijkste redenen waarom de Noordzeehouting uit onze wateren is verdwenen zijn: watervervuiling, verstuwung, habitatverlies en overbevissing. Uit de terugkeer van de Noordzeehouting in het IJsselmeer en de benedenlopen van de enkele grote rivieren kan worden afgeleid dat de leefomstandigheden voor Noordzeehouting in onze wateren zijn verbeterd. Alhoewel er geen commerciële benutting van de bestanden plaats vindt, wordt Noordzeehouting wel op grote schaal (naar schatting tienduizenden op jaarbasis, van Rijssel et al., 2019) bijgevangen in het IJsselmeer met het staandwant en met fuiken. Desondanks lijkt Noordzeehouting in het IJsselmeer toe te nemen. Wat de watervervuiling betreft, is verbetering van de situatie waarschijnlijk wel aan de orde. Met betrekking tot de verstuwung en habitatverlies is een verbetering minder waarschijnlijk. De belangrijkste maatregelen die voor de terugkeer van de Noordzeehouting moeten worden genomen, liggen dan ook op het vlak van

het opheffen van barrières op de trekroutes in het leefgebied en het herstellen van Noordzeehouting habitats en waarschijnlijk vooral habitats die van belang zijn voor de voortplanting en overleving van de larven. In de toekomst moet blijken of het Kierbesluit waarbij de Haringvlietsluizen regelmatig op een 'Kier' worden gezet en de Vismigratierivier bij Kornwerderzand voor een toename in de diadrome Noordzeehouting populatie zal zorgen.

Wat de Noordzeehouting habitats betreft moeten nog een aantal zaken worden onderzocht en maatregelen worden genomen. Nagegaan moet worden in hoeverre er in de grote meren zelf en verder stroomopwaarts geschikte voortplantings- en opgroeiplaatsen beschikbaar zijn. Het gaat daarbij om:

- stilstaande wateren als overstroomde weilanden, kleine meren en met oevervegetaties begroeide oevers en zijgeulen van rivieren (opgroei gebied larven);
- ondiepe matig stromende wateren in een begroeide oeverzone (hechting klevende eieren);
- stromende open en diepe wateren met een groenblijvende watervegetatie en/of een stabiele, slibarme bodem bestaande uit zand, kiezel en/of rolstenen (hechting en beschutting eieren).

Specifiek voor het IJsselmeer zou men kunnen bepalen in hoeverre bepaalde habitats belangrijk zijn voor het voorkomen van een gezonde populatie Noordzeehoutingen aangezien dit grotendeels nog onbekend is. Welke delen van het IJsselmeer zijn belangrijk als foerageergebied? Het Enkhuizerzand lijkt een belangrijk habitat (Winter et al., 2008). Waar liggen de belangrijkste paaiplaatsen? Is dat in de IJssel zelf, of in zijwateren? Daarnaast is het van belang te bepalen welk deel van de populatie nu anadroom is en welk deel niet migreert. Op deze vragen kunnen alleen gerichte bemonsteringen of specifieke telemetrische technieken antwoord geven.

4.2 Snoekbaars

Onderstaande informatie is deels een samenvatting van het Kennisdocument snoekbaars (Aarts 2007).

4.2.1 Inleiding

4.2.1.1 Systematiek en uiterlijke kenmerken

4.2.1.1.1 Systematiek

De snoekbaars behoort tot de familie van de echte baarzen Percidae, orde Perciformes en het geslacht Sander. Het geslacht Sander kent een vijftal soorten. In de Donau en andere rivieren die uitkomen in de Zwarte Zee en Kaspische Zee komt de Wolga snoekbaars, *Sander volgensse* voor; in het noorden van de Zwarte Zee en Kaspische Zee leeft de zeesnoekbaars, *Sander marinus*. In Noord Amerika komen nog twee soorten voor: *Sander canadensis*, Canadese snoekbaars en *Sander vitreus*, de Walleye.

4.2.1.1.2 Nomenclatuur

De wetenschappelijke naam van de snoekbaars is *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758). Linnaeus noemde de snoekbaars aanvankelijk *Perca lucioperca* totdat men vond dat de snoekbaars te veel afweek van de gewone baarssoorten. Toen werd de geslachtsnaam *Stizostedion* ingevoerd. In 1997 was men het erover eens dat de twee hierboven genoemde soorten tot hetzelfde geslacht behoren als de snoekbaars en dat deze soorten dus ook één en dezelfde geslachtsnaam moesten hebben. De Amerikanen wonnen deze naamsstrijd. Lucio is Latijn/Spaans voor snoek, perca, Latijn voor baars. De Engelse naam voor snoekbaars is pikeperch of zander. In het Frans wordt de snoekbaars sandre genoemd en in het Duits zander.

4.2.1.1.3 Uiterlijke kenmerken

De snoekbaars heeft een langgerekt lichaam met een van boven afgeplatte, lange, spits toelopende kop. De eindstandige bek loopt tot achter de ogen door. Snoekbaars heeft evenals zijn familielid de baars twee gescheiden rugvinnen, waarvan de voorste stekels bezit. De bovenkaak loopt door tot achter de enigszins uitpuilende, oplichtende ogen. Het oplichten wordt veroorzaakt door het 'tapetum lucidum', een speciale reflecterende laag op het netvlies die zorgt voor extra lichtreflectie waarmee de snoekbaars is aangepast aan het leven in donkere situaties. Bijzonder opvallend bij de snoekbaars zijn enkele grote vangtanden in de bek, die zich temidden van een groot aantal kleinere, zeer scherpe tandjes bevinden. Evenals de baars, is de snoekbaars in het bezit van zogenaamde kamschubben, waardoor het lichaam wat ruw aanvoelt. Het schubbenkleed is aan de buikzijde zilverkleurig, naar de flanken en de rug toe gaat deze kleur geleidelijk over in grijze tot groengrijze tinten afgewisseld door donkere vlekken of vage verticale banden. In ons land kan snoekbaars een maximale lengte bereiken van circa 120 cm bij een gewicht van circa 12 tot 15 kilo.

4.2.1.2 Ecologie

4.2.1.2.1 Leefwijze

Snoekbaars is een roofvis en gedijt het best in voedselrijk, troebel water. Maar ook in helder, diep water met voldoende structuur kan snoekbaars talrijk zijn. In deze wateren is het in de waterlagen nabij de bodem, waar deze lichtschuwe vissoort zich veelal ophoudt, vrij donker. Snoekbaars houdt zich bij voorkeur op boven een stevige bodem op het ruime, open water met enige dekking, zoals nabij obstakels of steile hellingen van zandwinputten en vaargeulen. In wateren, die gedurende de zomermaanden in de diepere gedeelten boven de bodem een zuurstoftekort hebben, kan snoekbaars zich redelijk goed in de bovenlaag handhaven waar wel voldoende zuurstof aanwezig is. Tijdens perioden met voedselgebrek kan snoekbaars zich 's zomers ook in of bij de waterplanten in het ondiepere water ophouden, omdat daar de jonge proovis talrijk voorkomt.

Snoekbaars is een eurytope vissoort die voor kan komen in nagenoeg ieder watertype in Nederland behalve de estuaria, zure vennen en smalle beken. In de grotere watersystemen, zoals rivieren en meren, kan snoekbaars in het voorjaar naar de ondiepere paaiplaatsen migreren en in de herfst naar de

diepere overwinteringsplekken maar migratie is niet noodzakelijk. De paai vindt plaats in april-mei en het mannetje bewaakt het nest nadat de eitjes zijn gelegd, net zoals de driedoornige stekebaars doet. Hoewel snoekbaars ook voorkomt in de koudere streken van Noord-Europa, is het toch een vissoort die enigszins warmteminnend is. Het is een vissoort van het zoete water maar de soort houdt het ook goed uit in zwak tot matig brak water, zelfs voor langere perioden.

Snoekbaars leeft in scholen. Grote exemplaren worden echter solitair (Craig, 2000). In de winter zijn ook de grotere exemplaren vaak vlak bij elkaar te vinden.

4.2.1.2.2 *Geografische verspreiding*

Het natuurlijke verspreidingsgebied van snoekbaars lag voornamelijk in Oost- en Midden-Europa. Door grootschalige uitzettingen van pootsnoekbaars in de Weser, de Eems en de Rijn sinds het einde van de 19^{de} eeuw, drong de snoekbaars steeds verder in West-Europa door. De snoekbaars kwam dus voor het einde van de 19^{de} eeuw niet voor in de Nederlandse wateren. Het huidige verspreidingsgebied beslaat grote delen van Oost-, Midden-, West- en Noord-Europa en deels ook centraal-Azië. Het gebied strekt zich uit van het Aralmeer in het oosten tot aan de Noordzee in het westen en van Midden-Scandinavië in het noorden tot Noord-Italië en de delta van de Ebro in Spanje. Buiten het vasteland van Europa komt snoekbaars voor in Zuidoost-Engeland (daar wordt de soort echter gezien als een bedreiging voor de witvisstand) en in enkele meren in West-Turkije en Marokko (Lelek, 1987; De Nie, 1996).

Door de voortschrijdende eutrofiëring en de daarmee gepaard gaande algenbloei en het ontstaan van diepe zand- of grindputten zijn in de 20^{ste} eeuw in Nederland steeds meer wateren ontstaan met troebele en/of donkere waterlagen. Hierdoor zijn steeds meer wateren geschikt geworden voor de snoekbaars. Doordat troebeling van het water vaak leidt tot het verdwijnen van waterplanten, zijn deze wateren ook minder geschikt geworden voor de snoek. Het is dus niet zo dat de snoekbaars de snoek verdrijft, maar dat de eutrofiëring de snoekbaars bevoordeelt en de snoek benadeelt. Door het tegengaan van de eutrofiëring, de laatste decennia, zijn veel wateren helderder aan het worden. Een groot aantal wateren in Nederland wordt daarmee weer minder geschikt voor de snoekbaars. Bovendien ontwikkelen zich in deze wateren vaak waterplanten waardoor de omstandigheden juist voor de snoek weer beter worden.

4.2.1.2.3 *Migratie*

Afgezien van het trekgedrag in het voorjaar naar het paaigebied en de trek naar de diepere overwinteringsplekken, lijkt de snoekbaars geen grote treklust te vertonen. Merkeexperimenten hebben in verschillende watertypen laten zien, dat snoekbaars zich ook op grote wateren, zoals het IJsselmeer, slechts over een vrij beperkt gebied verplaatst. Vaak werd meer dan 50% van de gemerkte snoekbaars na enige tijd binnen een straal van 10 km teruggevangen. Zelfs na verplaatsingen van snoekbaars van het noordelijke naar het zuidelijke gedeelte van het IJsselmeer, bleek 60% van deze snoekbaars die teruggevangen werd, weer teruggekeerd te zijn naar het oorspronkelijke noordelijke gedeelte. Ook in Friesland bleek met behulp van merkeexperimenten met snoekbaars van 25 tot 84 cm, dat slechts weinig snoekbaars hun "thuismeer" verlieten. Deze snoekbaars waren in februari gevangen, gemerkt en weer op dezelfde plaats teruggezet. De meeste gemerkte snoekbaars werden teruggevangen in de herfst en winter. De gemiddelde afgelegde afstand tussen uitzet- en terugvangplaats was 1,4 km (OVB, 1986). Hoewel snoekbaars zich in meren in de regel over niet al te grote afstanden lijkt te verplaatsen, is deze vissoort toch weinig honkvast. Met behulp van zendertjes kon worden aangetoond dat snoekbaars zich voortdurend verplaatst, soms enkele tientallen meters per dag, soms enkele kilometers (OVB, 1986). Recenter onderzoek naar migratiegedrag van snoekbaars laat zien dat snoekbaars sommige snoekbaars tot wel 200 km kunnen migreren in de Nederlandse wateren (Aarts & Breukelaar 2017, Breve et al., 2019)

4.2.1.2.3.1 *Paaimigratie*

Onderzoek in Osthammerfjorden in Oost-Zweden toonde aan dat in de maanden voorafgaand aan de paai (maart-april), volwassen snoekbaars in grote aantallen naar de paaigronden migreren. In mei

neemt de migratie af en in juni neemt deze weer toe. De vissen die in juni migreren zijn dan afgepaaid en migreren weg van de paaigronden (Saulamo et al., 2005).

Van zowel zoete als brakke watersystemen zijn gegevens bekend over paaimigratie. Uit merkexperimenten is gebleken dat snoekbaars steeds terugkeert naar de geboortegrond, zowel in brakke als in zoete wateren. Dit zou met zich meebrengen dat populaties behoorlijk geïsoleerd blijven, zelfs als ze relatief dicht bij elkaar leven. De afstanden die hierbij afgelegd worden, zijn meestal kleiner dan 35 km. Snoekbaars kan voor de paai migreren van het overwinteringshabitat naar (ondiepere) paaigronden in het meer of de zandwinput, naar paaigronden in de rivier of naar paaigronden op de plek waar de rivier in de put stroomt (Lappalainen et al. 2003). Snoekbaars trekt in het voorjaar ook vaak kleinere rivieren als de Regge op (Kemper, 1999).

In de herfst trekken de adulte en juveniele snoekbaarzen naar diepere plekken in rivier, meer of plas. Daar verblijven ze soms op grote diepte, tot wel 30 m (pers. comm. Mul, NKS in Aarts 2007).

4.2.1.2.4 Ontogenese

4.2.1.2.4.1 Ei-stadium

In het ei-stadium is de sterfte zeer gering, circa 95% van de eieren ontwikkelt zich normaal (Nelyi, 1963 ; Tesch, 1962; Willemsen, 1972 in OVB 1986). Onder ongunstige omstandigheden kan het overlevingspercentage lager zijn. Te denken valt dan aan ongunstige temperaturen, maar gezien de grenzen van 9°C en 22°C waarbinnen de ontwikkeling normaal verloopt en het feit dat gedurende kortere tijd zelfs 24-26°C verdragen wordt (Willemsen, 1972; Van der Heul, 1978 in OVB, 1986), is in Nederland de temperatuur niet als een kritieke factor te beschouwen. Evenmin is dit het geval met slibafzetting omdat het mannetje tijdens de ei-ontwikkeling het legsel vrij van slibafzetting houdt. Tenslotte is ook voor wat betreft predatie de eifase niet als een bijzonder kritieke periode in de levenscyclus van snoekbaars te beschouwen. De bewaking van het nest is zo effectief dat andere vissen weinig kans krijgen om het nest te benaderen (Botsjarnibwa, 1952; Ibnstantinow, 1957 in OVB, 1986). Vijverproeven in Beesd lieten zien dat ook aal, die als nachtdier mogelijk aan de aandacht van het snoekbaarsmannetje zou kunnen ontsnappen, weinig kans tot eipredatie krijgt (Willaasen, 1968 en 1971 in OVB 1986).

4.2.1.2.4.2 Larvale stadium

In tegenstelling tot de larven van de meeste zoetwaterissoorten hechten de larven van snoekbaars zich niet vast aan waterplanten, maar zwemmen gedurende de larvale periode (circa 1 week, afhankelijk van de temperatuur) afwisselend omhoog en zinken dan weer passief omlaag. Dit op en neer bewegen resulteert in een pelagisch verblijf, waardoor de vislarven vooral in stromend water snel kunnen uitzwermen (Konebeeva, 1983; Konobeywa en Poddubniy, 1982 in OVB 1986). Tijdens de larvale periode neemt de lengte toe van circa 4,5 mm tot circa 6 mm. Omstreeks deze lengte wordt de zwemblaas gevuld en verandert het gedrag sterk, want de verticale beweging gaat over in een horizontale en de 6 tot 7 dagen jonge snoekbaars begint zich uitwendig te voeden met zoöplankton en kleine bodemorganismen van 0,1-0,4 mm (vooral naupliuslarven (Copepoda), maar ook *Bosmina* en *Chydorus* (Cladocera). In een later stadium wordt ook *Leptodora*, met een grootte van ca. 1 cm, gegeten (Bakker & Schouten, 1992). Tot aan de derde voedselopname-dag nemen de larven hun prooi tot een afstand van hoogstens 1 cm waar en kunnen vanaf deze dag dagelijks al 150 voedselorganismen opnemen (Willemsen, 1985). De larven hebben gedurende de eerste dagen een positieve fototaxis (ze bewegen zich omhoog naar het licht); dit verandert na enkele weken in een negatieve fototaxis (Willemsen, 1985). Een voortdurende inwerking van direct maar ook diffuus licht blijkt in dit stadium snel tot schade en sterfte te leiden (Wundsch, 1963). De larven houden zich voornamelijk in het plantenvrije open water op.

De larven staan bloot aan een reeks van gevaren en er treedt aanzienlijke sterfte op (Wiktor, 1962; Tesch, 1962 in OVB 1986). Berekeningen voor de Amerikaanse snoekbaars gaven als uitkomst dat

minder dan 1% van de eieren resulteerde in larven van 8 mm (Forney, 1976 in OVB 1986). Noble (1972) in OVB (1986) berekende een sterfte van circa 95% tijdens de groeiperiode van 10 naar 18 mm. Zowel in aquariumproeven als in de natuur blijkt de overgang van endogene naar exogene voeding een zeer kritieke fase. Belangrijkste voedselorganismen gedurende de eerste paar dagen zijn naupliuslarven van copepoden en daarna geleidelijk aan grotere zoöplanktonsoorten (Rogowski & Tesch, 1961; Willemsen, 1977 in OVB 1986). Sterfte onder larven kan vooral optreden wanneer de voedseldichtheid gedurende de eerste dagen onvoldoende is. Dit zal in het eutrofe Nederlandse water waarschijnlijk zelden het geval zijn bij 'normale' dichtheden aan snoekbaarsbroed (in dicht bezette kweekvijvers en in de wateren die inmiddels minder eutroof zijn geworden, kan dit wel een rol spelen). Een temperatuurdaling tot beneden 16°C kan dit effect versterken. Kannibalisme en predatie door andere soorten en organismen zoals carnivore copepoden, kan eveneens een grote invloed hebben op de sterkte van een jaarklasse.

4.2.1.2.4.3 *Juveniele stadium*

Juveniele snoekbaars houdt zich voornamelijk in de onderste waterlagen op, in de diepere oeverzones waar ze op muggen- en eendagsvliegenlarven en andere bodemorganismen prederen. De juvenielen zijn echter minder bodemgebonden dan oudere snoekbaars. In dichte vegetatie worden ze nooit aangetroffen. Essentieel voor een goede ontwikkeling van de snoekbaarsstand is de beschikbaarheid van voldoende voedsel. Dit begunstigt enerzijds de groeisnelheid en anderzijds de overleving omdat de snoekbaarsjes bij voedselovermaat minder aan predatie bloot staan. Bij onvoldoende voedselaanbod (prooivis in de juiste maat) staan snoekbaarzen in hun eerste levensjaar voornamelijk bloot aan predatie door soortgenoten (Willemsen, 1985). In situaties waar de voedseldichtheid onvoldoende is ten opzichte van de aantallen jonge snoekbaarsjes, kan mogelijk de oorzaak van zwakke jaarklassterkten liggen in kannibalisme binnen de 0+ groep. In sommige voedselrijke wateren worden snoekbaarsjes van 6-7 cm aangetroffen, die nog van uitsluitend ongewervelde organismen leven (Wundsch, 1963). Hierdoor is het mogelijk dat twee groepen juveniele snoekbaars ontstaan afhankelijk van de mogelijkheid om van planktivoor naar piscivoor om te schakelen. De groeiverschillen worden hierdoor later nog groter (Frankiewicz et al., 1996).

4.2.1.2.4.4 *Adulte stadium*

Na de derde zomer is snoekbaars over het algemeen geslachtsrijp bij een lengte van 35 tot 45 cm. De wettelijke minimum maat voor het oogsten van snoekbaars is 42 cm. De maximum leeftijd die de snoekbaars kan bereiken is 16 jaar. De maximale lengte is 120 tot 130 cm (Froese & Pauly, 2009).

4.2.1.2.5 *Voedsel*

Tot een lengte van circa 2 cm eet jonge snoekbaars voornamelijk zoöplankton, boven 10 cm uitsluitend vis. In het gebied daartussen vindt een geleidelijke overgang plaats via grotere evertrebraten zoals aasgarnaaltjes en daarna een steeds meer toenemend aandeel van jonge vis. Indien ander visbroed in de "passende" lengte aanwezig is, kan snoekbaars al bij een lengte van circa 2 cm piscivoor worden en dit zou op jonge leeftijd al tot kannibalisme kunnen leiden. Juveniele snoekbaars eet, afhankelijk van het aanbod, bij voorkeur spiering en jonge baars, maar ook wel cypriniden, indien deze in grote dichtheden beschikbaar zijn.

De maximale prooigrootte spiering voor 0+ snoekbaars is ongeveer driekwart van de snoekbaarslengte (Van Densen & Vijverberg, 1982 in OVB 1986). De maximale prooigrootte voor een volwassen snoekbaars bedraagt ongeveer 45% van zijn eigen lengte. Dit geldt zowel voor de prooi soort blankvoorn als voor brasem, ondanks de hogere lichaamsvorm van deze laatste soort. 95% van de gegeten prooivissen is echter kleiner dan een derde van de eigen lengte (Willemsen, 1985).

In het oosten van Duitsland bestaat het voedselpakket van de snoekbaars voor meer dan 90% uit spiering, pos, blankvoorn, baars en snoekbaars. Spiering is favoriet wanneer deze beschikbaar is. Hoogruggige vissoorten als brasem en kolblei en daarnaast de driedoornige stekelbaars ontsnappen volgens Winkler (1989) aan predatie. De sterfte van brasem in het eerste en tweede levensjaar van deze soort bleek echter positief gecorreleerd aan de aanwezigheid van twee tot vierjarige snoekbaars. De hoeveelheid van 2 tot 4-jarige snoekbaars bepaalt naar alle waarschijnlijk de jaarklasse sterkte van brasem in ondiepe eutrofe meren als het Tjeukemeer (Mooij et al., 1996).

4.2.1.2.6 Plaats in het ecosysteem

4.2.1.2.6.1 Predatoren

Vooral de jonge snoekbaars heeft vele predatoren. Hieronder vallen de in Nederland voorkomende roofvissen (snoek *Esox lucius*, baars *Perca fluviatilis* en de roofblei *Aspius aspius*). Maar ook grotere soortgenoten prederen zoals gezegd op de kleinere snoekbaarzen. Kuitrovers als aal en baars worden door het mannetje weggejaagd bij het nest tot de eitjes uitkomen. Verder zijn er nog een aantal vis etende vogels (blauwe reiger *Ardea cinerea*, fuut *Podiceps cristatus* en de aalscholver *Phalacrocorax carbo*) die bekend staan als predatoren van snoekbaars.

4.2.1.2.6.2 Competitie

Snoek en snoekbaars zijn door verschil in habitatvoorkeur, levenswijze en prooivoorkeur nauwelijks voedselconcurrenten van elkaar. Tussen baars en snoekbaars bestaat wel een aanzienlijke overlap in prooivoorkeur. Groot verschil is dat baars een voorkeur heeft voor levende prooien terwijl snoekbaars ook dode prooivissen eet (van Emmerik & De Nie, 2006). Over concurrentie tussen snoekbaars en roofblei ontbreekt informatie. Roofblei predeert voornamelijk op jonge vis. De overlap in prooivoorkeur is evident. Roofblei is echter veel minder bodemgebonden dan de snoekbaars en bevindt zich veel meer in de bovenste waterlagen. Beide soorten eten ook soortgenoten waarbij ook weer geldt dat kleine snoekbaars zich bij de bodem bevindt en kleine roofblei in de hogere waterlagen begeeft. Ook in de oorspronkelijke verspreidingsgebieden van snoekbaars en roofblei leven beide soorten naast elkaar.

4.2.1.3 Habitat- en milieueisen

4.2.1.3.1 Algemeen

Een relatief geringe diepte van het water, troebelheid (veroorzaakt door een grote (zoö)planktondichtheid, met name *Leptodora*) en een goed proovisbestand (vooral spiering) zijn optimale omstandigheden voor de snoekbaars (Wundsch, 1963). De planktondichtheid en weersomstandigheden bepalen in hoge mate de overleving in het eerste jaar; bij een sterk teruglopende zoöplanktondichtheid zal het bestand aan jonge snoekbaarzen zeer snel deze achteruitgang volgen. Een doorgaans als zeer geschikt bekend staand 'snoekbaarswater' kan daardoor, als gevolg van ongunstige weersomstandigheden met een negatieve invloed op de planktonproductie, soms onverwacht slechte mogelijkheden bieden aan (vooral jonge) snoekbaars (Wundsch, 1963). Snoekbaars kan relatief goed tegen een wat hogere saliniteit. De soort komt voor in estuariene wateren die soms brak zijn, soms zoet. Voor de larven mag de saliniteit minder hoog zijn dan voor volwassen exemplaren. Tijdens het migratie onderzoek bleek dat snoekbaarzen, bij openstaande spuikokers van de Haringvlietdam, langere tijd in de spuikokers doorbrengen, in het buitengaatse water verblijven (door de afvoer is dit water zoet genoeg) en weer terug het Haringvliet in zwemmen. De verblijftijd van deze vissen doet vermoeden dat ze dichtbij de spuikokers verblijven en daarbij binnen- en buitengaats foerageren (Aarts & Breukelaar 2017, Breve et al., 2019).

4.2.1.3.2 Watertemperatuur

4.2.1.3.2.1 Paai en embryonale ontwikkeling

De meest waargenomen paaitemperatuur voor snoekbaars ligt tussen 8 en 22°C; extreme paaitemperaturen zijn 5,5 en 26°C. De optimale temperatuur voor de embryonale ontwikkeling bedraagt 12-18°C (Alabaster & Lloyd, 1982).

4.2.1.3.2.2 Andere levensstadia

Volgens Gobin (1989) is de optimale temperatuur voor snoekbaars 18- 22°C gedurende voorjaar en zomer. Bij een watertemperatuur beneden 5°C, stopt alle activiteit; het actief naar voedsel zoeken en de spijsvertering komen pas weer op gang bij watertemperaturen boven 8- 10°C (Gobin, 1989). Volgens Willemse (1984) in Aarts (2007) is de optimale groeitemperatuur 28-30°C, de letale temperatuur ligt bij ruim 35°C. In Nederland is de watertemperatuur dan ook de beperkende factor voor de groei en niet (of zelden) het voedselaanbod (Willemsen, 1985).

4.2.1.3.3 *Zuurstofgehalte*

De snoekbaars stelt hoge eisen aan het zuurstofgehalte. Toivonen (1966, in: Lehtonen et al., 1984) stelt dat snoekbaars dezelfde zuurstofbehoefte heeft als salmoniden. Reeds bij een gehalte van minder dan 5-6 mg/l trekken adulte snoekbaarzen weg en gaan op zoek naar water met betere zuurstofcondities. Een zuurstofgehalte van 4,5 mg/l is letaal voor jonge snoekbaars (Kuznetzova, 1955, in: Gobin, 1989). Snoekbaars kan zich echter in water handhaven dat in het warme jaargetijde door afbraak van organisch materiaal en H₂S een steriele en zuurstofarme bodem/onderlaag (hypolimnion) heeft, mits de bovenste waterlaag tot een diepte van 4-6 m voldoende zuurstofrijk is (Wundsch, 1963).

4.2.1.3.4 *Doorzicht en licht*

Troebel water is optimaal voor de snoekbaars; de ogen zijn ook aangepast aan het zien bij lage lichtintensiteiten. Helder water moet behoorlijk diep zijn voor snoekbaars, zodat toch een lage lichtintensiteit bereikt wordt bij de bodem, waar de snoekbaars zich voornamelijk ophoudt (Willemssen, 1985). Volgens Gaschott (1962) zijn snoekbaars-meren meestal sterk troebele wateren, zelden met een grote zichtdiepte. Op zich is helder water ook geschikt voor snoekbaars maar dan moet het diep (8 meter) zijn (Kangur et al., 2007). De zichtdiepte wordt wel gehanteerd als maat voor de voedselrijkdom van het water. Onderzoek naar snoekbaarspopulaties in een groot aantal Finse meren wees uit dat snoekbaars in elk type meer voorkomt, maar dat eutrofe meren meer geschikt zijn (eutroof wordt hier gekenmerkt door een totaal P-gehalte van >10,3 µg/l (tot 70 µg/l) en een waterkleur van <54 mg Pt/l). De introductie van snoekbaars bleek met name in de meer eutrofe meren succesvol te zijn. Volgens Toivonen (1966 in: Lehtonen et al., 1984) wordt het voorkomen van snoekbaars voornamelijk bepaald door twee factoren: de dichtheid van geschikte prooivis, vooral spiering, en de turbiditeit van het water.

4.2.1.3.5 *Saliniteit*

Volgens Gobin (1989) komt de snoekbaars vrijwel uitsluitend in zoet water voor, maar is de soort ook enkele malen in matig brak water met een saliniteit van 11 tot 12‰ gevangen. Wellicht werden deze snoekbaarzen daar aangetroffen omdat zij bij het achtervolgen van hun prooi het aangrenzende, minder brakke water hadden verlaten. In Nederland was de snoekbaars, voor de aanleg van de Afsluitdijk, een algemene verschijning in het matig brakke water van de Zuiderzee (OVB, 1986). In de Kaspische Zee komt snoekbaars alleen voor op plaatsen met een saliniteit van hooguit 8-9‰ (Stangenberg, 1975). Volgens Berg et al., 1949 (in OVB, 1986) mag de saliniteit in paaigebieden 2,5-3‰ bedragen. Volgens Van Beek (1999) bij voorkeur < 5‰. Snoekbaarslarven van 1,15-1,6 cm lengte sterven in water met een NaCl-gehalte van 10‰, terwijl in water met een NaCl-gehalte van 5‰ geen sterfte optreedt (Stangenberg, 1975). Van Beek (1999) geeft hier NaCl-gehalten <10‰.

4.2.1.3.6 *Stroomsnelheid*

Het door de snoekbaars geprefereerde habitat bevindt zich hoofdzakelijk in (vrijwel) stilstaand zoet water, hoewel de soort ook in water met een stroomsnelheid van >10 cm/s wordt aangetroffen (Gobin, 1989). Snoekbaars komt bijvoorbeeld algemeen voor in de Nederlandse rivieren maar niet of nauwelijks in de beken.

4.2.1.3.7 *Waterdiepte*

Snoekbaars wordt op een diepte van minder dan 1 m tot meer dan 25 m aangetroffen (Gobin, 1989). Volgens Gaschott (1962) varieert de diepte van goede snoekbaarswateren van 3-10 m. In diepere wateren kan stratificatie optreden, waardoor de warmteminnende snoekbaars uit de koude onderlaag verdreven wordt; hij houdt zich dan vooral in de minder diepe oeverzone op. Volgens Koli (1983, in: Lehtonen et al., 1984) worden goede snoekbaarsmeren, naast een geringe zichtdiepte, vaak gekarakteriseerd door diepe en grote open-water gebieden. Volgens Mikulski (1964) en Nagi (1977, beiden in: Lehtonen et al., 1984) kenmerken snoekbaarsmeren zich onder andere echter door de afwezigheid van thermische stratificatie in de zomer, door sterke vermenging van het water en een geringe gemiddelde diepte. Ook Lehtonen et al. (1984) geeft aan dat de diepte alleen waarschijnlijk

geen grote invloed heeft op snoekbaars. Ondiepe meren hebben bovendien een groter oppervlakte aan litoraal, waar de paai plaatsvindt en de larven opgroeien. Daarnaast vermelden zij echter dat de snoekbaars zich in dezelfde waterlagen als de spiering ophoudt. In veel wateren is dit de belangrijkste prooivis van de snoekbaars; de spiering komt juist weer voor op aanzienlijke diepten (tot enkele tientallen meters) (OVB, 1986).

4.2.1.3.8 *Bodemsubstraat*

De snoekbaars geeft de voorkeur aan een harde bodem. In de paaitijd maakt het mannetje hierop een nest, waarin de eieren worden afgezet. Zand, grind, klei en mergel zijn als bodemsubstraat zeer geschikt (Gaschott, 1962). Een zachte bodem is voor de ontwikkeling van het legsel zeer ongunstig, daar de eieren hier (ondanks de schoonmaakactiviteiten van het mannetje) zeer snel met modder-, slib- of detritusdeeltjes bedekt raken.

4.2.1.3.9 *Vegetatie/beschutting*

Snoekbaars houdt zich bij voorkeur op plaatsen op die beschutting bieden: spaarzame vegetatie, steile hellingen e.d. Op de bodem liggende boomstammen en stronken bieden ideale schuilplaatsen, waarmee een water zelfs 'geschikter' kan worden gemaakt (Gaschott, 1962). De begroeiing met submerse vegetatie mag niet ten koste gaan van de hoeveelheid open water. Bovendien biedt een dichte vegetatie zeer goede omstandigheden aan baars en vooral snoek, die een groot gevaar betekenen voor het snoekbaarsbroed (Gaschott, 1962). In het algemeen is snoekbaars te vinden in ruim water, maar tijdens perioden van voedselschaarste wordt hij 's zomers ook wel nabij het litoraal aangetroffen, omdat daar dan relatief veel jonge (prooi)vis te vinden is (Willemsen, 1985).

4.2.1.4 **Bedreigingen**

4.2.1.4.1 *Oligotrofiëring*

Sinds de komst van de snoekbaars in Nederland aan het einde van de 19^{de} eeuw is het bestand gestaag gegroeid. Door de toename van de hoeveelheid nutriënten in de Nederlandse wateren zijn de hoeveelheden vis sterk toegenomen. Doordat wateren troebel werden en waterplanten zich niet meer konden ontwikkelen verdween de snoek en nam de snoekbaars haar plek in. Met de afname van de hoeveelheden fosfaten en nitraten is een natuurlijke ontwikkeling naar voedselarmere watersystemen ingezet. De hoeveelheden vis in kilogrammen per hectare nemen over het algemeen af, wateren worden helderder en de kansen voor snoekbaars worden kleiner.

4.2.1.4.2 *Visserij*

4.2.1.4.3 *Sportvisserij*

Voor de sportvisserij is de snoekbaars een belangrijke soort. Op grote en kleine rivieren en de wateren die daarmee in verbinding staan maar ook in grotere meren, kanalen, vaarten en zelfs stadswateren wordt veel op snoekbaars gevestigd. Snoekbaarzen komen meestal niet in grote aantallen voor. Het vissen op roofvis algemeen en snoekbaars specifiek, heeft zich in de laatste 30 jaar sterk ontwikkeld in Nederland.

4.2.1.4.3.1 *Beroepsvisserij*

Sinds de snoekbaars in de Nederlandse wateren zwemt is deze vis van steeds groter belang geworden voor de beroepsvisserij. Het verdwijnen van de zalm en recenter de achteruitgang van de paling zijn de voornaamste redenen van de interesse vanuit de beroepsvisserijsector voor de snoekbaars. In het IJsselmeer wordt de meeste snoekbaars door beroepsvisserij gevangen. De impact van de beroepsvisserij op de snoekbaarsstand in alle overige Nederlandse wateren is onbekend en vangst- en inspanningsgegevens zullen nodig zijn om deze in te schatten (Vrooman et al., 2021).

4.2.1.4.4 *Stroperij*

Naast beroepsvisserij en sportvisserij kan illegale en niet gereguleerde oogst van snoekbaars een extra bedreiging vormen voor de snoekbaars. Door de hoge prijs van snoekbaars is het commerciële belang van deze vis groot. De omvang en de impact van stroperij op de snoekbaarsstand in de Nederlandse wateren is onbekend.

4.2.2 Snoekbaars trends per KRW-lichaam

Vanwege het toegenomen belang van de snoekbaars voor de beroepsvisserij, sportvisserij en ecologie van de Rijkswateren wordt er in dit hoofdstuk naar de trends van snoekbaars per KRW-lichaam gekeken. Daarnaast wordt er ook per KRW-lichaam naar de lengte-frequentieverdelingen van snoekbaars door de jaren heen gekeken, om te zien of de veranderingen door de tijd voornamelijk in bepaalde jaarklassen (cohorts) voorkomt. Hiervoor zijn dezelfde gegevens gebruikt als in hoofdstuk 2.

In dit hoofdstuk zal per KRW-lichaam de trend van snoekbaars getoond en besproken worden. Hierbij zullen ook de lengte-frequentie verdelingen worden gebruikt, om patronen van cohorts duidelijker te maken.

De toekenning van de leeftijd en het levensstadium in de grafieken zijn gebaseerd op de marktmonitoring (monitoring waarbij de vangsten van vissers worden bemonsterd) van snoekbaars op het IJssel-/Markermeer. Hierbij wordt de geslachtsrijpheid van snoekbaars bepaald aan de hand van de gonaden, en de leeftijd aan de hand van seizoens-/jaarringen die gevormd worden in de otolieten (gehoorsteentjes). Aan de hand van de lengte-leeftijdsleutel en de schattingen van het paaibestand (Tien et al., 2021) is de leeftijd en het levensstadium gekoppeld aan de lengtes van de vissen. Deze leeftijdsindeling is vrij grof en kan afwijken van de werkelijke leeftijdsindeling en is daarom puur ter indicatie hoe de vangsten zijn samengesteld. Aangezien we voor de overige KRW-waterlichamen geen leeftijd en geslachtsrijpheid gegevens hebben, zijn voor deze KRW-lichamen de leeftijden en levensstadia ook op bovenstaande gegevens gebaseerd. Dit betekent wel dat voor deze KRW-lichamen de werkelijke leeftijden en levensstadia van snoekbaars kunnen afwijken.

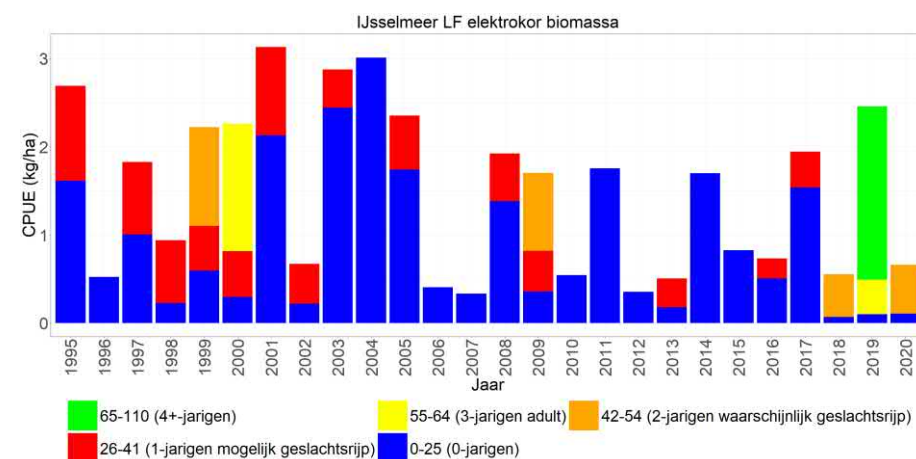
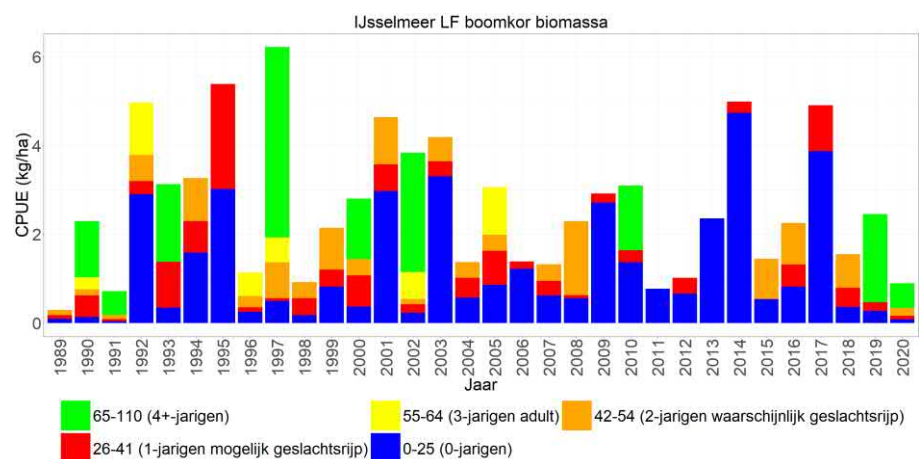
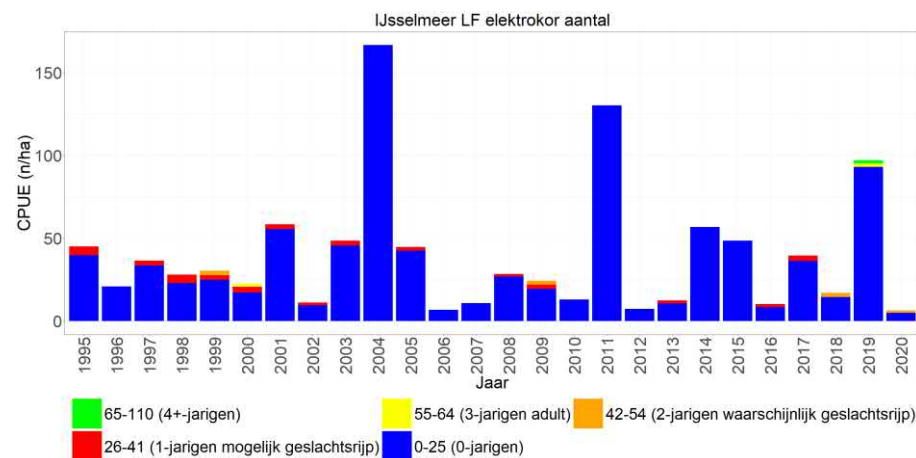
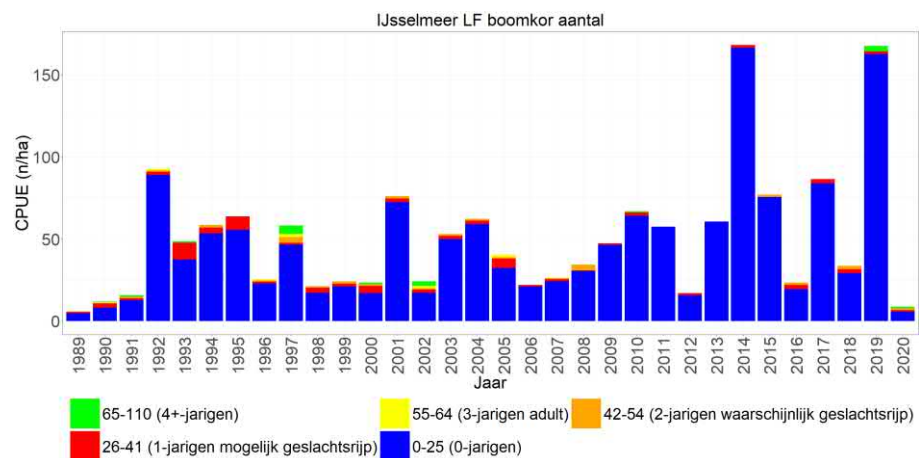
4.2.2.1 IJsselmeer

4.2.2.1.1 Open water

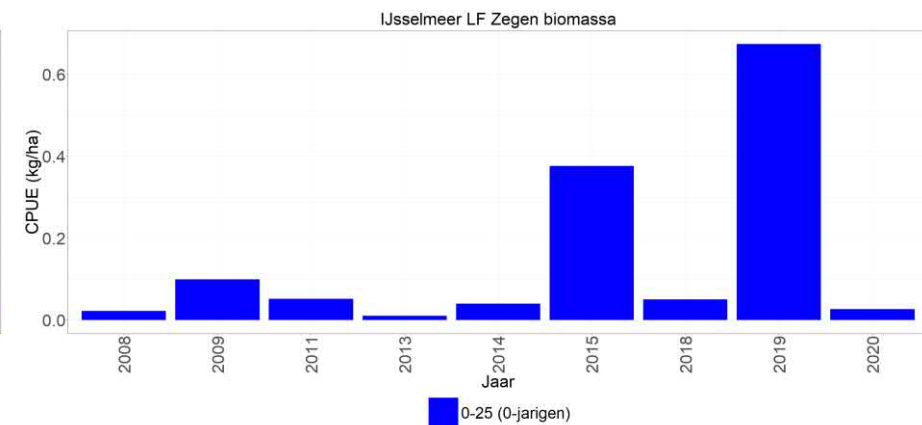
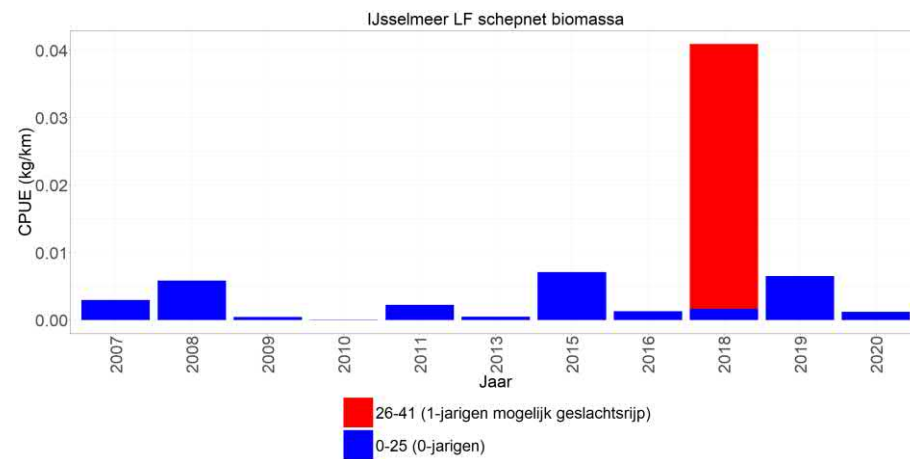
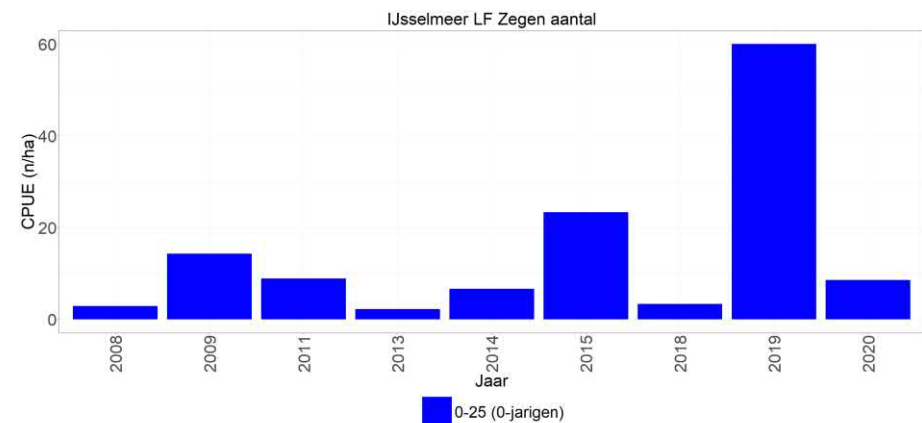
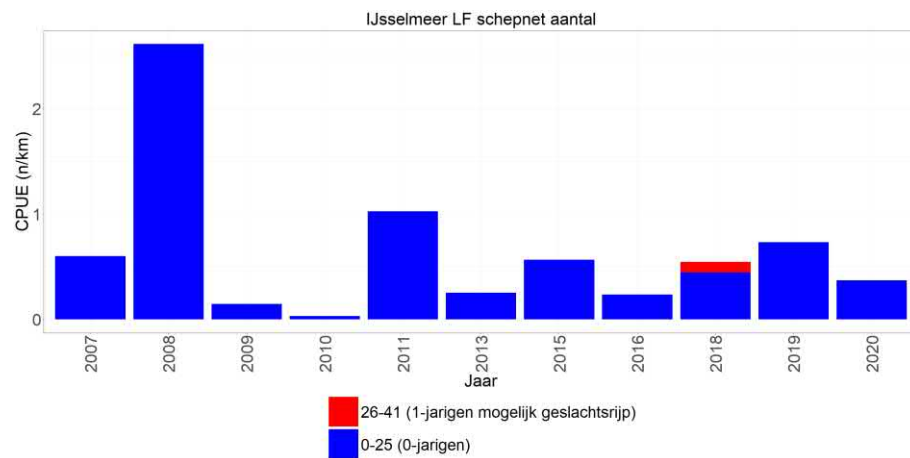
Sinds het begin van de monitoringsreeks vanaf 1989 lijken de snoekbaarsvangsten met zowel de boomkor als de elektrokor qua aantal relatief stabiel met hier en daar wat uitschieters (2014 en 2019, Figuur 4.15), waarbij het merendeel uit 0-jarigen bestaat. Qua biomassa is er een afname van meerjarige vissen te zien met als dieptepunt de jaren 2011-2014, hierna lijkt er weer een toename van het aantal meerjarige snoekbaars te zijn. Met name het relatief grote aandeel van 4⁺-jarigen in 2019 en 2020 valt op. Deze toename is ook te zien in de toename van het aantal aangelande snoekbaars sinds 2015 (Figuur 4.18).

4.2.2.1.2 Oever

Sinds het begin van de oeverbemonstering in 2007 lijken de lage aantallen en biomassa van snoekbaars relatief stabiel, waarbij de aantallen zowel langs de stenen en rietoevers (schepnet) als langs de zandoevers (zegen) gedomineerd worden door juvenielen (Figuur 4.16). In 2019 is een piek te zien langs de zandoevers.



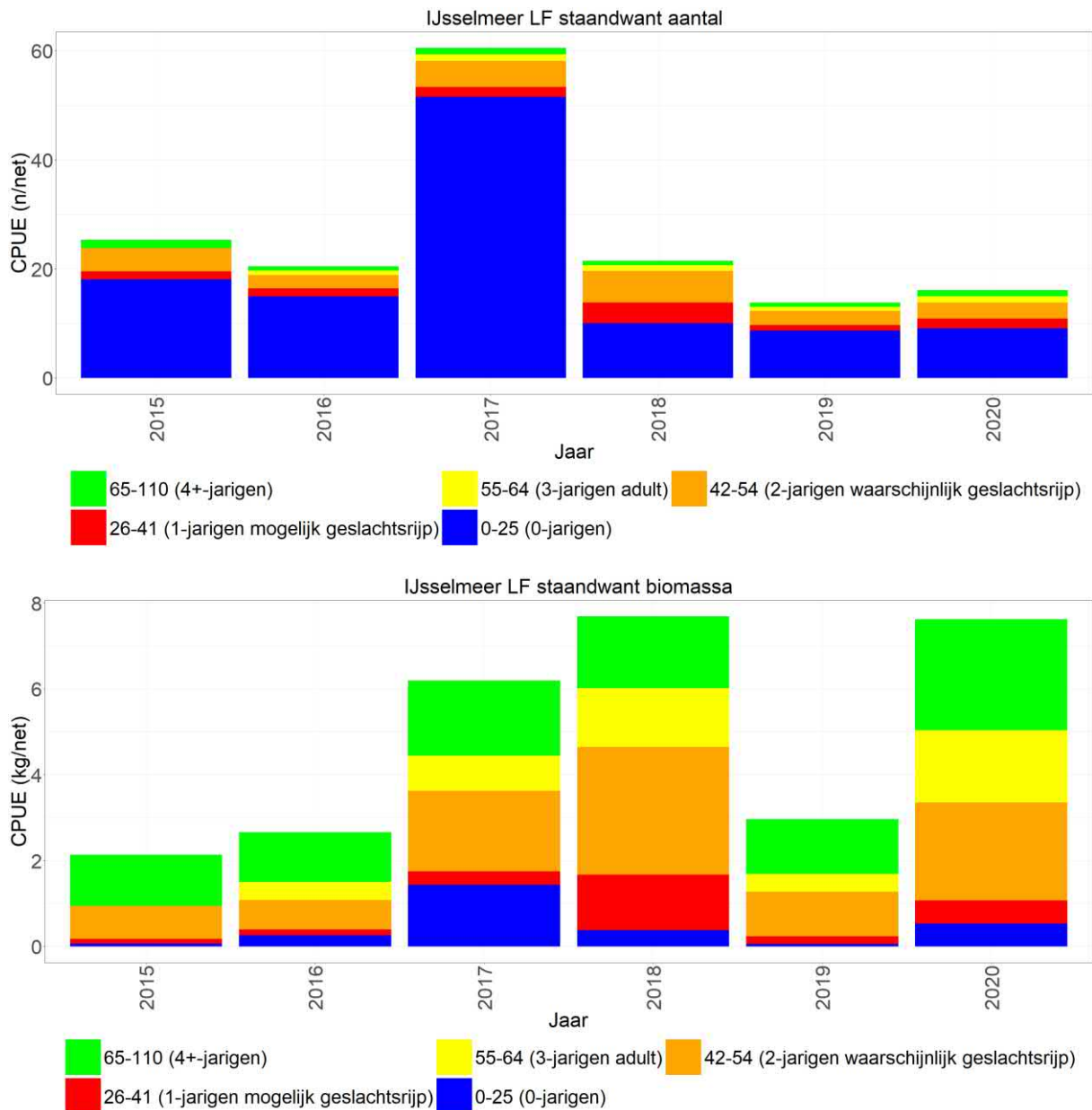
Figuur 4.15 Gemiddelde CPUE (n/ha en kg/ha bevist oppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor en de elektrokor in het open water van het IJsselmeer.



Figuur 4.16 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevestig oppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met het schepnet en de zegen langs oevers met riet en steen (schepnet) en de zandoevers (zegen) van het IJsselmeer.

4.2.2.1.3 Open water (staandwant)

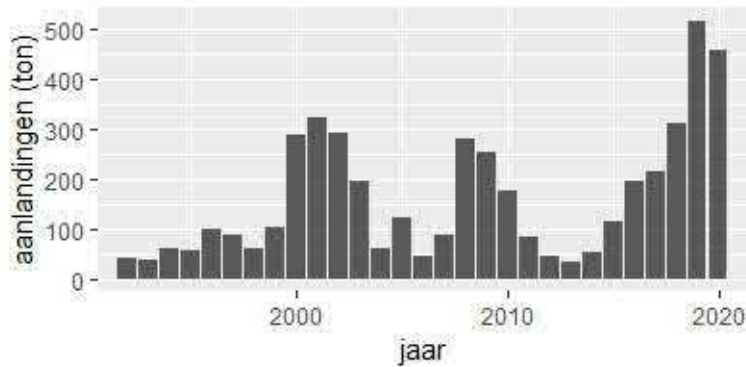
Sinds het begin van de staandwant monitoring in 2015 worden er goede hoeveelheden snoekbaars gevangen. De aantallen fluctueren iets door de jaren maar lijken over het algemeen vrij stabiel met een piek in 2017 (Figuur 4.17). De biomassa lijkt met de jaren te zijn toegenomen (op 2019 na). De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen en de biomassa door meerjarige snoekbaars. De meeste snoekbaars wordt ook gevangen met de kleine maaswijdtes (<101 mm 75%), van de grootte maaswijdtes worden de meeste snoekbaarzen met het 101 mm net gevangen (12%). De staandwant netten met 101 mm maaswijdte worden veelal door beroepsvissers gebruikt om maatse snoekbaars te vangen.



Figuur 4.17 Gemiddelde CPUE (n/net en kg/net bevestig oppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met het staandwant in het open water van het IJsselmeer.

4.2.2.1.4 Aanlandingen IJsselmeer & Markermeer

De totale snoekbaarsaanlandingen fluctueren sterk (Figuur 4.18). Deze fluctuaties lopen gelijk met de fluctuaties in de surveyvangsten in het IJsselmeer en Markermeer samen (Figuur 4.15, Figuur 4.22). De aanlandingen in 2019 en 2020 zijn de hoogste van de hele tijdserie, met 518 en 458 ton. Dit is ruim vier keer hoger dan de aanbevolen maximale vangst van 110 ton (Tien et al., 2021).

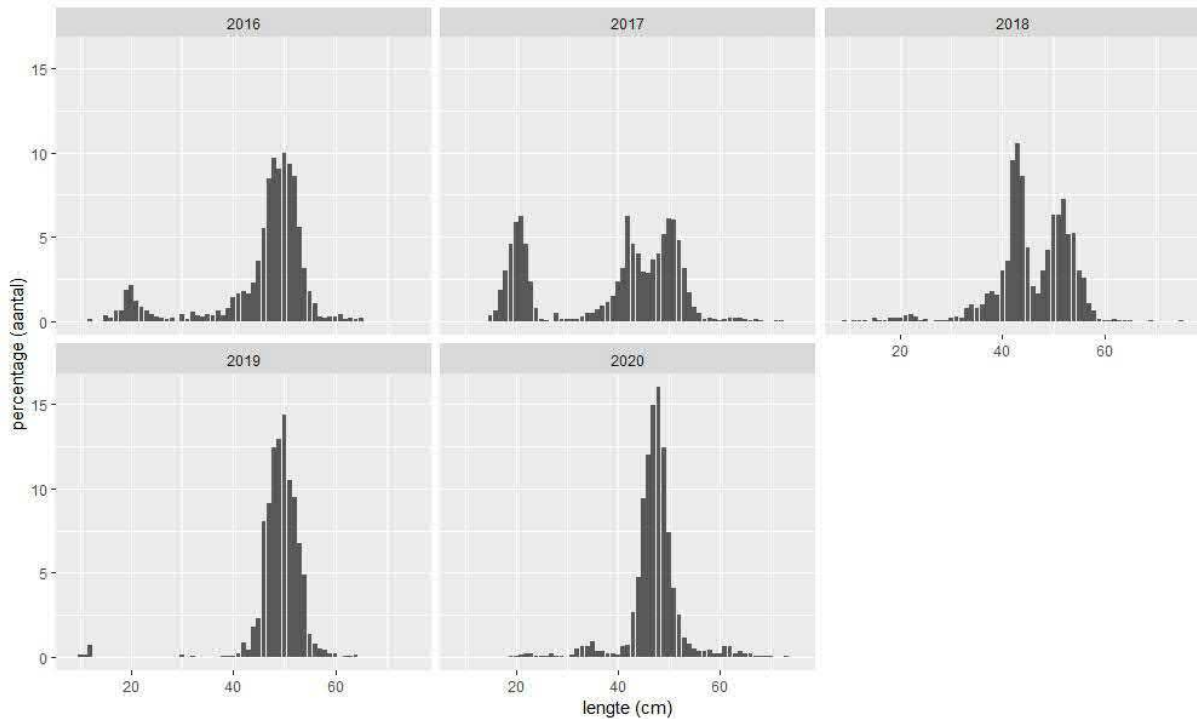


Figuur 4.18 Jaarlijkse totale commerciële aanlandingen van snoekbaars. Aanlandingen zijn samengesteld uit de gegevens van Productschap Vis (1992-2002), PO (2003-2016 en 2020) en de logboeken (2017-2019, Tien et al., 2021).

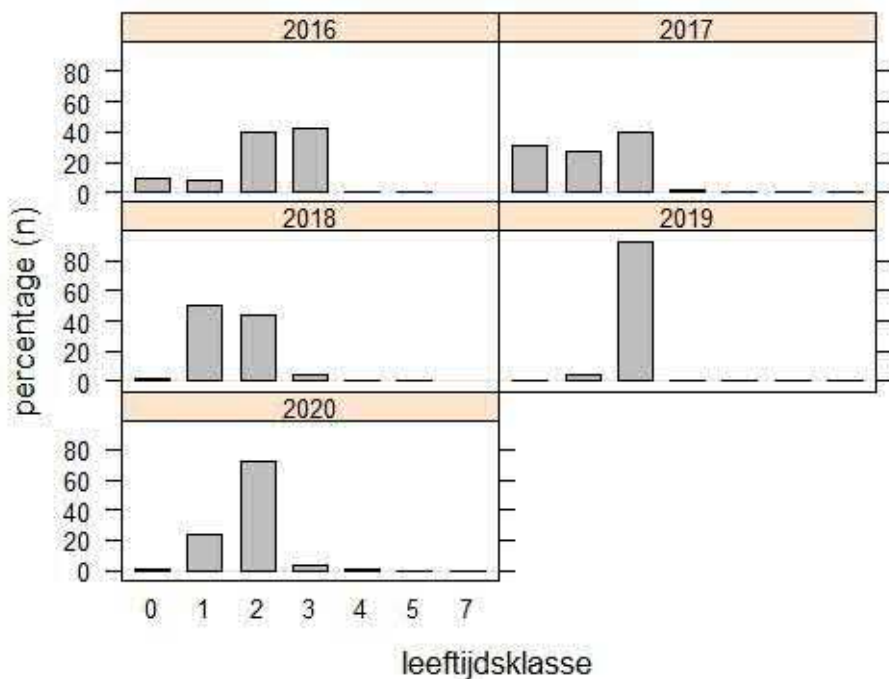
4.2.2.2 Vangstsamenstelling sinds 2016

Volgens de logboeken, die sinds 2016 verplicht door de IJsselmeervissers moeten worden ingevuld, wordt snoekbaars voornamelijk gevangen in de 101mm-standwantvisserij; van de aanlandingen zoals geregistreerd in de logboeken komt 90-93% uit deze visserij, 4-5% uit de fuiken en 1-5% uit standwantvisserij met (een mix met) grotere maaswijdtes (seizoenen 2016/2017 t/m 2019/2020). De vangstsamenstelling zoals hieronder beschreven is dan ook alleen op basis van de 101mm-standwantvangsten geschat aan de hand van de marktmonstering (Tien et al., 2021).

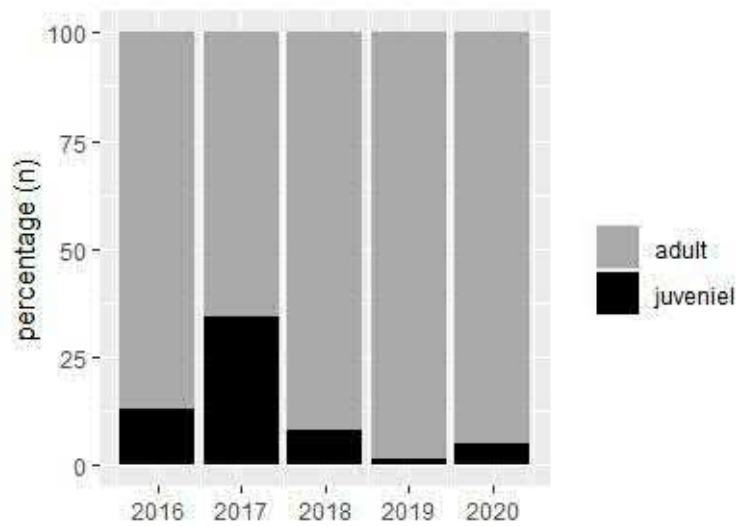
De lengteopbouw van de vangsten van de 101mm-standwantvisserij fluctueert sterk (Figuur 4.19); in 2016-2018 is een aanzienlijk aandeel ondermaats (19%, 48% en 28%), maar in 2019 en 2020 is dit aandeel relatief klein (3% en 7%). Ook de leeftijdsopbouw fluctueert, waarbij bijvoorbeeld in 2016 het aandeel snoekbaars van 3 jaar oud 42% is, maar in alle jaren erna minder dan 5% (Figuur 4.20). In 2019 bestaat 93% van de vangst uit 2 jaar oude snoekbaars. In 2017 is 34% van de vangst nog juveniel, maar in 2019 en 2020 is dit minder dan 5% (Figuur 4.21, Tien et al., 2021).



Figuur 4.19 Lengteopbouw van de commerciële snoekbaarsvangsten met 101mm-standwantnetten in de marktmonitoring in september-december. De y-as geeft het percentage van het totaal aantal vissen weer. Snoekbaars mag worden aangeland vanaf 42 cm (Tien et al., 2021).



Figuur 4.20 Geschatte leeftijdsopbouw van de commerciële snoekbaarsvangsten met 101mm-standwantnetten in de marktmonitoring in september-december. De y-as geeft het geschatte percentage van het totaal aantal vissen weer. De leeftijdsopbouw van 2020 is een schatting op basis van de gemiddelde leeftijdsleutel van 2017-2019 (Tien et al., 2021).



Figuur 4.21 Geschatte verhouding van volwassenen en juvenielen in de commerciële snoekbaarsvangsten met 101mm-staandwantnetten in de marktmonsting in september-december. De y-as geeft het geschatte percentage van het totaal aantal vissen weer (Tien et al., 2021).

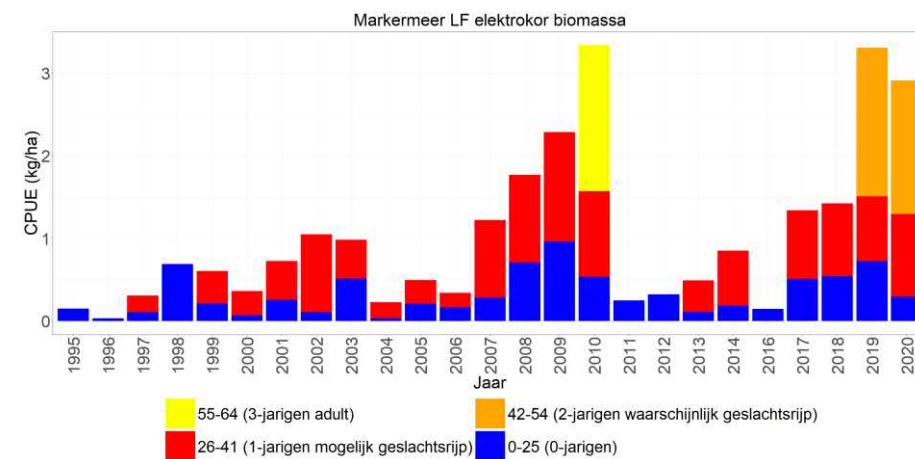
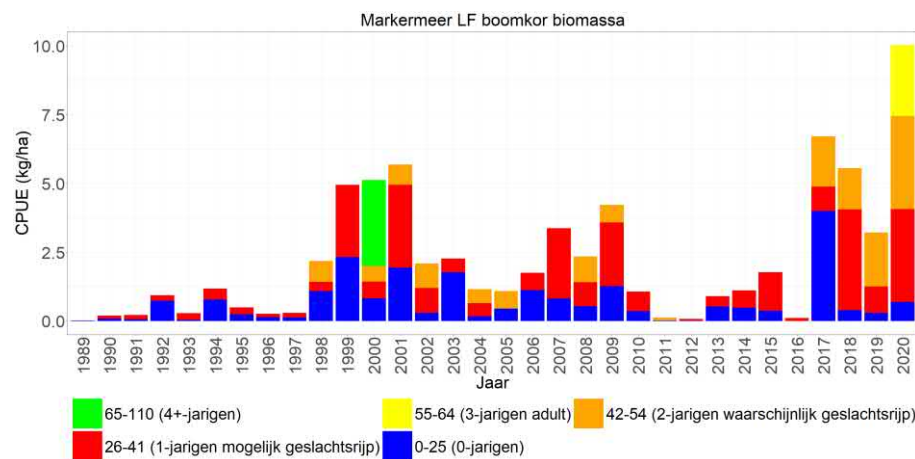
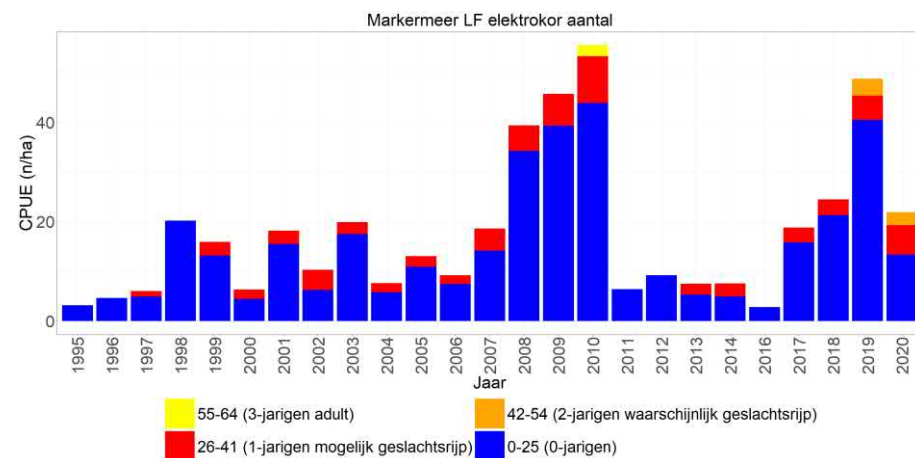
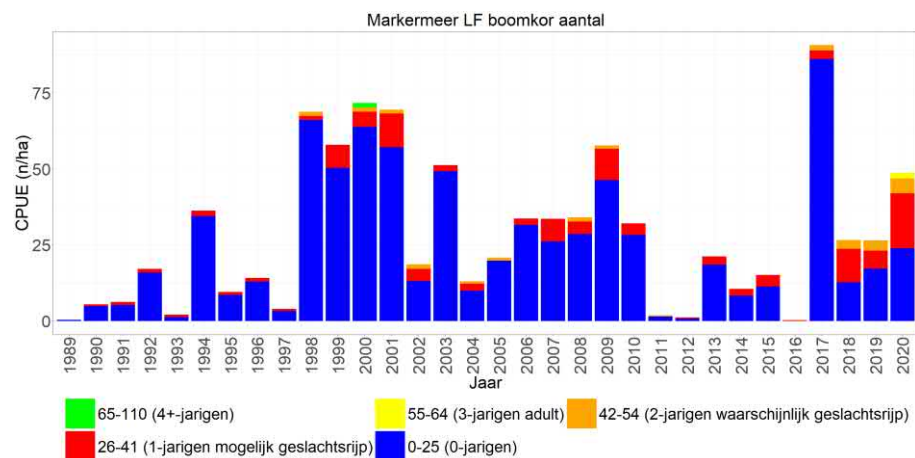
4.2.2.3 Markermeer

4.2.2.3.1 Open water

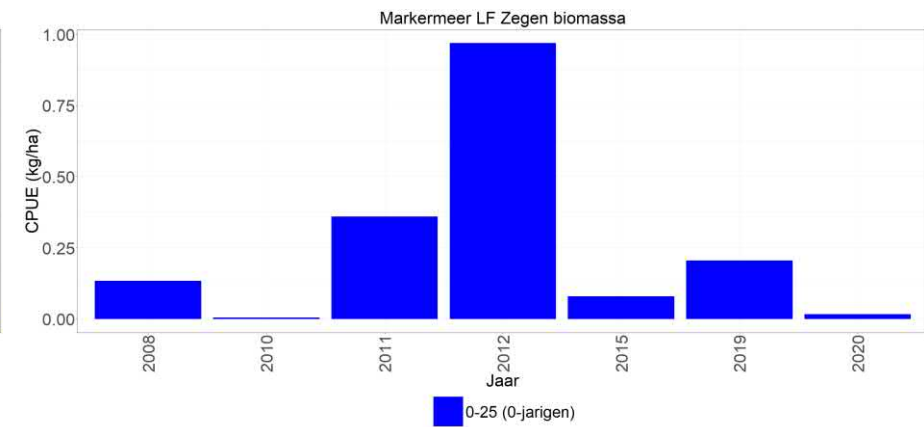
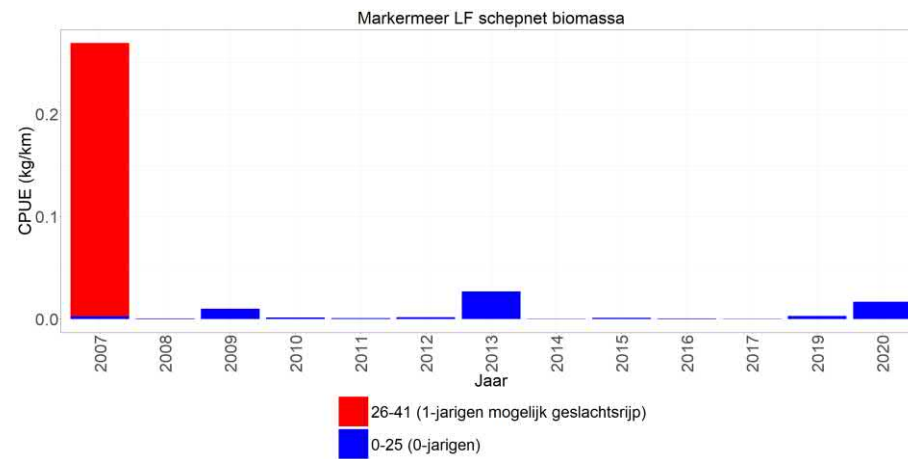
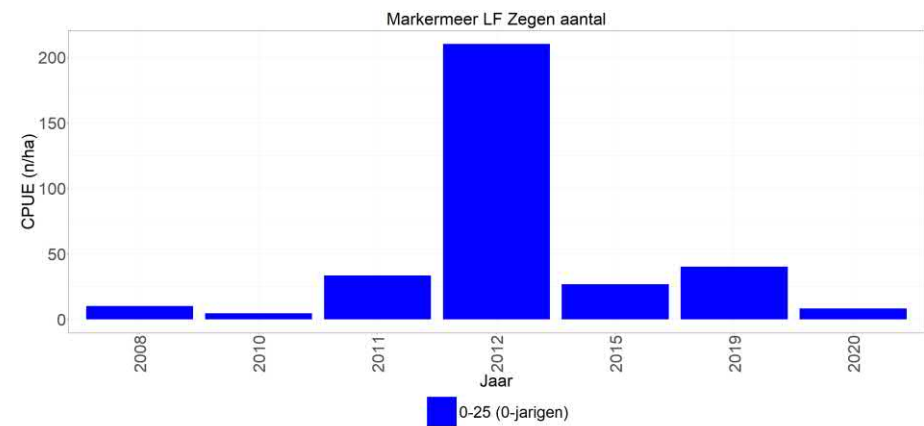
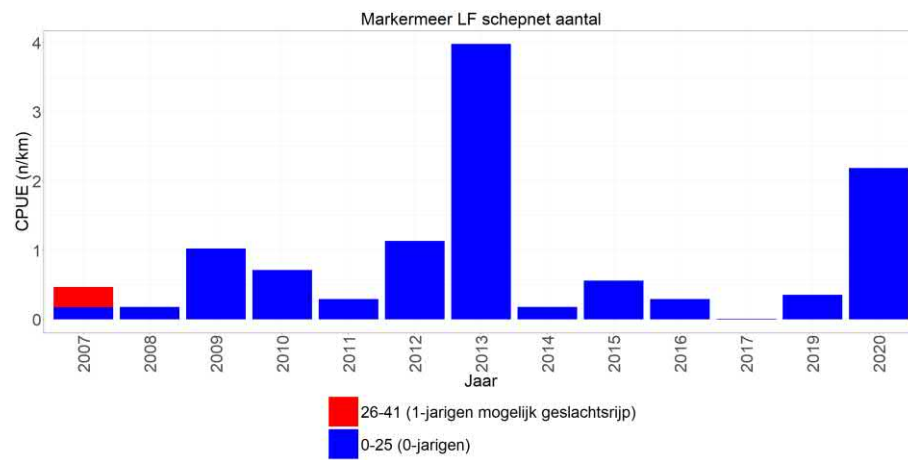
Sinds het begin van de monitoringsreeks vanaf 1989 lijken de snoekbaarsvangsten met de boomkor qua aantal en biomassa toe te nemen tot 2002 (Figuur 4.22). In dat jaar is een sterke afname waarna de vangsten weer toenemen tot 2011 alhoewel niveaus van 1998-2001 niet meer gehaald worden. In 2011 volgt nog een sterke afname waarbij er tot 2016 in sommige jaren nauwelijks snoekbaars wordt gevangen. Het jaar 2017 kenmerkt enorm hoge vangsten wat een ommekeerpunt lijkt te zijn waarna aantallen weer op het niveau van 2006-2010 zitten. Net als in het IJsselmeer worden de aantallen gedomineerd door nuljarigen, maar in tegenstelling tot het IJsselmeer is het aandeel 1-jarige snoekbaars groter in de aantallen. Qua biomassa zien we eenzelfde trend als bij de aantallen en hieruit blijkt dat de toe- en afnames voornamelijk door meerjarige individuen worden bepaald. Wat opvalt is de sterke toename in biomassa sinds 2017 met in 2020 de hoogste biomassa van snoekbaars. De hoge biomassa van dit jaar wordt voornamelijk veroorzaakt door een toename van 2- en 3-jarige snoekbaars en is ook te zien in de toename van het aantal aangelande snoekbaars sinds 2015 (Figuur 4.18). De hoge vangsten zijn waarschijnlijk een effect van de sterke jaarklasse in 2017. Een andere mogelijkheid is dat het aangepaste visserijbeheer vanaf visseizoen 2014/2015 effect heeft, waarbij de visserij met staande netten ('staandwantvisserij') is beperkt tot 15% van de beschikbare inzet (in merkjes) per visser. Veruit de meest snoekbaars (90-93%) wordt met het staandwant (101 mm) gevangen (Tien et al., 2021).

4.2.2.3.2 Oever

Sinds het begin van de oeverbemonstering in 2007 lijken de lage aantallen en biomassa van snoekbaars relatief stabiel, waarbij de aantallen zowel langs de stenen en rietoevers (schepnet) als langs de zandoevers (zegen) gedomineerd worden door juvenielen (Figuur 4.23). In 2012 is een piek te zien langs de zandoevers.



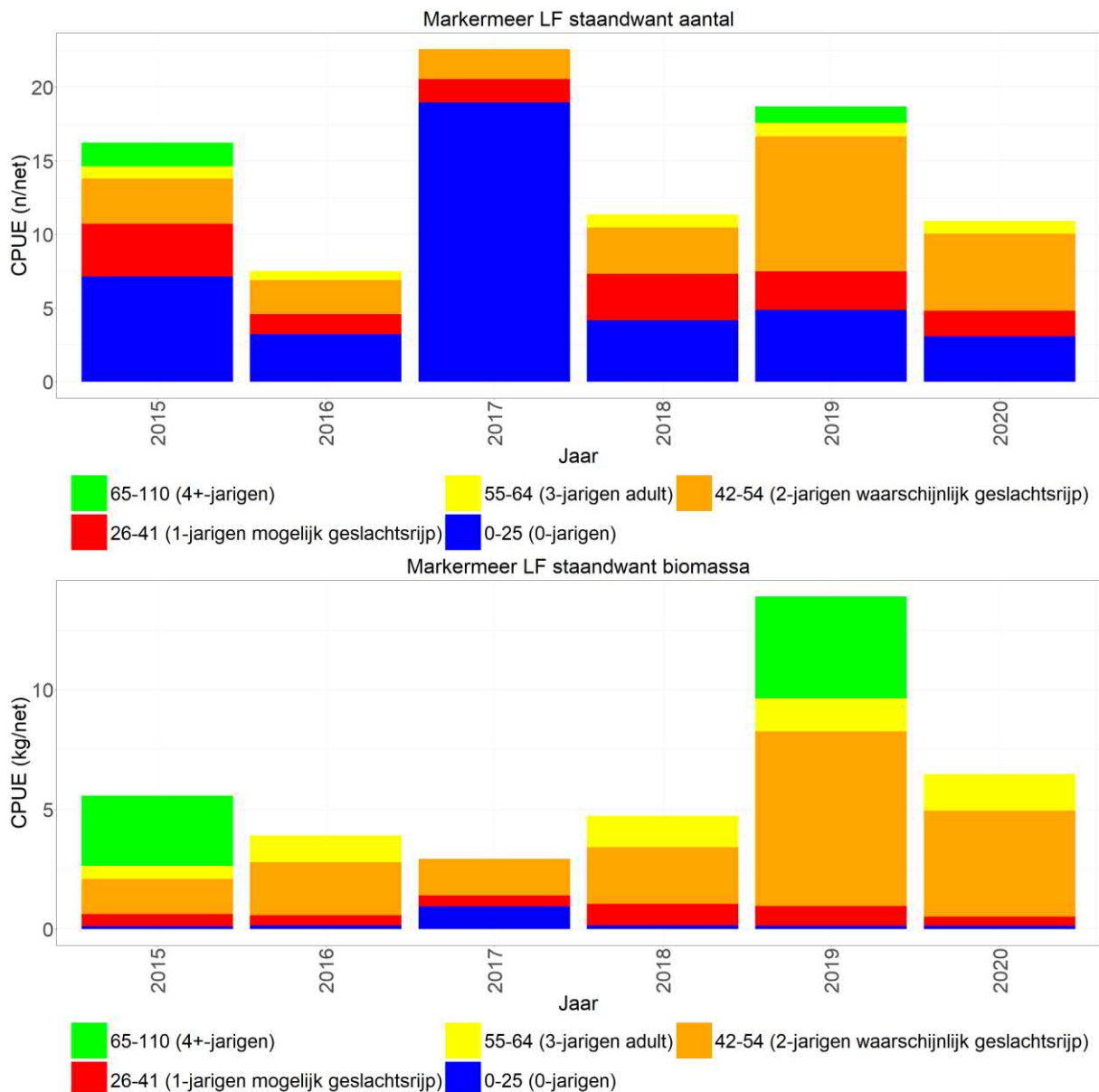
Figuur 4.22 Gemiddelde CPUE (n/ha en kg/ha bevist oppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor en de elektrokor in het open water van het Markermeer.



Figuur 4.23 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met het schepnet en de zegen langs oevers met riet en steen en vooroevers (schepnet) en de zandoevers (zegen) van het Markermeer.

4.2.2.3.3 Open water (staandwant)

Sinds het begin van de staandwant monitoring in 2015 worden er goede hoeveelheden snoekbaars gevangen. De aantallen fluctueren iets door de jaren maar lijken over het algemeen vrij stabiel met een piek in 2017, net als in het IJsselmeer (Figuur 4.24). De biomassa is ook redelijk stabiel met een piek in 2019 (het jaar waarin er op het IJsselmeer juist minder snoekbaars werd gevangen in deze monitoring). De aantallen worden niet geheel gedomineerd door nuljarigen maar ook door 1- en 2-jarige snoekbaars, in tegenstelling tot het IJsselmeer. De biomassa wordt door meerjarige snoekbaars gedomineerd. De meeste snoekbaars wordt ook gevangen met de kleine maaswijdtes (<101 mm 69%), van de grootte maaswijdtes worden de meeste snoekbaarsen met het 101 mm net gevangen (16%). De staandwant netten met 101 mm maaswijdte worden veelal door beroepsvissers gebruikt om maatse snoekbaars te vangen. Ook in deze monitoring is dus de laatste twee jaar een toename van de biomassa van 2+-jarige snoekbaars te zien.



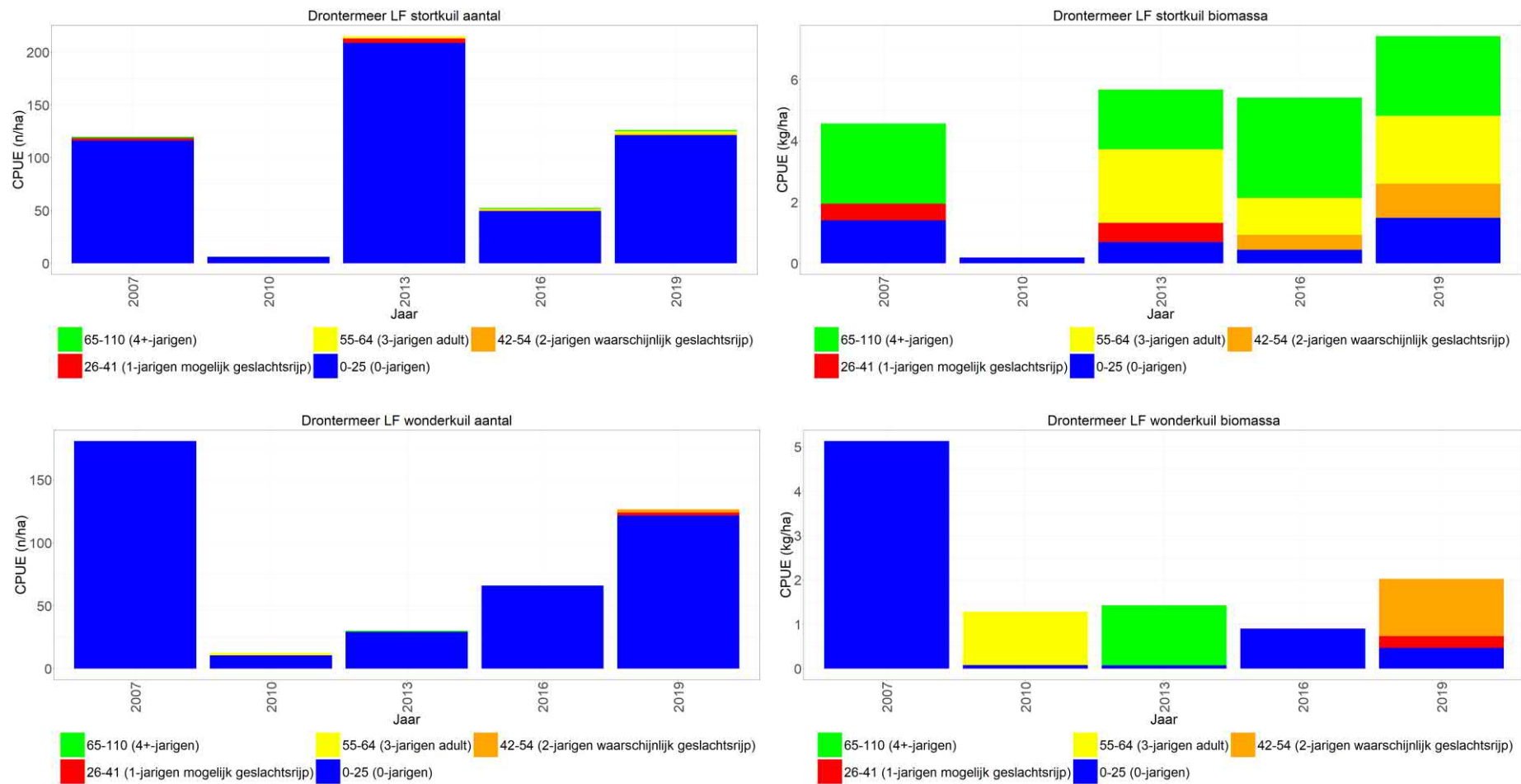
Figuur 4.24 Gemiddelde CPUE (n/net en kg/net bevist oppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met het staandwant in het open water van het Markermeer.

4.2.2.4 Randmeren-Oost

4.2.2.4.1 Drontermeer

4.2.2.4.1.1 Open water

Snoekbaars wordt relatief veel gevangen in het Drontermeer, zowel met de stortkuil als met de wonderkuil (Figuur 4.25). De aantallen fluctueren sterk per monitoringsjaar, en er zijn geen duidelijke trends zichtbaar. Qua biomassa lijken de vangsten wat stabiel. De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen, terwijl de biomassa voornamelijk door meerjarigen wordt bepaald (m.n. veel 4+jarige snoekbaars).

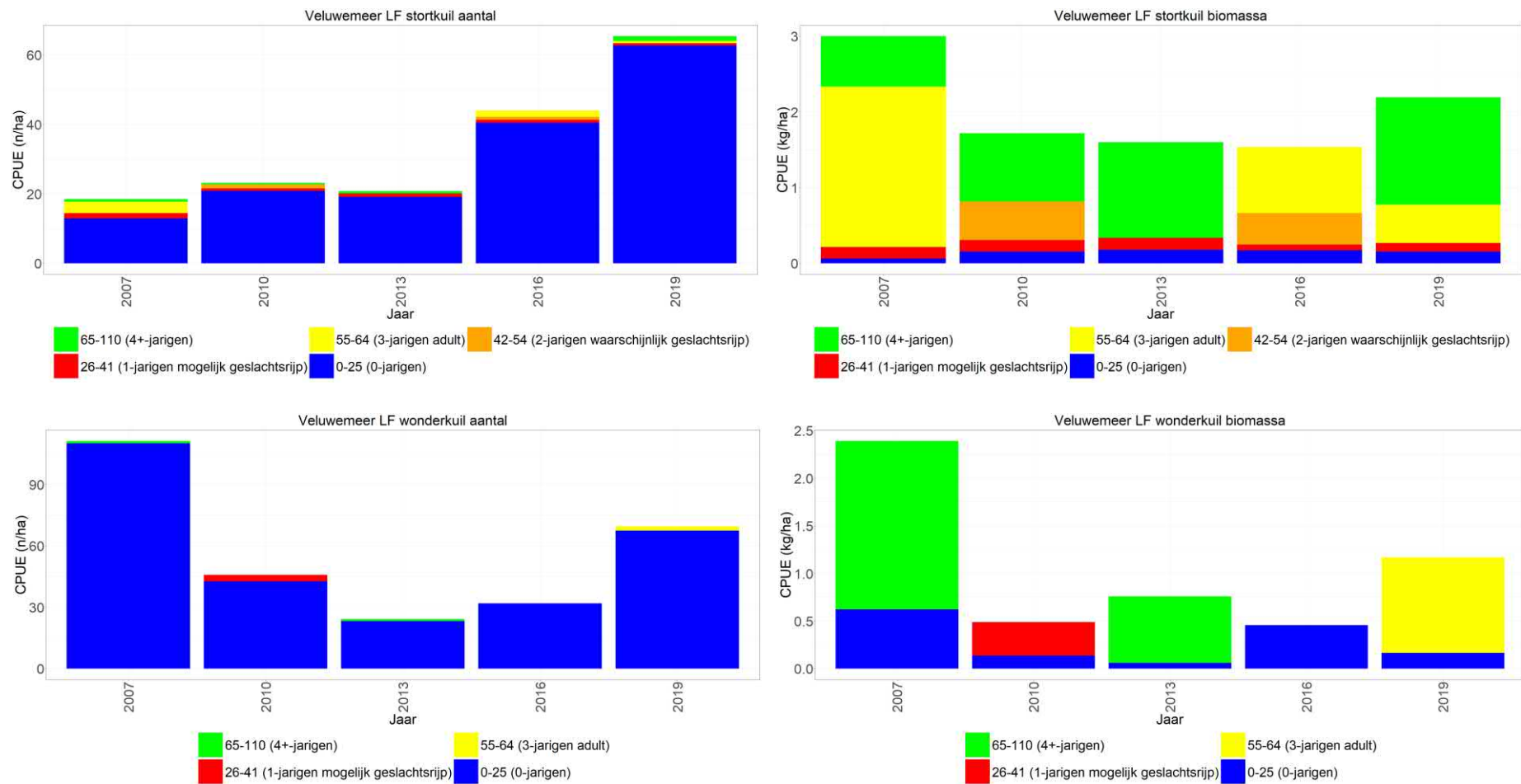


Figuur 4.25 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-k/ha bevestigingsoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de stortkuil en de wonderkuil in het open water van het Drontermeer.

4.2.2.4.2 *Veluwemeer*

4.2.2.4.2.1 *Open water*

Snoekbaars wordt relatief veel gevangen in het Veluwemeer, zowel met de stortkuil als met de wonderkuil (Figuur 4.26). De aantallen fluctueren sterk per monitoringsjaar, maar lijken toe te nemen. Qua biomassa lijken de vangsten wat stabiel. De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen terwijl de biomassa voornamelijk door meerjarigen wordt bepaald (m.n. 4+jarige snoekbaars).

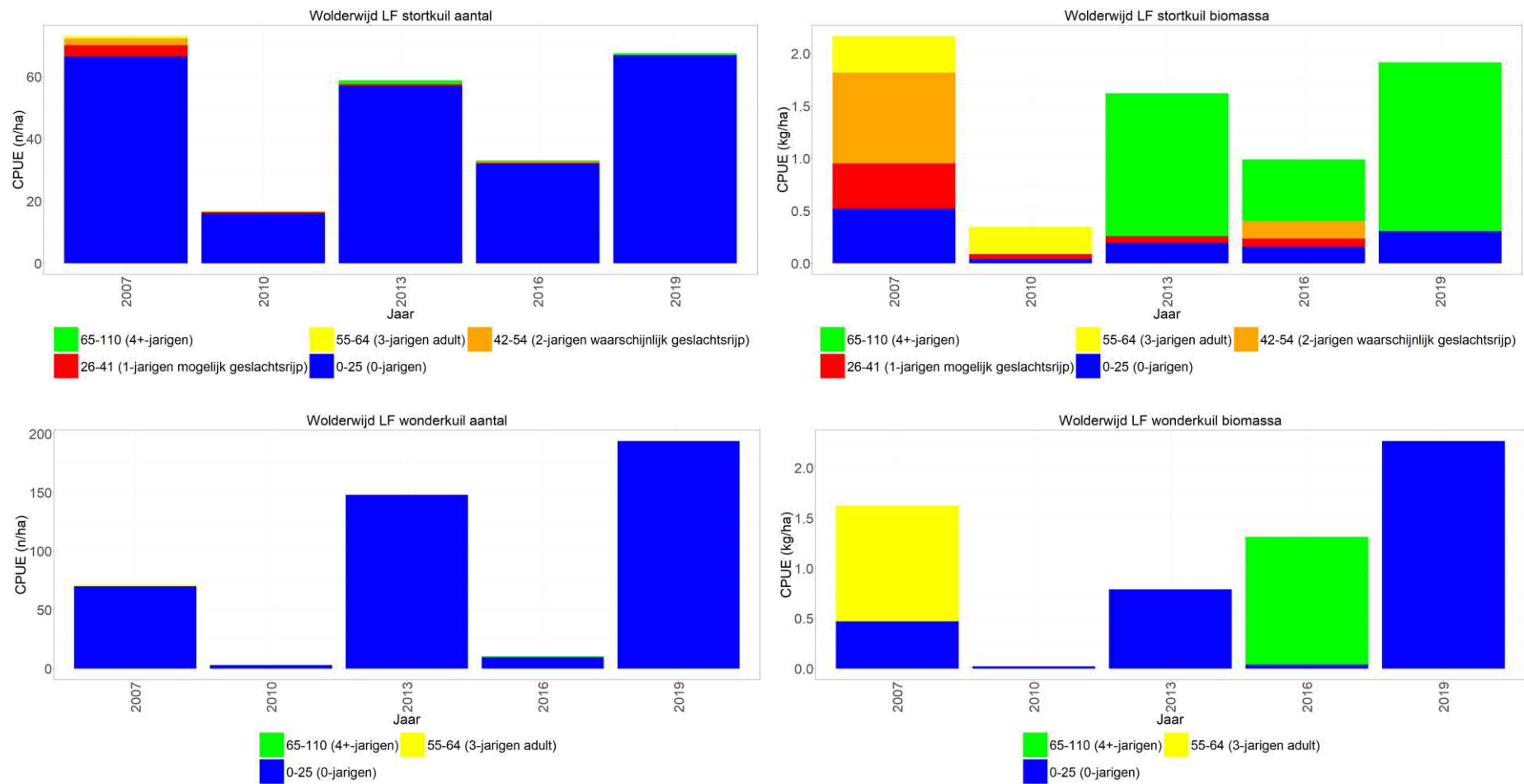


Figuur 4.26 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevestigingsoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de storkuil en de wonderkuil in het open water van het Veluwemeer.

4.2.2.4.3 *Wolderwijd*

4.2.2.4.3.1 *Open water*

Snoekbaars wordt relatief veel gevangen in het Wolderwijd, zowel met de stortkuil als met de wonderkuil (Figuur 4.27). De aantallen en biomassa fluctueren sterk per monitoringsjaar, en er zijn geen duidelijke trends zichtbaar. De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen, terwijl de biomassa voornamelijk door meerjarigen wordt bepaald (m.n. 4+jarige snoekbaars).

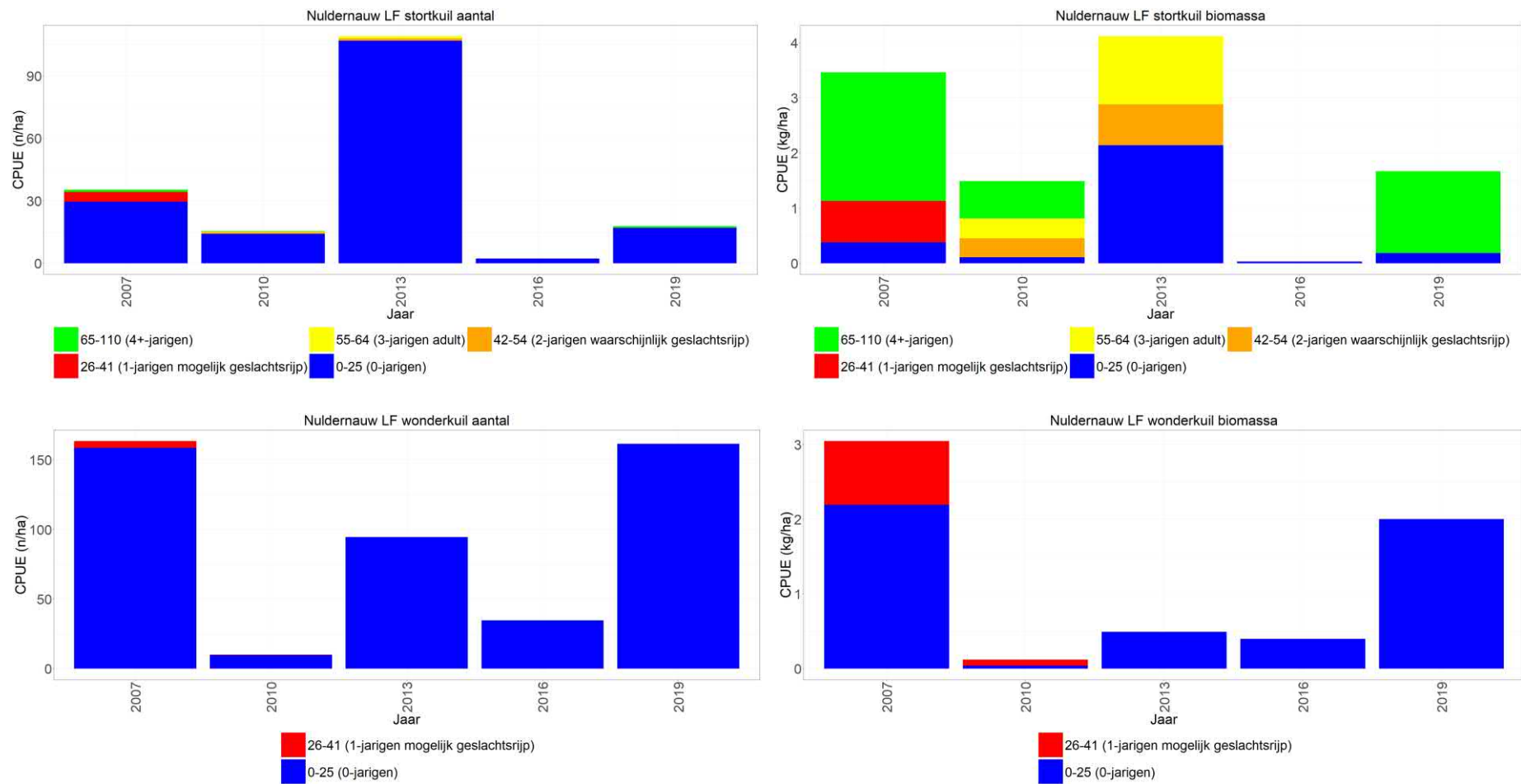


Figuur 4.27 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de stortkuil en de wonderkuil in het open water van het Wolderwijd.

4.2.2.4.4 *Nuldernauw*

4.2.2.4.4.1 *Open water*

Snoekbaars wordt relatief veel gevangen in het Drontermeer, zowel met de stortkuil als met de wonderkuil (Figuur 4.28). De aantallen en biomassa fluctueren sterk per monitoringsjaar, en er zijn geen duidelijke trends zichtbaar. De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen, terwijl de biomassa voornamelijk door meerjarigen wordt bepaald (m.n. 4+jarige snoekbaars).



Figuur 4.28 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-k/ha bevestigingsoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de stortkuil en de wonderkuil in het open water van het Nulder nauw.

4.2.2.5 Randmeren-Zuid

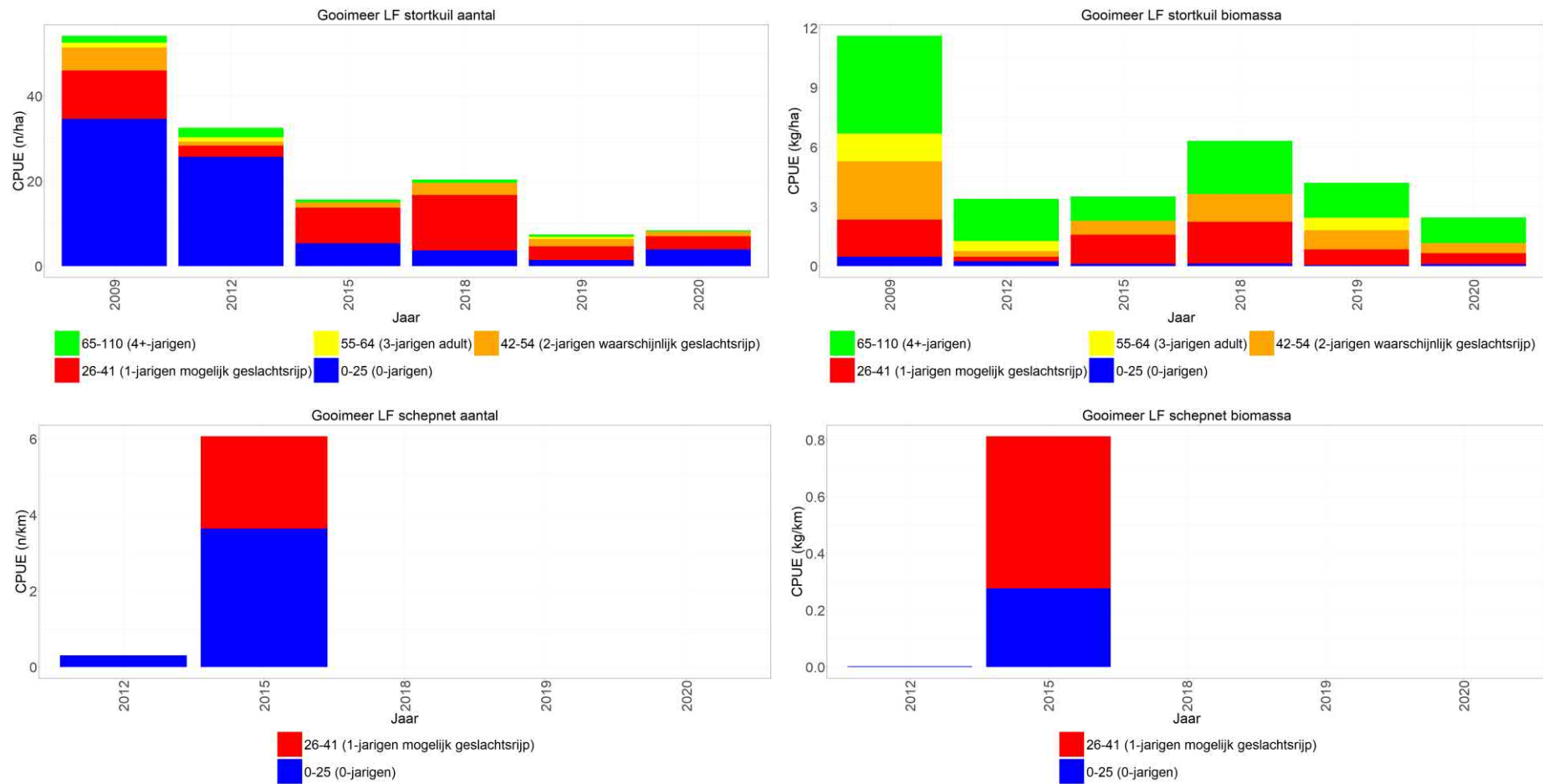
4.2.2.5.1 Gooimeer

4.2.2.5.1.1 Open water

Snoekbaars wordt relatief veel gevangen met de stortkuil in het Gooimeer (Figuur 4.29). De aantallen lijken met de jaren af te nemen. Deze afname lijkt veroorzaakt te worden door een afname van nuljarigen. Qua biomassa lijken de vangsten wat stabiel. De aantallen werden tot en met 2012 gedomineerd door nuljarigen, daarna door 1-jarige snoekbaars, terwijl de biomassa voornamelijk door meerjarigen wordt bepaald (vooral veel 4+jarige snoekbaars).

4.2.2.5.1.2 Oever

Snoekbaars wordt slecht in het elektroschepnet gevangen. Hierdoor zijn er alleen lage aantallen snoekbaars in 2012 en 2015 gevangen (Figuur 4.29). De aantallen en biomassa worden beide door nuljarigen en 1-jarige snoekbaars gedomineerd.



Figuur 4.29 Gemiddelde CPUE (n/ha-n/km bevistoppervlak), lengteklasse verdeling in percentages en gemiddelde CPUE (kg/ha-kg/km bevistoppervlak) per jaar van snoekbaars gevangen met de storkuil in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van het Gooimeer.

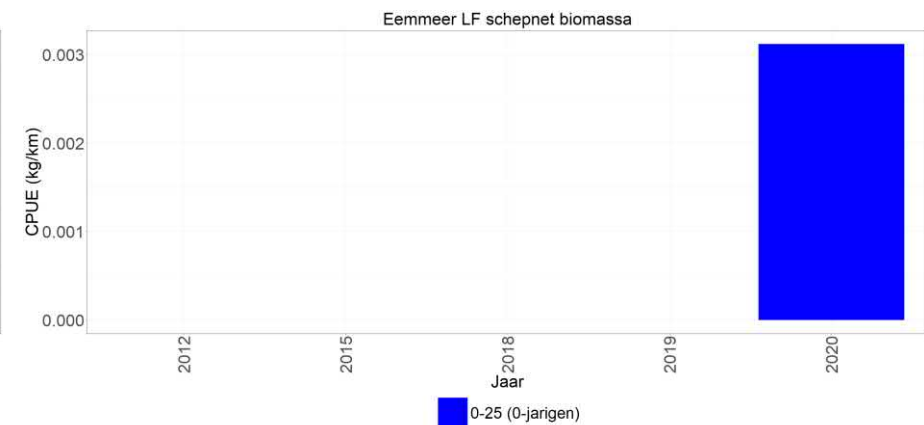
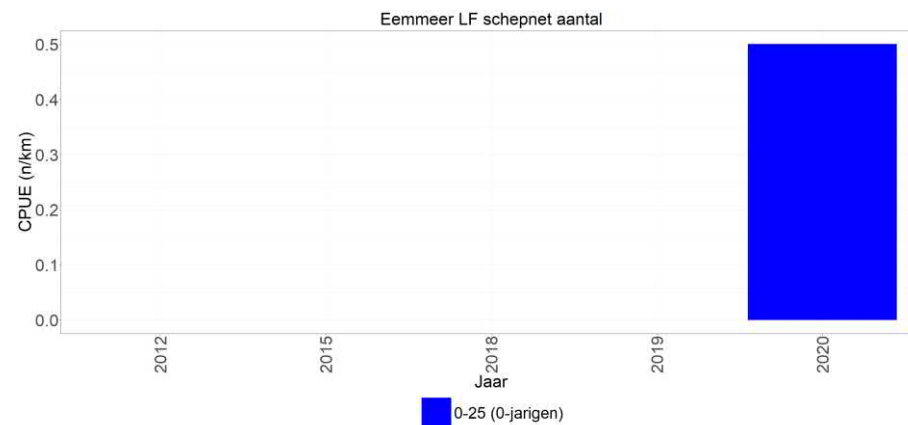
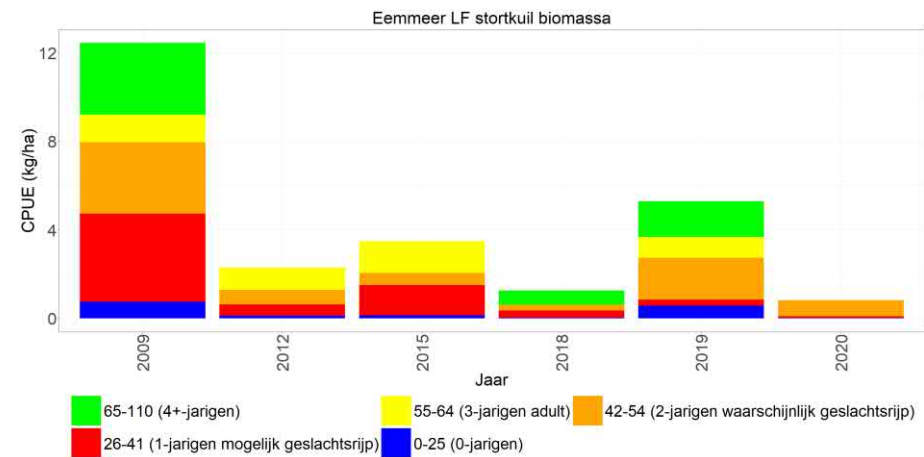
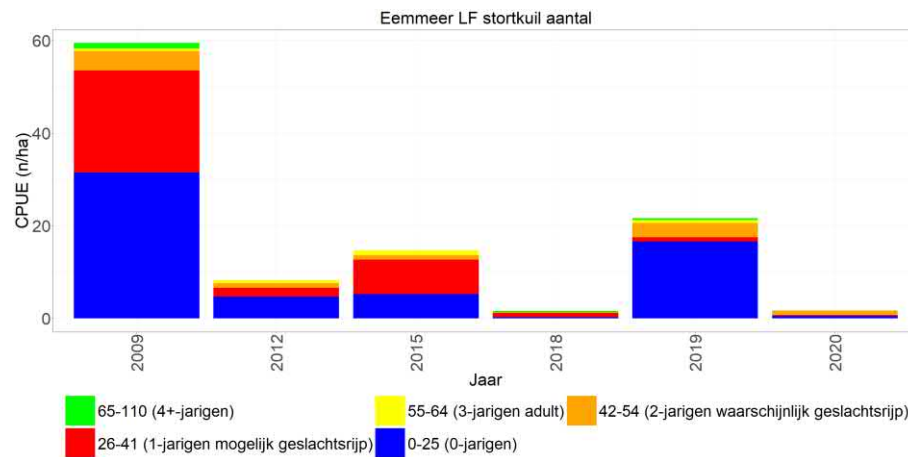
4.2.2.5.2 *Eemmeer*

4.2.2.5.2.1 *Open water*

Snoekbaars wordt relatief veel gevangen met de stortkuil in het Eemmeer (Figuur 4.30). De aantallen en biomassa lijken met de jaren af te nemen. Deze afname lijkt veroorzaakt te worden door een afname van nuljarigen en 1-jarige snoekbaars. De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen en 1-jarige snoekbaars, terwijl de biomassa voornamelijk door meerjarigen wordt bepaald.

4.2.2.5.2.2 *Oever*

Snoekbaars wordt slecht in het elektroschepnet gevangen. Hierdoor zijn er alleen lage aantallen snoekbaars in 2020 gevangen (Figuur 4.30). De aantallen en biomassa worden beide door nuljarigen gedomineerd.

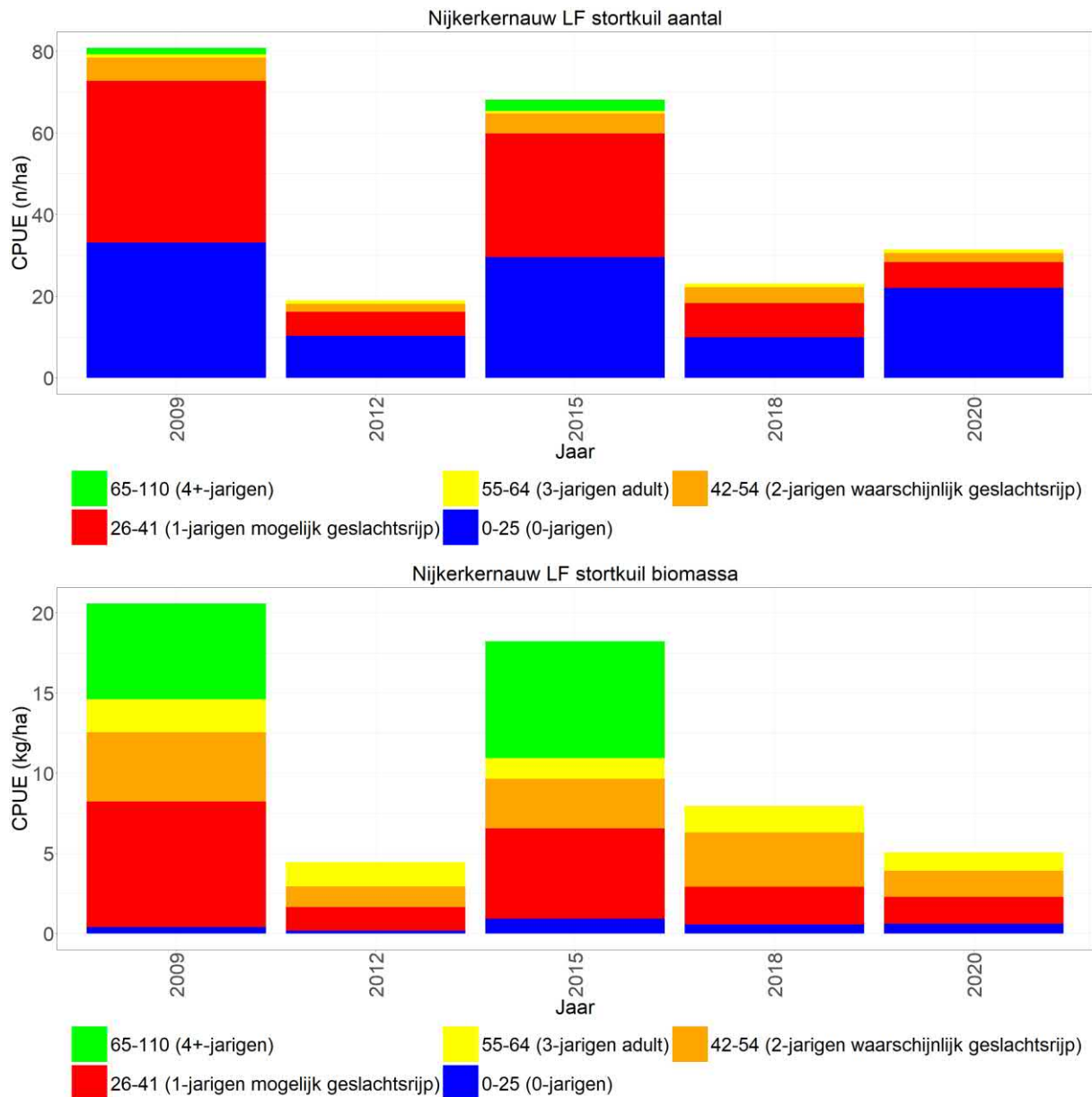


Figuur 4.30 Gemiddelde CPUE (n/ha-n/km bevistoppervlak), lengteklasse verdeling in percentages en gemiddelde CPUE (kg/ha-kg/km bevistoppervlak) per jaar van snoekbaars gevangen met de stortkuil in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van het Eemmeer.

4.2.2.5.3 Nijkerkernauw

4.2.2.5.3.1 Open water

Snoekbaars wordt relatief veel gevangen met de stortkuil in het Nijkerkernauw en niet met het elektroschepnet (Figuur 4.31). De aantallen en biomassa lijken met de jaren af te nemen. Deze afname lijkt veroorzaakt te worden door een afname van nuljarigen en 1-jarige snoekbaars betreffende de aantallen en door de afname van 4-jarige snoekbaars betreffende de biomassa. De aantallen worden door nuljarigen en 1-jarige snoekbaars gedomineerd, terwijl de biomassa voornamelijk door meerjarigen wordt bepaald.



Figuur 4.31 Gemiddelde CPUE (n/ha-n/km bevestigingsoppervlak), lengteklasse verdeling in percentages en gemiddelde CPUE (kg/ha-kg/km bevestigingsoppervlak) per jaar van snoekbaars gevangen met de stortkuil in het open water van het Nijkerkernauw.

4.2.2.6 Ketelmeer & Vossemeer

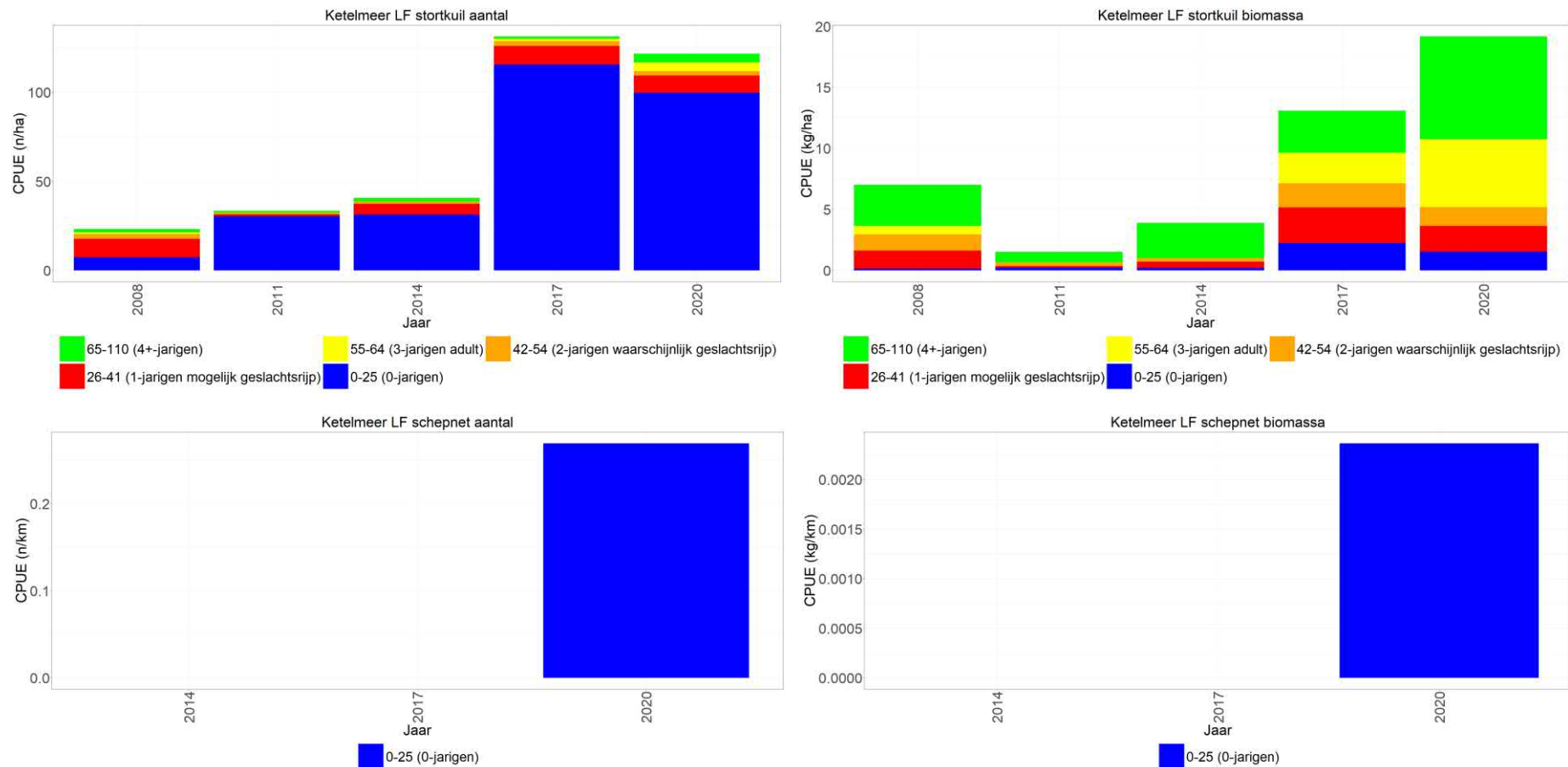
4.2.2.6.1 Ketelmeer

4.2.2.6.1.1 Open water

Snoekbaars wordt relatief veel gevangen met de stortkuil in het Ketelmeer (Figuur 4.32). De aantallen en biomassa lijken met de jaren toe te nemen. Deze toename lijkt veroorzaakt te worden door een toename in alle leeftijdscategorieën. De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen, terwijl de biomassa voornamelijk door meerjarigen wordt bepaald (m.n. 4+jarige snoekbaars).

4.2.2.6.1.2 Oever

Snoekbaars wordt slecht in het elektroschepnet gevangen. Hierdoor zijn er alleen lage aantallen snoekbaars in 2020 gevangen (Figuur 4.32). De aantallen en biomassa worden door nuljarigen gedomineerd.



Figuur 4.32 Gemiddelde CPUE (n/ha-n/km bevistoppervlak), lengteklasse verdeling in percentages en gemiddelde CPUE (kg/ha-kg/km bevistoppervlak) per jaar van snoekbaars gevangen met de storkuil in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van het Ketelmeer.

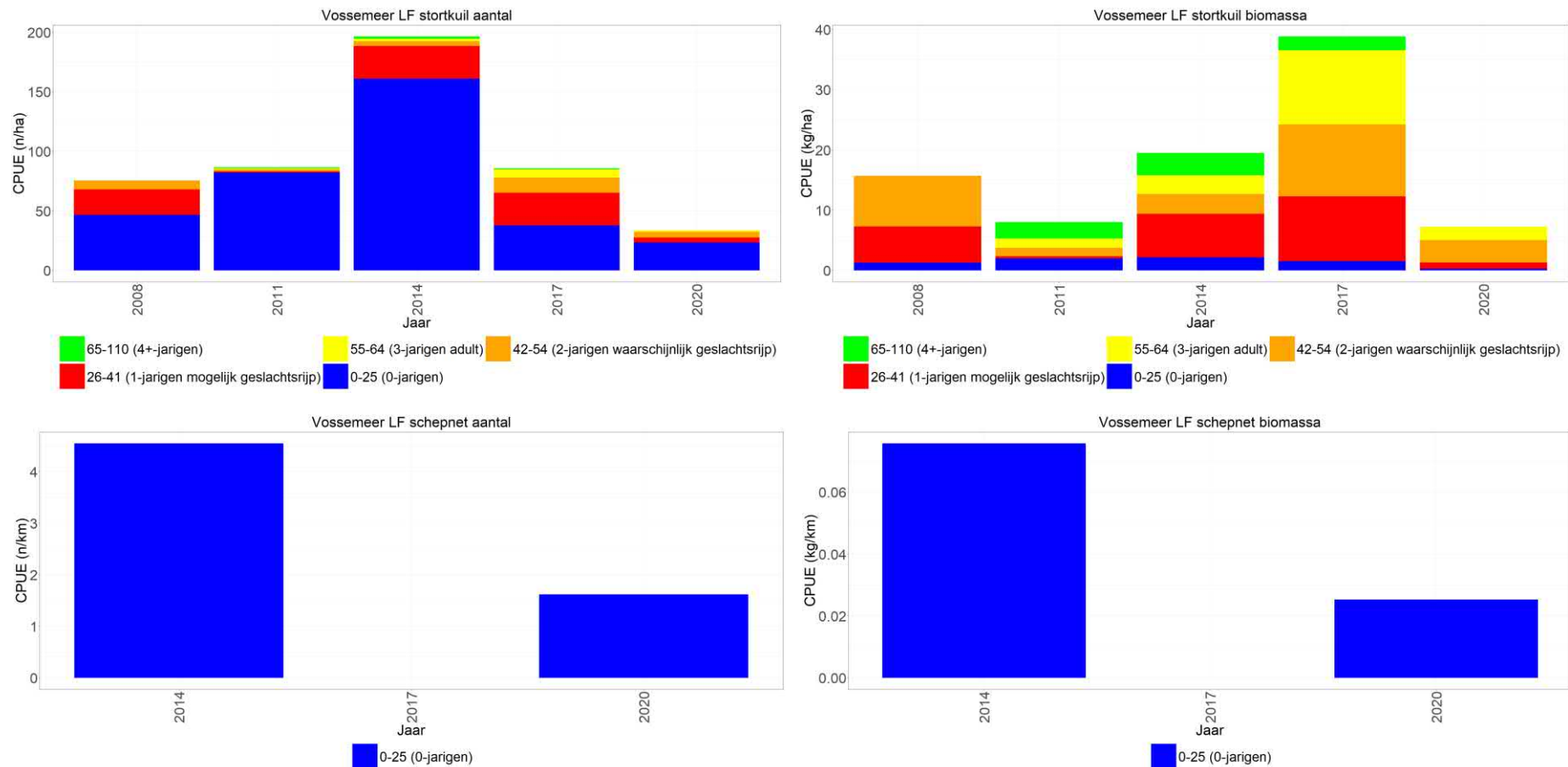
4.2.2.6.2 *Vossemeer*

4.2.2.6.2.1 *Open water*

Snoekbaars wordt relatief zeer veel gevangen met de stortkuil in het Vossemeer (Figuur 4.33). De aantallen en biomassa fluctueren sterk van jaar tot jaar zonder duidelijke trend. De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen, terwijl de biomassa voornamelijk door meerjarigen wordt bepaald.

4.2.2.6.2.2 *Oever*

Snoekbaars wordt slecht in het elektroschepnet gevangen. Hierdoor zijn er alleen lage aantallen snoekbaars in 2014 en 2020 gevangen (Figuur 4.33). De aantallen en biomassa worden door nuljarigen gedomineerd.

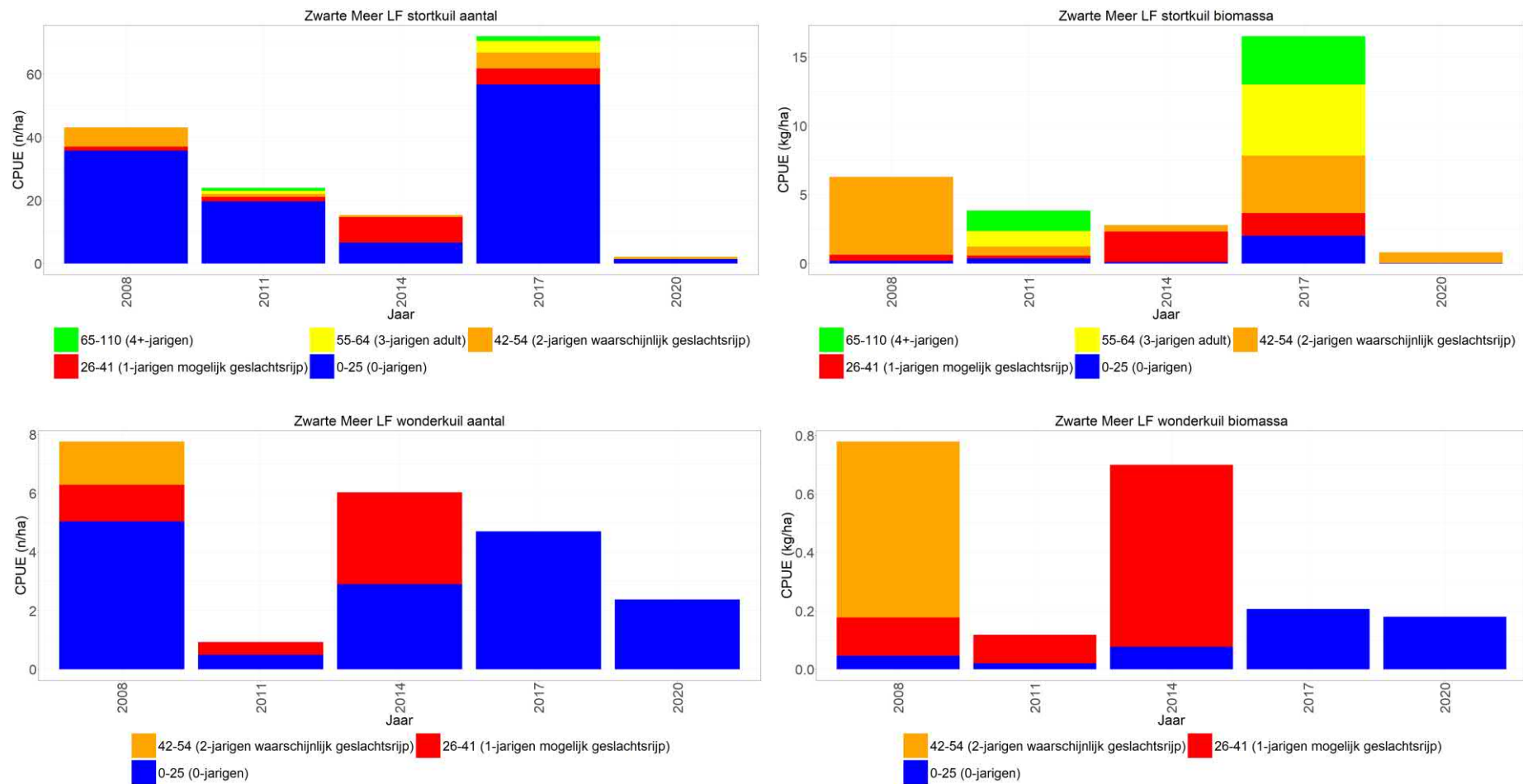


Figuur 4.33 Gemiddelde CPUE (n/ha-n/km bevistoppervlak), lengteklasse verdeling in percentages en gemiddelde CPUE (kg/ha-kg/km bevistoppervlak) per jaar van snoekbaars gevangen met de storkuil in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van het Vossemeer.

4.2.2.7 Zwarte Meer

4.2.2.7.1 Open water

Snoekbaars wordt relatief veel gevangen in het Zwarte Meer met de stortkuil, maar met de wonderkuil beduidend minder (Figuur 4.34). De aantallen en biomassa lijken door de jaren af te nemen met een piek in 2017. Deze afname manifesteert zich in alle leeftijdscategorieën. De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen terwijl de biomassa voornamelijk door meerjarigen wordt bepaald.



Figuur 4.34 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de stortkuil en de wonderkuil in het open water van het Zwarte Meer.

4.2.2.8 Zwarte Water

4.2.2.8.1 Hoofdstroom (open water)

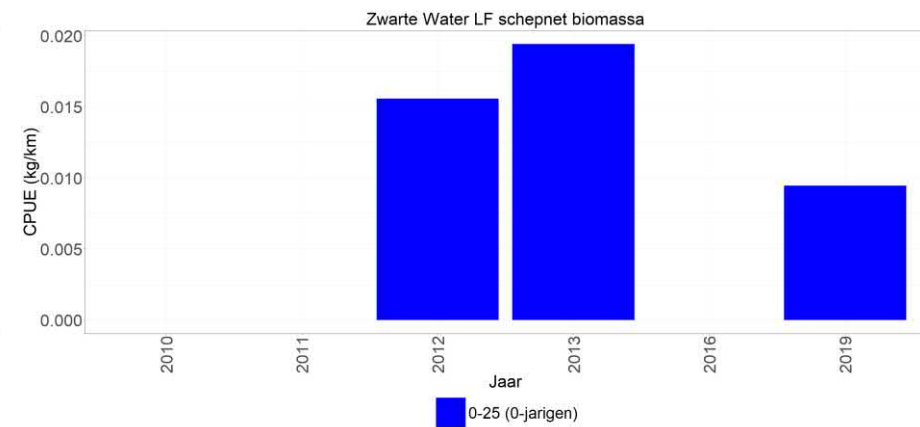
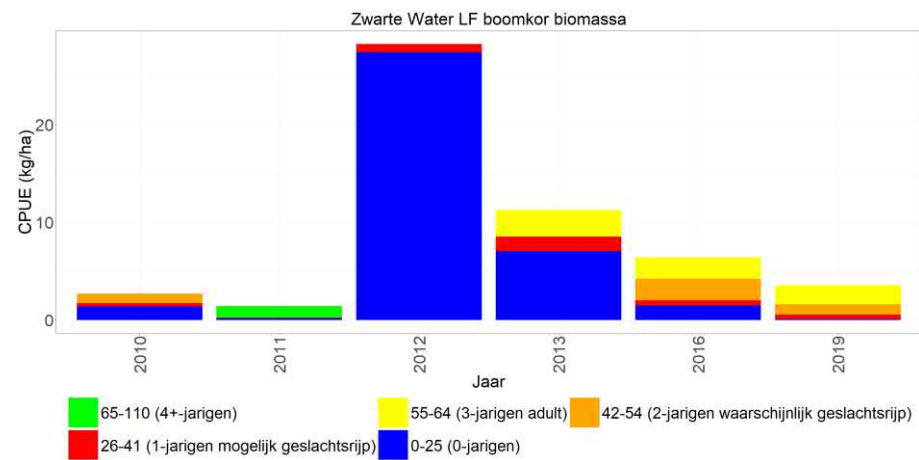
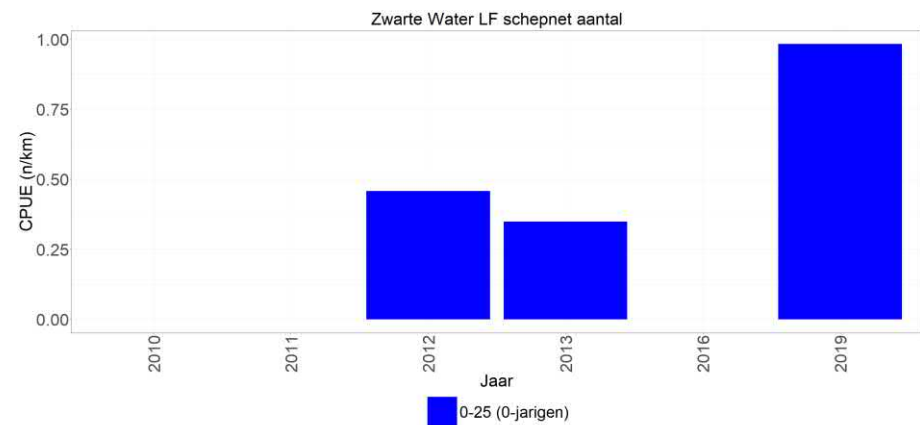
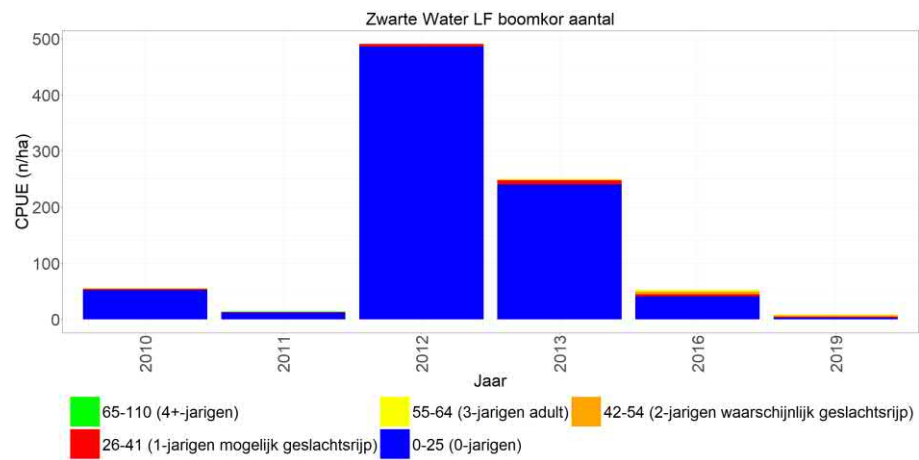
Vangsten van snoekbaars in de hoofdstroom van het Zwarte Water laten zowel qua aantal als qua biomassa fluctuerende vangsten jaar tot jaar zien, maar de laatste jaren lijkt er een afname te zijn, welke voornamelijk veroorzaakt lijkt te worden door een afname in nuljarigen. De aantallen en biomassa bestaan voor een relatief groot deel uit nuljarigen (Figuur 4.35, links).

4.2.2.8.2 Hoofdstroom (oever)

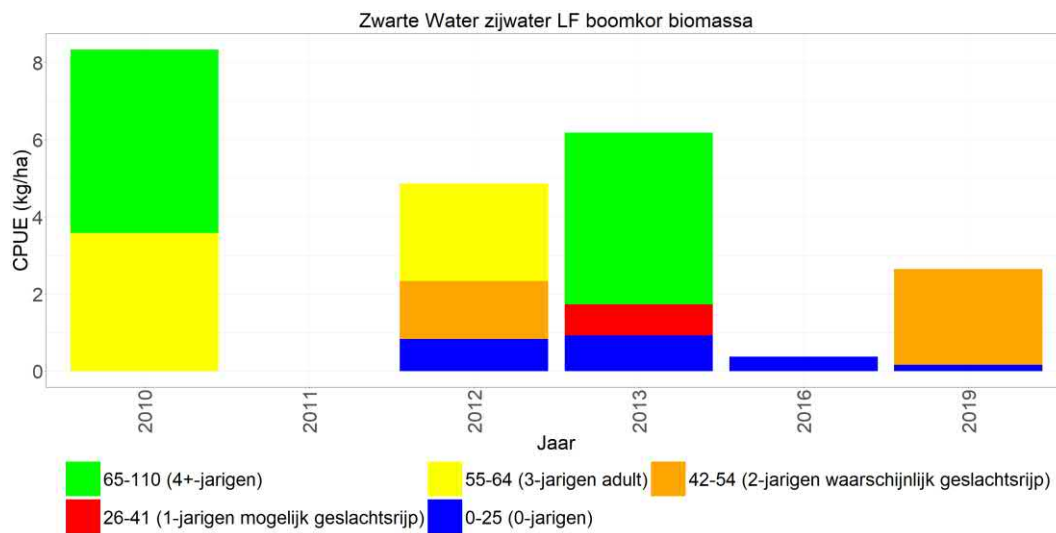
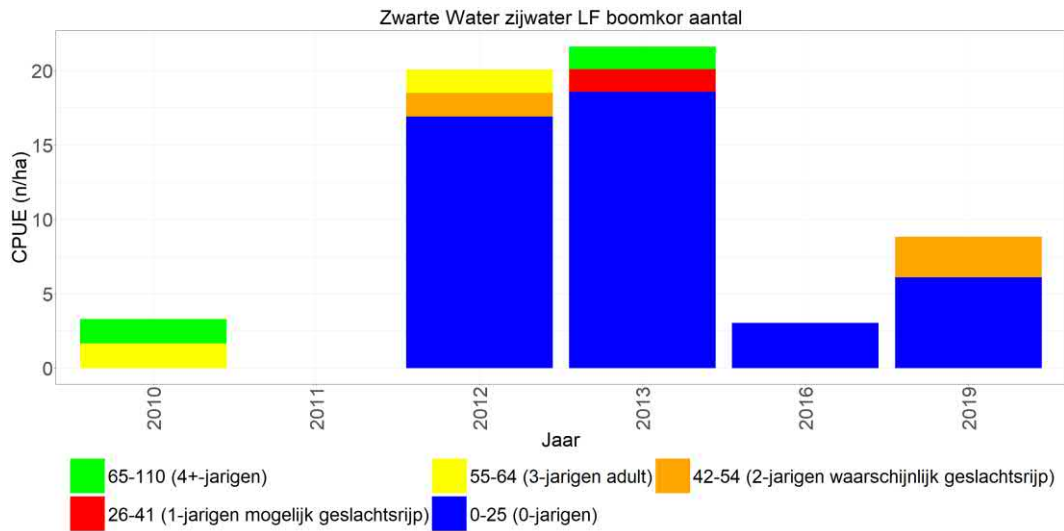
Snoekbaars wordt slecht in het elektroschepnet gevangen. Hierdoor zijn er alleen lage aantallen snoekbaars in 2012, 2013 en 2019 gevangen (Figuur 4.35, rechts). De aantallen en biomassa worden door nuljarigen gedomineerd.

4.2.2.8.3 Zijwateren (open water)

Vangsten van snoekbaars in de zijwateren van het Zwarte Water laten zowel qua aantal als qua biomassa fluctuerende vangsten jaar tot jaar zien. De aantallen worden gedomineerd nuljarigen en de biomassa wordt gedomineerd door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.36).



Figuur 4.35 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van het Zwarte Water.



Figuur 4.36 Gemiddelde CPUE (n/ha-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in de zijwateren van het Zwarte Water.

4.2.2.9 Benedenloop Gelderse IJssel

4.2.2.9.1 Hoofdstroom (open water)

Snoekbaars vangsten zijn relatief stabiel van 1996-2008, daarna is er een periode met lage tot zeer lage vangsten van 2009-2014. Vanaf 2015 lijken de vangsten weer wat te zijn toegenomen met pieken in 2016 en 2017. De lengteverdeling lijkt door de tijd heen vrij stabiel te zijn zonder grote veranderingen met relatief veel oudere vis die zowel de aantallen als de biomassa domineren (Figuur 4.37, links).

4.2.2.9.2 Hoofdstroom (oever)

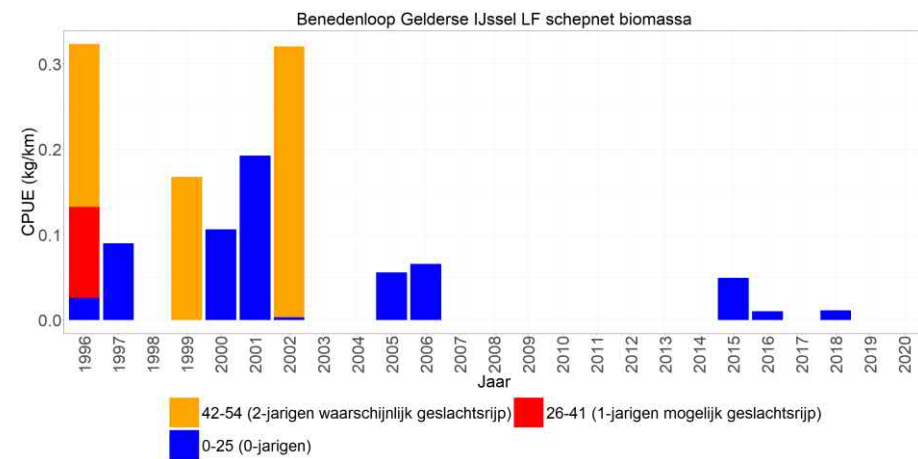
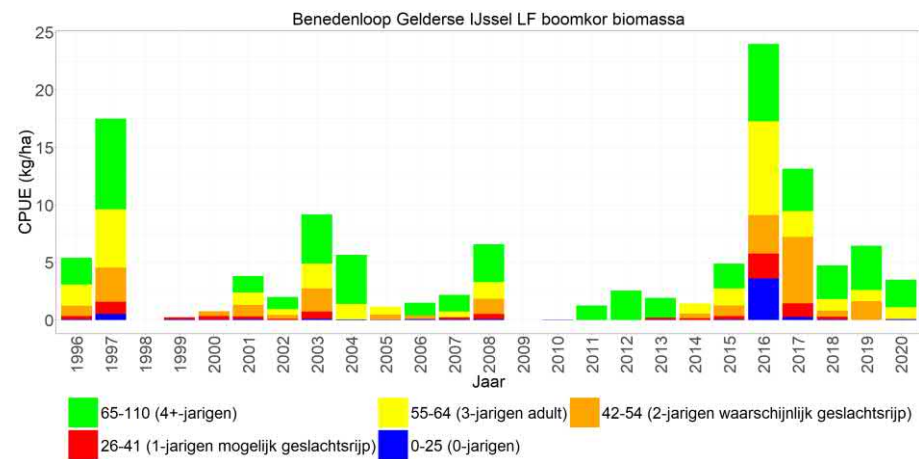
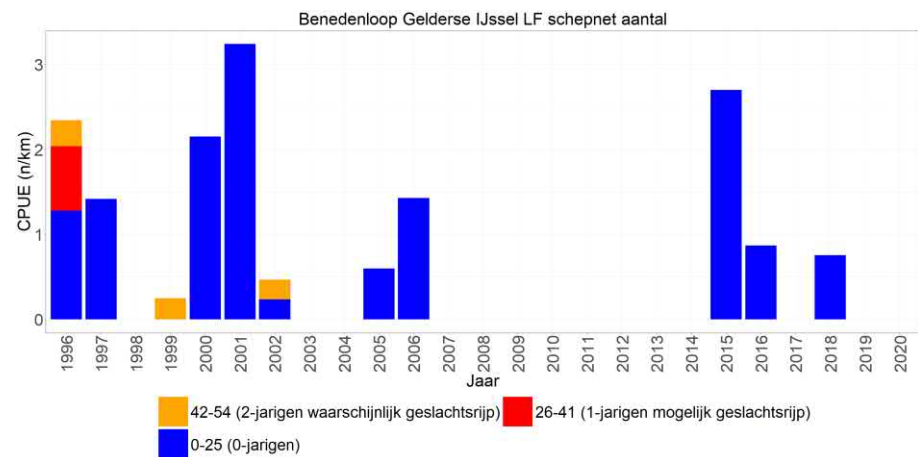
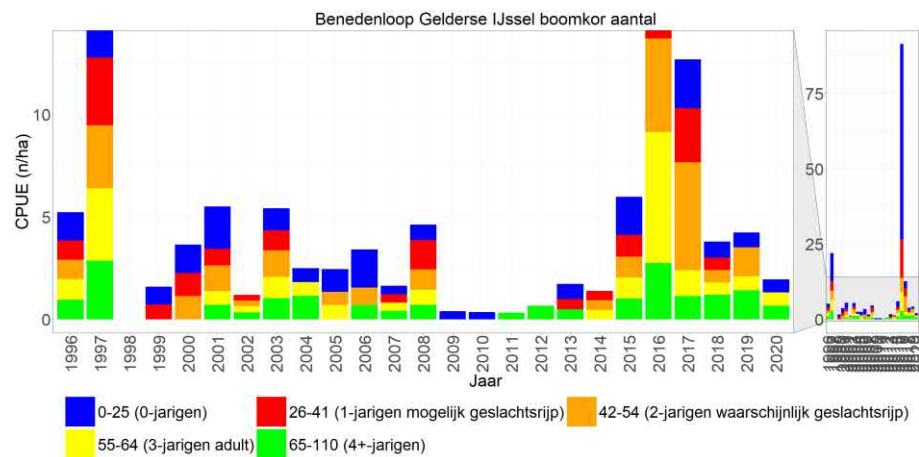
Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en wordt in sommige jaren niet en in sommige jaren in lage aantallen gevangen (Figuur 4.37, rechts). Zowel de aantallen als de biomassa worden door nuljarigen gedomineerd.

4.2.2.9.3 Zijwateren (open water)

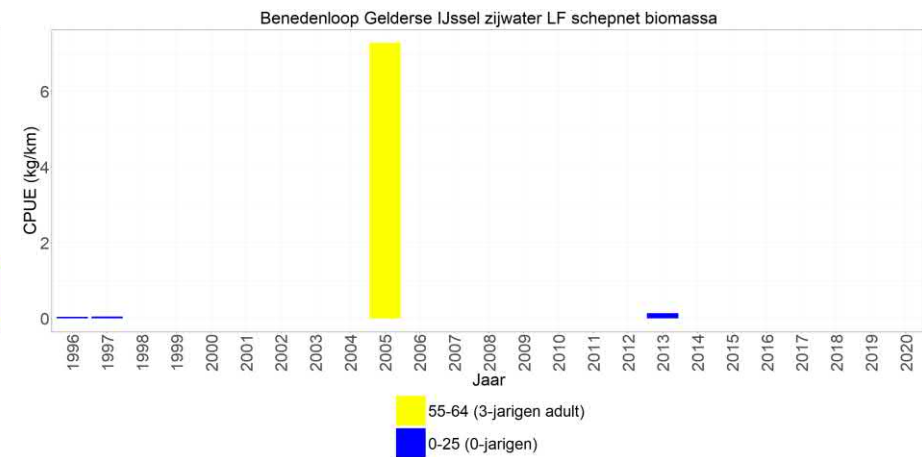
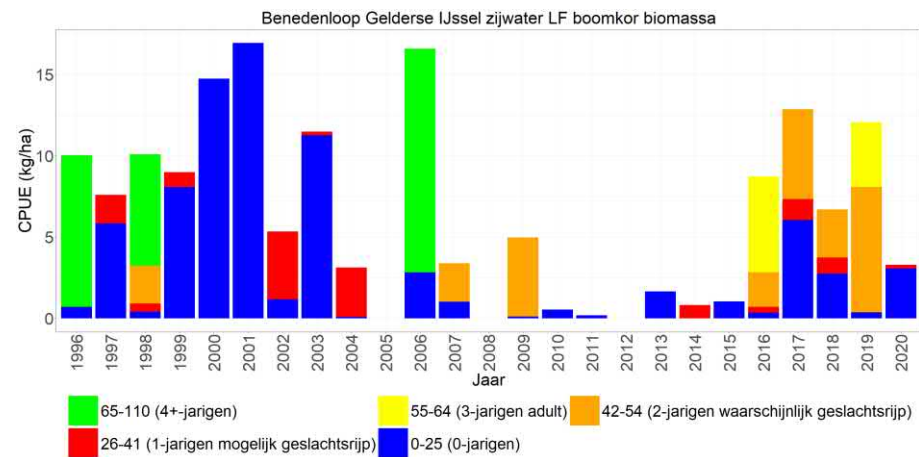
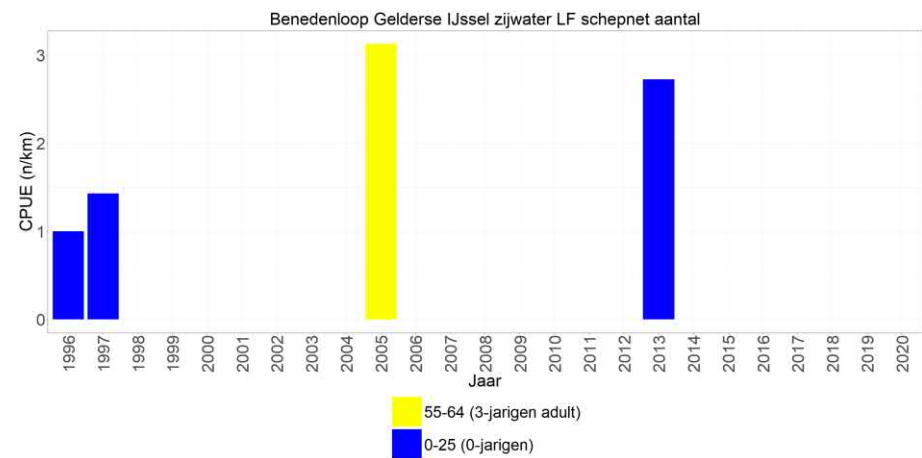
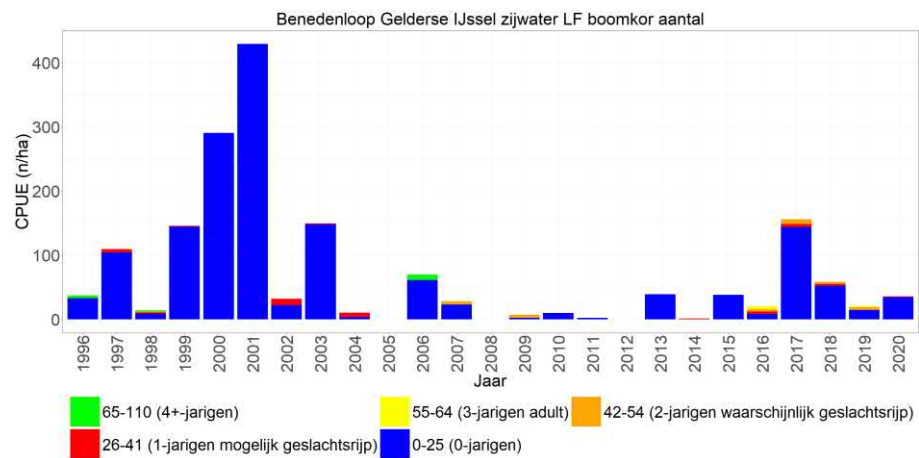
Net als in de hoofdstroom lijken er in de zijwateren door de jaren heen golven van toenames en afnames van snoekbaars te zijn waarbij de momenten van toe- en afname licht afwijken voor snoekbaars in de hoofdstroom. In tegenstelling tot de hoofdstroom bestaan de aantallen in de zijwateren voornamelijk uit nuljarigen, terwijl de biomassa wordt gedomineerd door zowel nuljarigen als meerjarige snoekbaars (Figuur 4.38, links).

4.2.2.9.4 Zijwateren (oever)

Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en wordt alleen in 1996, 1997, 2005 en 2013 gevangen (Figuur 4.38, rechts). Zowel de aantallen als de biomassa worden door nuljarigen gedomineerd.



Figuur 4.37 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Benedenloop Gelderse IJssel.



Figuur 4.38 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor (links) in de zijwateren en met het elektroschepnet (rechts) langs de oevers van de Benedenloop Gelderse IJssel.

4.2.2.10 Bovenloop Gelderse IJssel

4.2.2.10.1 Hoofdstroom (open water)

Van 1997-2009 lijken zowel de lage aantallen als de lage biomassa van snoekbaars in de hoofdstroom relatief stabiel, daarna is er een periode waarin geen snoekbaars wordt gevangen van 2010-2013, waarna er vanaf 2014 in sommige jaren weer snoekbaars wordt gevangen. Net als in de Benedenloop Gelderse IJssel bestaan zowel de aantallen maar voornamelijk de biomassa uit oudere vissen (Figuur 4.39, links).

4.2.2.10.2 Hoofdstroom (oever)

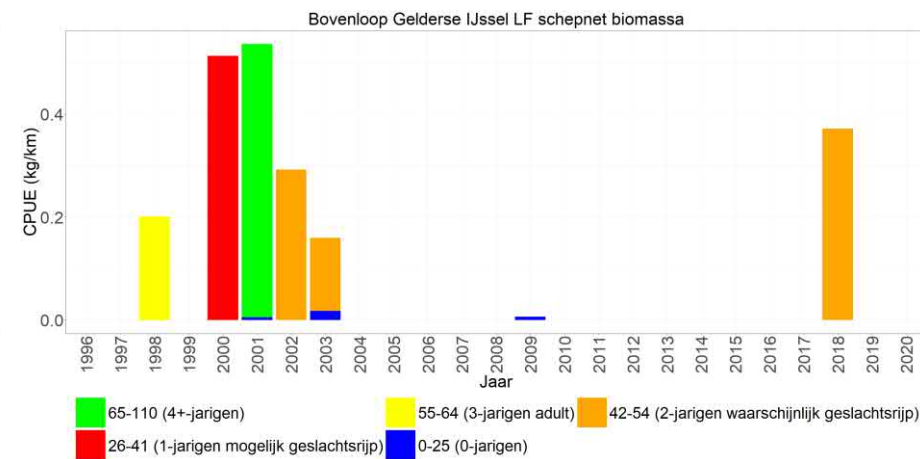
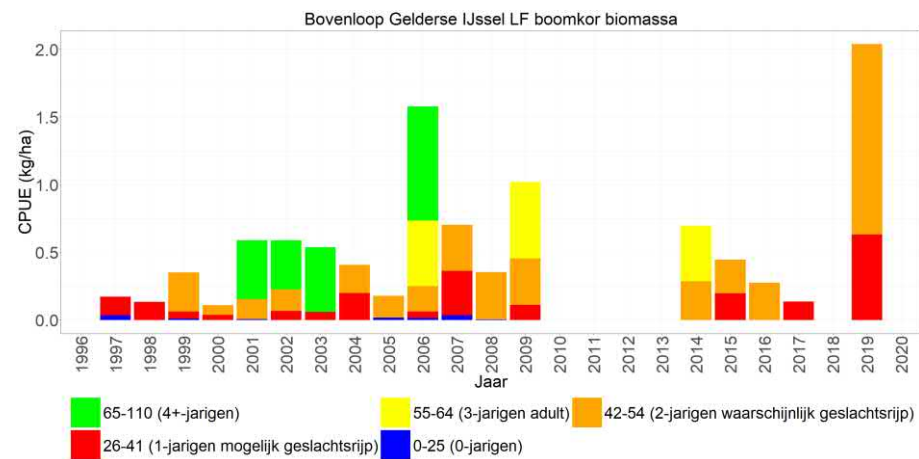
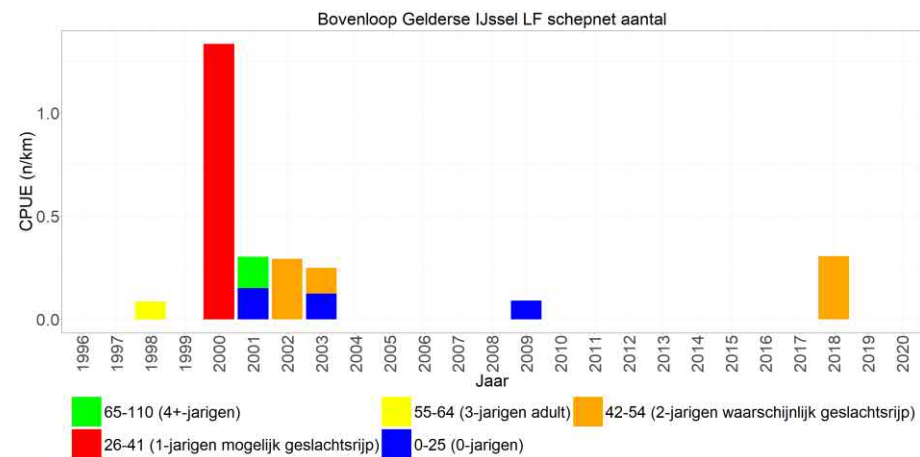
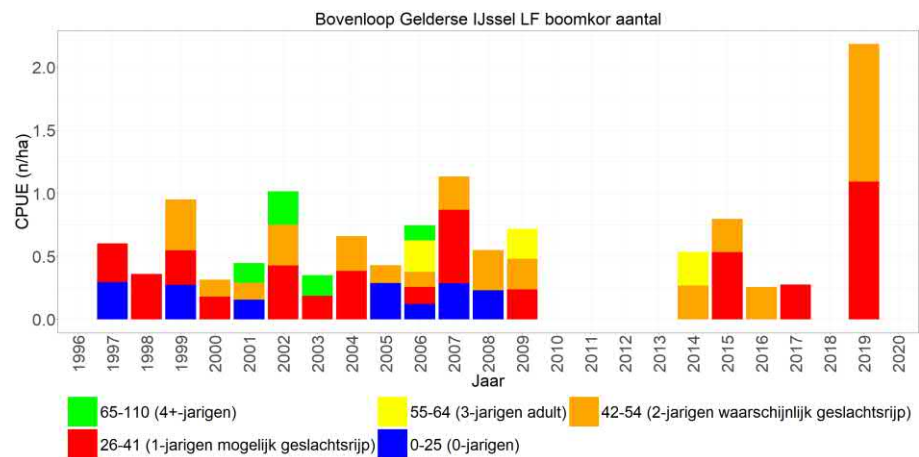
Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en wordt in sommige jaren niet en in sommige jaren in lage aantallen gevangen (Figuur 4.39, rechts). Zowel de aantallen als de biomassa worden door meerjarige snoekbaars gedomineerd.

4.2.2.10.3 Zijwateren (open water)

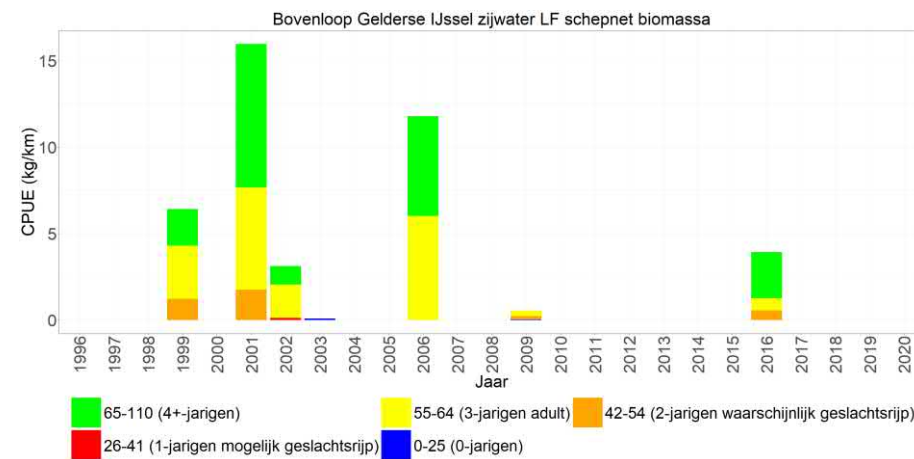
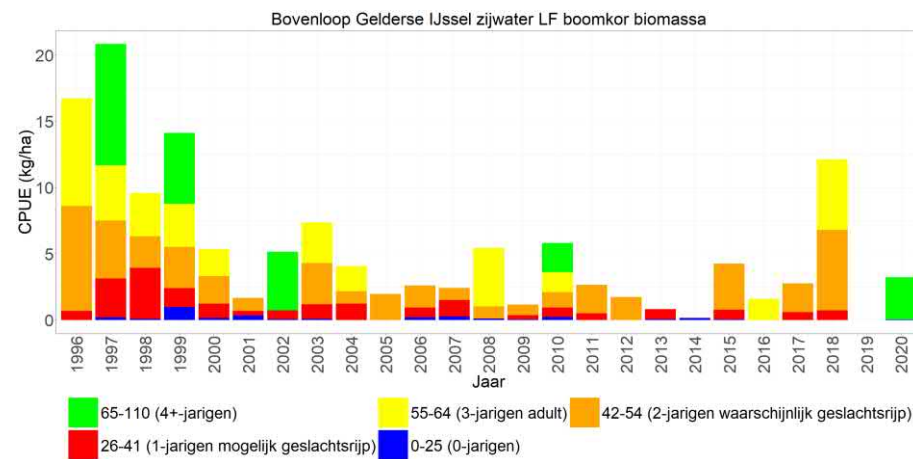
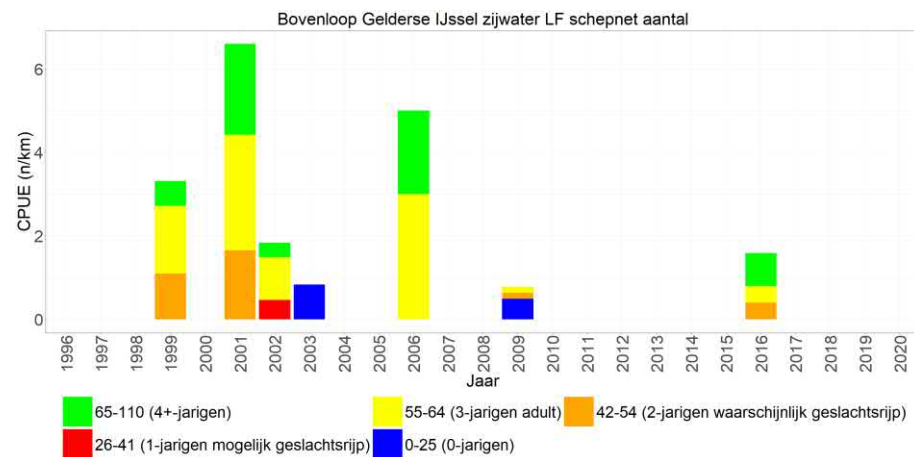
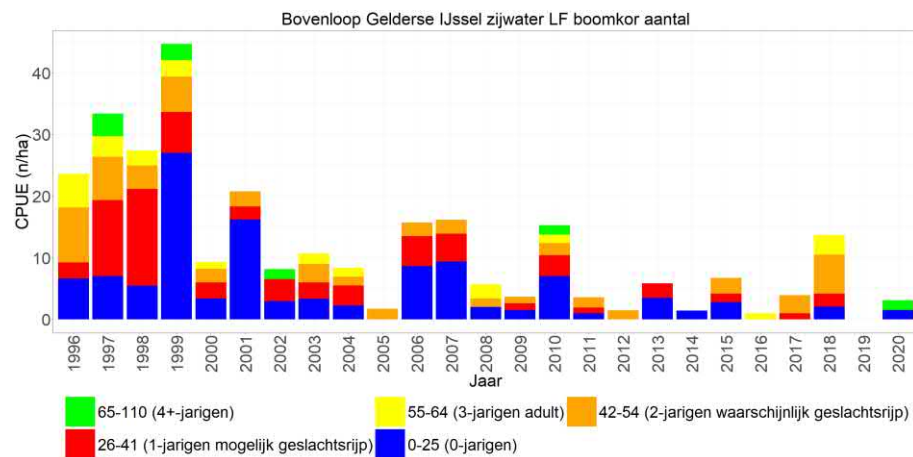
Net als in de zijwateren van de Benedenloop Gelderse IJssel bestaan de vangsten qua aantal voornamelijk uit nuljarigen en meerjarige snoekbaars en bestaat de biomassa voornamelijk uit oudere individuen. Verder zien we dat snoekbaars door de tijd heen lijkt af te nemen en dat de gevangen hoeveelheden in de zijwateren een stuk hoger zijn dan in de hoofdstroom (Figuur 4.40, links).

4.2.2.10.4 Zijwateren (oever)

Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en wordt alleen in enkele jaren gevangen (Figuur 4.40, rechts). Zowel de aantallen als de biomassa worden door meerjarige snoekbaars gedomineerd.



Figuur 4.39 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Bovenloop Gelderse IJssel.



Figuur 4.40 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in de zijwateren en met het elektroschepnet langs de oevers van de Bovenloop Gelderse IJssel.

4.2.2.11 Rijn

4.2.2.11.1 Hoofdstroom (open water)

Van 1996-2010 lijken zowel de lage aantallen als de lage biomassa van snoekbaars in de hoofdstroom relatief stabiel, daarna is er een periode waarin nauwelijks tot geen snoekbaars wordt gevangen van 2011-2014, waarna er vanaf 2015 jaren weer snoekbaars wordt gevangen, vergelijkbaar met de periode 1996-2010. De aantallen worden door zowel nuljarigen als meerjarige snoekbaars gedomineerd en de biomassa wordt voornamelijk door oudere vissen gedomineerd (Figuur 4.41, links).

4.2.2.11.2 Hoofdstroom (oever)

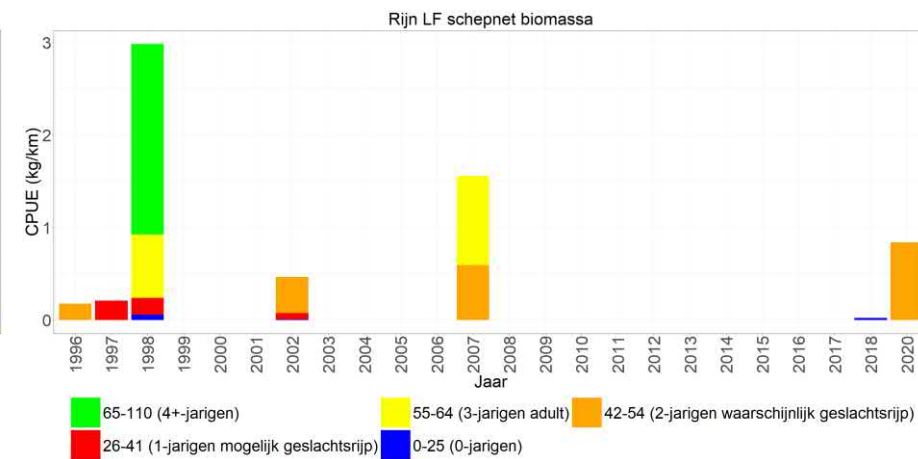
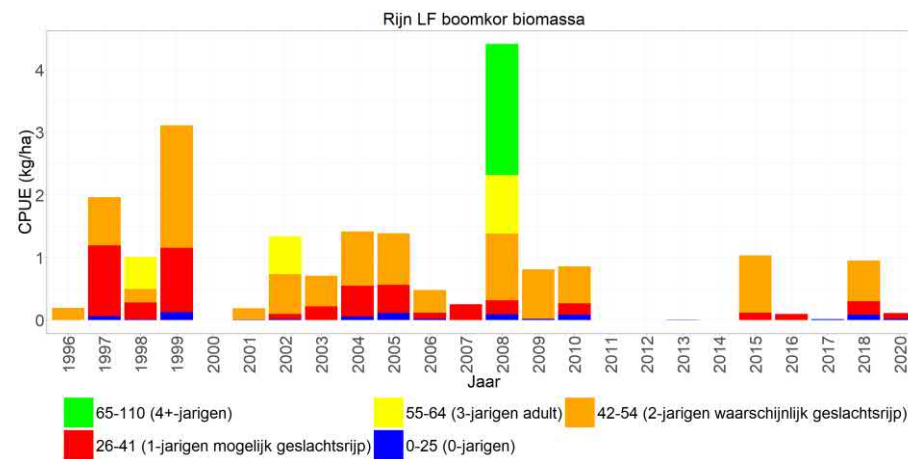
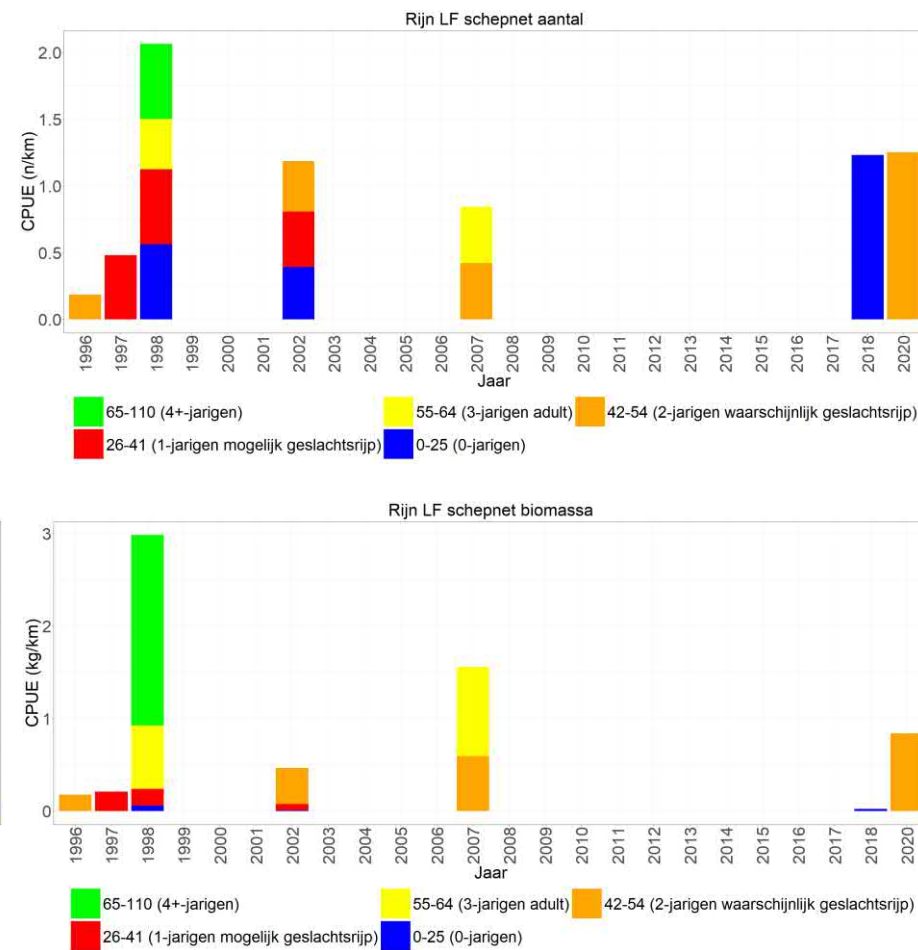
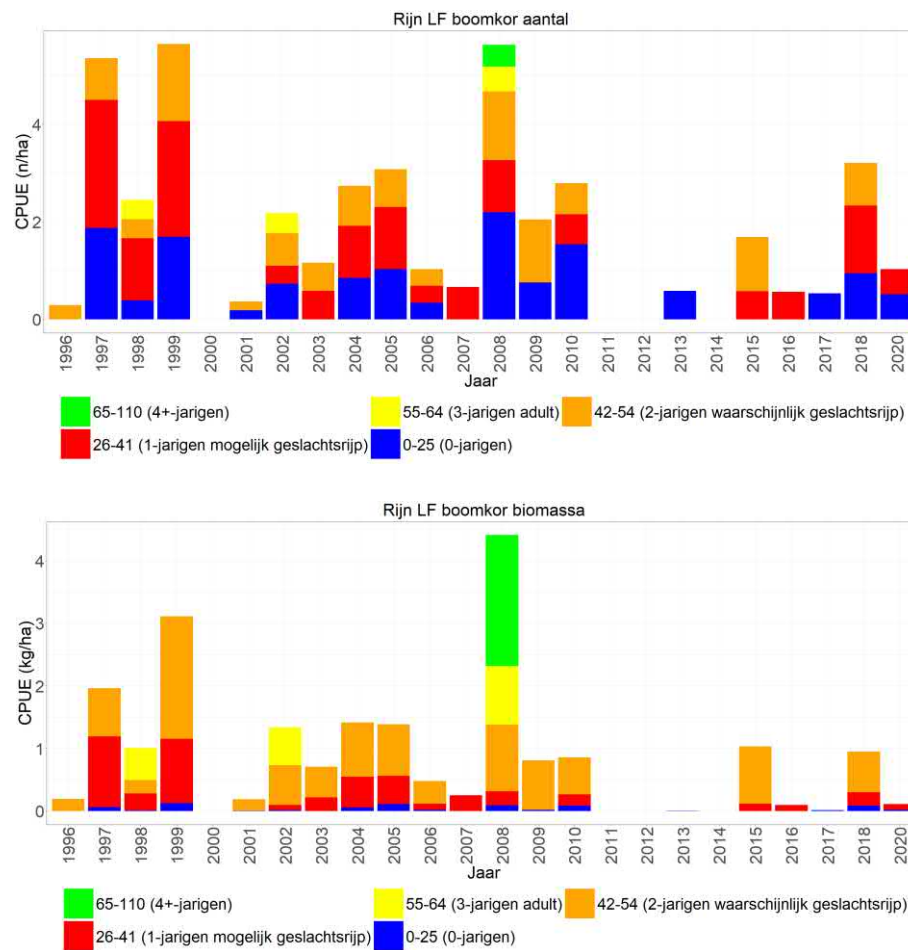
Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en wordt in sommige jaren niet en in sommige jaren in lage aantallen gevangen (Figuur 4.41, rechts). Zowel de aantallen als de biomassa worden door meerjarige snoekbaars gedomineerd.

4.2.2.11.3 Zijwateren (open water)

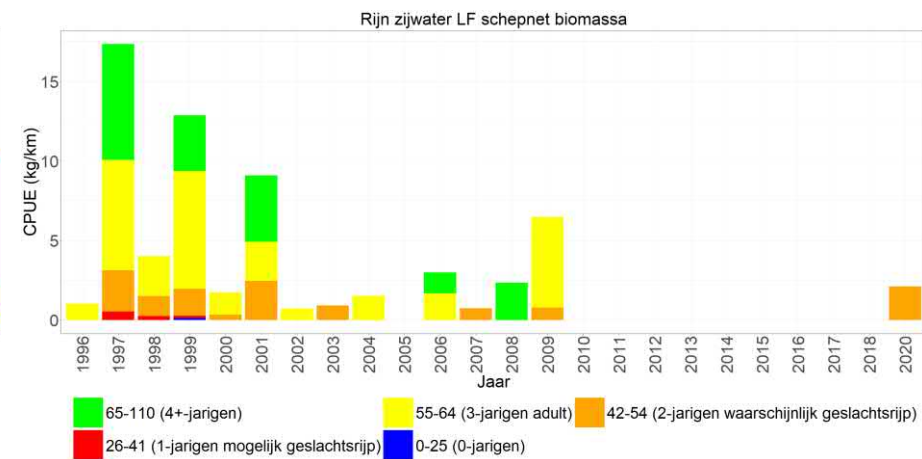
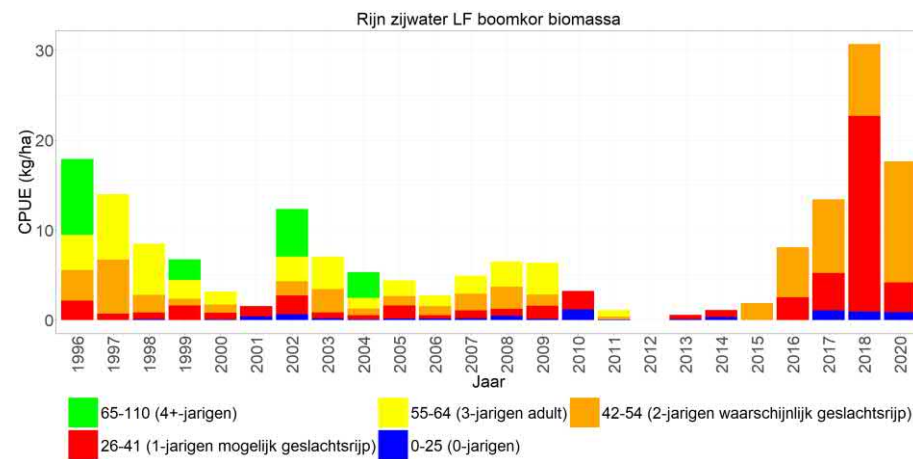
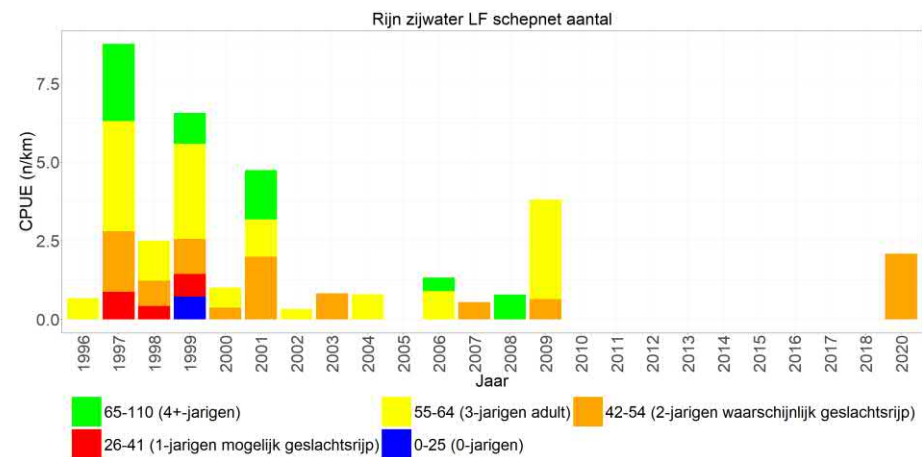
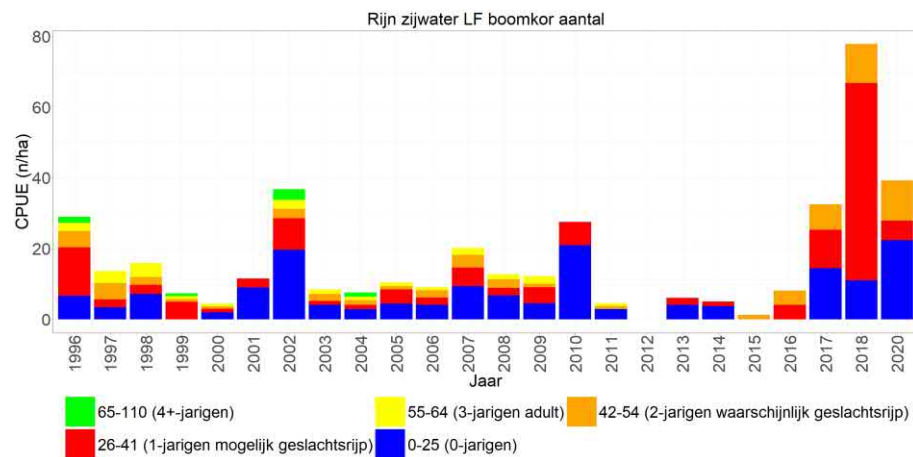
Net als in de hoofdstroom lijken er in de zijwateren gedurende de jaren golven van toenames en afnames van snoekbaars te zijn. Daarbij is er een duidelijke afname in de periode 2011-2015, waarna de vangsten weer toenemen en de hoogste waarden halen sinds het begin van de monitoring met een piek in 2018. In tegenstelling tot de hoofdstroom bestaan de aantallen in de zijwateren voornamelijk uit nuljarigen, terwijl de biomassa wordt gedomineerd door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.42, links). De gevangen hoeveelheden zijn in de zijwateren ook een stuk hoger dan in de hoofdstroom.

4.2.2.11.4 Zijwateren (oever)

Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en werd alleen in de beginjaren van de monitoring met afnemende mate gevangen (Figuur 4.42, rechts). Zowel de aantallen als de biomassa worden door meerjarige snoekbaars gedomineerd.



Figuur 4.41 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Rijn.

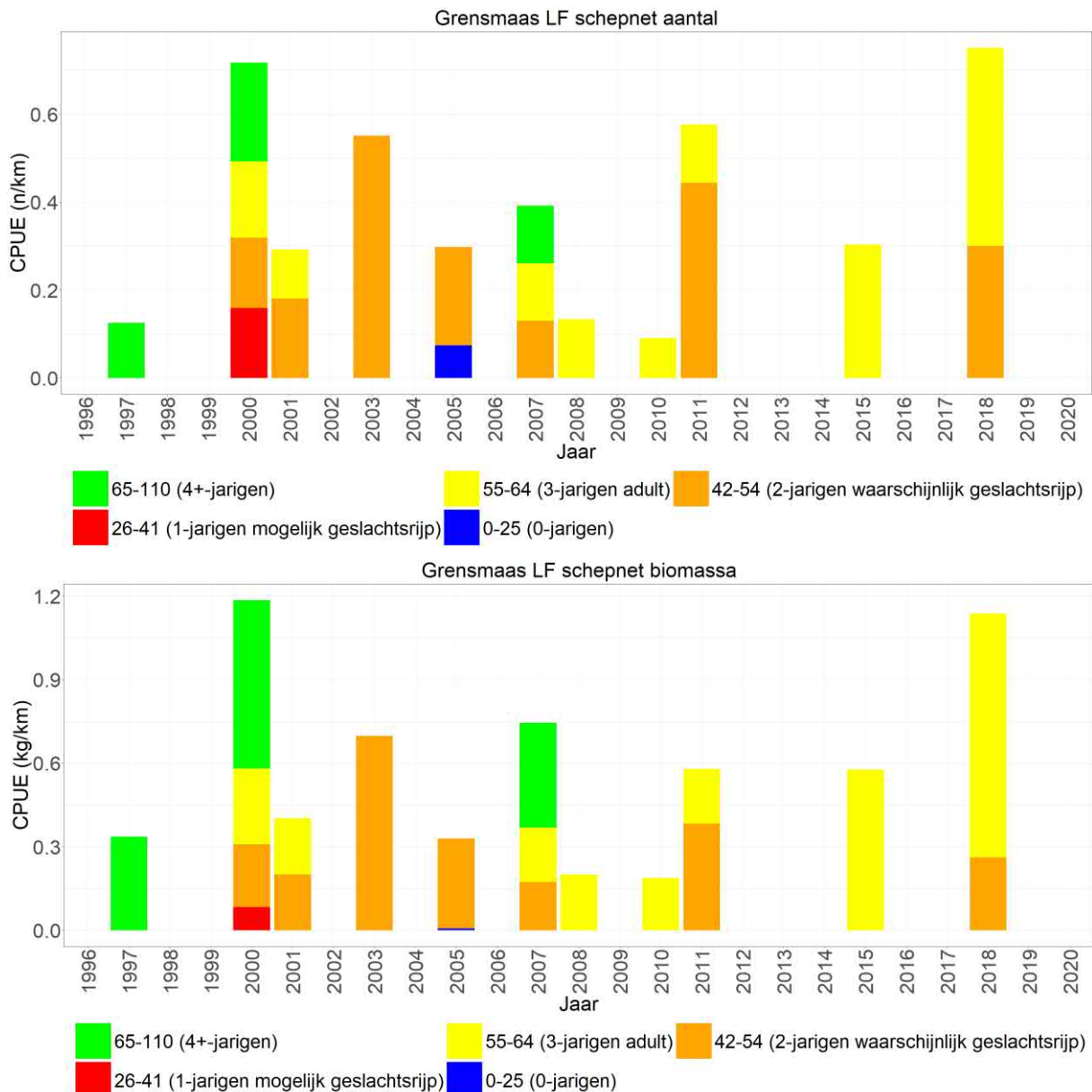


Figuur 4.42 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in de zijwateren en met het elektroschepnet langs de oevers van de Rijn.

4.2.2.12 Grensmaas

4.2.2.12.1 Hoofdstroom

In de Grensmaas wordt snoekbaars in enkele jaren gevangen en bestaan zowel de aantallen als biomassa voornamelijk uit meerjarige snoekbaars (Figuur 4.43). Snoekbaars is niet in het zijwater van de Grensmaas gevangen. Snoekbaars wordt sowieso slecht met het schepnet gevangen (het enge tuig dat gebruikt wordt voor de bemonstering van de Grensmaas). Desondanks lijken deze gegevens erop te duiden dat er geen paai plaats vindt van snoekbaars in de Grensmaas (vanwege het ontbreken van jonge individuen).



Figuur 4.43 Gemiddelde CPUE (n/km-kg/km bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met het electroschepnet in het open water en de zijwateren van de Grensmaas.

4.2.2.13 Zandmaas

4.2.2.13.1 Hoofdstroom (open water)

Snoekbaars laat zowel qua aantal als qua biomassa geen duidelijke toe- of afname zien sinds het begin (2007) van de monitoring in de hoofdstroom. De biomassa wordt gedomineerd door meerjarige individuen terwijl de aantallen soms door nuljarigen en soms door meerjarigen worden gedomineerd (Figuur 4.44, links).

4.2.2.13.2 Hoofdstroom (oever)

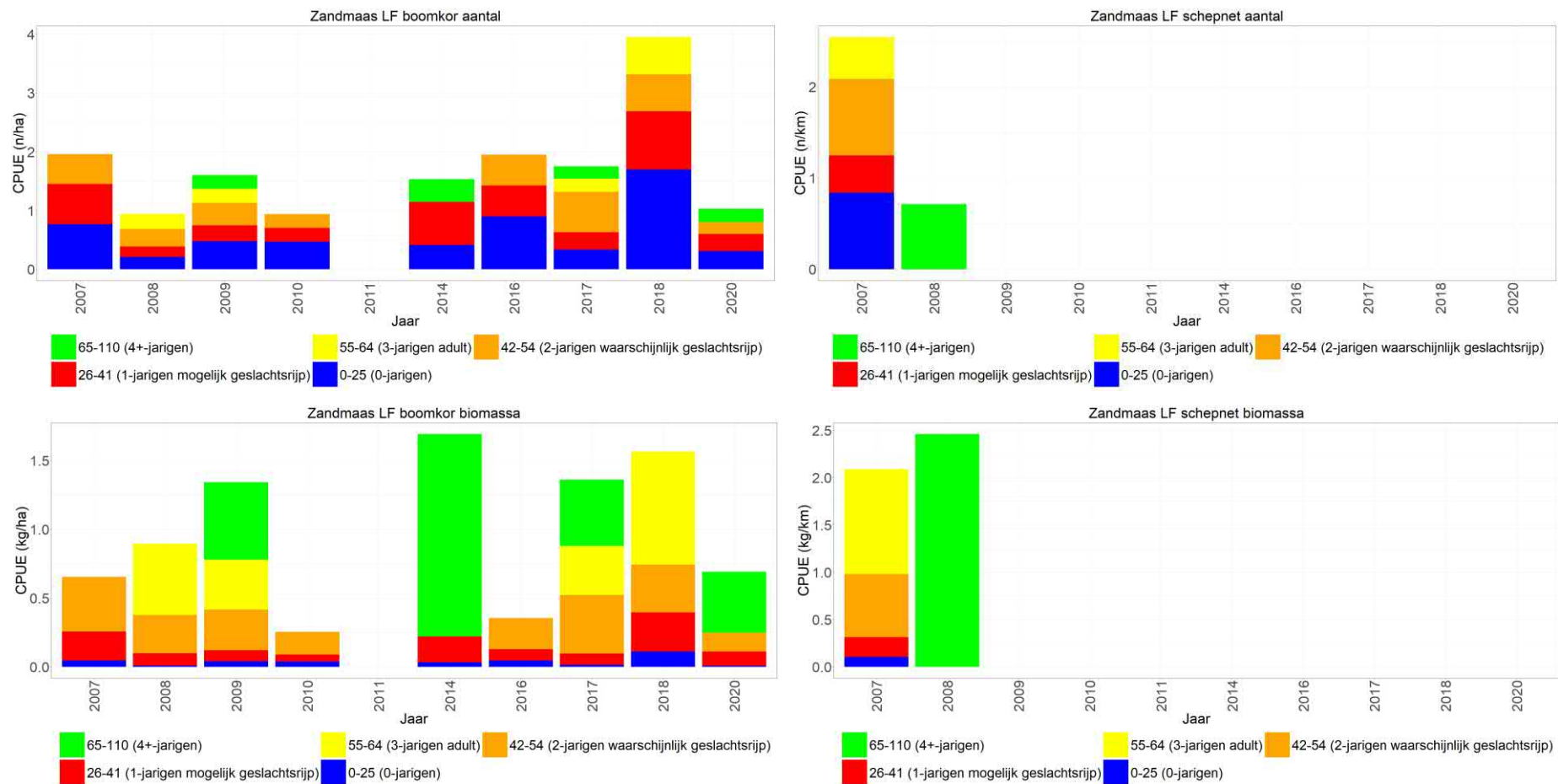
Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is alleen in 2007 en 2008 gevangen. Zowel de aantallen als de biomassa worden door meerjarige snoekbaars gedomineerd (Figuur 4.44, rechts).

4.2.2.13.3 Zijwateren (open water)

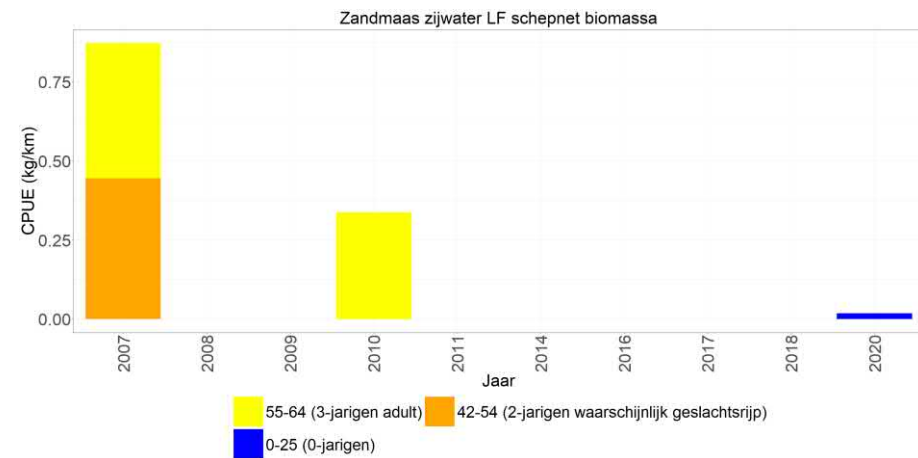
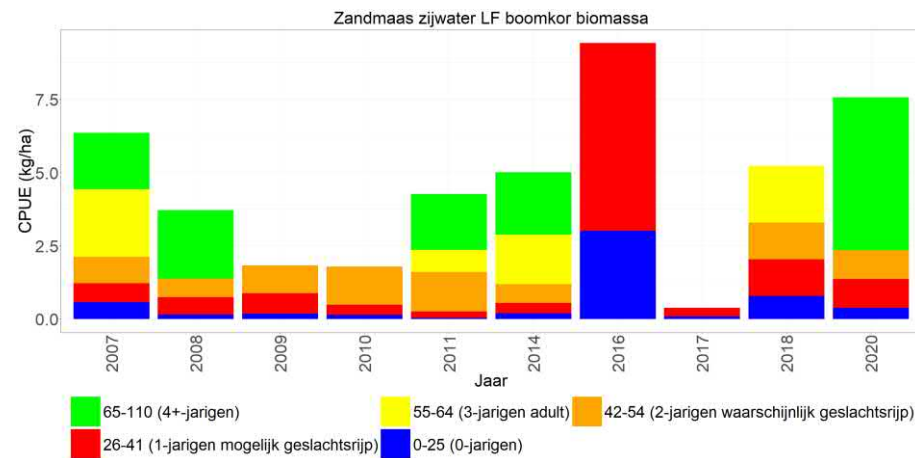
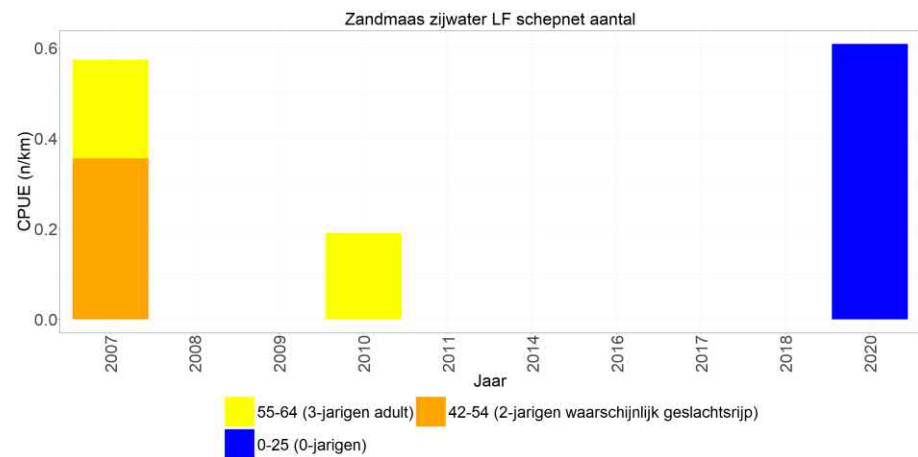
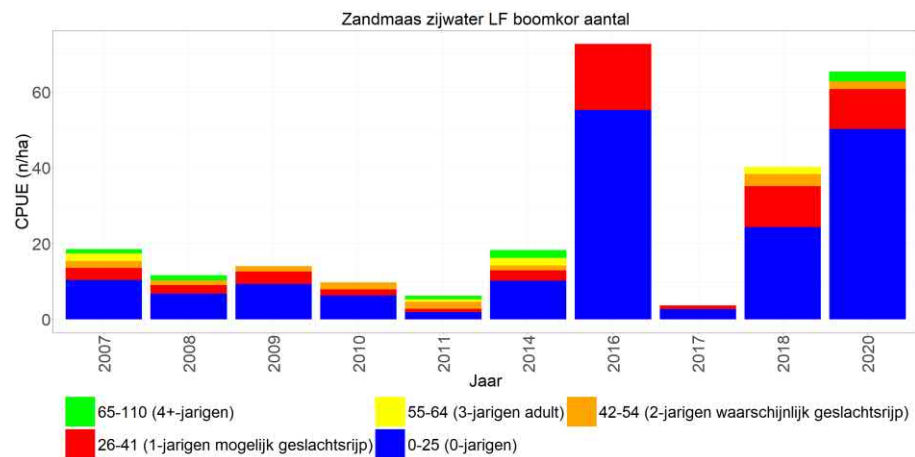
De zijwateren laten veel hogere aantallen snoekbaars zien dan de hoofdstroom en hier lijken de vangsten relatief stabiel van 2007 tot 2016, met hogere vangsten sinds 2016. De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen en de biomassa door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.45, links).

4.2.2.13.4 Zijwateren (oever)

Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is alleen in 2007, 2010 en 2020 gevangen. Zowel de aantallen als de biomassa worden door meerjarige snoekbaars gedomineerd (Figuur 4.45, rechts).



Figuur 4.44 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevestigingsoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Zandmaas.



Figuur 4.45 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in de zijwateren en met het elektroschepnet langs de oevers van de Zandmaas.

4.2.2.14 Bedijkte Maas

4.2.2.14.1 Hoofdstroom (open water)

Snoekbaars laat zowel qua aantal als qua biomassa geen duidelijke toe- of afname zien sinds het begin van de monitoring in de hoofdstroom. De biomassa wordt gedomineerd door meerjarige individuen terwijl de aantallen soms door nuljarigen en soms door meerjarigen worden gedomineerd (Figuur 4.46, links).

4.2.2.14.2 Hoofdstroom (oever)

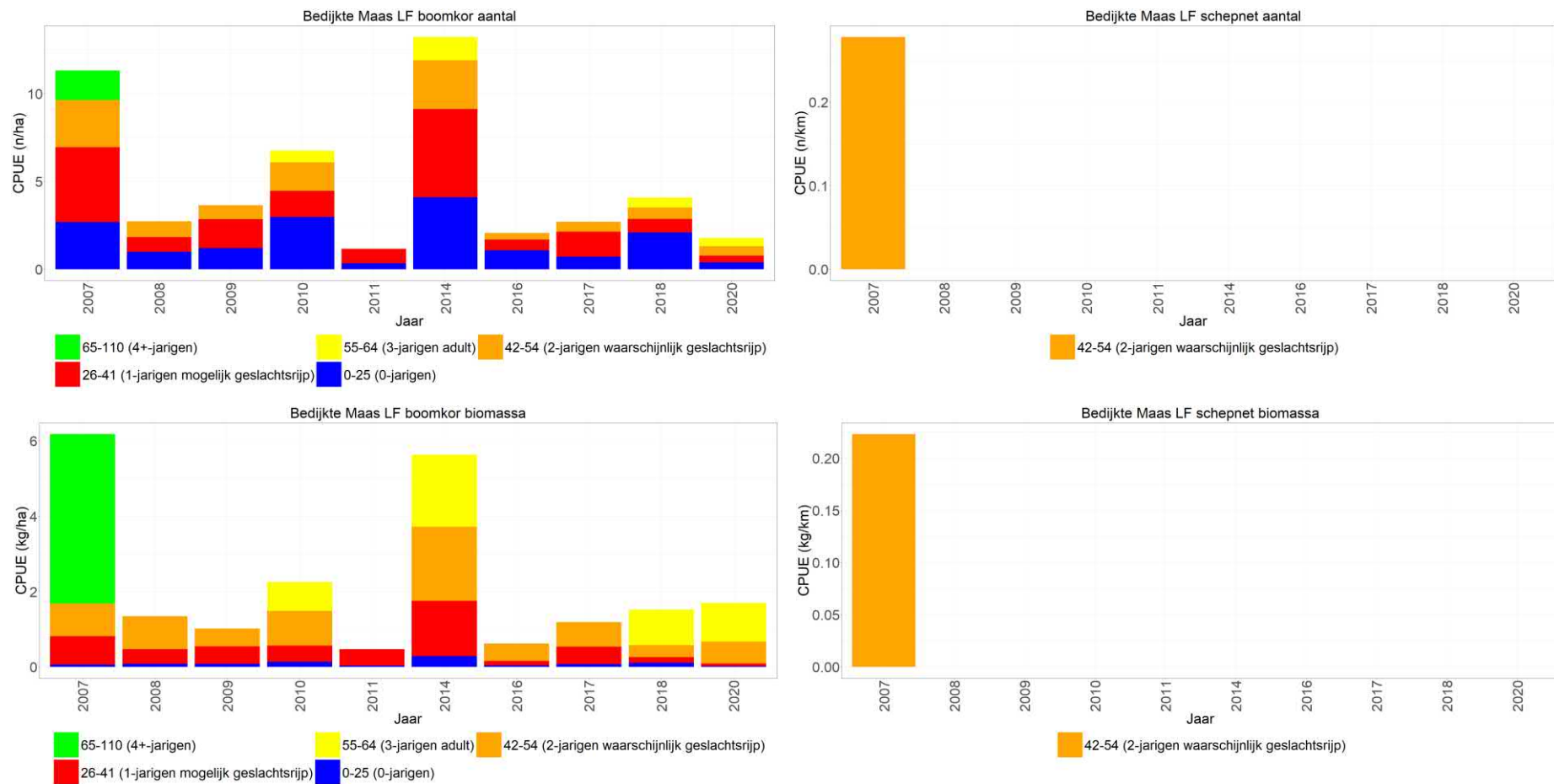
Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is alleen in 2007 gevangen. Zowel de aantallen als de biomassa worden door meerjarige snoekbaars gedomineerd (Figuur 4.46, rechts).

4.2.2.14.3 Zijwateren (open water)

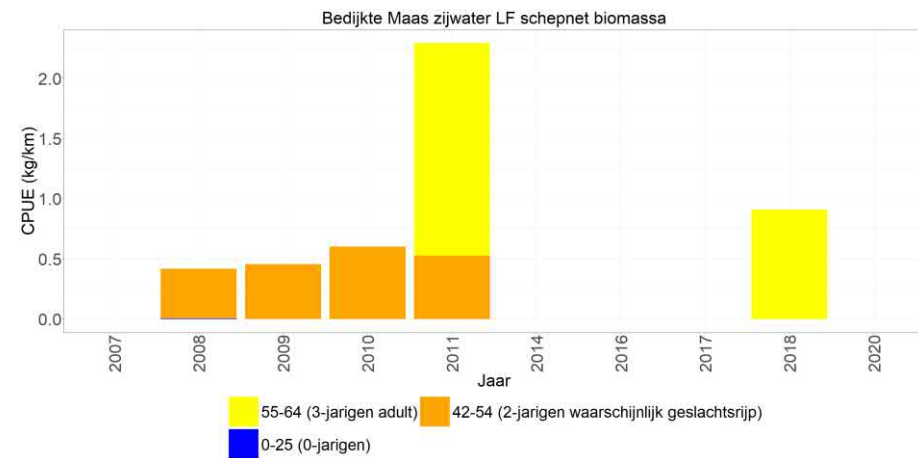
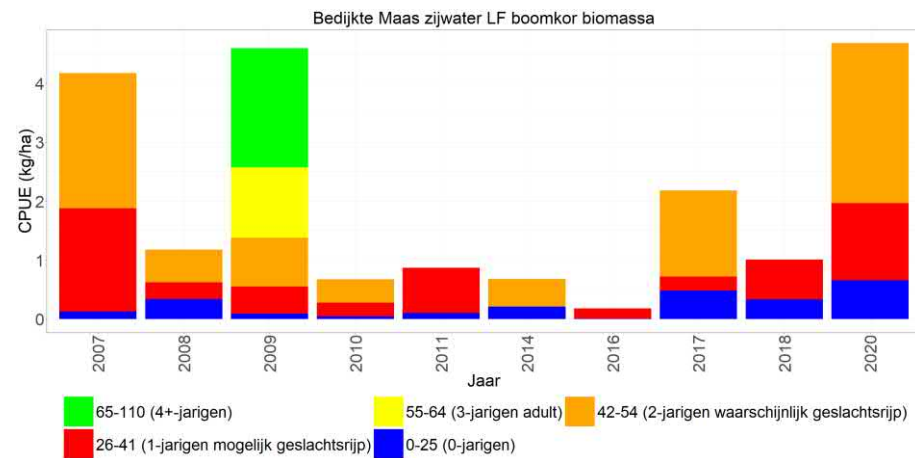
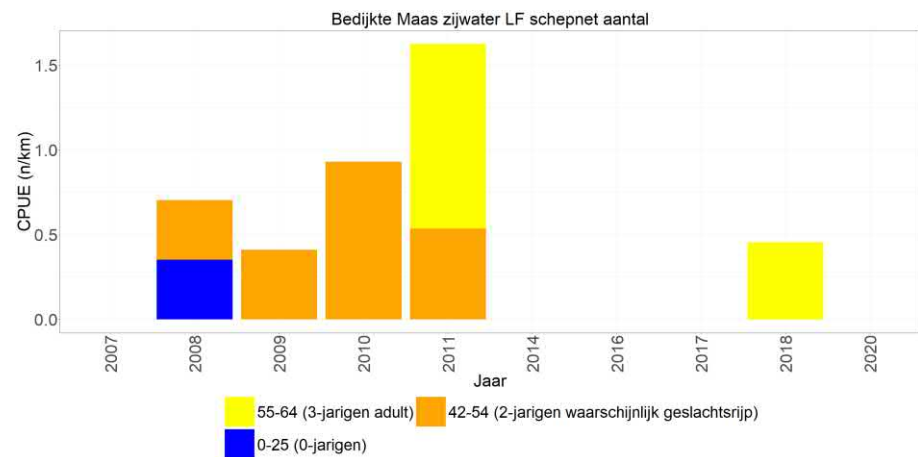
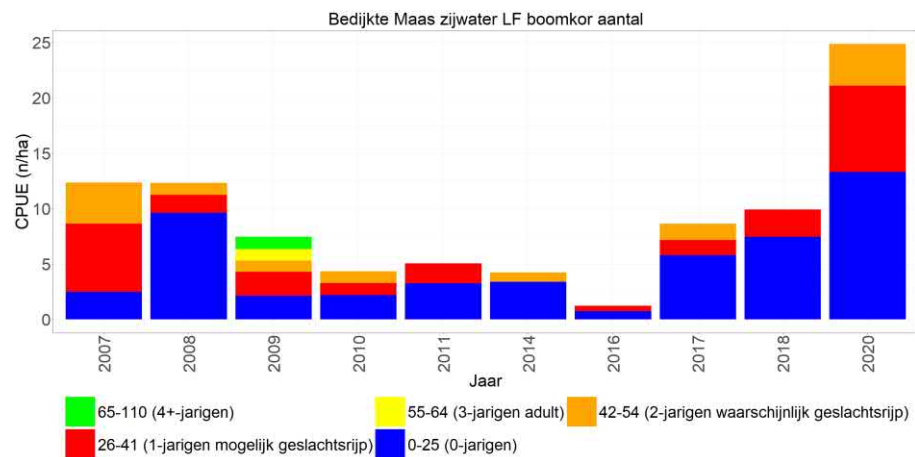
De zijwateren laten veel hogere aantallen snoekbaars zien dan de hoofdstroom en hier lijken de vangsten relatief stabiel tot en met 2016, met hogere vangsten sinds 2017. De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen en de biomassa door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.47, links).

4.2.2.14.4 Zijwateren (oever)

Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is alleen in sommige jaren gevangen. Zowel de aantallen als de biomassa worden door meerjarige snoekbaars gedomineerd (Figuur 4.47, rechts).



Figuur 4.46 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Bedijkte Maas.



Figuur 4.47 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in de zijwateren en met het electroschepnet langs de oevers van de Bedijkte Maas.

4.2.2.15 Bovenloop Nederrijn

4.2.2.15.1 Hoofdstroom (open water)

Van 1997-2012 lijken zowel de lage aantallen als de lage biomassa van snoekbaars in de hoofdstroom af te nemen, daarna (van 2012-2014) is er een periode waarin nauwelijks tot geen snoekbaars wordt gevangen, waarna er vanaf 2015 weer wat meer snoekbaars wordt gevangen. De aantallen bestaan voornamelijk uit nuljarigen en meerjarige snoekbaars en de biomassa bestaat uit oudere vissen (Figuur 4.48, links).

4.2.2.15.2 Hoofdstroom (oever)

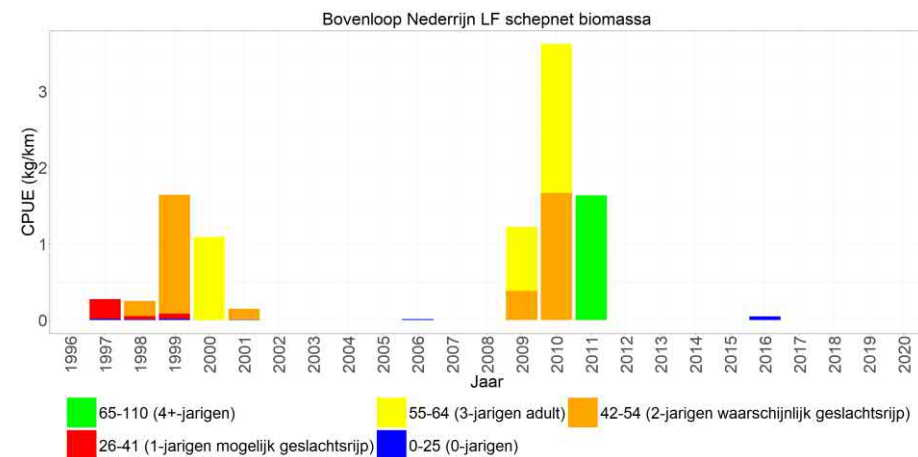
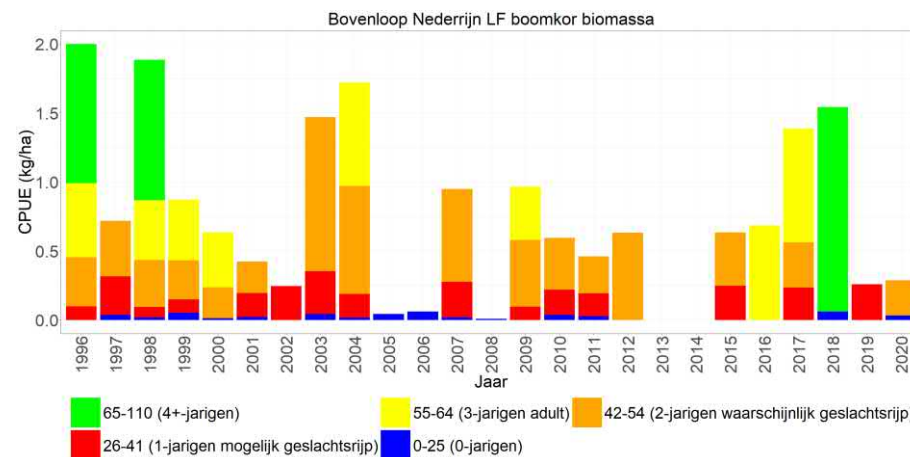
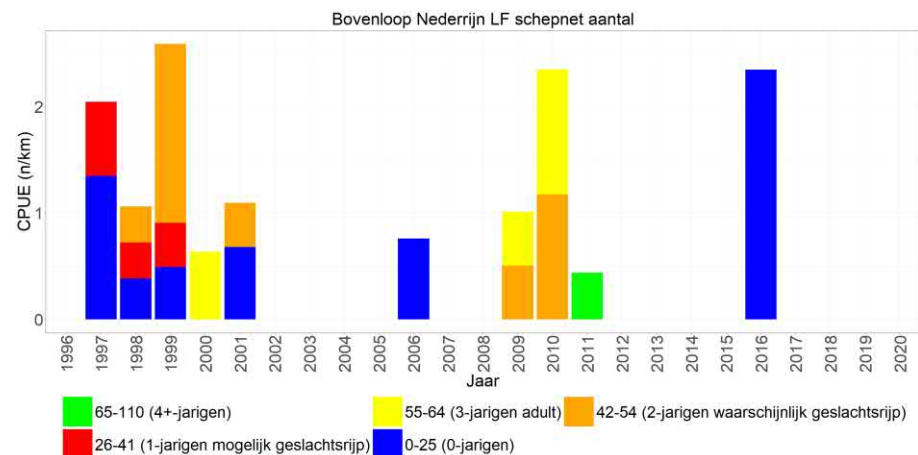
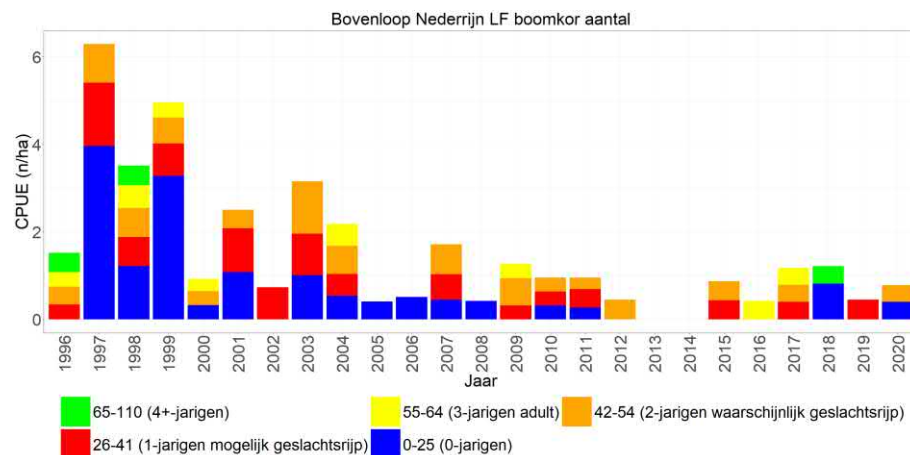
Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en wordt in sommige jaren niet en in sommige jaren in lage aantallen gevangen. De aantallen bestaan voornamelijk uit nuljarigen en de biomassa bestaat uit meerjarige snoekbaars (Figuur 4.48, rechts).

4.2.2.15.3 Zijwateren (open water)

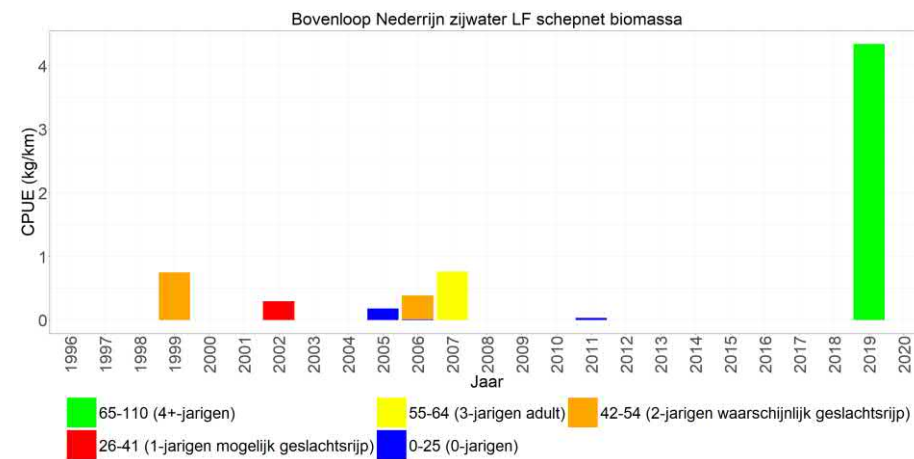
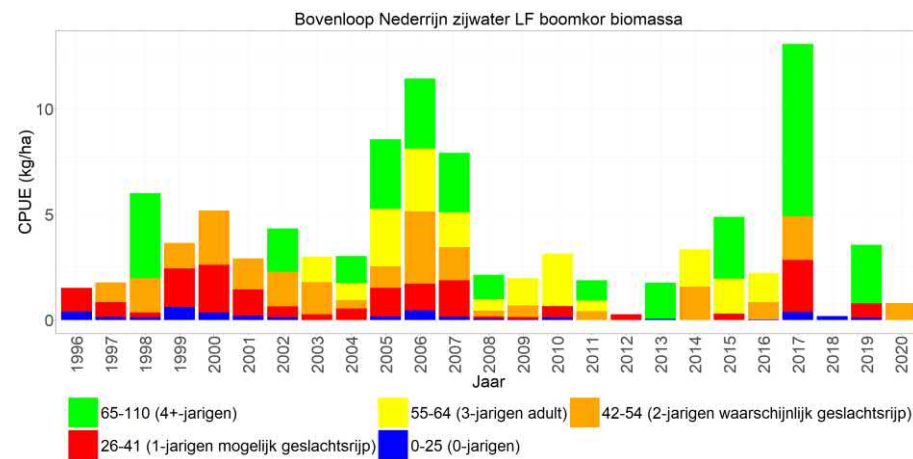
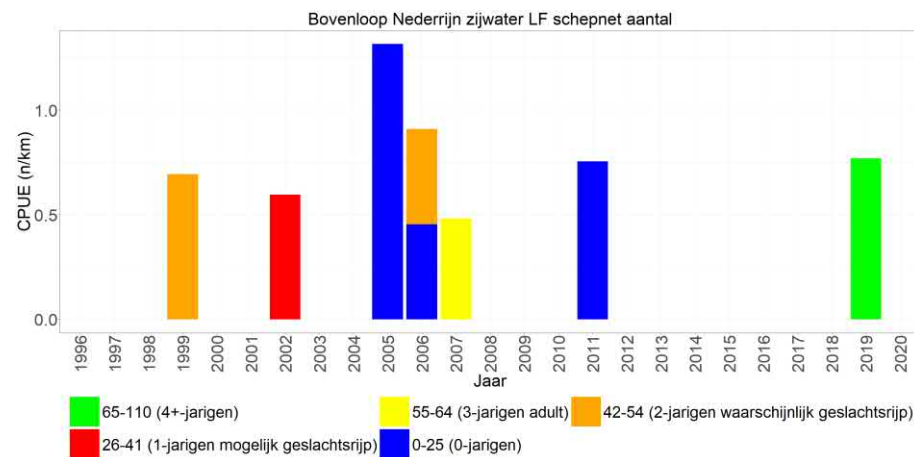
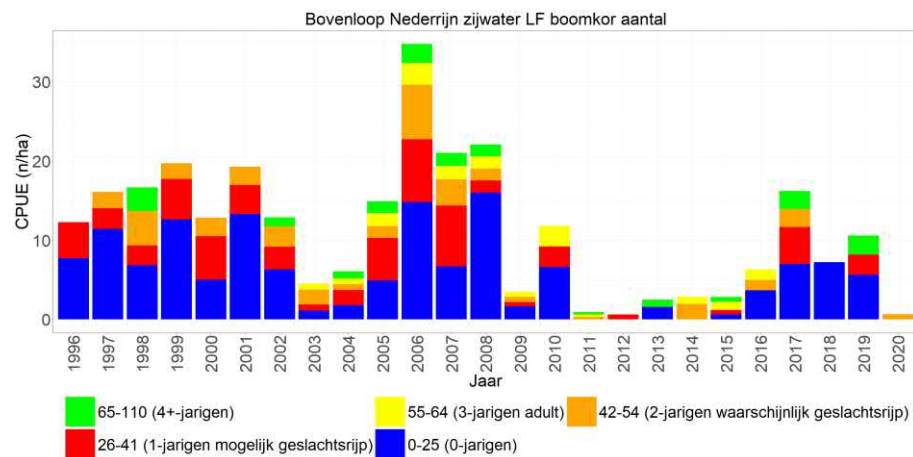
Net als in de hoofdstroom lijken er in de zijwateren gedurende de jaren golven van toenames en afnames van snoekbaars te zijn, waarbij er een duidelijke afname is in de periode 2011-2015, waarna de vangsten weer toenemen. De aantallen bestaan voornamelijk uit nuljarigen, terwijl de biomassa wordt gedomineerd door meerjarige snoekbaars. De gevangen hoeveelheden zijn in de zijwateren een stuk hoger dan in de hoofdstroom (Figuur 4.49, links).

4.2.2.15.4 Zijwateren (oever)

Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is alleen in sommige jaren gevangen. De aantallen worden door nuljarigen en meerjarige snoekbaars gedomineerd, de biomassa door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.49, rechts).



Figuur 4.48 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Bovenloop Nederrijn.



Figuur 4.49 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in de zijwateren en met het elektroschepnet langs de oevers van de Bovenloop Nederrijn.

4.2.2.16 Bovenloop Waal

4.2.2.16.1 Hoofdstroom (open water)

Snoekbaars laat sinds het begin van de monitoring een relatief stabiele trend met lage vangsten zien. De aantallen worden door zowel nuljarigen als meerjarige snoekbaars gedomineerd, de biomassa door meerjarige snoekbaars. (Figuur 4.50, links).

4.2.2.16.2 Hoofdstroom (oever)

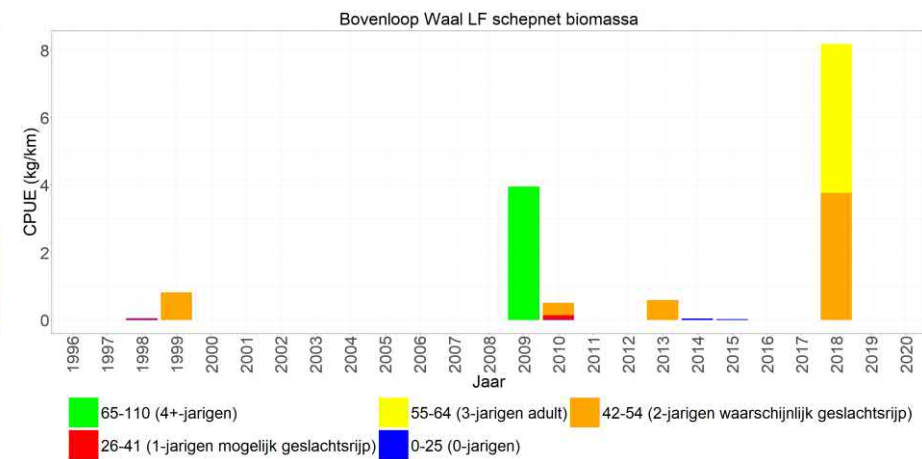
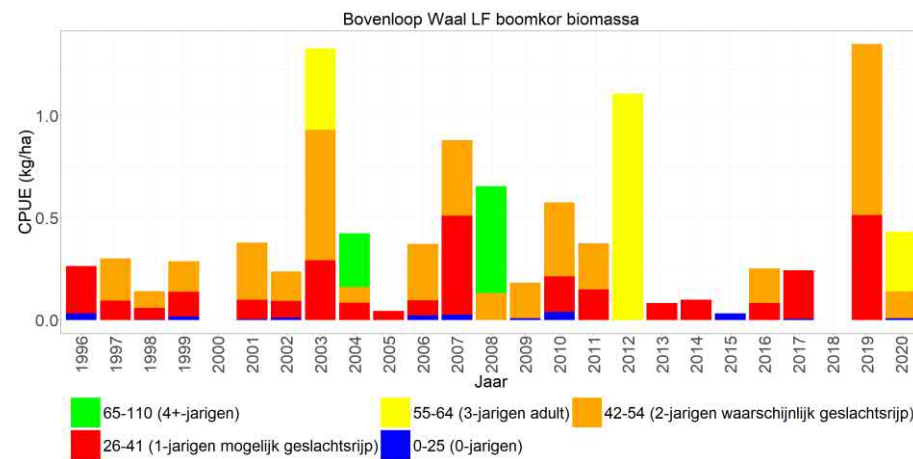
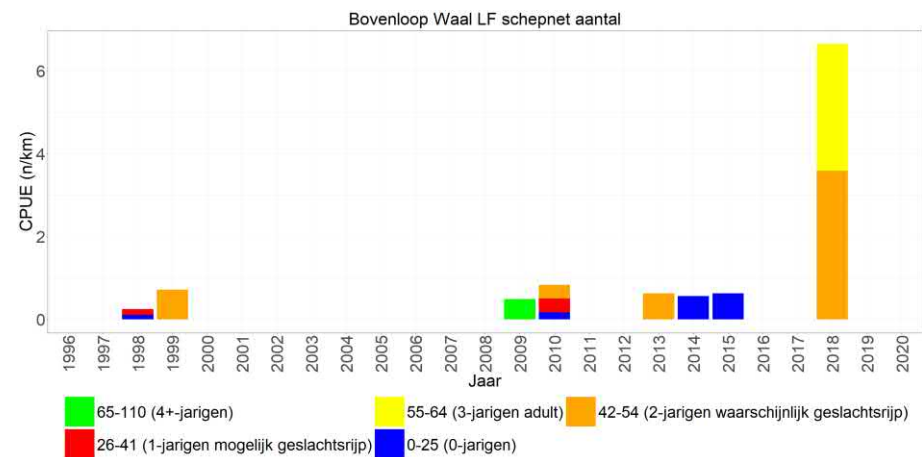
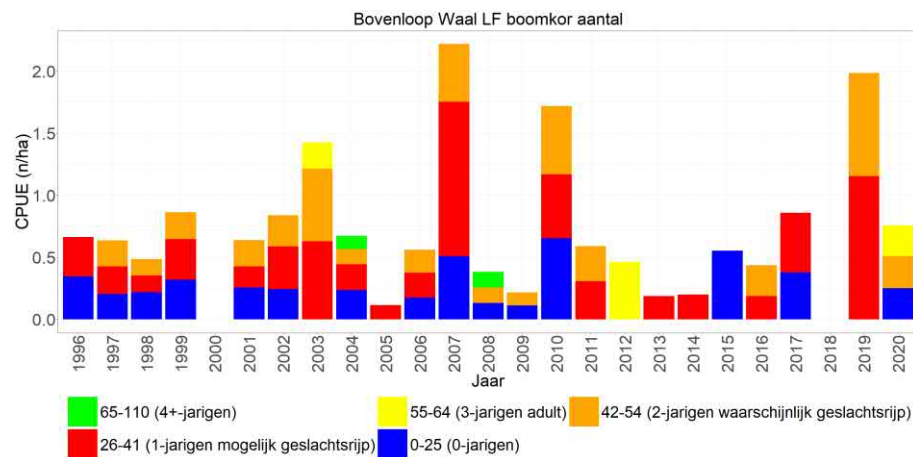
Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en wordt in sommige jaren niet en in sommige jaren in lage aantallen gevangen. De aantallen en biomassa bestaan voornamelijk uit meerjarige snoekbaars (Figuur 4.50, rechts).

4.2.2.16.3 Zijwateren (open water)

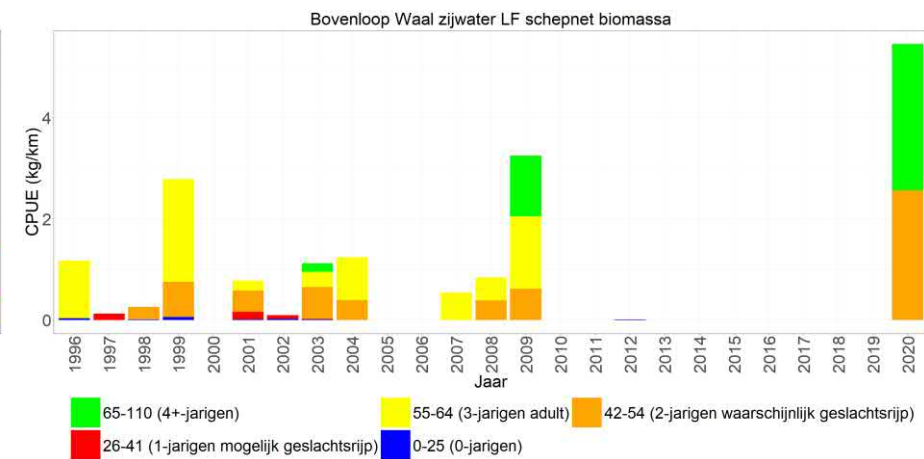
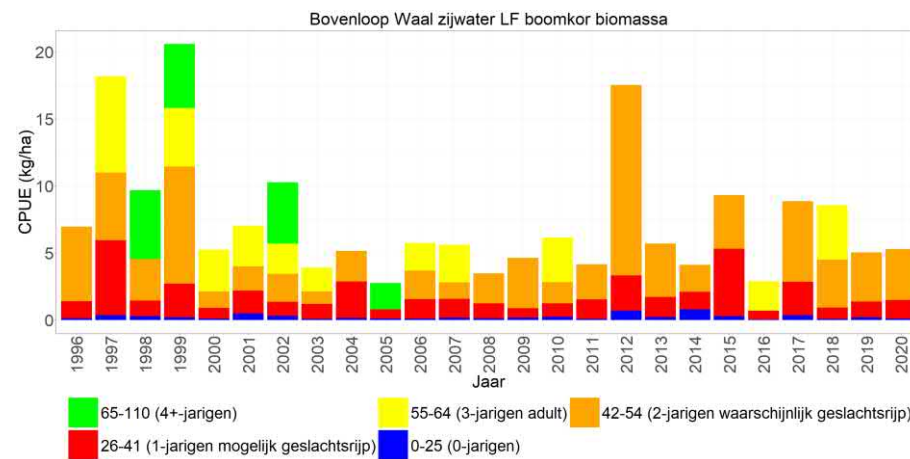
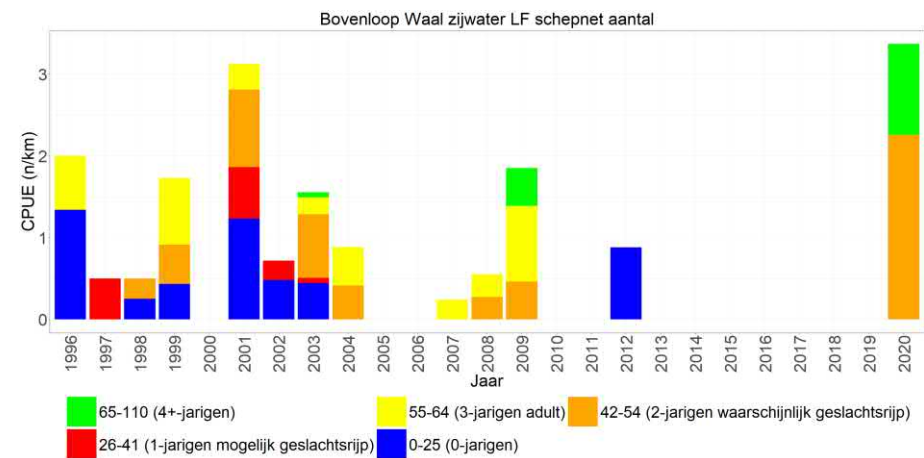
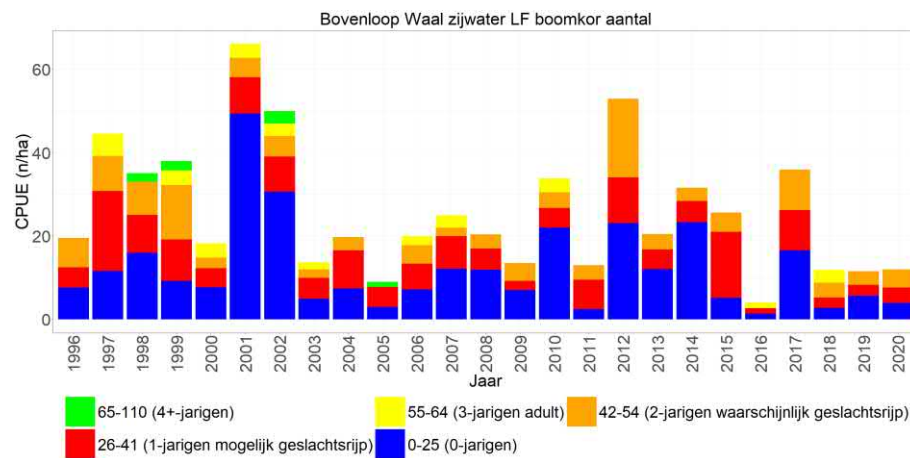
Net als in de hoofdstroom lijken er in de zijwateren gedurende de jaren golven van toenames en afnames van snoekbaars te zijn, maar over het algemeen lijkt er een dalende trend te zijn met relatief lage vangsten in de afgelopen drie jaar. De aantallen bestaan voornamelijk uit nuljarigen, terwijl de biomassa wordt gedomineerd door meerjarige snoekbaars. De gevangen hoeveelheden zijn in de zijwateren een stuk hoger dan in de hoofdstroom (Figuur 4.51, links).

4.2.2.16.4 Zijwateren (oever)

Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is alleen in sommige jaren gevangen. De aantallen worden door nuljarigen en meerjarige snoekbaars gedomineerd, de biomassa door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.51, rechts).



Figuur 4.50 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Bovenloop Waal.



Figuur 4.51 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in de zijwateren en met het elektroschepnet langs de oevers van de Bovenloop Waal.

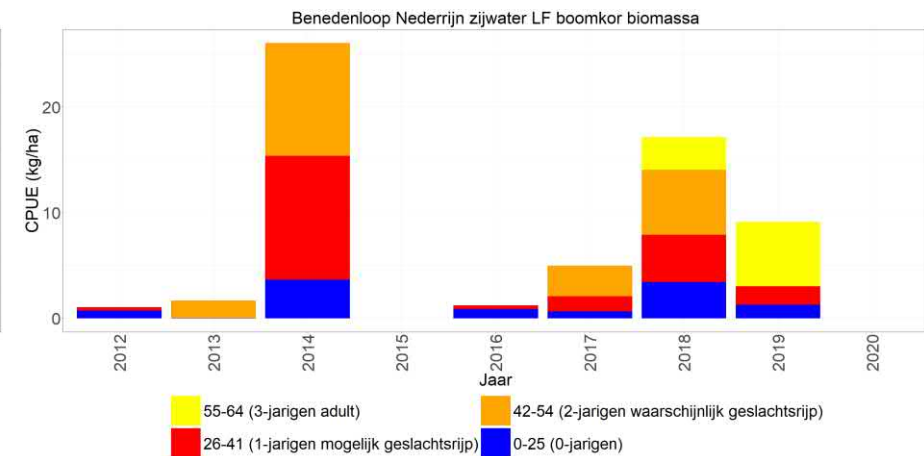
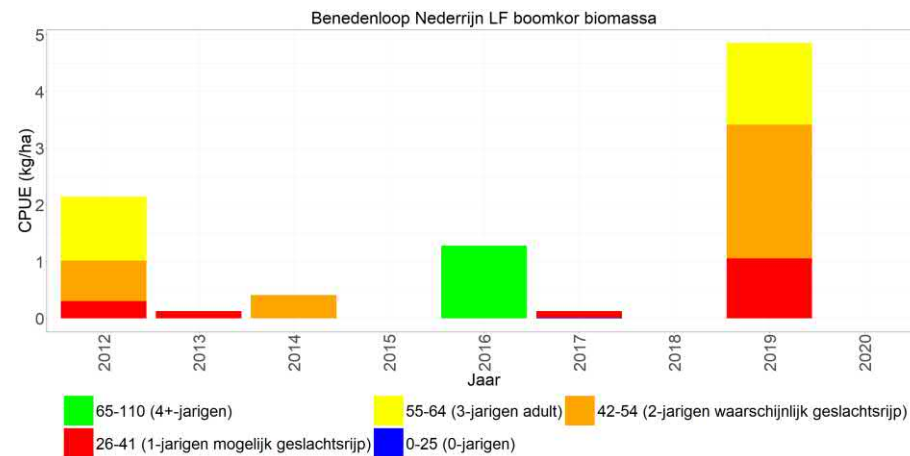
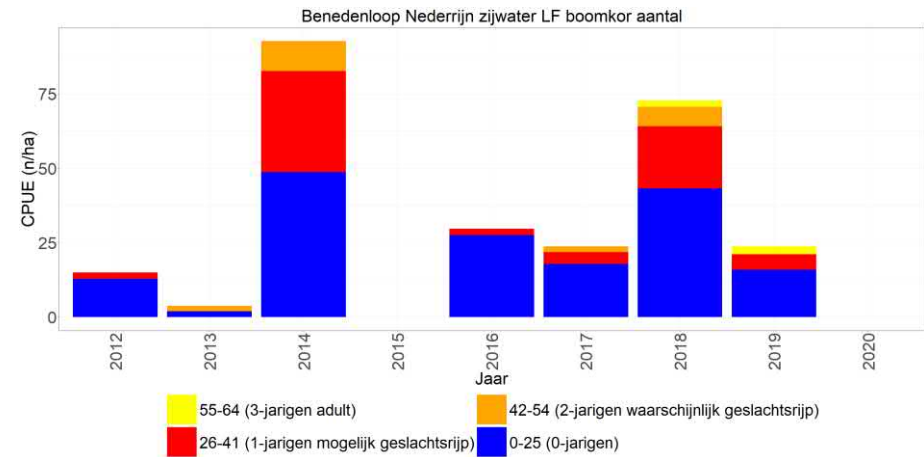
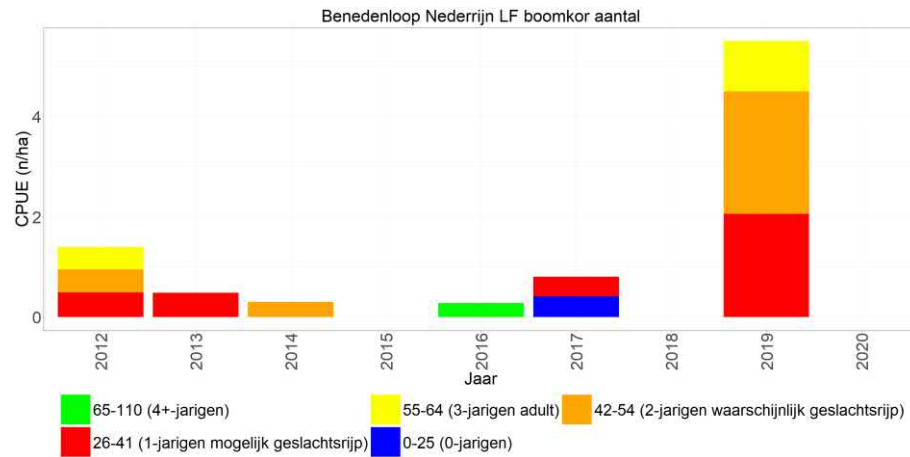
4.2.2.17 Benedenloop Nederrijn

4.2.2.17.1 Hoofdstroom (open water)

In de Benedenloop Nederrijn wordt relatief weinig snoekbaars gevangen in de hoofdstroom en zijn de vangsten erg wisselvallig. Er is dan ook geen duidelijke trend waarneembaar en de aantallen en biomassa worden gedomineerd door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.52, links).

4.2.2.17.2 Zijwateren (open water)

In de zijwateren wordt er meer snoekbaars gevangen dan in de hoofdstroom, maar ook hier is geen duidelijke trend waarneembaar (Figuur 4.52, rechts). De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen en de biomassa door meerjarige snoekbaars.



Figuur 4.52 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-k/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en in de zijwateren van de Benedenloop Nederrijn.

4.2.2.18 Benedenloop Waal

4.2.2.18.1 Hoofdstroom (open water)

In de Benedenloop Waal wordt relatief weinig snoekbaars gevangen in de hoofdstroom en zijn de vangsten erg wisselvallig. Er is dan ook geen duidelijke trend waarneembaar en de aantallen worden gedomineerd door nuljarigen en meerjarige snoekbaars, de biomassa door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.53, links).

4.2.2.18.2 Hoofdstroom (oever)

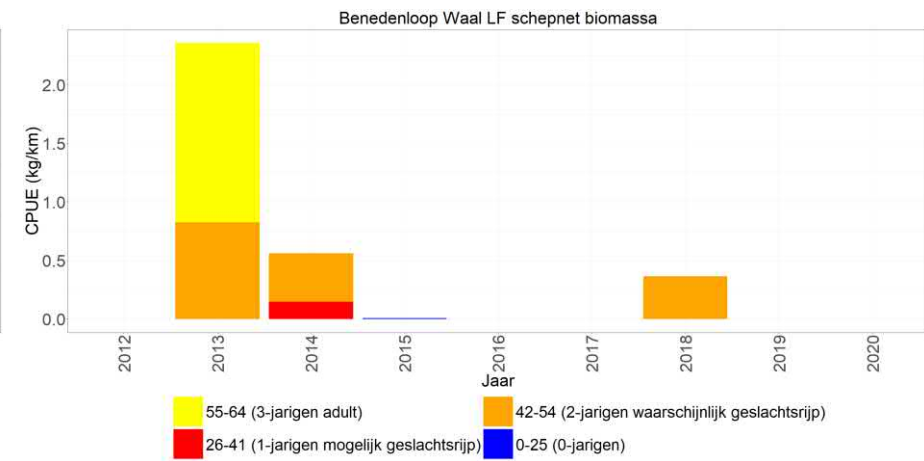
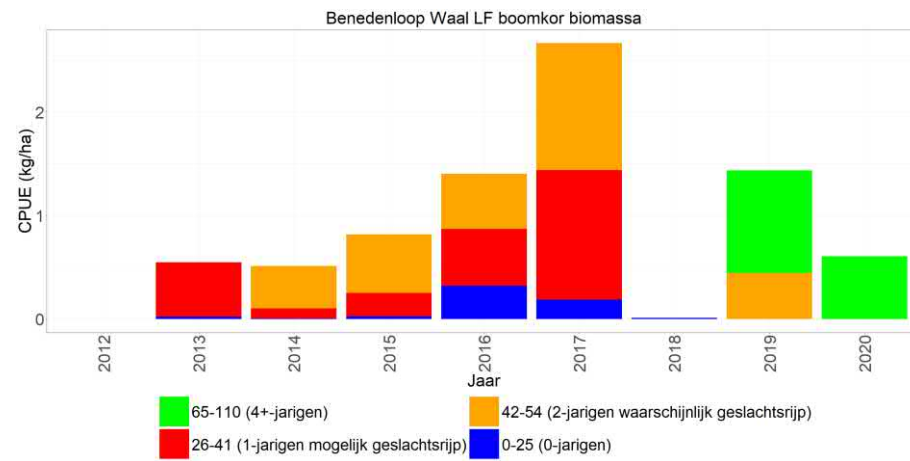
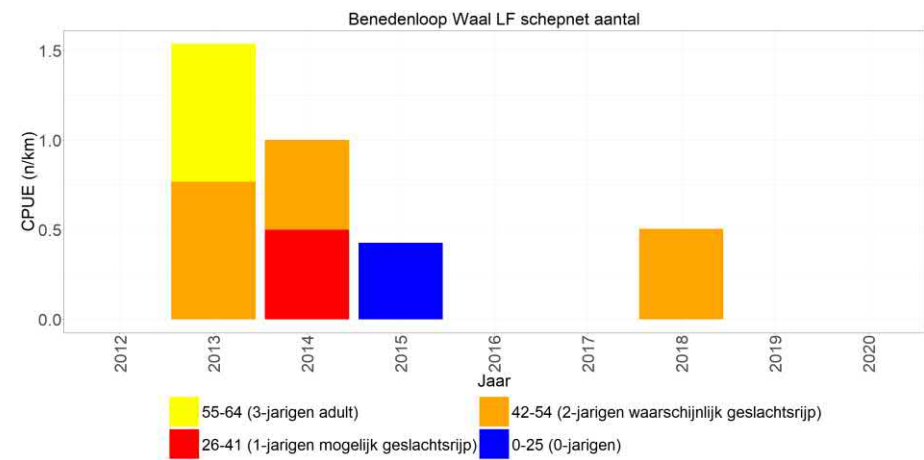
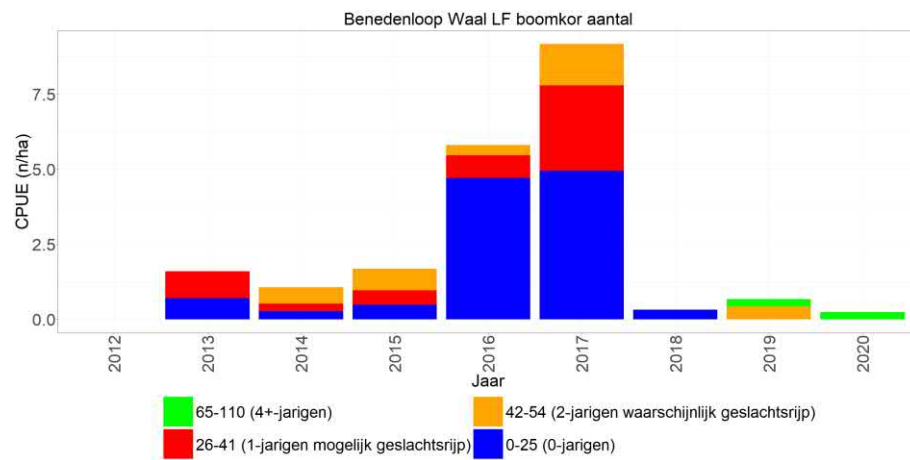
Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en wordt in sommige jaren niet en in sommige jaren in lage aantallen gevangen. De aantallen en biomassa bestaan voornamelijk uit meerjarige snoekbaars (Figuur 4.53, rechts).

4.2.2.18.3 Zijwateren (open water)

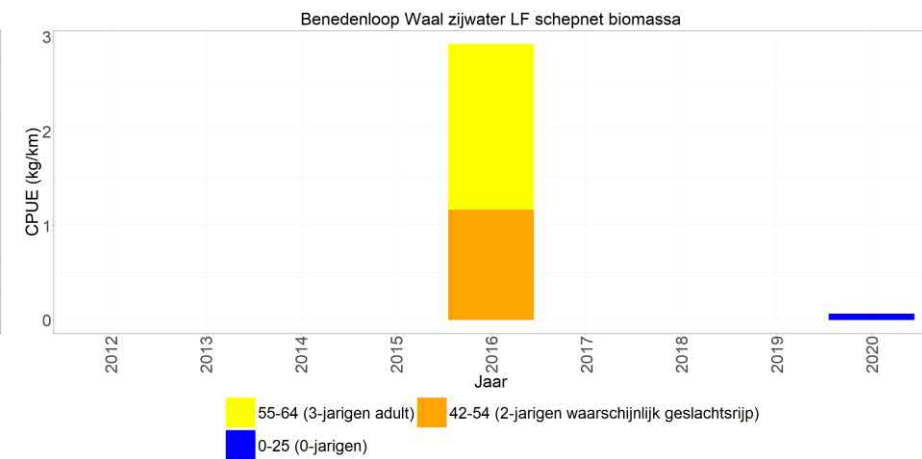
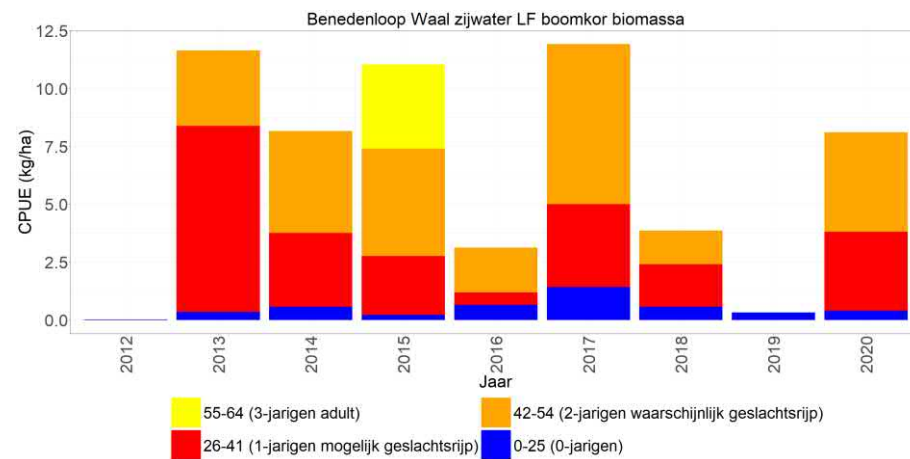
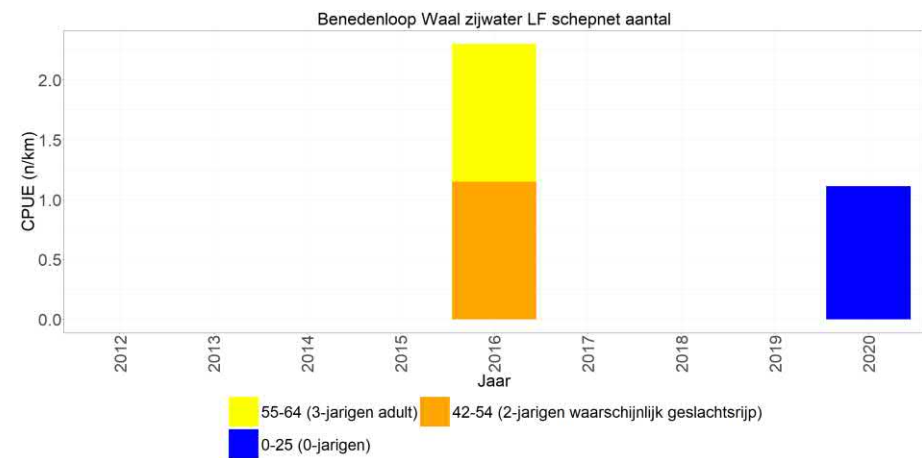
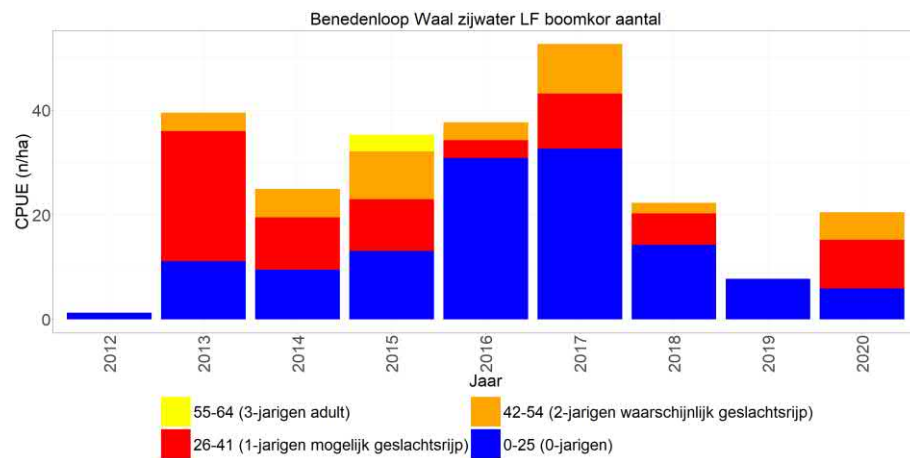
De vangsten van snoekbaars lijken in vergelijking met de hoofdstroom wat stabiel te zijn in de zijwateren. Er lijkt echter geen duidelijke trend te zijn, maar er zijn wel relatief lage vangsten in de afgelopen drie jaar. De aantallen bestaan voornamelijk uit nuljarigen, terwijl de biomassa wordt gedomineerd door meerjarige snoekbaars. De gevangen hoeveelheden zijn in de zijwateren een stuk hoger dan in de hoofdstroom (Figuur 4.54, links).

4.2.2.18.4 Zijwateren (oever)

Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is alleen 2016 en 2020 gevangen. De aantallen en biomassa worden door nuljarigen en meerjarige snoekbaars gedomineerd (Figuur 4.54, rechts).



Figuur 4.53 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevestigd oppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Benedenloop Waal.



Figuur 4.54 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in de zijwateren en met het elektroschepnet langs de oevers van de Benedenloop Waal.

4.2.2.19 Getijden Lek

4.2.2.19.1 Hoofdstroom (open water)

Snoekbaars wordt relatief goed gevangen in de Getijden Lek. In de periode 1997-2001 zijn de snoekbaarsvangsten relatief laag maar deze nemen toe in de periode 2002-2005. Vanaf 2006 fluctueren de vangsten sterk van jaar op jaar en is er geen duidelijke trend waarneembaar (Figuur 4.55, links). De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen en de biomassa door meerjarige snoekbaars.

4.2.2.19.2 Hoofdstroom (oever)

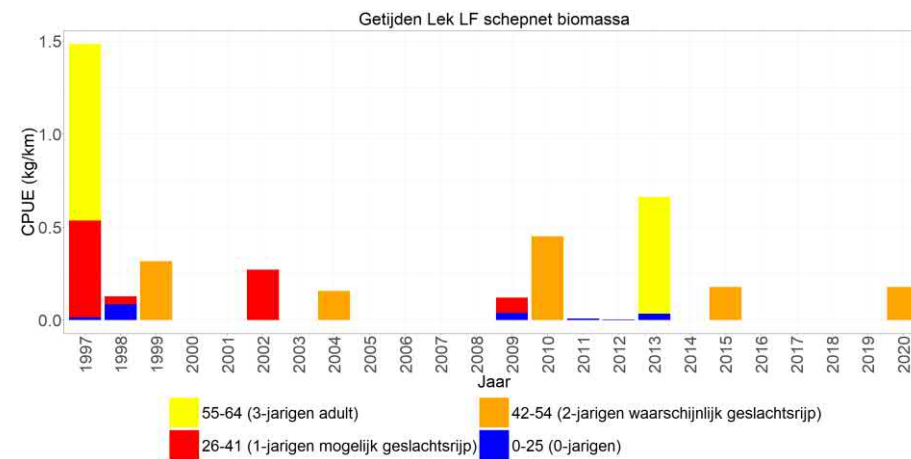
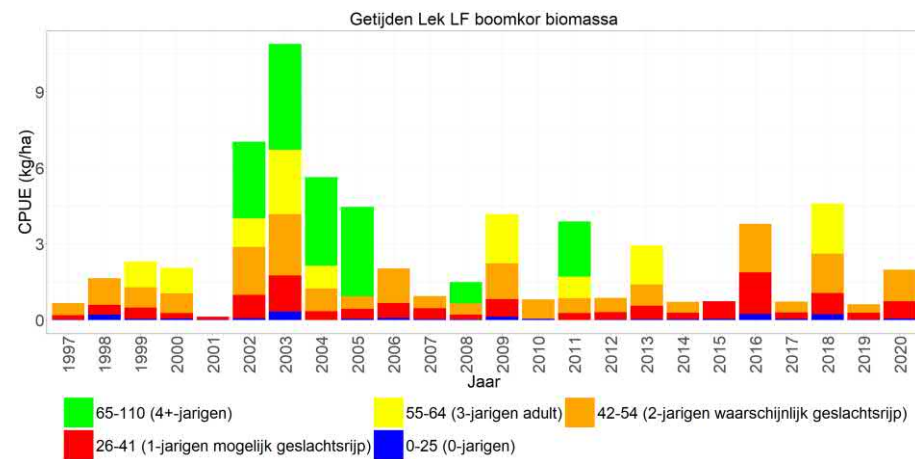
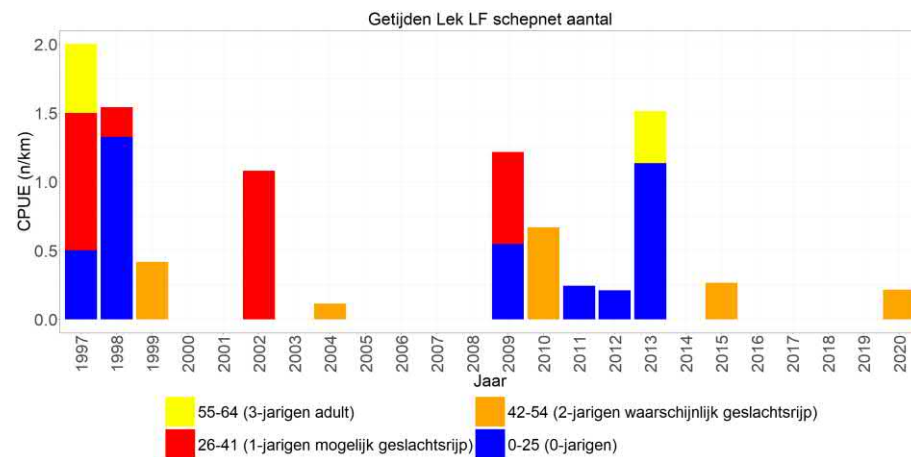
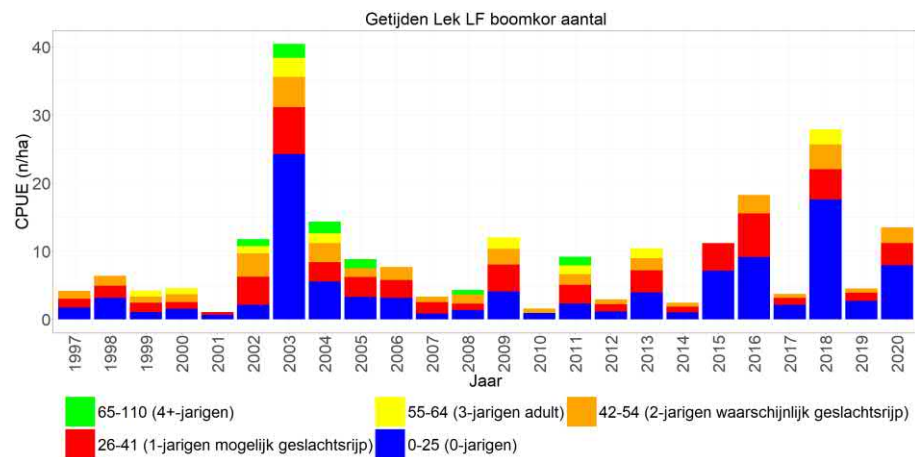
Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en wordt in sommige jaren niet en in sommige jaren in lage aantallen gevangen. De aantallen en biomassa bestaan voornamelijk uit meerjarige snoekbaars (Figuur 4.55, rechts).

4.2.2.19.3 Zijwateren (open water)

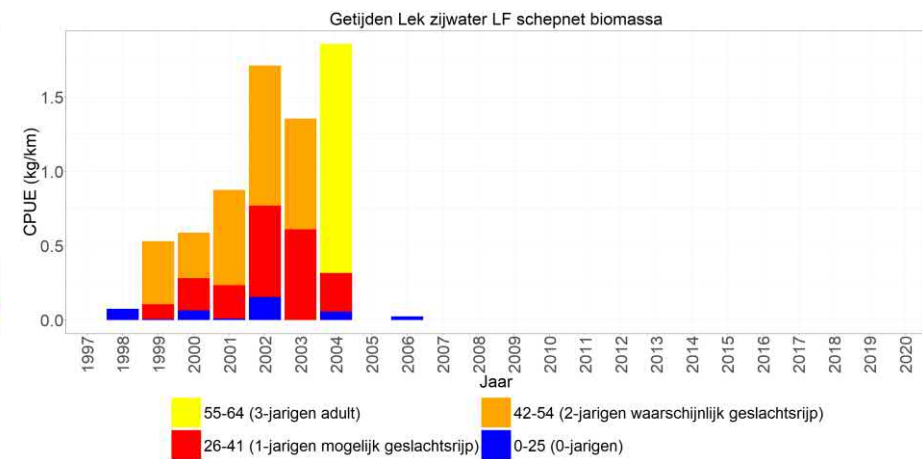
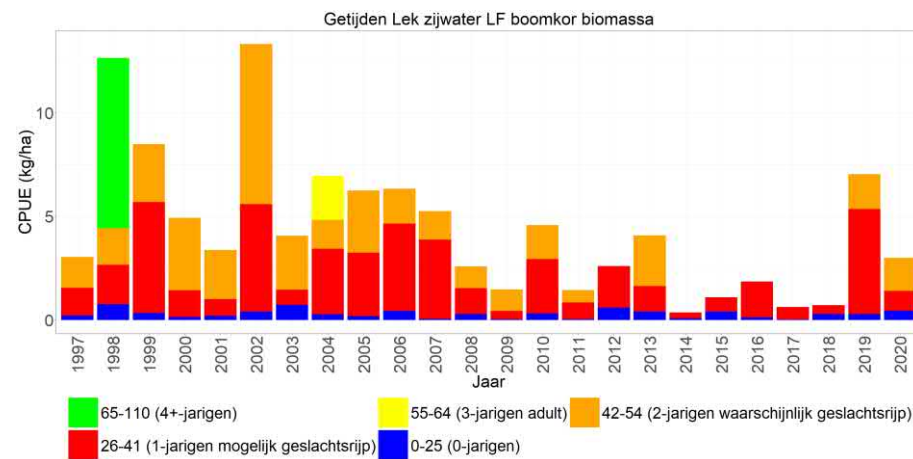
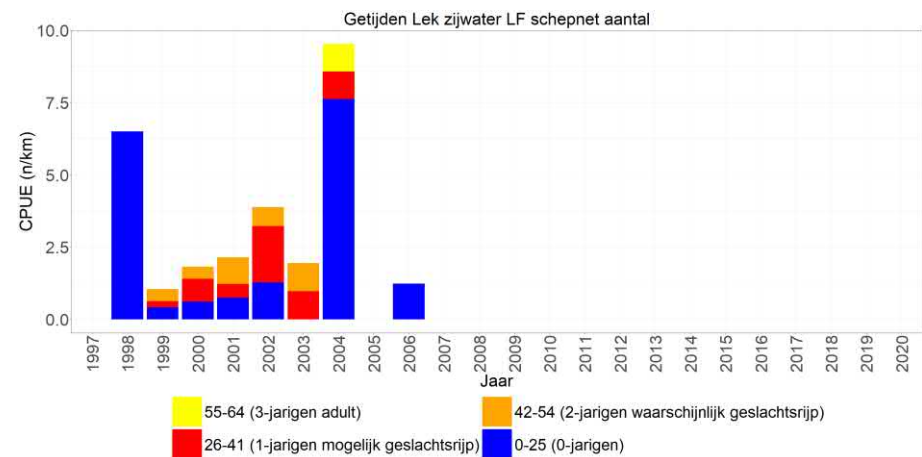
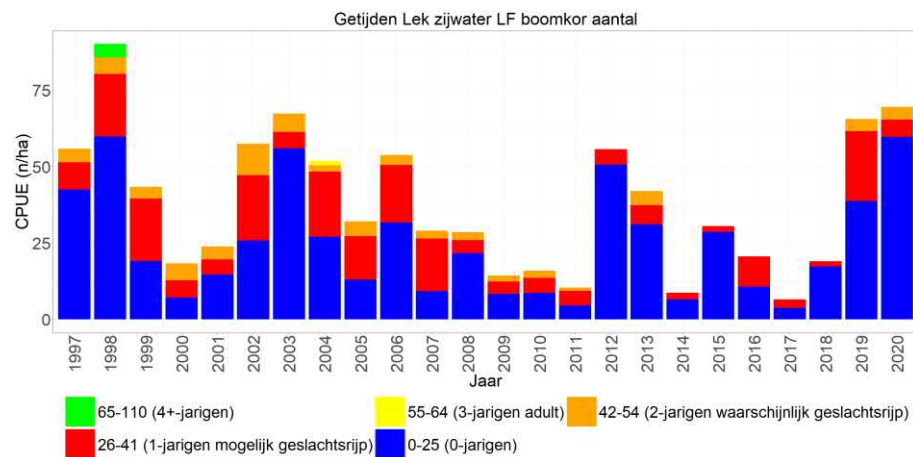
Net als in de hoofdstroom lijken er in de zijwateren gedurende de jaren golven van toenames en afnames van snoekbaars te zijn, maar over het algemeen lijkt er een dalende trend te zijn met relatief hoge vangsten in de afgelopen twee jaar. De aantallen bestaan voornamelijk uit nuljarigen, terwijl de biomassa wordt gedomineerd door meerjarige snoekbaars. De gevangen hoeveelheden zijn in de zijwateren een stuk hoger dan in de hoofdstroom (Figuur 4.56, links).

4.2.2.19.4 Zijwateren (oever)

Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is alleen in de begin jaren van de monitoring gevangen. De aantallen worden door nuljarigen en meerjarige snoekbaars gedomineerd, de biomassa door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.56, rechts).



Figuur 4.55 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Getijden Lek.



Figuur 4.56 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in de zijwateren en met het elektroscopnet langs de oevers van de Getijden Lek.

4.2.2.20 Getijden Maas

4.2.2.20.1 Hoofdstroom (open water)

Snoekbaars fluctueert sterk in de hoofdstroom van de Getijden Maas en er zijn verschillende periodes van enkele jaren waarin er relatief veel snoekbaars wordt gevangen gevolgd door perioden waarin er relatief weinig wordt gevangen. Vanaf 2011 wordt er nauwelijks nog 3+-jarige snoekbaars gevangen. De aantallen worden gedomineerd door zowel de nuljarigen als meerjarige snoekbaars terwijl de biomassa door meerjarige snoekbaars wordt gedomineerd (Figuur 4.57, links).

4.2.2.20.2 Hoofdstroom (oever)

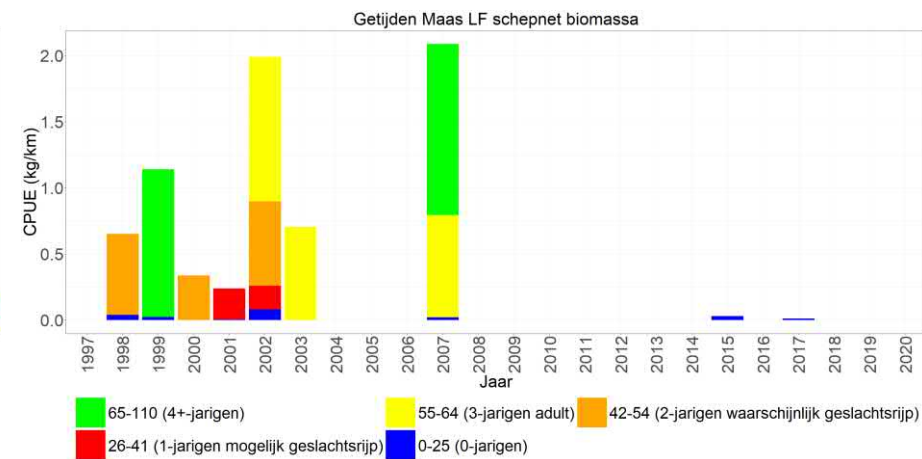
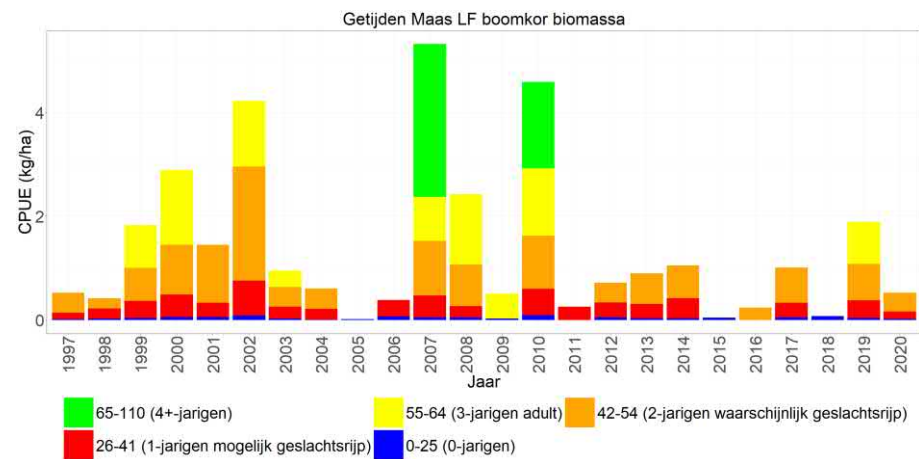
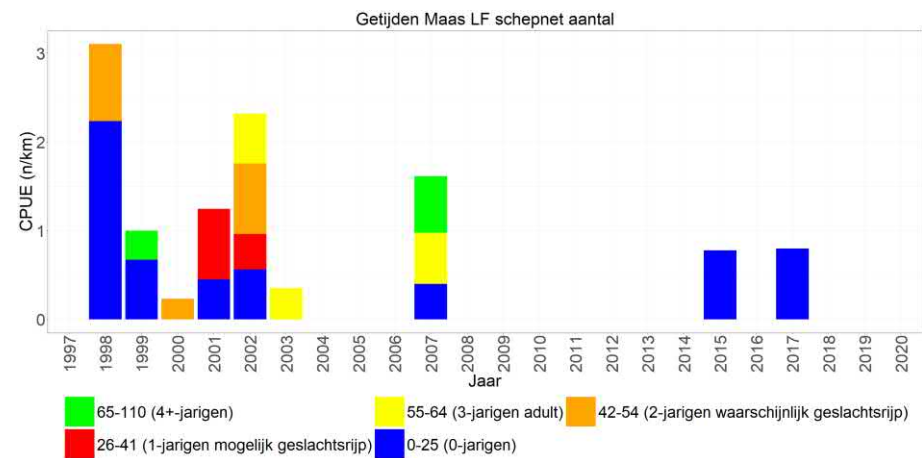
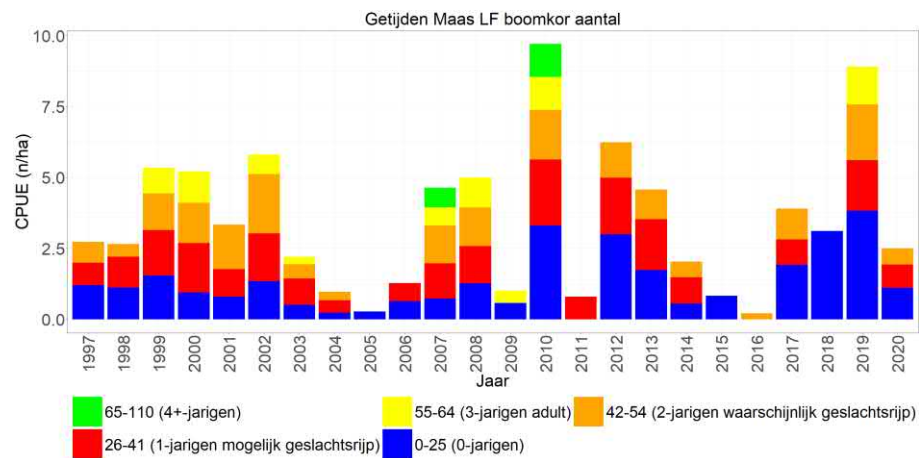
Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is voornamelijk alleen in de begin jaren van de monitoring gevangen. De aantallen worden door nuljarigen en meerjarige snoekbaars gedomineerd, de biomassa door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.57, rechts).

4.2.2.20.3 Zijwateren (open water)

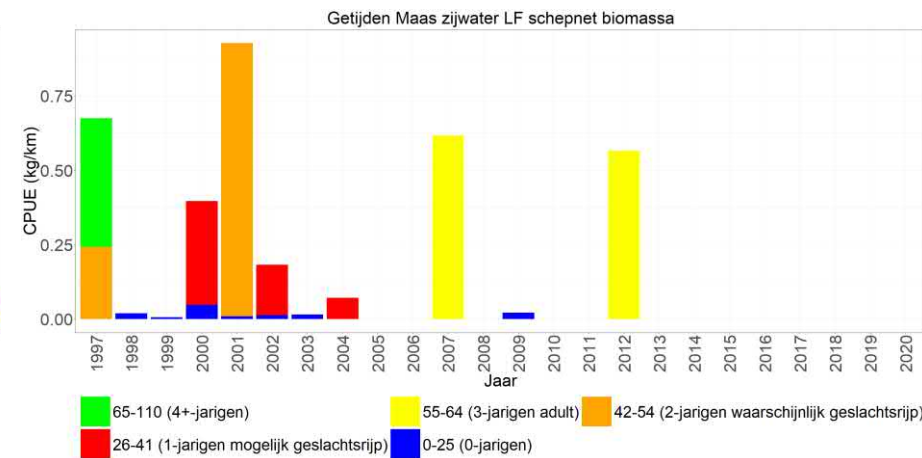
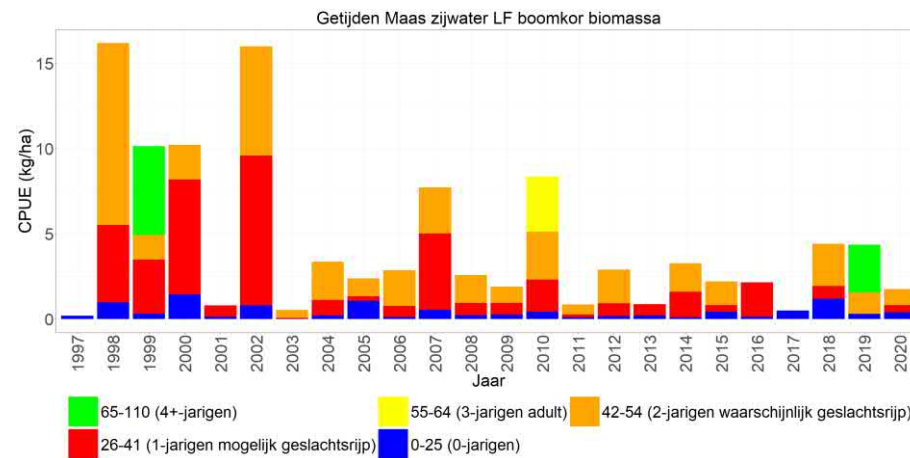
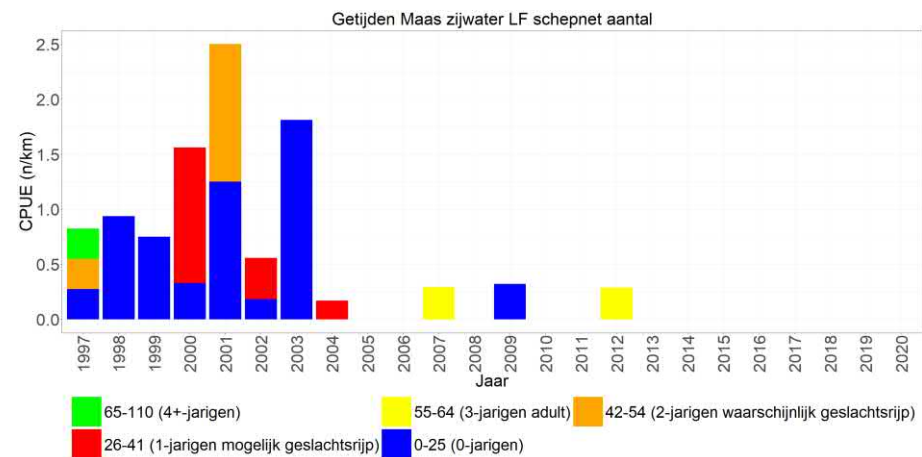
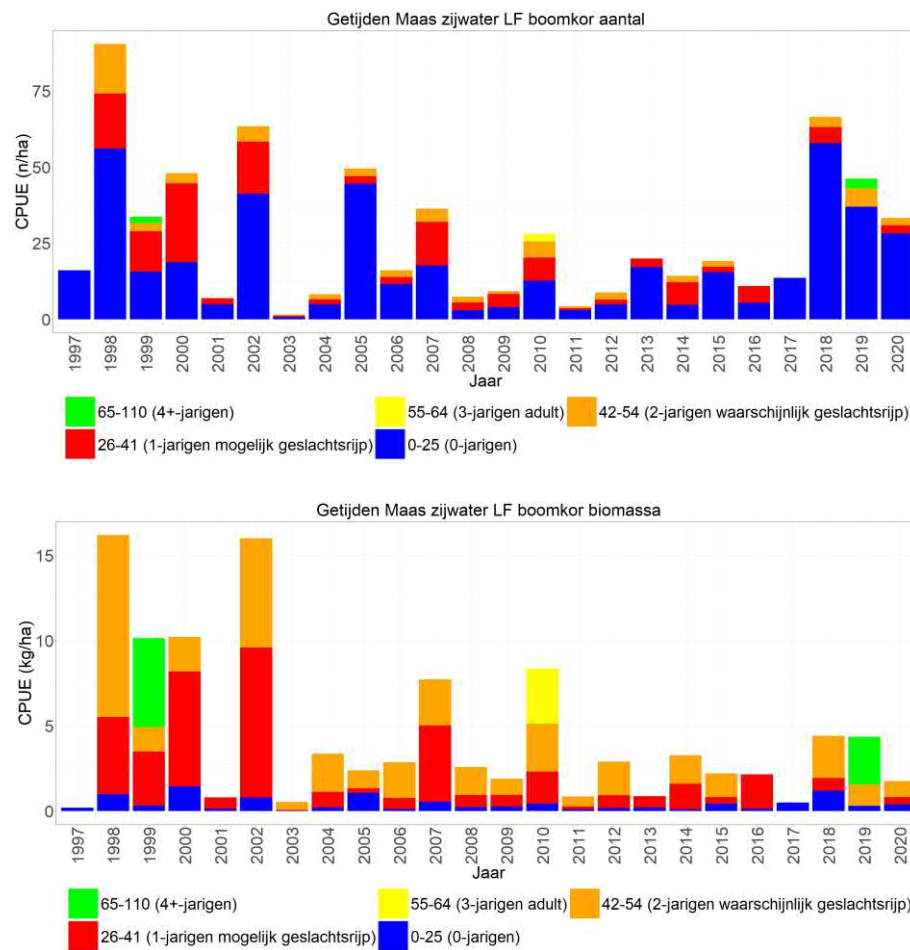
Net als in de hoofdstroom lijken er in de zijwateren gedurende de jaren golven van toenames en afnames van snoekbaars te zijn maar over het algemeen lijkt er een dalende trend te zijn met relatief hoge vangsten in de afgelopen drie jaar. De aantallen bestaan voornamelijk uit nuljarigen, terwijl de biomassa wordt gedomineerd door meerjarige snoekbaars. De gevangen hoeveelheden zijn ook hier een stuk hoger dan in de hoofdstroom (Figuur 4.58, links).

4.2.2.20.4 Zijwateren (oever)

Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is voornamelijk alleen in de begin jaren van de monitoring gevangen. De aantallen worden door nuljarigen en meerjarige snoekbaars gedomineerd, de biomassa door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.58, rechts).



Figuur 4.57 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Getijden Maas.



Figuur 4.58 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevestigingsoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in de zijwateren en met het elektroscopnet langs de oevers van de Getijden Maas.

4.2.2.21 Afgedamde Maas

4.2.2.21.1 Hoofdstroom (open water)

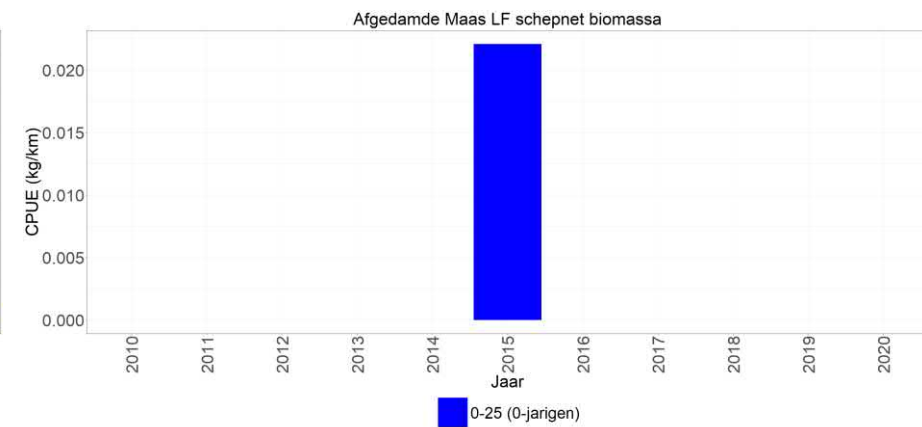
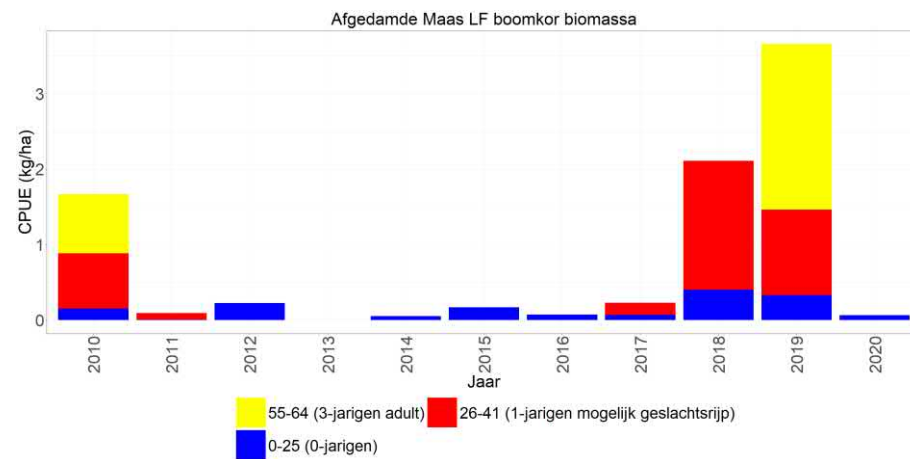
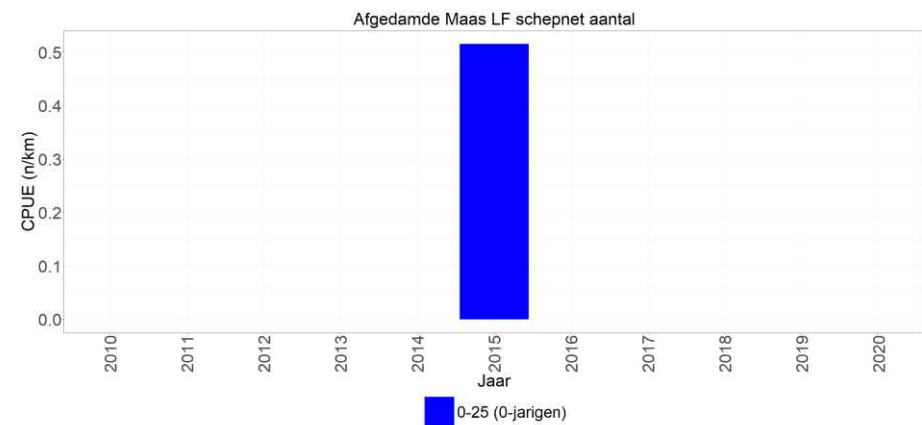
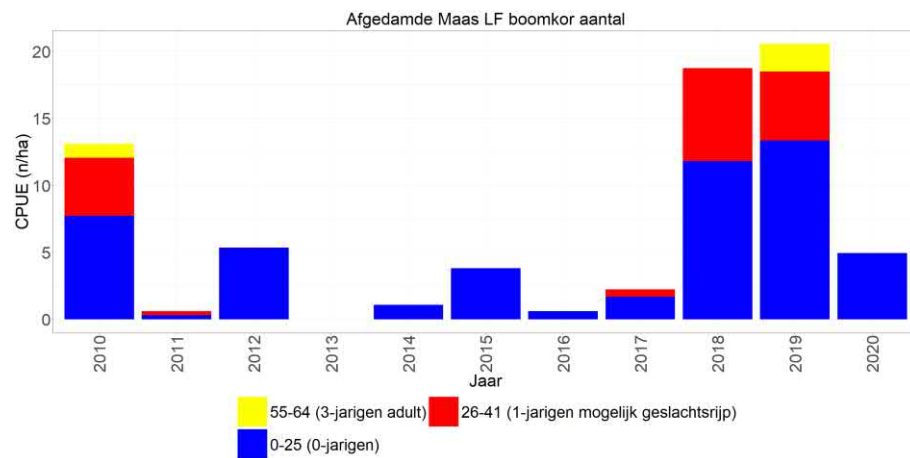
De lage vangsten in de hoofdstroom van de Afgedamde Maas zijn wisselvallig en er is geen duidelijk trend zichtbaar. Zowel de aantallen als biomassa worden gedomineerd door nuljarigen (Figuur 4.59, links).

4.2.2.21.2 Hoofdstroom (oever)

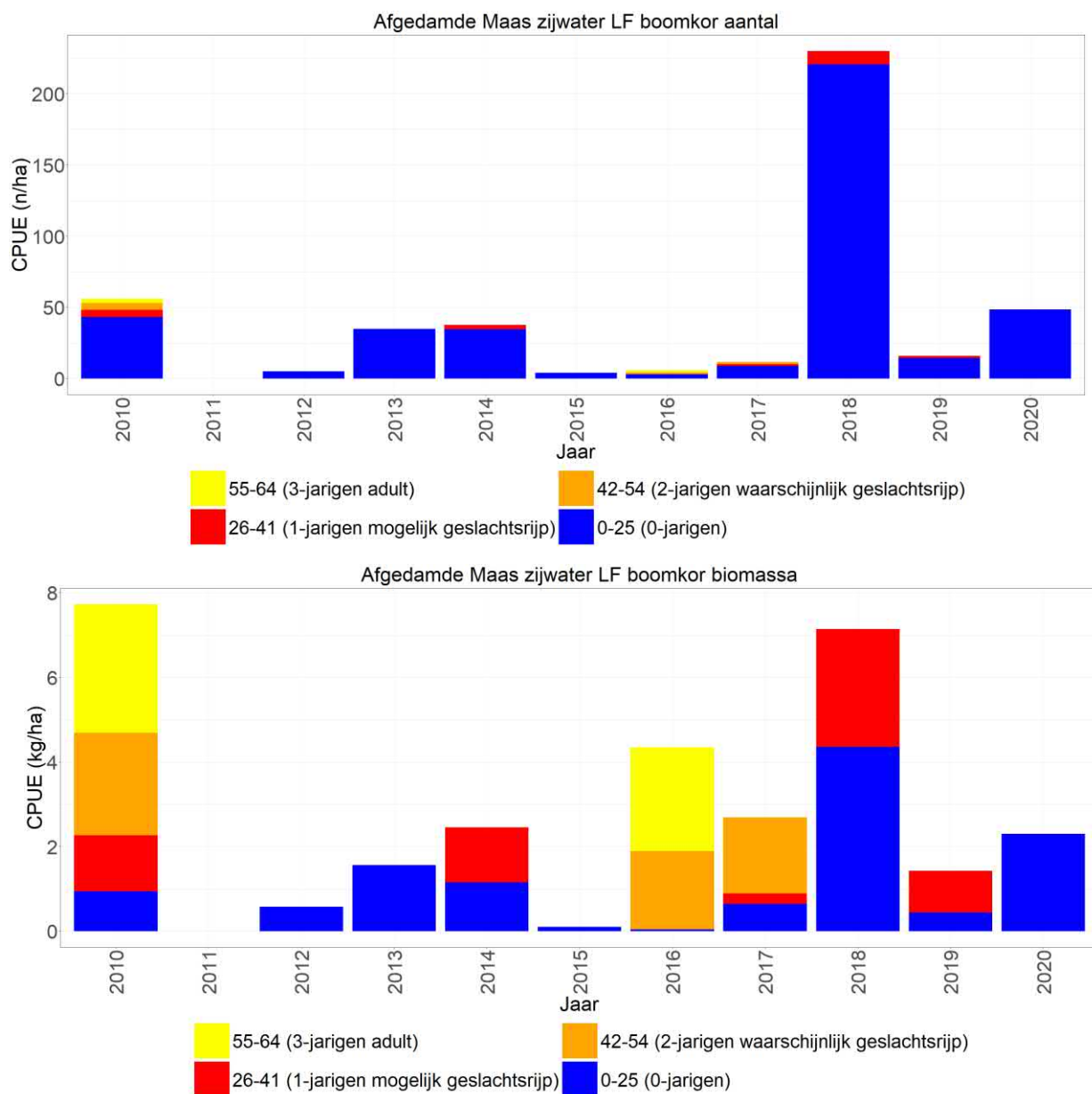
Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en wordt alleen in 2015 in lage aantallen gevangen. De aantallen en biomassa bestaan voornamelijk uit nuljarigen (Figuur 4.59, rechts).

4.2.2.21.3 Zijwateren (open water)

Net als in veel andere KRW-lichamen wordt er in de zijwateren van de Afgedamde Maas meer snoekbaars gevangen dan in de hoofdstroom. Wat opvalt is dat zowel de aantallen als de biomassa voornamelijk uit nuljarige snoekbaars bestaan. Er is geen duidelijke trend waarneembaar door de sterke fluctuaties van de vangst (Figuur 4.60, links).



Figuur 4.59 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Afgedamde Maas.



Figuur 4.60 Gemiddelde CPUE (n/ha en kg/ha bevestigingsoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in de zijwateren van de Afgedamde Maas.

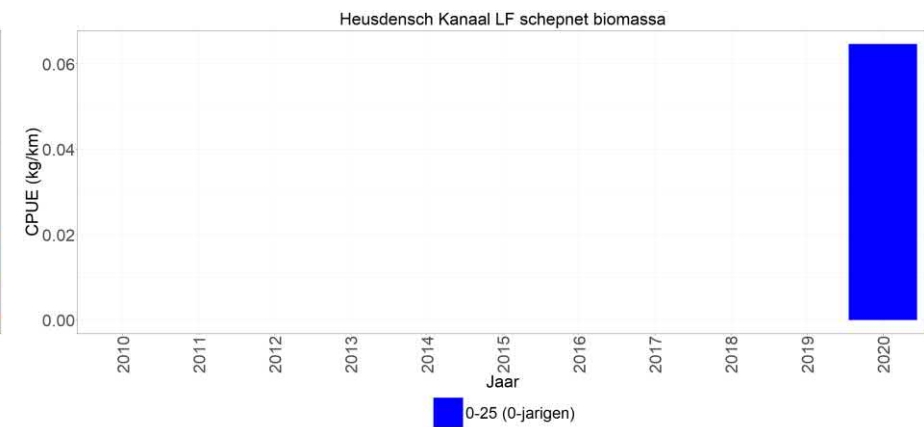
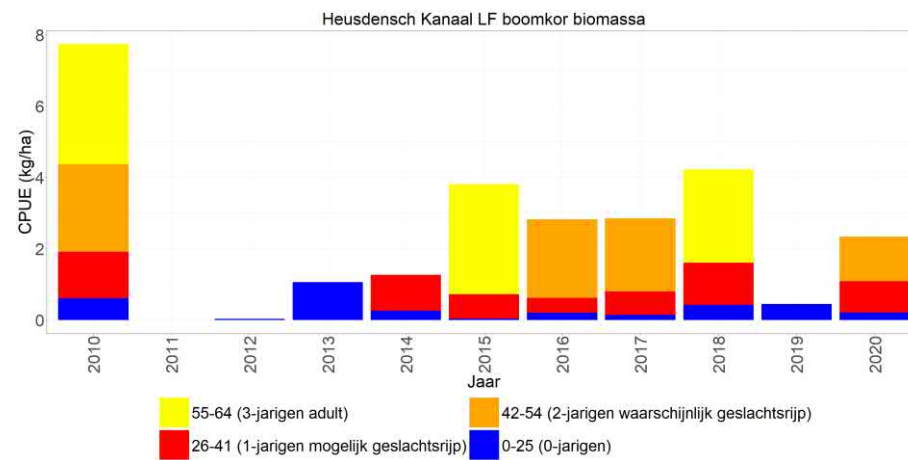
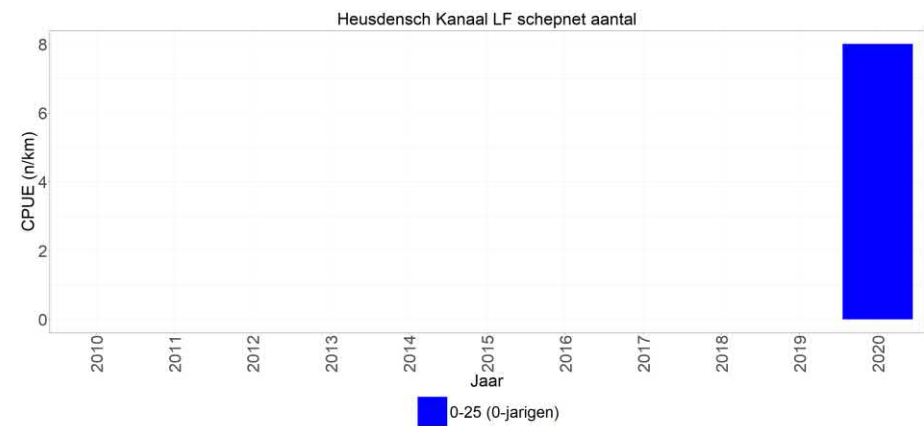
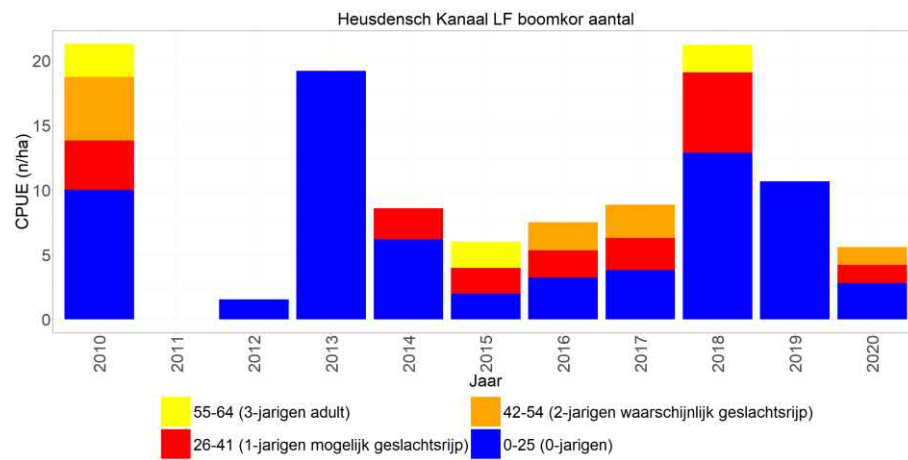
4.2.2.22 Heusdensch Kanaal

4.2.2.22.1 Hoofdstroom

In het Heusdensch Kanaal wordt relatief weinig snoekbaars gevangen in de hoofdstroom en zijn de vangsten erg wisselvallig. Er is dan ook geen duidelijke trend waarneembaar en de aantallen worden gedomineerd door nuljarigen en de biomassa door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.61, links).

4.2.2.22.2 Oever

Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is alleen in 2020 in lage aantallen gevangen. De aantallen en biomassa bestaan voornamelijk uit nuljarigen (Figuur 4.61, rechts).



Figuur 4.61 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Heusdensch Kanaal.

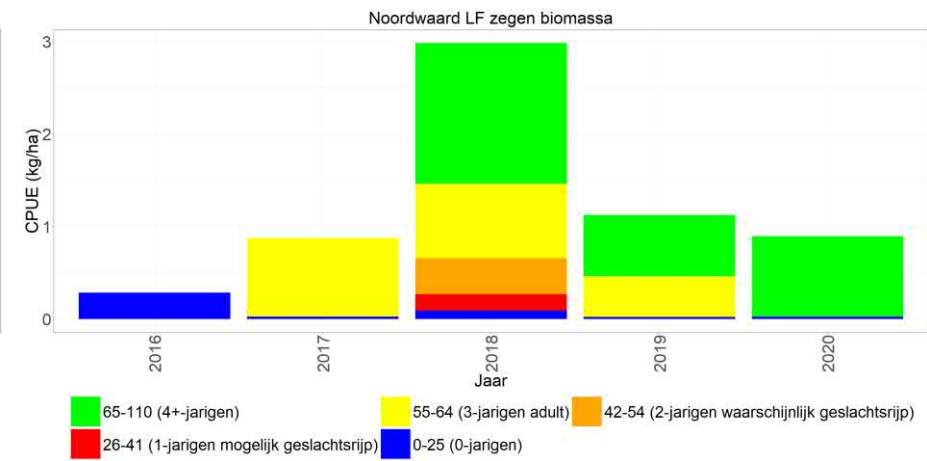
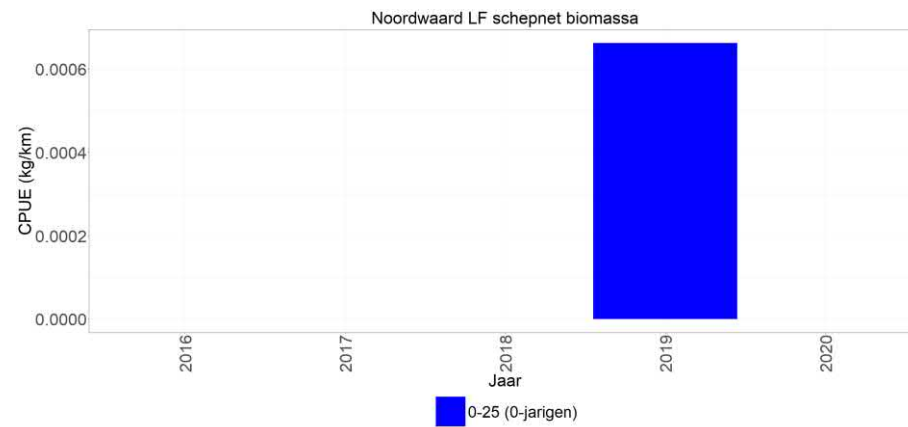
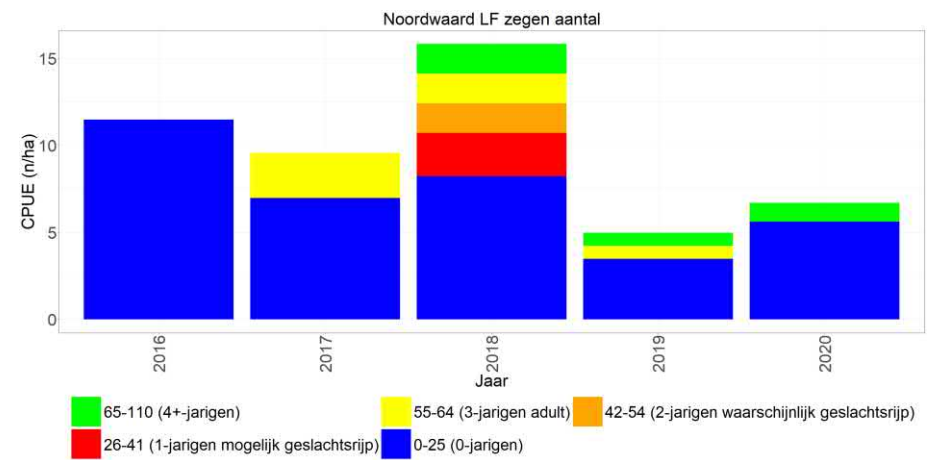
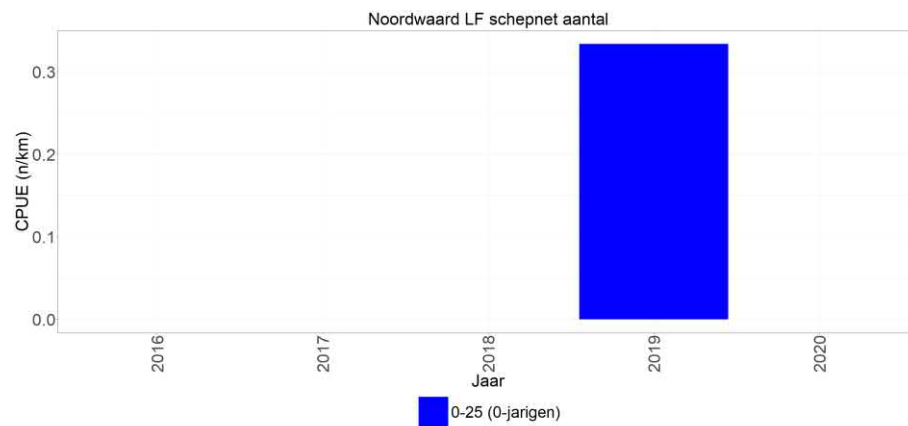
4.2.2.23 Noordwaard

4.2.2.23.1 Oever schepnet

Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is alleen in 2019 in lage aantallen gevangen. De aantallen en biomassa bestaan voornamelijk uit nuljarigen (Figuur 4.62, links).

4.2.2.23.2 Oever zegen

De oevers worden ook met een zegen bemonsterd. De aantallen lijken door de jaren heen relatief stabiel en bestaan voornamelijk uit nuljarigen. De biomassa fluctueert sterker dan de aantallen, met een piek in 2018 en bestaat voornamelijk uit meerjarige snoekbaars (Figuur 4.62, rechts).



Figuur 4.62 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met het electroschepnet en de zegen langs de oevers van de Noordwaard.

4.2.2.24 Nieuwe Merwede

4.2.2.24.1 Hoofdstroom (open water)

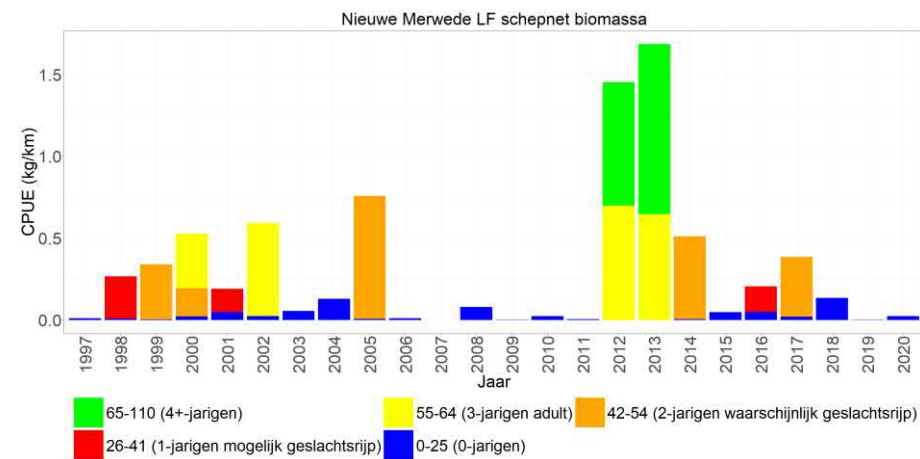
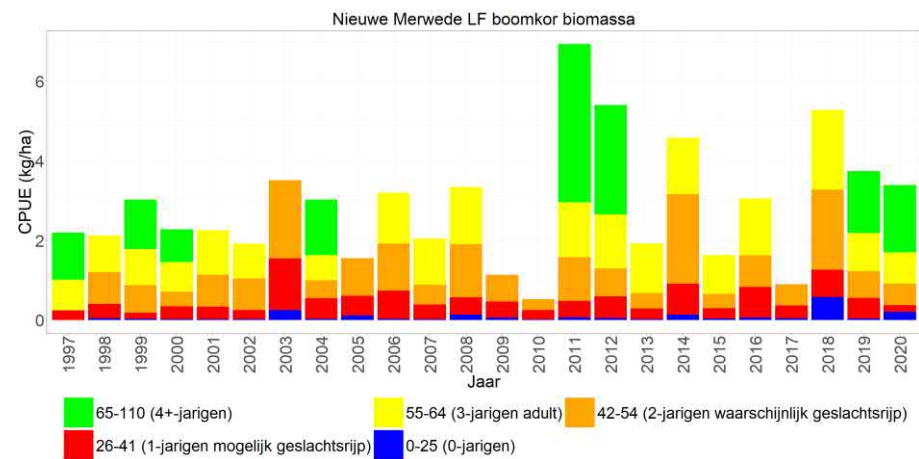
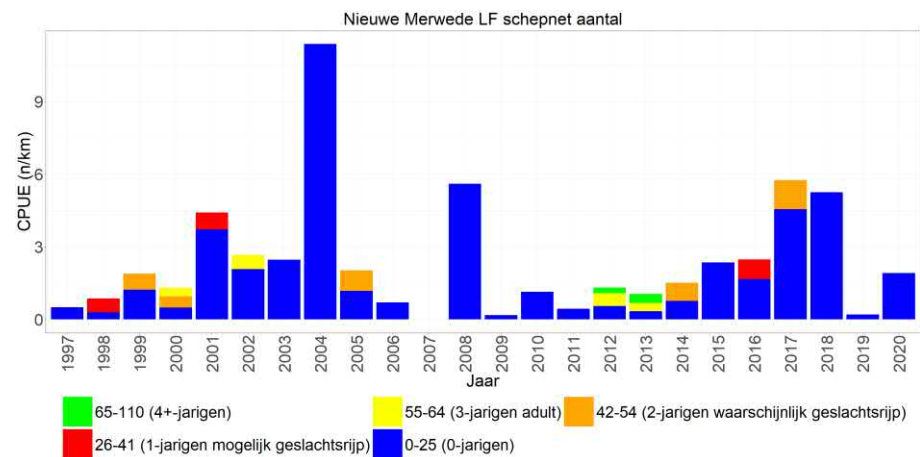
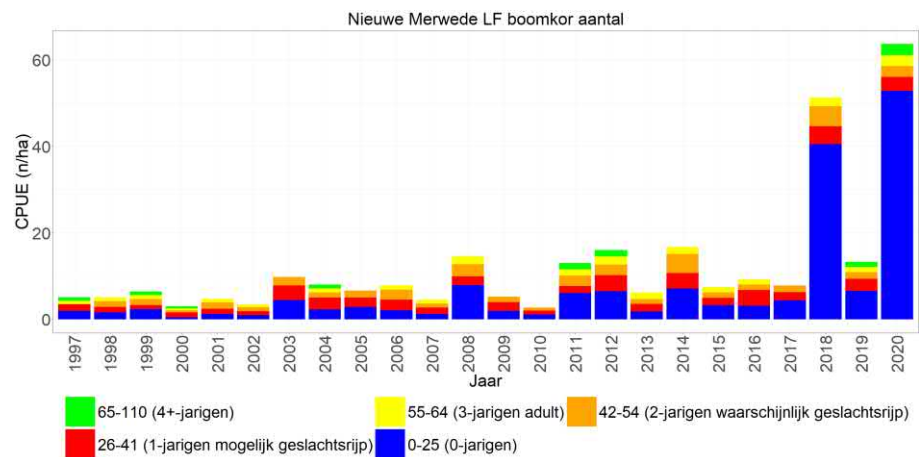
Snoekbaars in de hoofdstroom van de Nieuwe Merwede laat zowel qua aantal als qua biomassa een stabiel beeld zien en lijkt zelfs wat toe te nemen door de jaren heen met de hoogste aantallen sinds het begin van de monitoring in 2018 en 2020. De aantallen bestaan voornamelijk uit nuljarigen, de biomassa uit meerjarige snoekbaars (Figuur 4.63, links).

4.2.2.24.2 Hoofdstroom (oever)

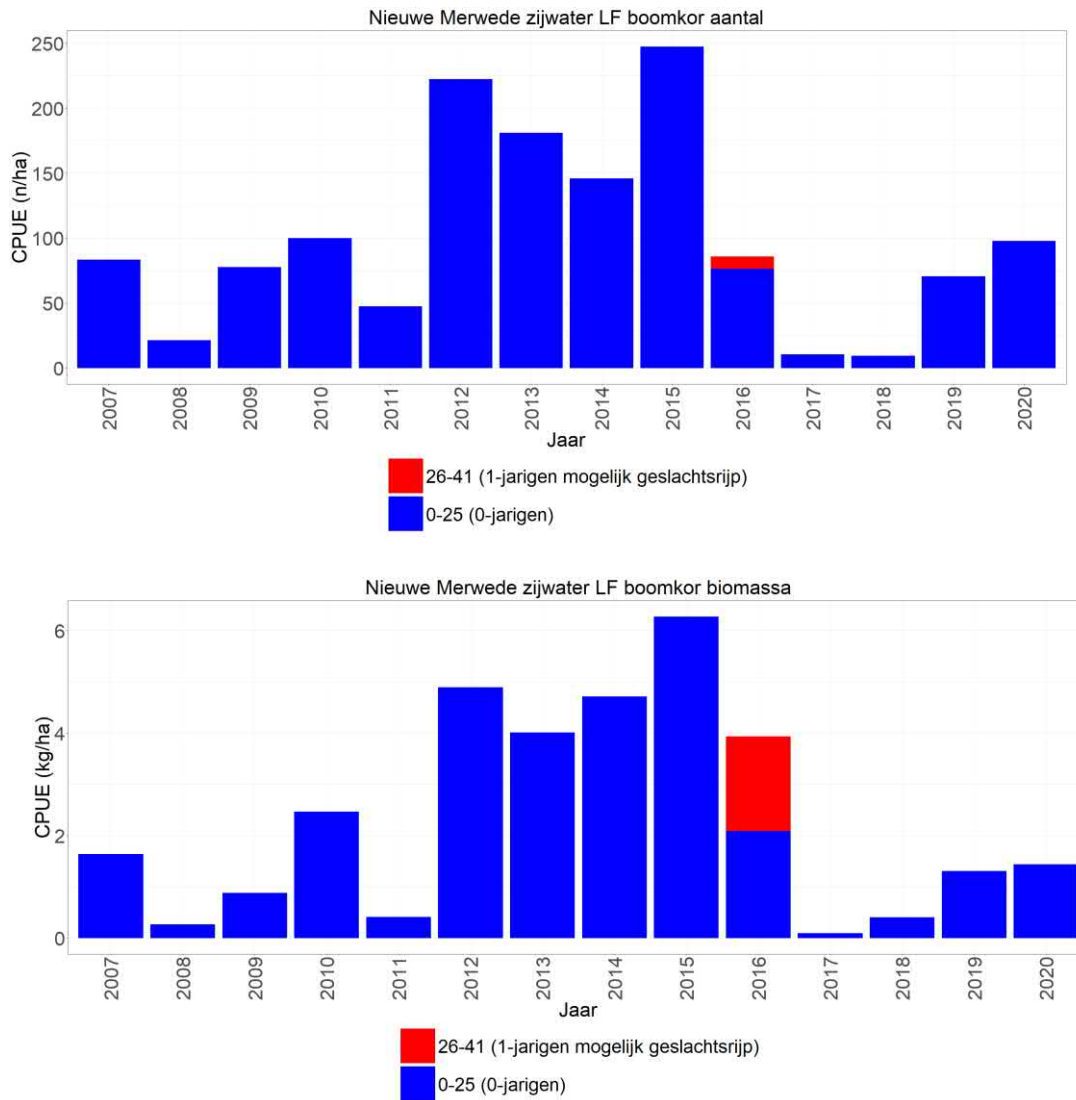
De Nieuwe Merwede is een van de weinige wateren waar snoekbaars zich redelijk laat vangen met het elektroschepnet (Figuur 4.63, rechts). De vangsten zijn nog wel sterk wisselvallig waardoor een duidelijke trend niet waarneembaar is. De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen en de biomassa door meerjarige snoekbaars.

4.2.2.24.3 Zijwateren (open water)

De zijwateren geven een relatief stabiel beeld van snoekbaars door de tijd heen, waarbij met de boomkor voornamelijk nuljarigen worden gevangen. (Figuur 4.64). In de zijwateren zijn de vangsten hoger dan in de hoofdstroom, maar het verschil is wat kleiner dan in veel andere KRW-lichamen. De aantallen bestaan voornamelijk uit nuljarigen even als de biomassa, wat uitzonderlijk is.



Figuur 4.63 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Nieuwe Merwede.

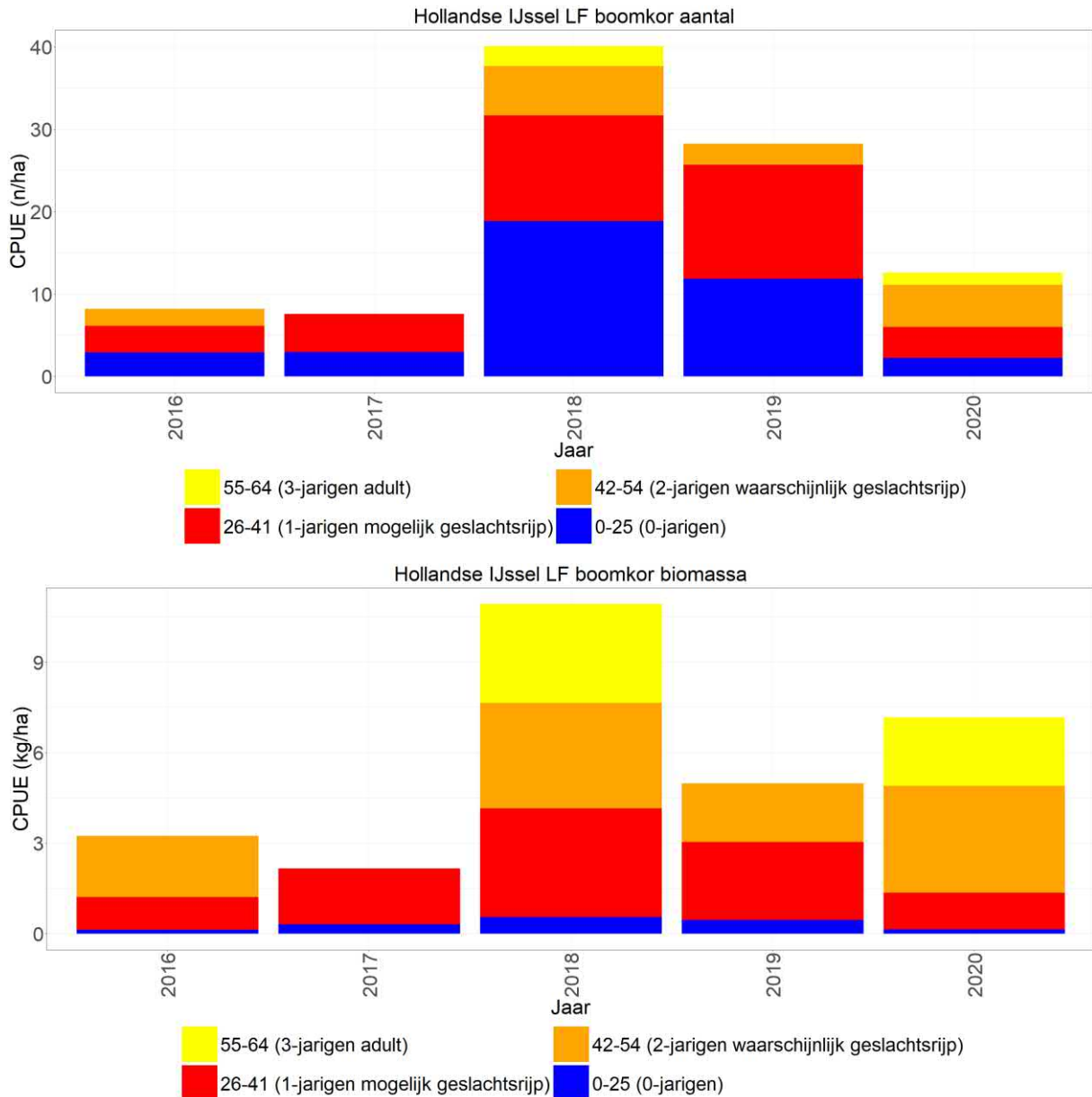


Figuur 4.64 Gemiddelde CPUE (n/ha-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in de zijwateren van de Nieuwe Merwede.

4.2.2.25 Hollandse IJssel

4.2.2.25.1 Hoofdstroom

Sinds 2016 wordt de hoofdstroom van de Hollandsche IJssel bemonsterd waarbij er relatief veel snoekbaars wordt gevangen. Wat opvalt is dat zowel de aantallen als de biomassa gedomineerd worden door meerjarige snoekbaars. Er lijkt nog geen duidelijke trend in de vangsten door de tijd heen te zijn (Figuur 4.65).



Figuur 4.65 Gemiddelde CPUE (n/ha en kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water van de Hollandse IJssel.

4.2.2.26 Oude Maas

4.2.2.26.1 Hoofdstroom (open water)

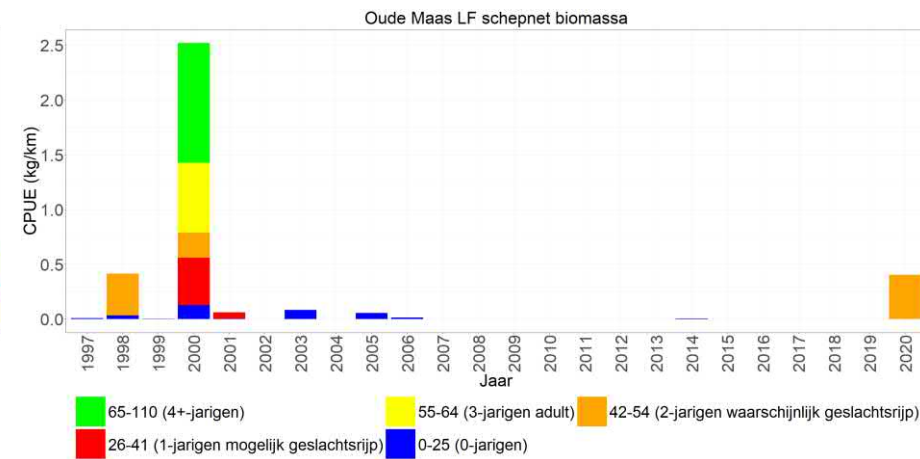
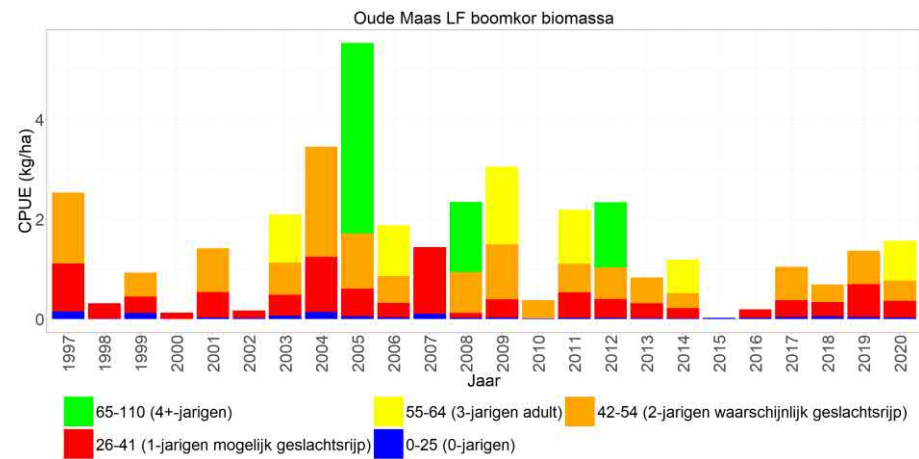
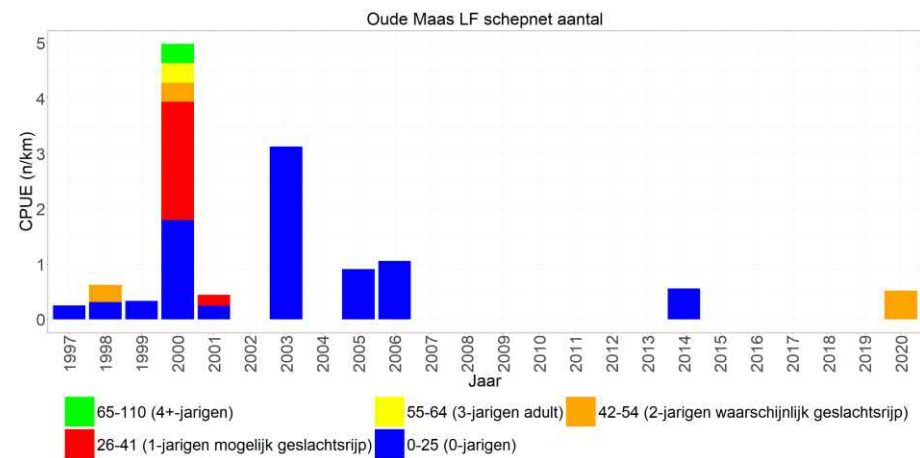
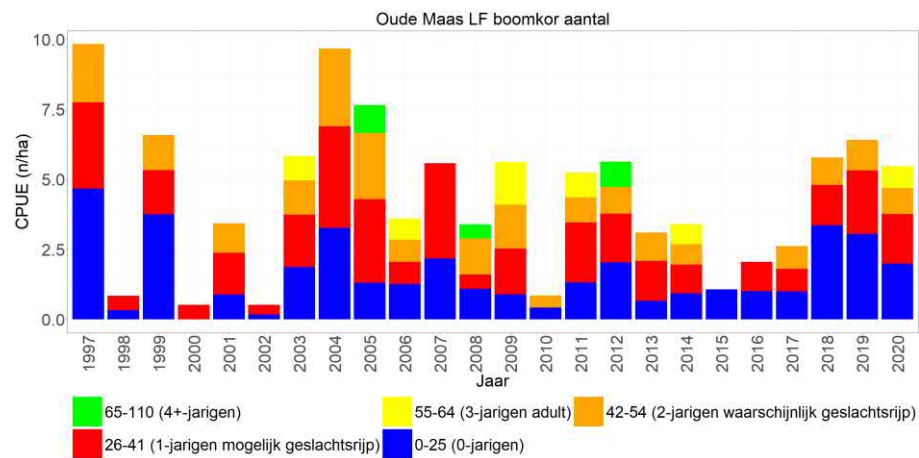
In de hoofdstroom van de Oude Maas wordt relatief weinig snoekbaars gevangen en worden zowel de aantallen als de biomassa gedomineerd door meerjarige snoekbaars. De vangsten zijn erg wisselvallig en een duidelijke trend is niet waarneembaar (Figuur 4.66, links).

4.2.2.26.2 Hoofdstroom (oever)

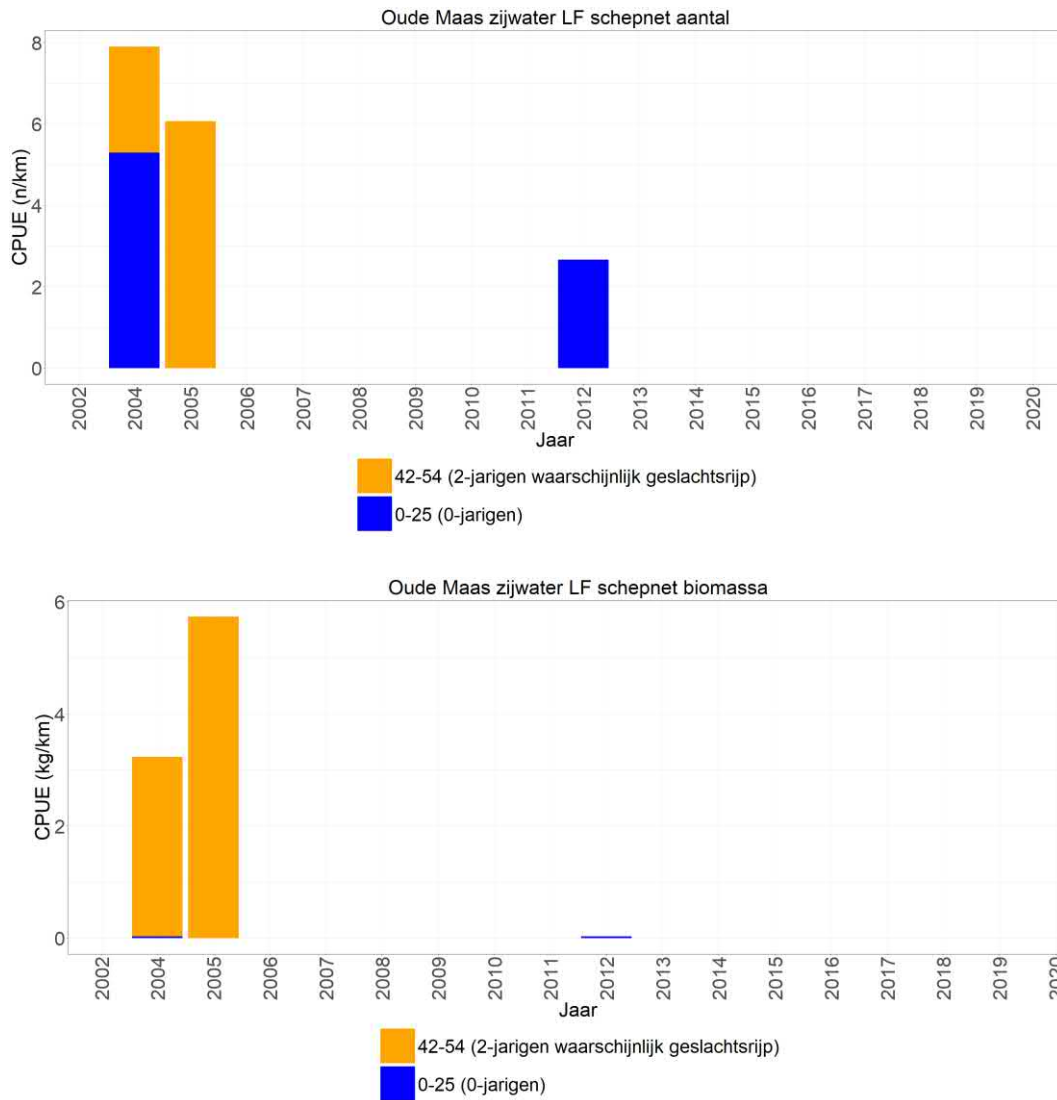
Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is voornamelijk alleen in de begin jaren van de monitoring gevangen. De aantallen worden door nuljarigen gedomineerd, de biomassa door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.66, rechts).

4.2.2.26.3 Zijwateren (oever)

Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is alleen in 2004, 2005 en 2012 gevangen. De aantallen en biomassa worden door meerjarige snoekbaars gedomineerd (Figuur 4.67).



Figuur 4.66 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Oude Maas.



Figuur 4.67 Gemiddelde CPUE (n/km-kg/km bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met het elektroschepnet in de zijwateren van de Oude Maas.

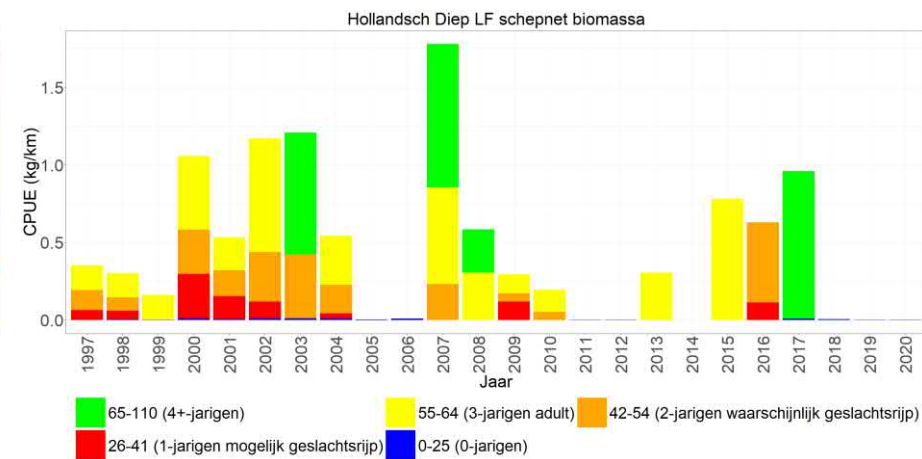
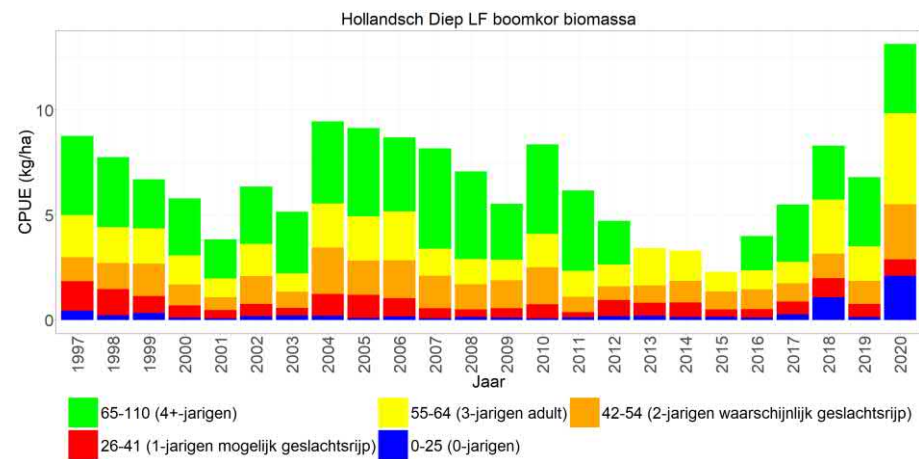
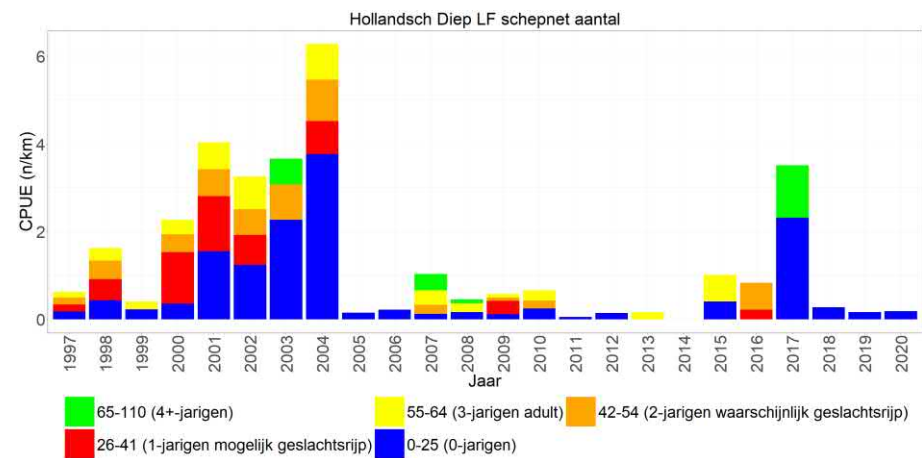
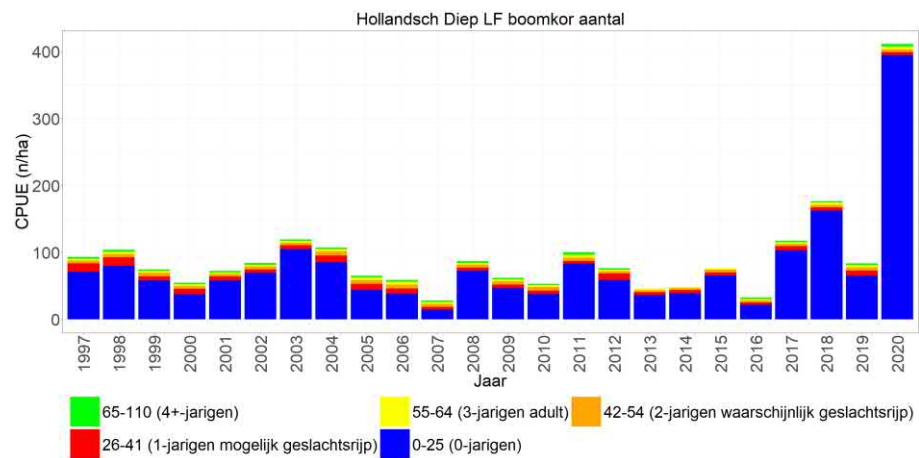
4.2.2.27 Hollandsch Diep

4.2.2.27.1 Hoofdstroom

Snoekbaars in de hoofdstroom van het Hollandsch Diep laat een relatief stabiel beeld zien, zowel qua aantallen als qua biomassa. Wat opvalt is dat er in 2020 de hoogste aantallen en biomassa tot nog toe zijn gevangen. De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen en de biomassa door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.68, links).

4.2.2.27.2 Oever

Het Hollandsch Diep is, net als de Nieuwe Merwede, een van de weinige wateren waar snoekbaars zich redelijk laat vangen met het elektroschepnet (Figuur 4.63, rechts). De vangsten zijn wel sterk wisselvallig waardoor een duidelijke trend niet waarneembaar is. In de begin jaren van de monitoring lijkt er wel meer te worden gevangen dan in de jaren erna. De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen en de biomassa door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.68, rechts).



Figuur 4.68 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het elektroscjepnet langs de oevers van de Hollandsch Diep.

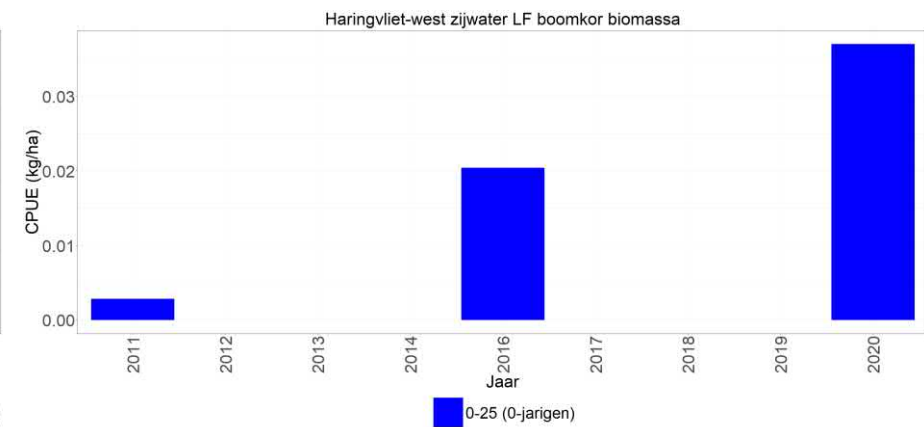
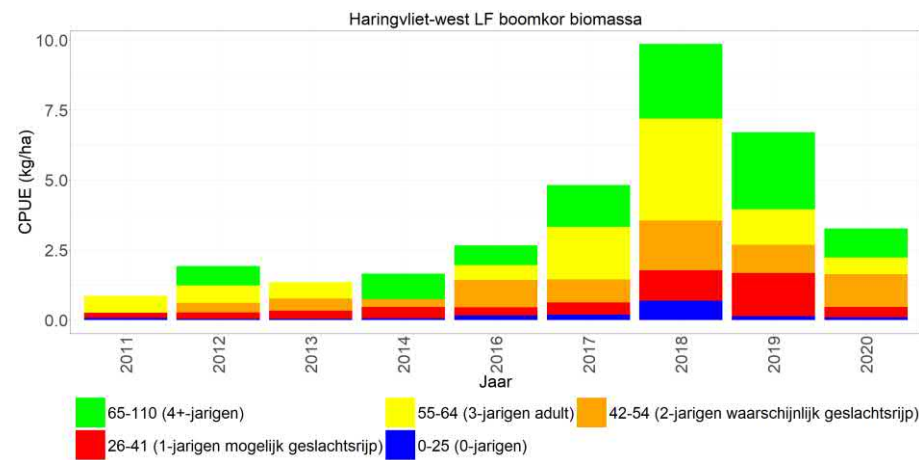
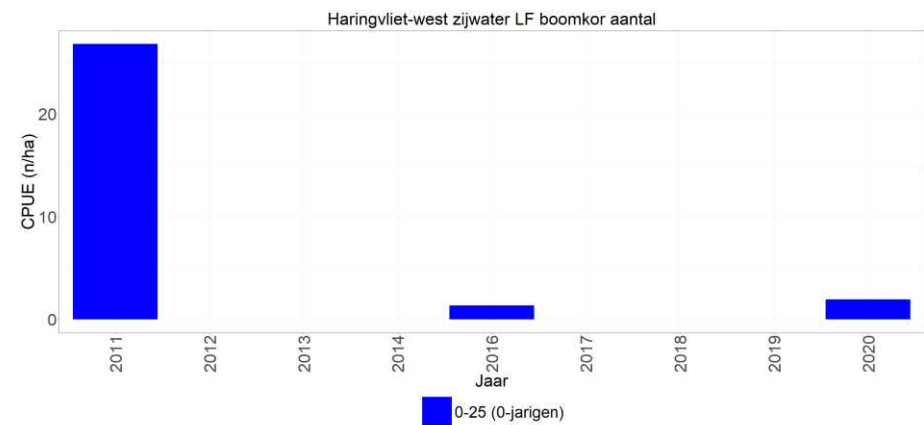
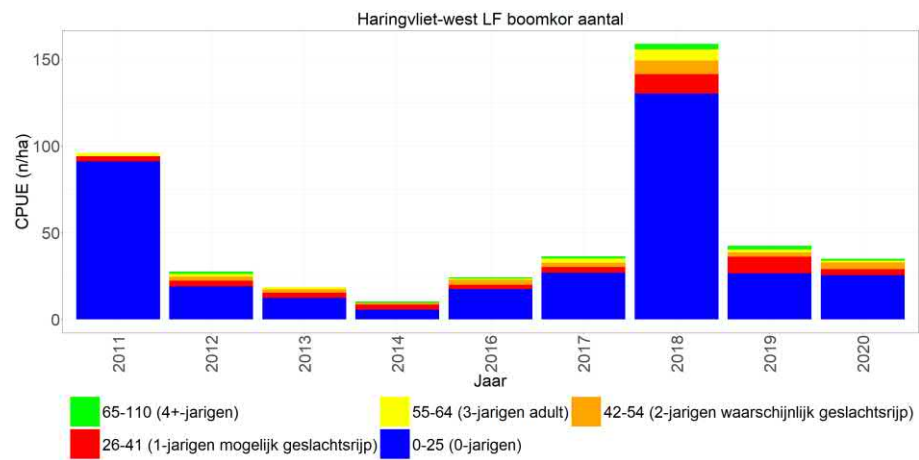
4.2.2.28 Haringvliet-West

4.2.2.28.1 Hoofdstroom (open water)

In de hoofdstroom van het Haringvliet-West wordt tot 2018 in toenemende mate snoekbaars gevangen. Na 2018 lijken de vangsten qua aantal en qua biomassa weer af te nemen. De aantallen bestaan voornamelijk uit nuljarigen en de biomassa uit meerjarige snoekbaars (Figuur 4.69, links).

4.2.2.28.2 Zijwater (open water)

In het zijwater (jachthaven van Stellendam) wordt in enkele jaren alleen nuljarige snoekbaars gevangen in laag aantal en biomassa (Figuur 4.69, rechts).



Figuur 4.69 Gemiddelde CPUE (n/ha -kg/ha bevestigingsoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en in de zijwateren van het Haringvliet-West.

4.2.2.29 Volkerak

4.2.2.29.1 Hoofdstroom (open water)

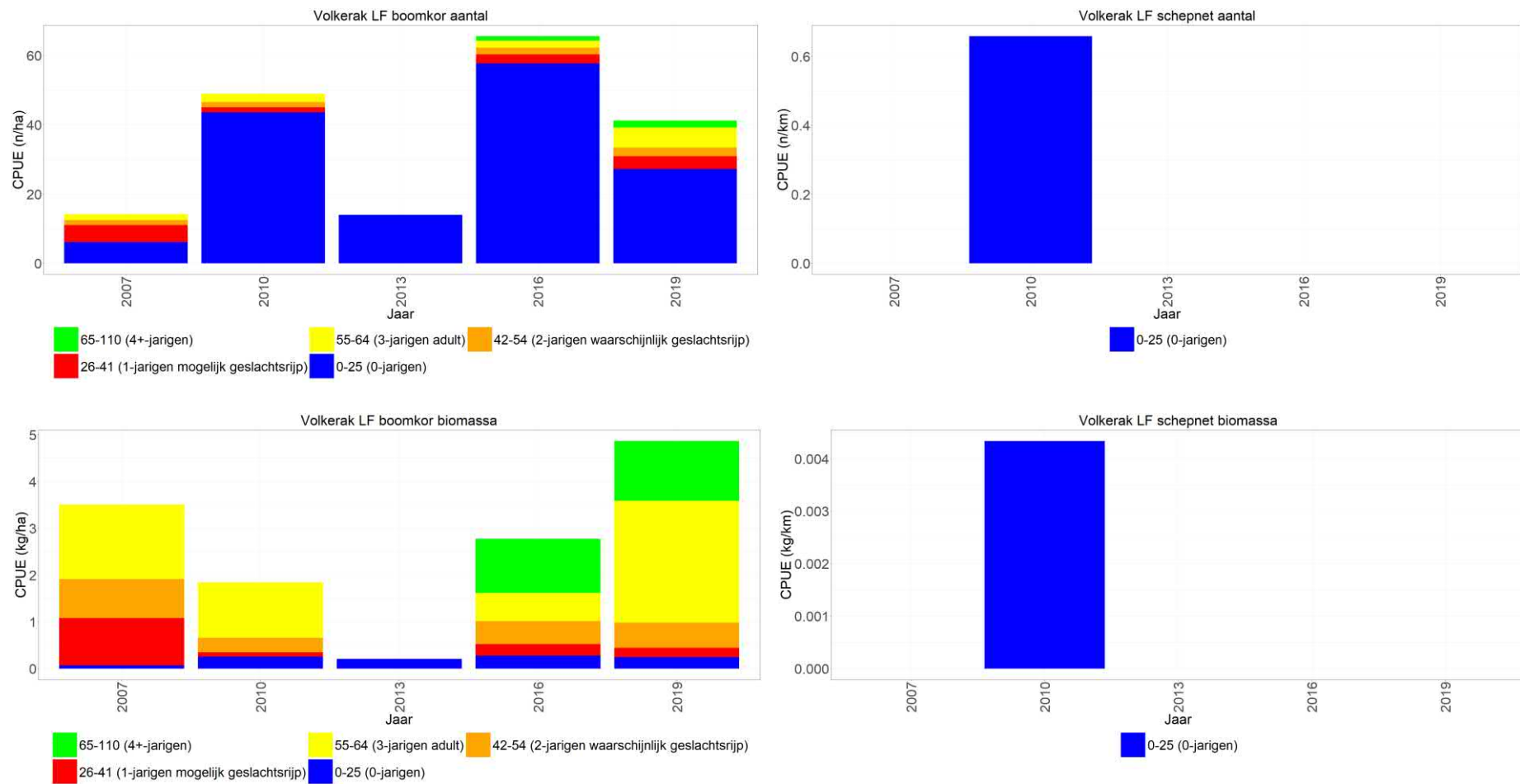
In het Volkerak worden de aantallen gedomineerd door nuljarige en de biomassa door meerjarige snoekbaars. De vangsten zijn wisselvallig en er lijkt geen duidelijke trend te zijn, alhoewel er de laatste twee monitoringsjaren relatief veel nuljarige en 4+-jarige snoekbaars is gevangen (Figuur 4.70, links).

4.2.2.29.2 Hoofdstroom (oever)

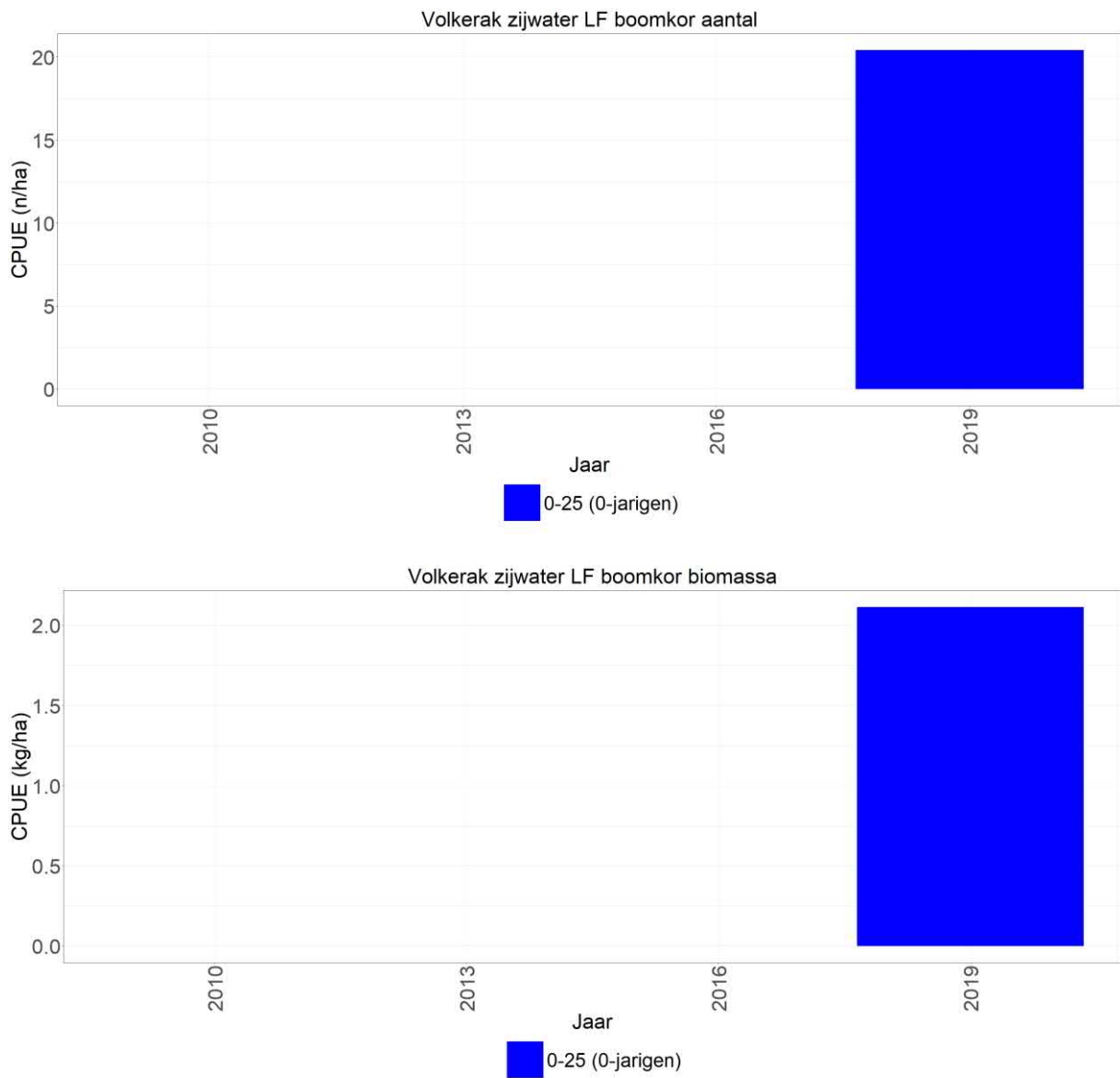
Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is alleen in 2010 gevangen. De aantallen en biomassa worden door nuljarigen gedomineerd (Figuur 4.70, rechts).

4.2.2.29.3 Zijwater (open water)

In het zijwater (sluizencomplex) van het Volkerak is met de boomkor alleen in 2019 snoekbaars gevangen waarbij de vangst uitsluitend uit nuljarigen bestond (Figuur 4.71). Met het elektroschepnet is geen snoekbaars gevangen.



Figuur 4.70 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Volkerak.



Figuur 4.71 Gemiddelde CPUE (n/ha en kg/ha bevist oppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in de zijwateren het Volkerak.

4.2.2.30 Zoommeer

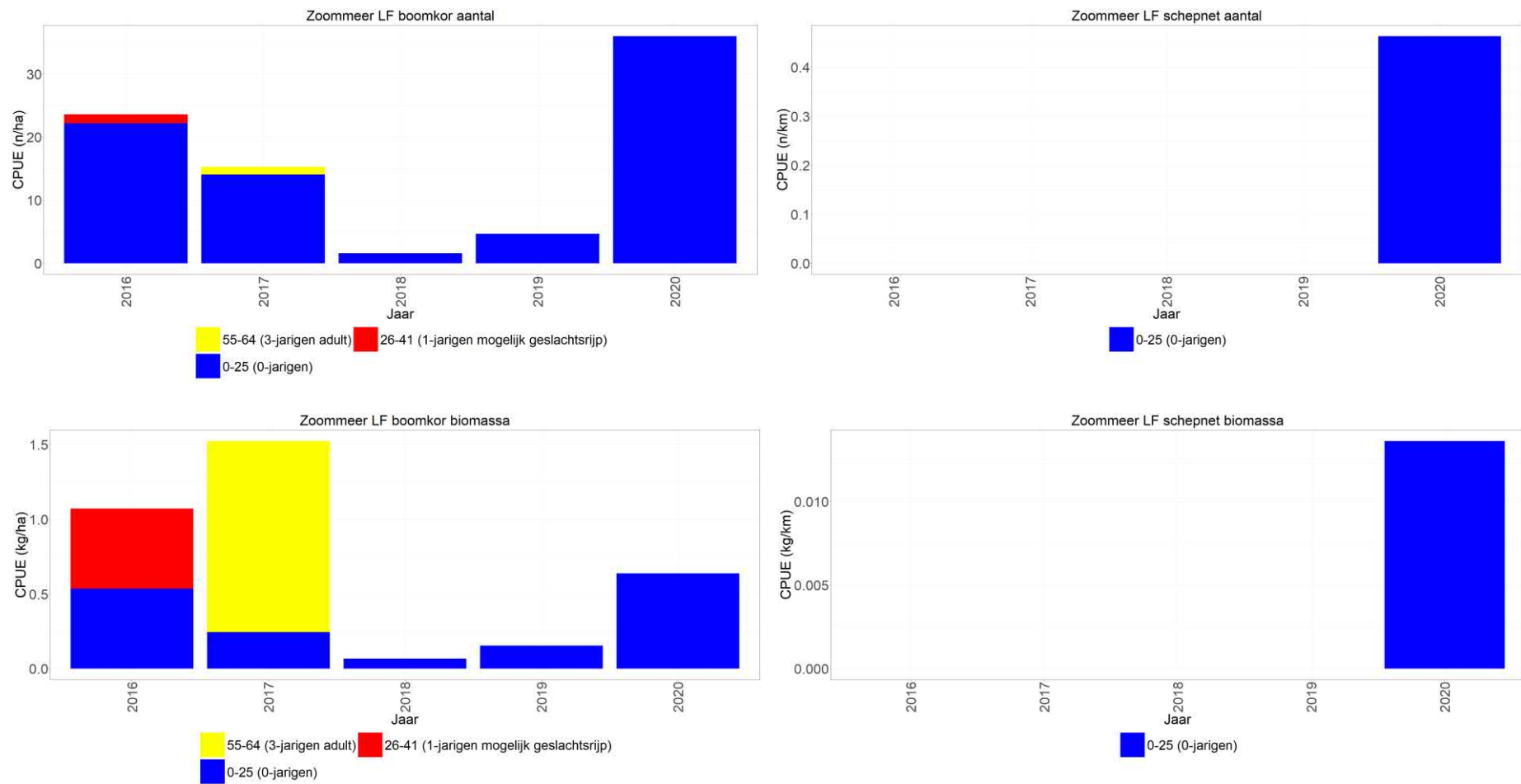
4.2.2.30.1 Hoofdstroom (open water)

In het Zoommeer worden de aantallen en biomassa gedomineerd door nuljarigen. De vangsten zijn wisselvallig en er lijkt geen duidelijke trend te zijn (Figuur 4.72, links).

4.2.2.30.2 Hoofdstroom (oever)

Snoekbaars wordt slecht gevangen met het elektroschepnet en is alleen in 2020 gevangen. De aantallen en biomassa worden door nuljarigen gedomineerd (Figuur 4.70, rechts).

In de zijwateren is geen snoekbaars gevangen.



Figuur 4.72 Gemiddelde CPUE (n/km-n/ha en kg/km-kg/ha bevistoppervlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en met het electroschepnet langs de oevers van de Zoommeer.

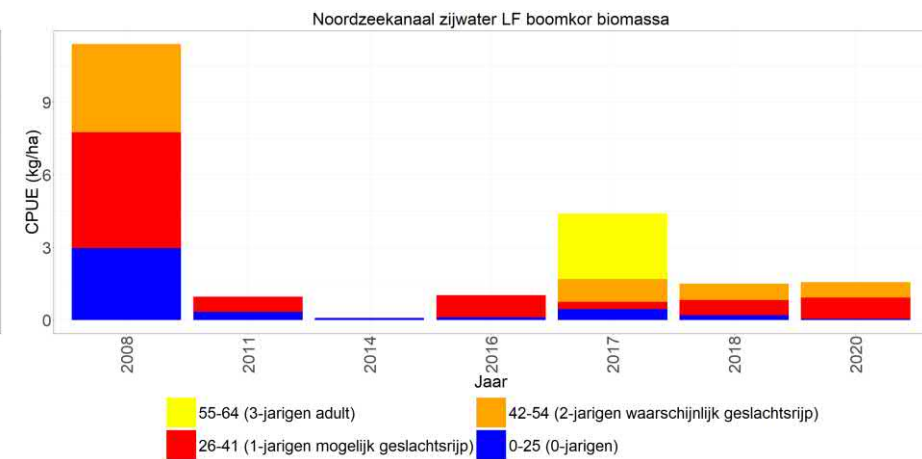
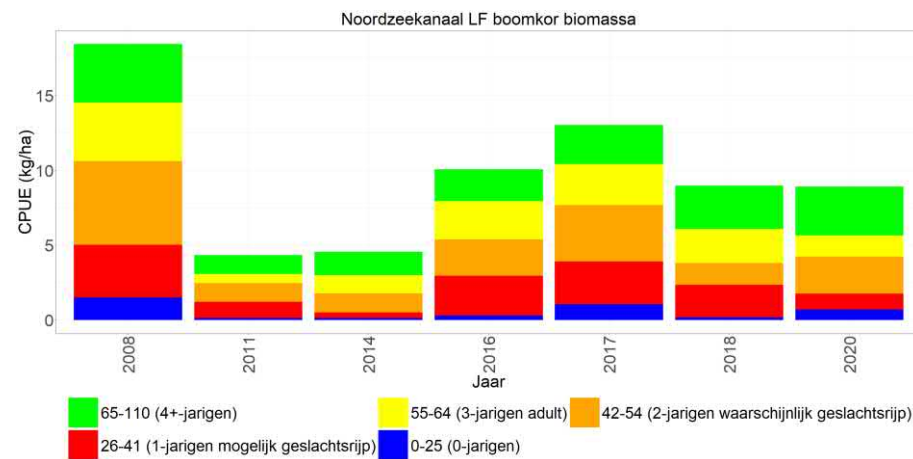
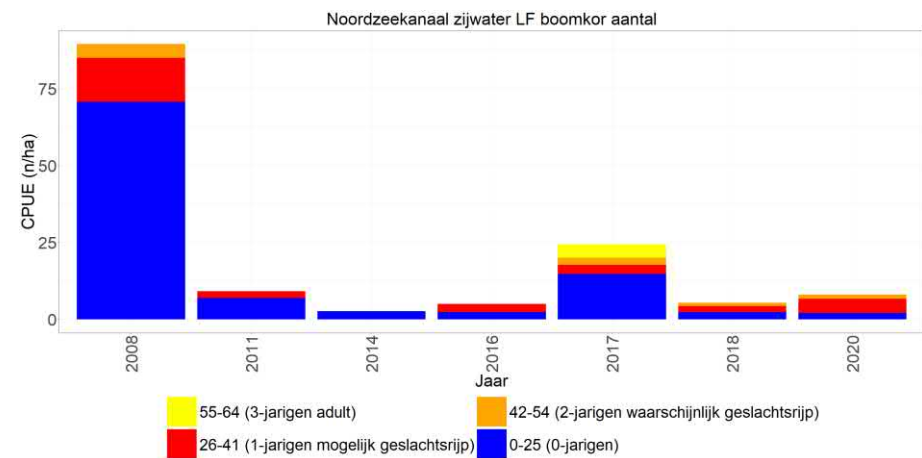
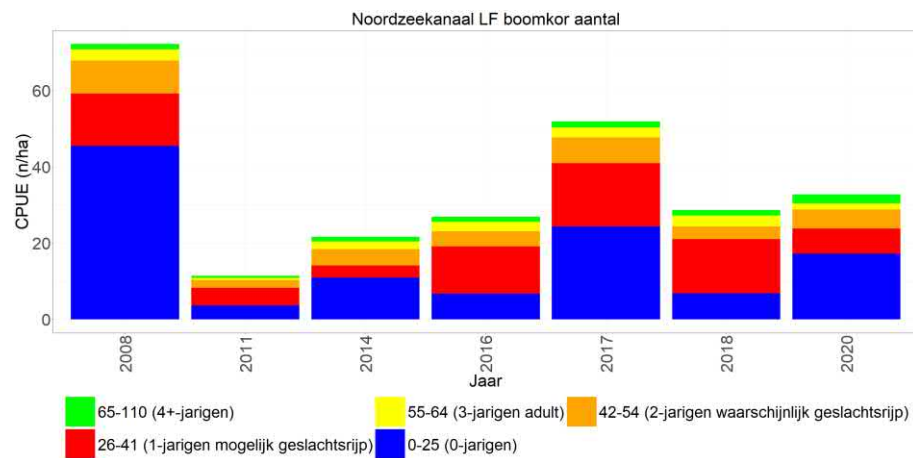
4.2.2.31 Noordzeekanaal

4.2.2.31.1 Hoofdstroom (open water)

In de hoofdstroom van het Noordzeekanaal wordt snoekbaars goed gevangen, de aantallen en de biomassa van snoekbaars lijken sinds 2011 gestaag toe te nemen. De aantallen worden door zowel nuljarigen als 1-jarige snoekbaars gedomineerd en de door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.73, links). Opvallend zijn de hoge vangsten van snoekbaars in 2008 in zowel de hoofdstroom als de zijwateren.

4.2.2.31.2 Zijwateren (open water)

In de zijwateren van het Noordzeekanaal lijkt snoekbaars niet beter te worden gevangen dan in de hoofdstroom. Er zijn opvallend hoge vangsten in 2008 en daarna lijkt er geen duidelijke trend in de vangsten zijn en lijken deze relatief stabiel. De aantallen worden gedomineerd door nuljarigen en de biomassa door meerjarige snoekbaars (Figuur 4.73, rechts).



Figuur 4.73 Gemiddelde CPUE (n/ha-kg/ha bevestigingsvlak) per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor in het open water en in de zijwateren van het Noordzeekanaal.

4.2.2.32 Westerschelde

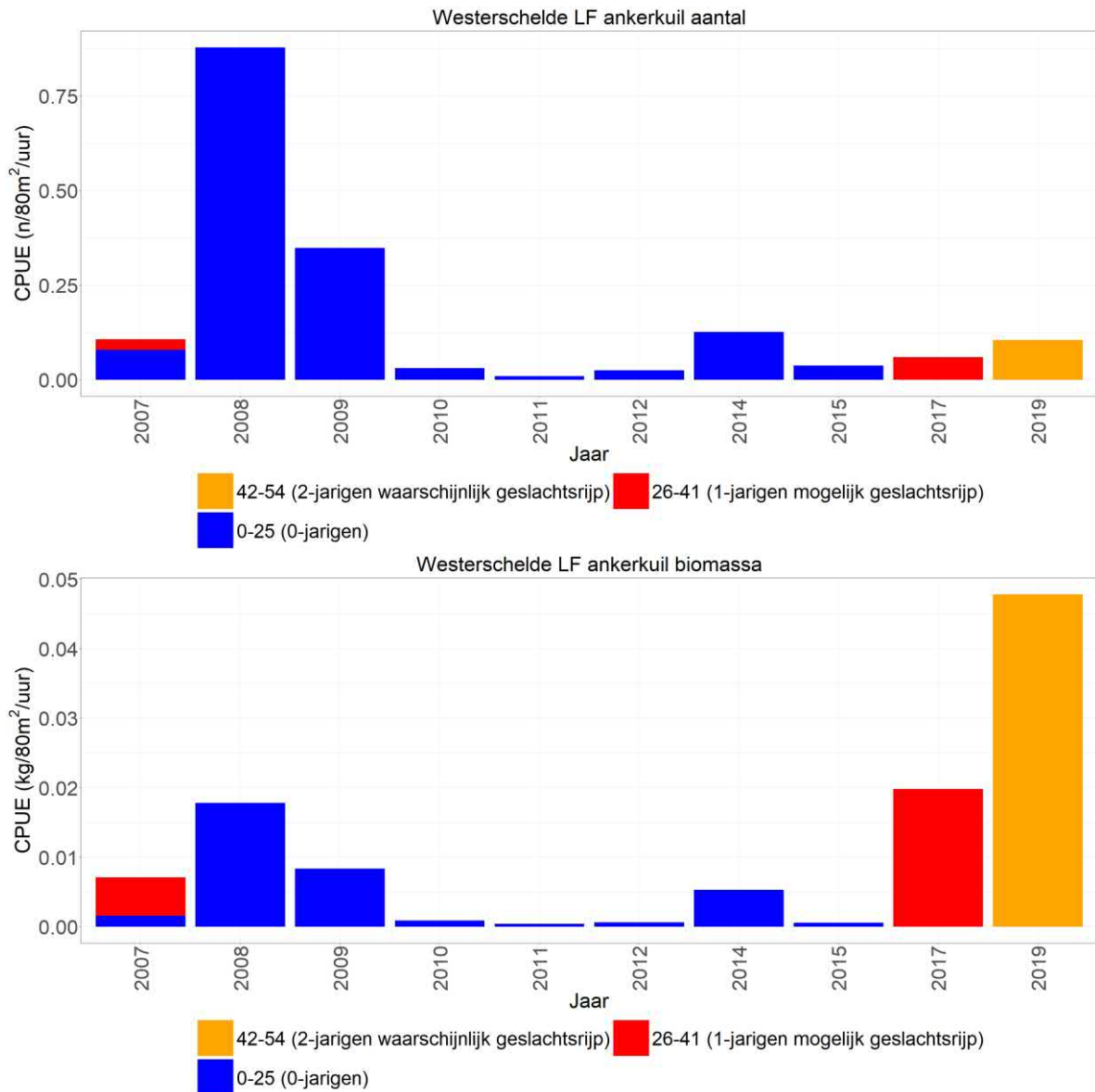
4.2.2.32.1 Ankerkuil

In de Westerschelde wordt bijna ieder jaar wat snoekbaars gevangen. Deze wordt hoofdzakelijk bij de Schaar van Valkenisse gevangen, de meest stroomopwaartse bemonsteringslocatie. De vangsten zijn erg laag en bestaat voornamelijk uit nuljarigen, er is dan ook geen duidelijke trend waarneembaar (Figuur 4.74).

4.2.2.32.2 DFS

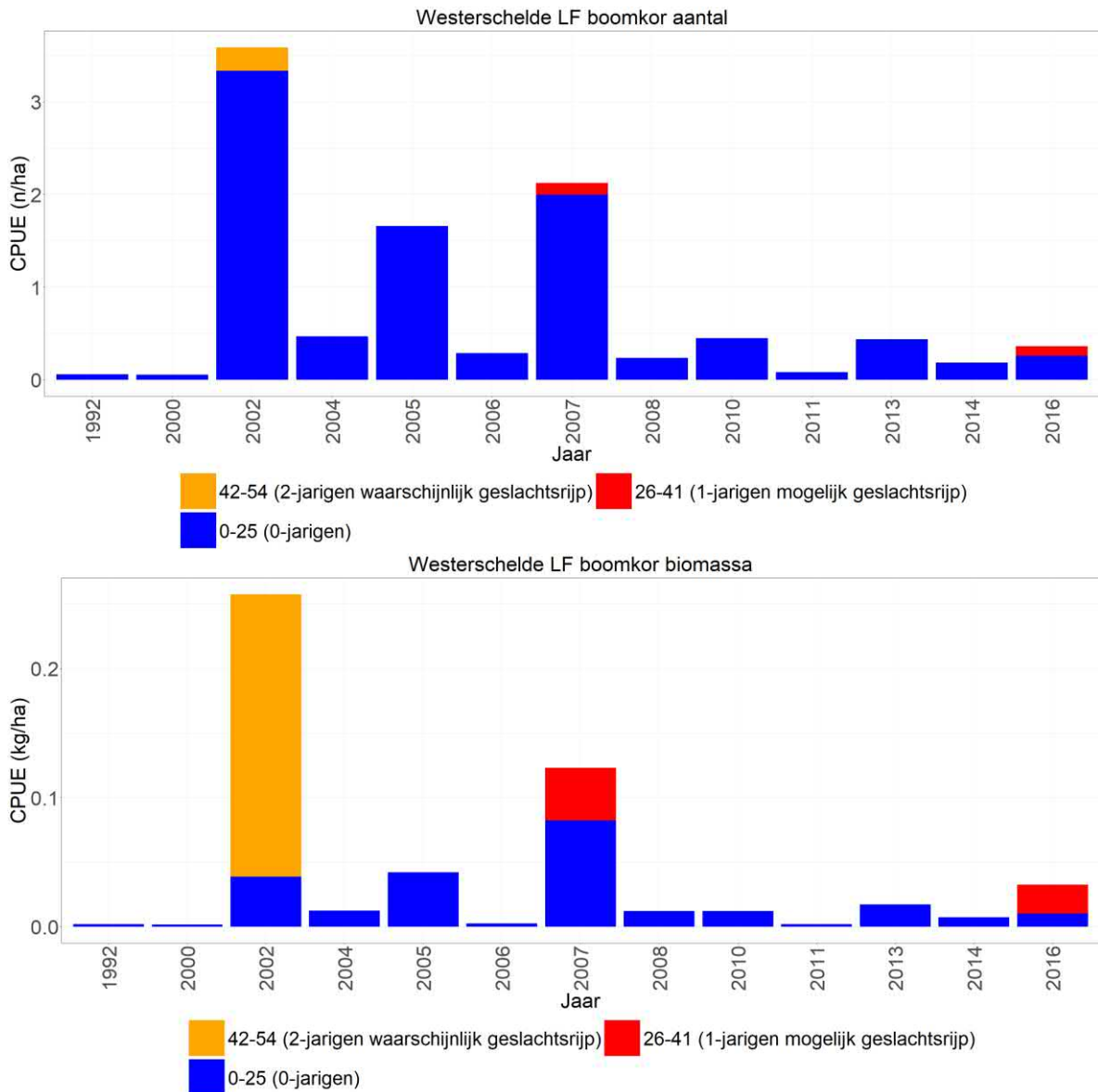
Sinds 1992 wordt er in de Westerschelde tijdens de DFS af en toe snoekbaars gevangen waarbij er bijna jaarlijks snoekbaars werd gevangen in de periode 2000-2016. Snoekbaars wordt hoofdzakelijk stroomopwaarts gevangen ten oosten van de Schaar van Valkenisse ten noorden van het verdronken land van Saeftinghe en vlak voor Bathse spuisluis. Dit zal dus waarschijnlijk deels uitgespoelde snoekbaars betreffen. De vangsten zijn erg laag en bestaat voornamelijk uit nuljarigen, er is dan ook geen duidelijke trend waarneembaar (Figuur 4.75).

Westerschelde open water



Figuur 4.74 Gemiddelde CPUE per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de ankerkuil ($n/80m^2/uur$ - $kg/80m^2/uur$) in de Westerschelde tijdens de monitoring van 2007-2019. In 2010 is er niet bemonsterd, en ook niet in het voorjaar van 2020 (valt onder 2019 in grafiek).

Westerschelde open water



Figuur 4.75 Gemiddelde CPUE per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de boomkor (n/ha-kg/ha) in de Westerschelde tijdens de DFS-monitoring van 1992-2020.

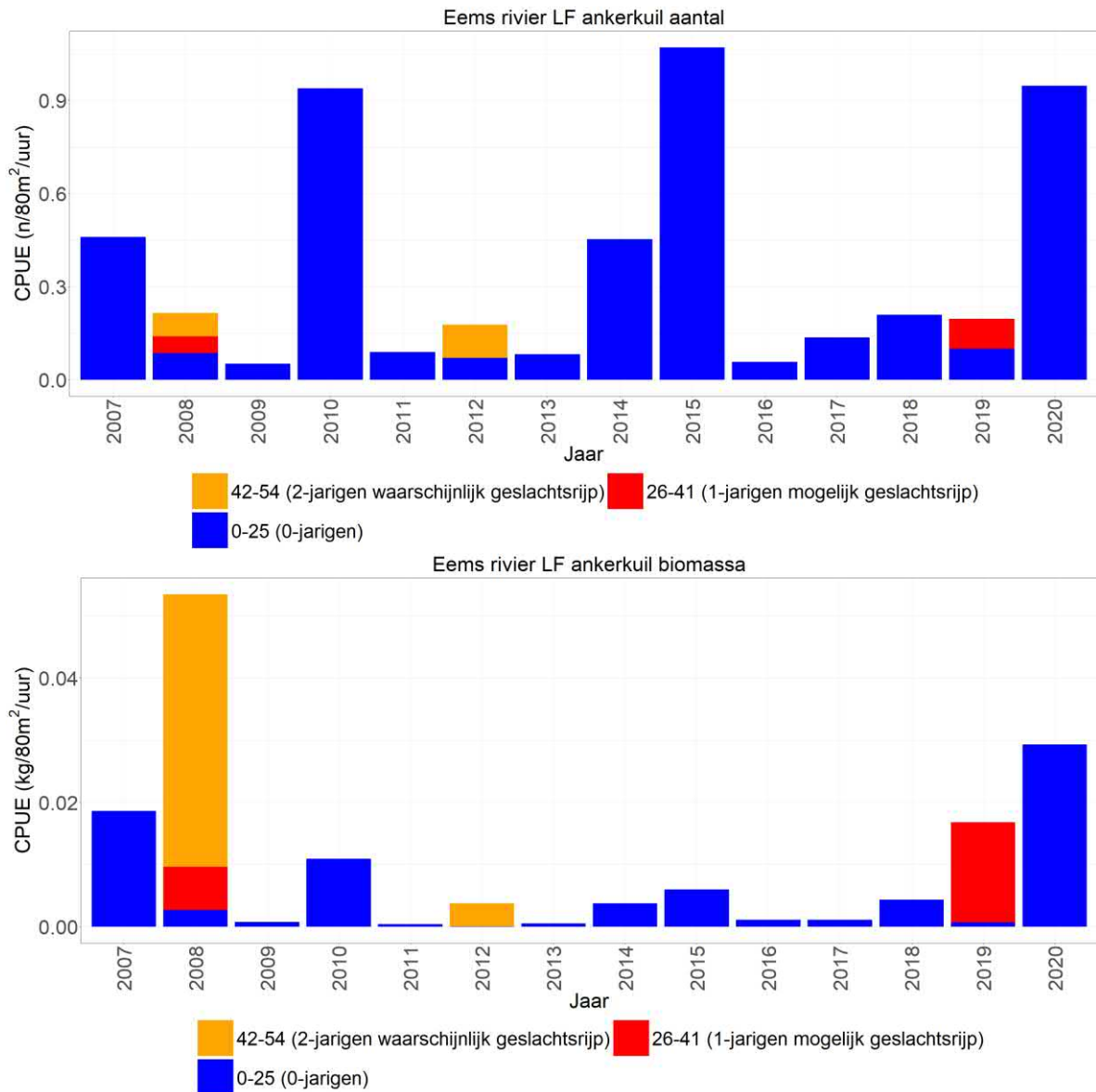
4.2.2.33 Eems

4.2.2.33.1 Ankerkuil

Snoekbaars wordt hoofdzakelijk in de Eems rivier gevangen (Terborg) tijdens de ankerkuil bemonstering (i.v.m. het Eems estuarium). Dit is de meest stroomopwaartse locatie. De vangsten zijn erg laag en bestaan voornamelijk uit nuljarigen, er is dan ook geen duidelijke trend waarneembaar (Figuur 4.76).

Tijdens de DFS is maar 1 enkele keer snoekbaars in het Eems estuarium gevangen (niet weergegeven).

Eems rivier



Figuur 4.76 Gemiddelde CPUE per jaar met lengteverdeling (cm) van snoekbaars gevangen met de ankerkuil (n/80m²/uur-kg/80m²/uur) in de Eems rivier van het Eems estuarium (gecombineerd) tijdens de monitoring van 2007-2020.

4.2.3 Discussie

4.2.3.1 Bestandsverzicht

De hoeveelheden snoekbaars lijken in de meeste KRW-lichamen door de jaren heen erg te variëren, zonder een duidelijke trend. Snoekbaars staat bekend om grote natuurlijke fluctuaties in jaarklasse sterktes die temperatuur gerelateerd en soms cyclisch en van aard lijken te zijn (Carlander 1945, Lappalainen & Lehtonen 1995, Pekcan-Hekim et al., 2011). In sommige KRW-lichamen zijn duidelijke perioden van jaren met hoge vangsten afgewisseld door jaren met lage vangsten te zien. In meerdere KRW-lichamen was 2011-2014 een periode met lage vangsten. Bijvoorbeeld in het IJsselmeer was er toen een sterke afname van meerjarige snoekbaars. In recentere jaren wordt de meerjarige snoekbaars weer wat meer gevangen in het IJsselmeer. In het Markermeer zijn in de laatste paar jaar zelfs de hoogte biomassa vangsten gedaan sinds het begin van de monitoring in 1989 door een toename van de vangsten van meerjarige snoekbaars.

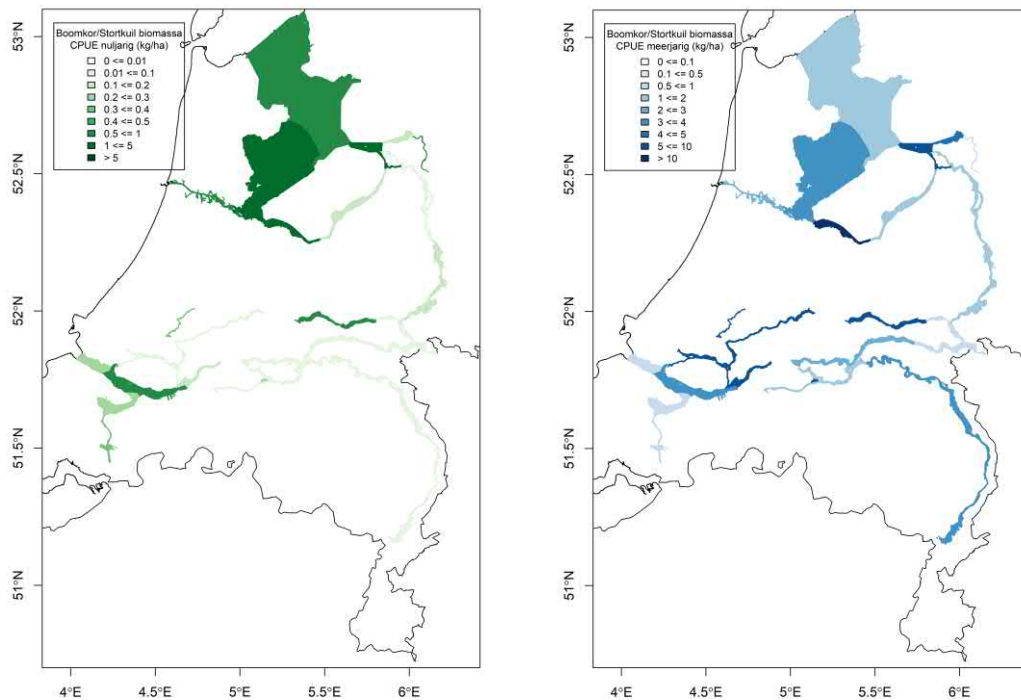
Snoekbaars wordt in veel lagere hoeveelheden gevangen dan witvis en komt niet in alle KRW-lichamen even veel voor. Naast het IJssel- en Markermeer komt er relatief veel snoekbaars voor in de Randmeren maar ook in de Benedenrivieren. De visstand van de Benedenrivieren lijkt redelijk goed te zijn, blijkt ook uit recent onderzoek naar de visstand in dit gebied (Vrooman et al., 2021). Snoekbaars hoeveelheden laten in de Benedenrivieren een stabiel beeld zien met relatief hoge vangsten of een toename in de laatste jaren. Ook zien we in het Noordzeekanaal een toename van snoekbaars in alle leeftijdscategorieën. Hierbij moet wel in acht worden genomen dat het om hogere vangsten in de afgelopen 2-4 jaar gaat (korte tijdspanne) wat simpelweg ook het effect van goede jaarklassen kan zijn. Het is dus niet met zekerheid te zeggen dat er daadwerkelijk herstel/een toename ingezet is. Het is nog onduidelijk wat de reden is van dit "contrast" met andere KRW-lichamen.

Voornamelijk bij de monitoringen die nog niet zo lang lopen (vanaf 2010-2016), en die niet jaarlijks worden uitgevoerd, is het beeld dat snoekbaars geeft vaak sterk wisselvallig of stabiel. Dit komt voornamelijk door de korte tijdreeks of de langere tijdsintervallen tussen bemonsteringsjaren waardoor een duidelijke trend (nog) niet zichtbaar is. De aantallen van de snoekbaars worden meestal gedomineerd door nuljarige snoekbaars terwijl de biomassa meestal gedomineerd wordt door meerjarige snoekbaars. Dit ligt in de lijn der verwachting. Ook zien we dat snoekbaars hoeveelheden in de meeste KRW-lichamen hoger zijn in de zijwateren dan in de hoofdstroom, dit zal voornamelijk gerelateerd zijn aan de habitat geschiktheid voor snoekbaars van de zijwateren.

Om een overzicht te krijgen in welke KRW-lichamen recent relatief veel snoekbaars gevangen wordt, zijn er twee overzichtskaarten gecreëerd. Deze geven de gemiddelde biomassa snoekbaars van de afgelopen 6 jaar in de hoofdstroom (boomkor) weer, voor zowel nuljarige als meerjarige snoekbaars (Figuur 4.77). Voor de Randmeren is de stortkuil in plaats van de wonderkuil geselecteerd aangezien hier meer data beschikbaar was dan van de wonderkuil. Alhoewel de vangsten van zowel de boomkor als de stortkuil beide zijn omgerekend naar kg/ha, kunnen deze waarden vanwege het verschil in vangtuig niet direct met elkaar vergeleken worden. Daarnaast kunnen verschillende gebieden ook verschillende vangstefficiënties hebben doordat sommige type rivieren (bv. rivieren met kribben) moeilijker te bemonsteren zijn dan anderen waardoor de verschillende CPUE's soms meer een indicatie zijn van de vangbaarheid dan van de dichtheid van snoekbaars in een gebied.

Wat opvalt is dat biomassa van zowel nuljarige als meerjarige snoekbaars in de hoofdstroom van de Randmeren relatief hoog is. Hoewel een directe vergelijking met de andere KRW-lichamen niet toepasbaar is, is dit wel een indicatie dat de snoekbaars goed wordt gevangen in deze gebieden. Daarnaast valt op dat de biomassa van zowel nuljarigen als meerjarige snoekbaars in het open water van het Markermeer relatief hoog is t.o.v. van het IJsselmeer. Andere KRW-lichamen die in dit verband opvallen zijn degene die vallen onder de Benedenrivieren waar zowel nuljarige maar met name meerjarige snoekbaars goed gevangen wordt. Een ander KRW-lichaam dat opvalt is de Getijden Lek waarin de hoofdstroom relatief veel nuljarigen als meerjarige snoekbaars voorkomt. Andere KRW-lichamen vallen juist op door de relatief lage biomassa van snoekbaars. Zo komt nuljarige snoekbaars

nauwelijks voor in de bovenlopen van de rivieren verder stroomopwaarts en de (zoute) overgangswateren (m.u.v. het Noordzeekanaal).



Figuur 4.77 Gemiddelde cpue (kg/ha-kg/km) van de biomassa van nuljarige (groen) en meerjarige (blauw) snoekbaars in de periode 2015-2021 per KRW-lichaam gevangen in de hoofdstream met de boomkor of de storkuil. NB de waarden van de Randmeren kunnen niet direct met de andere KRW-lichamen vergeleken worden i.v.m. het verschil in vangtuig, daarnaast hebben de verschillende kaarten verschillende legenda's en zijn de zijwateren niet in deze kaarten meegenomen. Daarnaast kunnen verschillende gebieden ook verschillende vangstefficiënties hebben doordat sommige type rivieren (rivieren met kribben) moeilijker te bemonsteren zijn dan anderen.

Aan het begin van dit hoofdstuk (paragraaf 4.2.1.4) is een aantal bedreigingen voor de snoekbaars aangekaart welke allemaal van invloed geweest kunnen zijn op de fluctuaties in de bestanden.

4.2.3.2 Oligotrofiëring

De oligotrofiëring die samen gaat met de afname van fosfaten en fytoplankton in de Nederlandse rivieren (RIVM 2017) kunnen voor een voedselschaarste gezorgd hebben voor alle witvisstanden in de Nederlandse wateren. Aangezien de piscivore snoekbaars hiervan deels afhankelijk is en daarnaast een habitat voorkeur heeft voor troebel water zouden deze ontwikkelingen ongunstig kunnen zijn voor snoekbaars.

4.2.3.3 Visserij

Afname van oudere snoekbaars zou op het IJssel-/Markermeer ook veroorzaakt kunnen zijn door de visserij, aangezien deze zich voornamelijk richt op de meerjarige snoekbaars met een minimumlengte van 42 cm. Op de rivieren wordt er ook op snoekbaars gevist. Het is onduidelijk hoeveel vissers nog actief op snoekbaars vissen op de grote rivieren; een aantal vissers lijkt zich alleen in de wintermaanden te richten op pootvis zoals blankvoorn en brasem (van Rijssel et al., 2019). De visserijdruk op snoekbaars in het IJssel-/Markermeer zou sinds het visserijseizoen 2014/2015 deels afgenomen moeten zijn vanwege de visserijbeheer-maatregelen.

4.2.3.4 Competitie

Alhoewel competitie tussen snoekbaars en andere piscivore soorten niet erg sterk lijkt te zijn, heeft Gertzen (2016) gevonden dat er in het Duitse gedeelte van de Rijn tussen juveniele snoekbaars en invasieve grondelsoorten zoals de zwartbekgrondel zeker een sterke mate van voedselcompetitie kan zijn. Uit deze studie bleek dat zowel baars als snoekbaars in het juveniele stadium competitief inferieur waren aan de invasieve grondelsoorten die het meest competitief waren van alle onderzochte vissoorten. Dit resulteerde in voedseltekorten voor jonge snoekbaars in het stadium waarin ze nog geen vis eten.

Voor snoekbaars in het IJssel-/Markermeer lijkt dit niet of minder het geval te zijn. Schilder (2017) heeft naar maaginhouden van de snoekbaars en de zwartbekgrondel gekeken die zijn verzameld tijdens de open-waterbemonstering in oktober-december 2016. Bij deze studie was er nauwelijks overlap in het dieet van de zwartbekgrondel en de snoekbaars wat betreft bentische macro-evertebraten. Dit lijkt competitie voor deze periode in dit specifieke jaar uit te sluiten. Het voorkomen van competitie op de rivieren zou ook aan de orde kunnen zijn.

5 Ecologische kwaliteitsratio's

5.1 Inleiding

De Kaderrichtlijn Water (KRW) beoogt onder meer de bescherming en verbetering van aquatische ecosystemen en duurzaam gebruik van water te bewerkstelligen (STOWA, 2018). Het doel van de KRW is een 'goede toestand' te bereiken voor alle wateren. Voor deze beoordeling wordt aan de hand van Ecologische Kwaliteit Ratio's (EKR) de staat van de Nederlandse wateren vergeleken met de staat van een vergelijkbaar type water waar menselijke invloeden niet of in zeer beperkte mate aanwezig zijn (geweest). Deze laatste situatie geldt als een referentie die is gelijkgesteld aan een 'zeer goede toestand' van het water. De meeste waterlichamen in Nederland zijn niet meer natuurlijk, maar zijn in de loop der tijd sterk veranderd of zelfs kunstmatig aangelegd. Voor natuurlijke watertypen ligt de norm bij de (ondergrens van de) kwaliteitsklasse Goede Ecologische Toestand (GET). Aangezien watertypen in meerdere regio's voor kunnen komen, zijn de doelstellingen voor natuurlijke wateren landelijk opgesteld met referentieniveau (ZGET) en doel (GET).

Omdat de wateren in Nederland veelal kunstmatig of sterk veranderd zijn, is voor deze niet-natuurlijke wateren een Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) gesteld. Dit is het hoogste niveau waar het Goed Ecologisch Potentieel (GEP) een afgeleide van is (Tabel 5.1 & STOWA, 2018 voor verdere achtergrondinformatie). Ecologische Toestand is ingedeeld in vijf klassen, Ecologisch Potentieel heeft vier klassen, waarvan 'GEP en hoger' het hoogste niveau is. De doelscore (GEP) verschilt per waterlichaam en wordt vastgesteld door de beheerder.

Tabel 5.1. De vijf klassen van de maatlat van natuurlijke watertypen en de vier klassen van de maatlat van sterk veranderde en kunstmatige wateren met bijbehorende kleurcodering (STOWA 2018).

EKR-score natuurlijke watertype / waterlichamen

- 0.0 – 0.2 = slecht
- 0.2 – 0.4 = ontoereikend
- 0.4 – 0.6 = matig
- 0.6 – 0.8 = goed (GET: goede ecologische toestand)
- 0.8 – 1.0 = zeer goed (ZGET: zeer goede ecologische toestand)

EKR-score kunstmatige watertype / waterlichamen

- 0.0 – 0.25 = slecht
- 0.25 – 0.5 = ontoereikend
- 0.5 – 0.75 = matig
- 0.75 – 1.0 = goed en hoger (GEP: goed ecologische potentieel)

Het vaststellen van een referentie voor de Nederlandse wateren is lastig, omdat daarvoor uitgegaan moet worden van dat er helemaal geen, of alleen in zeer geringe mate, menselijke invloeden zijn. Aangezien Nederlandse wateren sinds 1000 A.D. steeds meer onder controle van de mens zijn komen te staan, is dat een bijna onmogelijke opgave. Het was daarom noodzakelijk om een kwantificering van de referenties te baseren op een combinatie van historische gegevens, beschrijvingen van onverstoorde situatie in binnen- en buitenland, modeluitkomsten en kennis van experts (STOWA, 2018).

De rijkswateren zijn onderverdeeld in diverse waterlichamen. De rijkswateren bevatten 50 waterlichamen waarvan 19 meren (M), 16 rivieren (R), 9 kustwateren (K) en 6 overgangswateren (O). Waterlichamen en watertypen zijn als volgt gedefinieerd:

-
- **Waterlichaam.** Een onderscheiden oppervlaktewater van aanzienlijke omvang, zoals een meer, een waterbekken, een stroom, een rivier, een kanaal, een deel van een stroom, rivier of kanaal, een overgangswater of een strook kustwater.
 - **Watertype.** Elk waterlichaam heeft karakteristieke abiotische kenmerken. Deze kenmerken worden gebruikt om een waterlichaam te typeren. Belangrijke criteria hierbij zijn zoutgehalte, stroming, alkaliniteit (buffering), gemiddelde diepte, breedte of oppervlakte en bodemaard (Bijkerk, 2010).

In de rijkswateren worden de volgende watertypen onderscheiden:

- Meren (M6, M7b, M14, M20, M21a, M21b, M30 en M32).
- Rivieren (R7, R8 en R16)
- Overgangswateren (O2a en O2b)
- Kustwateren (K1, K2 en K3)

Vis is geen biologisch kwaliteitselement voor kustwateren (K, o.a. Waddenzee) en wordt daar derhalve niet beoordeeld middels de EKR-scores voor de KRW. Kustwateren worden om die reden verder buiten beschouwing gelaten in deze rapportage.

In dit hoofdstuk staan de EKR-toetswaarden voor waterlichamen in de Rijkswateren, rivieren (R), meren (M) en overgangswateren (O2), op basis van gegevens van visbemonsteringen gedurende 2006–2020. Berekeningen van EKR-scores zijn uitgevoerd met het programma Aquokit (versie 3.7.2.6 en 3.7.2.8 (deze laatste enkel voor O2a Eems), normgroep: 'KRW-maatlatten-2018 – Vis' onder normkader BKMW2009:21). De resultaten worden weergegeven als EKR-scores per waterlichaam voor de verschillende jaren. Indien in een waterlichaam een visbemonstering is uitgevoerd, kan een EKR-score berekend worden voor het jaar waarin bemonsterd is. Voor waterlichamen die niet in het bemonsteringsprogramma zijn opgenomen, moeten de EKR-scores worden overgenomen van andere waterlichamen om tot een toetsing te komen. Deze waterlichamen hebben wel een eigen vastgesteld GEP-doel. De hiervoor benodigde projectieregels zijn ingebouwd in Aquokit. De uiteindelijke beoordeling van een waterlichaam wordt gedaan door RWS met de toetsingsgegevens, door een driejarig gemiddelde te berekenen.

5.2 Opzet deelmaatlaten en berekening EKR-score

De Nederlandse wateren worden beoordeeld aan de hand van maatlaten. Maatlaten zijn een maat om de toestand van een water uit te drukken. Er wordt gebruikt gemaakt van 'KRW-maatlaten-2018 – Vis'. De maatlat 'vis' bestaat uit twee of drie deelmaatlaten. Het gemiddelde van de twee deelmaatlaten **abundantie** (a) en **soortsamenstelling** (b) vormen voor de meeste watertypen samen de beoordeling (EKR-score). Abundantie is het relatieve aandeel van een selectie van vissoorten. De soortsamenstelling (soortenrijkdom) wordt uitgedrukt als het voorkomen van vissoorten per watertype. Deze twee deelmaatlaten worden per watertype weer verder onderverdeeld in specifieke indicatoren, die kenmerkend zijn voor het type water. Deze indicatoren zijn gekozen ter indicatie van de mate van (antropogene) druk op het waterlichaam. Voor sommige watertypen geldt nog een derde deelmaatlat: **leeftijdsopbouw** (c). Voor de berekening van EKR-scores krijgt elke indicator een wegingsfactor. Voor de deelmaatlaten abundantie en soortsamenstelling wordt een afzonderlijke EKR-score berekend tussen de 0 en 1. Elke deelmaatlat levert een relatieve bijdrage aan de totale EKR-score. Een EKR-score ligt altijd tussen de 0 en 1 en geeft een relatieve score weer. Hoe lager de score, hoe minder goed een waterlichaam wordt beoordeeld ten opzichte van de bijbehorende referentie/het doel. Voor een gedetailleerde beschrijving van de deelmaatlaten en indicatoren per watertype, zie Van der Molen et al. (2016) en STOWA (2018). Voor tabellen met welke soorten tot welke indicator behoren, zie STOWA (2018), Bijlage 11.

Deelmaatlat 'abundantie'

Voor meren (M14, M20, M21) wordt de deelmaatlat onderverdeeld in vier indicatoren:

- 1) massapercentage baars en blankvoorn ten opzichte van alle eurytope vis
- 2) massapercentage brasem en karper
- 3) massapercentage plantminnende vis
- 4) massapercentage zuurstoftolerante vis

Voor M21b (IJsselmeer) is nog een vijfde indicator toegevoegd.

- 5) biomassa bot

Voor brakke tot zoute meren (M32) worden vier massafractie indicatoren berekend:

- 1) diadrome soorten zoute wateren
- 2) estuariene residente soorten
- 3) mariene juveniel/seizoensgasten
- 4) chloridetolerante soorten

Bij de grote riviertypen (R7, R8, R16) zijn de indicatoren gebaseerd op aandeelsfracties:

- 1) soortenaandeel reofiele (stroomminnende) soorten
- 2) soortenaandeel limnofiele (met een voorkeur voor binnenwater) soorten

Bij de overgangswateren bemonsterd met een kuil (O2a) zijn de indicatoren gebaseerd op soorten:

- 1) aantal spiering
- 2) aantal fint
- 2) aantal haring
- 4) aantal bot
- 5) aantal slakdolf
- 6) aantal pos

Bij de overgangswateren bemonsterd met een kor (O2b) zijn de indicatoren gebaseerd op soorten per bevestigingsoppervlakte:

- 1) aantal per oppervlakte spiering
- 2) aantal per oppervlakte fint
- 3) aantal per oppervlakte schol

-
- 4) aantal per oppervlakte wijting
 - 5) aantal per oppervlakte slakdolf
 - 6) aantal per oppervlakte bot
 - 7) aantal per oppervlakte pos

Deelmaatlat 'soortsaamenstelling'

Voor M14 en M21a zijn geen indicatoren soortenrijkdom opgenomen. Voor M21b (IJsselmeer) wordt de indicator aantal diadrome soorten uit fuikvangsten berekend:

- 1) diadrome soort rivieren (Dr)

Voor brakke tot zoute meren (M32) worden vier soortenrijkdom indicatoren berekend:

- 1) diadrome soorten zoute wateren
- 2) estuariene residente soorten
- 3) mariene juveniel/seizoensgasten
- 4) chloridetolerante soorten

Voor rivieren (R7, R8, R16) worden drie soortenrijkdom indicatoren berekend:

- 1) diadrome soorten rivieren
- 2) limnofiele soorten
- 3) reofiele soorten

Bij de overgangswateren (O2a en O2b) worden vijf soortenrijkdom indicatoren berekend:

- 1) diadrome soort zoute wateren
- 2) estuariene residente soort
- 3) mariene juveniele soorten
- 4) mariene seizoensgast
- 5) zoetwater soorten

Deelmaatlat 'leeftijdsopbouw'

Ter indicatie van het effect van visserij is bij de waterlichamen M21a en M21b een extra maatlat voor snoekbaars toegevoegd. De maatlat voor snoekbaars geeft een beeld van de verhouding ondermaatse en maatse snoekbaars. Wanneer de (naar biomassa gewogen) gemiddelde lengte kleiner is dan 37 cm, dan wordt de totale EKR-score verminderd met 0,2 (maximale aftrek). Bij 37-42 cm is er 0,15 aftrek, bij 42-50 cm 0,1 aftrek en bij 50-59 cm 0,05 aftrek. Er vindt geen aftrek plaats bij een gemiddelde lengte vanaf 59 cm, of minder dan in totaal 50 gevangen exemplaren groter dan 15 cm. Waarden op de grens worden gekoppeld aan de laagste correctie (Van der Molen et al., 2016, STOWA 2018).

De aangegeven ecologische gildes zijn gebaseerd op de KRW-systematiek en wijken voor sommige soorten af van de gildes in Bijlage 1 die gebaseerd zijn op Noble et al. (2007).

5.3 EKR-score berekening

Voor 2020 zijn de EKR-scores, evenals in voorgaande jaren, berekend met het programma Aquokit. Nu zijn voor het eerst ook de overgangswateren O2a opgenomen. Om tot een deelmaatlatscore en EKR-score te komen, wordt elke individuele indicator vermenigvuldigd met een vastgestelde wegingsfactor (zie hoofdstuk 5.8 en STOWA, 2018, bijlage 11). De totale EKR-score per waterlichaam wordt als volgt berekend:

Zoete en brakke meren (M14, M20, M32):

$$\text{EKR} = \sum(\text{wegingsfactor} * \text{score indicator})$$

Zoete meren (M21a en M21b):

$$\text{EKR} = \sum(\text{wegingsfactor} * \text{score indicator}) - \text{evt. aftrek score leeftijdsopbouw snoekbaars (max 0.2 EKR)}$$

Rivieren (R7, R8, R16) & overgangswateren (O2a, O2b):

$$\text{EKR} = ((\sum(\text{wegingsfactor} * \text{score indicator abundantie})) + (\sum(\text{wegingsfactor} * \text{score indicator soort samenstelling}))) / 2$$

Voorbeeld: Een rivier heeft twee indicatoren voor de deelmaatlat abundantie en drie indicatoren voor de deelmaatlat soort samenstelling. Voor beiden deelmaatlaten wordt de deelmaatlatscore berekend uit de som van de indicatoren*wegingsfactor voor die indicator. Vervolgens wordt over beide berekende deelmaatlatscores het gemiddelde bepaald en dit vormt de uiteindelijke EKR-score. Deze worden vergeleken met het gestelde doel (GEP of GET).

5.4 Selectie gegevens

Om tot een juiste beoordeling van de vispopulatie te komen, worden de waterlichamen gemonitord. Grofweg zijn de monitoringsprogramma's onderverdeeld in een *actieve monitoring* (met actieve tuigen) en een *passieve monitoring* (met passieve tuigen). In Deel II van dit rapport (Van Keeken et al., 2021) wordt uitgebreider ingegaan op alle monitoringsprogramma's.

De actieve monitoring wordt gebruikt voor de inschatting van het voorkomen van vissen (aantallen per soort). De actieve monitoring bestaat uit vangsten met de boomkor, stort- en wonderkuil (M14), ankerkuil (O2a) in het open water en met het elektroschepnet en zegen bij de oevers.

Per waterlichaam is, indien relevant, een verdeelsleutel toegepast tussen de oever en het open water naar rato hectare, waarbij het open water het grootste deel uitmaakt (Bijlage 4). Enkel voor de Grensmaas, waar alleen met elektroschepnet gevist wordt, wordt hiervan afgeweken en wordt met 100% oeveroppervlakte gerekend. Zijwateren worden voor de EKR-analyse niet als apart waterdeel meegenomen, maar trekken uitgevoerd in zijwateren worden ingedeeld naar 'open' of 'oever' aan de hand van het gebruikte vistuig. Deze verdeelsleutel is in het verleden opgesteld en wordt jaarlijks gelijk gehouden.

Bij de actieve bemonstering van de rivieren, maar ook meren M20 en M32, wordt gerekend met winterhalfjaren. Een winterhalfjaar houdt in dat er voor een beoordeling van bijvoorbeeld het jaar 2020, geput wordt uit vangstgegevens van het najaar van 2019 en het voorjaar van 2020. Tot verleden jaar (2019) werd in de opwerking het voorjaar gehanteerd als weergegeven jaar, waardoor in het voorbeeld hierboven het najaar 2019 en voorjaar 2020 dan monitoringsjaar 2020 werden. Met ingang van dit jaar (2020) is besloten om echter het jaar dat de vissen geboren zijn aan te houden als monitoringsjaar. Het najaar 2019 en voorjaar 2020 krijgen dan monitoringsjaar 2019. Omdat deze omzetting nog niet in Aquokit kon worden opgenomen in het voorjaar van 2020, zijn in de invoergegevens het monitoringsjaar van de actieve monitoringsgegevens aangepast naar een jaar eerder.

Naast gegevens van de actieve monitoring worden ook gegevens van de passieve monitoring gebruikt bij het berekenen van EKR-scores. De passieve monitoring wordt aanvullend op de actieve monitoring gebruikt voor de deelmaatlat 'soortsamenstelling' (aanwezigheid of afwezigheid van soorten) bij R7, R8, R16 en O2b, en voor M21b voor soortenrijkdom diadrome vissen. De passieve monitoring heeft immers een grotere kans op vangst van soorten die slechts periodiek of in kleinere aantallen voorkomen in het water, zoals bijvoorbeeld diadrome vissen. Het passieve monitoringsprogramma 'vangstregistratie aalvissers' is echter in veel waterlichamen weggevallen door dioxineproblemen (nu gesloten gebieden). Om die reden is in 2012 een aanvullende diadrome vismonitoring met fuiken gestart waarbij op enkele locaties (IJsselmeer Den Oever en Kornwerderzand, Bovenrijn, Maas bij Belfeld, Nieuwe Waterweg, Haringvliet en Noordzeekanaal) in het voor- en najaar bemonsterd wordt. In 2015, 2018 en in 2021 zijn/worden aanvullend op deze reguliere diadrome vismonitoring gegevens verzameld voor de deelmaatlat soortsaamenstelling (Tabel 5.1) door bemonstering van vier aanvullende locaties. Dit betroffen de IJssel nabij Deventer, de Lek nabij Hagestein, de Waal nabij Varik/Hurwenen en de Maas nabij Lith. Bij de passieve bemonstering wordt uitgegaan van kalenderjaar en niet van winterhalfjaar.

Niet in alle jaren en niet in alle gebieden wordt met fuiken gemonitord. Om die reden worden soms gegevens geëxtrapoleerd van jaren en gebieden waarin wel een bemonstering heeft plaatsgevonden. In Tabel 5.2 wordt de herkomst van de gegevens weergegeven met vijf kleuren. Deze tabel is opgenomen in de functionaliteit van Aquokit.

- Zwart: EKR-scores berekend met gegevens van werkelijk bemonsterde jaren in het gebied.
- Geel: jaren die niet bemonsterd zijn in een gebied, maar bemonstering heeft wel in andere jaren plaatsgevonden. Dit is bijvoorbeeld het geval in gebieden die driejaarlijks bemonsterd worden. Gegevens van 2019 en 2020 worden geleend van 2018.

- Groen: gebieden die niet bemonsterd zijn, maar die gegevens van een ander gebied lenen. In het desbetreffende jaar is in het gebied waarvan geleend wordt wel gemonitord en zijn gegevens van dat jaar wel beschikbaar.
- Blauw: gebieden die niet bemonsterd zijn, maar die gegevens van een ander gebied lenen. In het desbetreffende jaar is in het gebied waarvan geleend wordt niet gemonitord en zijn gegevens van dat jaar daarom niet beschikbaar. Geleend wordt van een eerder jaar (2019 en 2020 lenen van 2018).
- Wit: gebieden die niet bemonsterd zijn en geen gegevens lenen van een ander gebied.

Tabel 5.2. Overzicht van de gebruikte fuikgegevens en schema op welke wijze de gegevens gebruikt worden in de berekening van de EKR-scores voor rivieren. Voor uitleg van de kleuren in de tabel zie tekst boven de tabel.

Waterlichaamnaam	Code	type	fuikdata	Leent fuiken	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Bedijkte Maas	NL918M	R7	Belfeld	NL91ZM						
Zandmaas	NL91ZM	R7	Belfeld							
Nederrijn, Lek	NL93_7	R7	Hagestein							
Boven Rijn, Waal	NL93_8	R7	Waal							
Boven Rijn, Waal	NL93_8	R7	Rijn (Lobith)							
IJssel	NL93_IJSSEL	R7	IJssel							
Haringvliet oost	NL94_1	R8	Haringvliet	NL94_11						
Dordtse Biesbosch	NL94_2	R8	Waal & Rijn	NL93_8						
Oude Maas	NL94_4	R8	Hagestein	NL93_7						
Beneden Maas	NL94_5	R8	Lith							
Brabantse Biesbosch	NL94_10	R8	Lith	NL94_5						
Grensmaas	NL91GM	R16	Belfeld	NL91ZM						

Opmerkingen bij de fuikenmonitoringsgegevens.

- Wegens het uitsluiten van een visser op de Maas in 2017 en het Haringvliet in 2018 zijn deze gebieden niet continu gemonitord. In 2019 zijn deze gebieden weer bemonsterd.
- Wegens de lage waterstand in het najaar van 2018 zijn de Rijn (jaarlijks bemonsterd) en de IJssel (eens in de drie jaar bemonsterd) in het najaar van 2018 niet bemonsterd tijdens de passieve fuikenmonitoring. Voor de Rijn worden enkel gegevens van het voorjaar gebruikt voor 2018. De IJssel is in het najaar van 2019 bemonsterd en gegevens van voorjaar 2018 en najaar 2019 worden samengevoegd als één monitoringsjaar.
- De Hollandse IJssel (NL94_7) wordt niet met fuiken bemonsterd en leent ook niet van ander waterlichaam.

Diverse waterlichamen worden niet bemonsterd. Deze waterlichamen worden wel beoordeeld, maar 'lenen' hun EKR-beoordeling van toegewezen andere waterlichamen. Dit betekent dat deze waterlichamen één op één de EKR-score overnemen, ook wanneer het type water verschilt tussen de wateren. De waterlichamen hebben wel een eigen GEP-waarde gekregen.

5.5 EKR-beoordeling per waterlichaam

De EKR-beoordelingen van de bemonsterde en de niet-bemonsterde waterlichamen zijn weergegeven in Tabel 5.3. In Tabel 5.4 is voor een aantal rivieren de EKR-beoordeling inclusief fuikgegevens weergegeven. De EKR-waarden krijgen (na afronding op twee decimalen) een beoordeling (Zie Hoofdstuk 5.1 voor kleurcodering). Tevens is het GEP-doel per gebied weergegeven.

Tabel 5.3. EKR-score per waterlichaam voor meren, rivieren en overgangswateren zonder fuikgegevens. Uitzonderingen zijn M21b (IJsselmeer), waarbij fuikgegevens gebruikt zijn om de indicator diadrome vis mee te bepalen en O2b (Noordzeekanaal, Nieuwe waterweg en Haringvliet) waarbij ook fuikgegevens gebruikt zijn.

Waterlichaam code	Waterlichaam naam	Type	Leent EKR van	GEP	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
NL81_2	Eems-Dollard	O2a		0.42		0.51	0.43	0.50	0.47	0.39	0.51
NL86_5	Amsterdam-Rijnkanaal Betuwepand	M7b	NL93_7	0.10							
NL86_6	Amsterdam-Rijnkanaal Noordpand	M7b	NL93_7	0.10							
NL87_1	Noordzeekanaal*	O2b		0.43							
NL89_ANTWKNPD	Antwerps kanaalpand	M30	NL89_volkerak	0.10							
NL89_GREVLEMR	Grevelingenmeer	M32		0.60	0.40			0.39		0.44	
NL89_KANTNZGT	kanaal Terneuzen Gent	M30	NL89_westsde	0.10							
NL89_SPUIKNL	Bathse Spuikanaal	M7a	NL89_volkerak	0.10							
NL89_VEERSMR	Veerse meer	M32		0.45							
NL89_VOLKERAK	Volkerak	M20		0.25	0.15					0.23	
NL89_WESTSDE_OWL	Westerschelde	O2a		0.37	0.32	0.38	0.39			0.29	0.36
NL89_ZOOMMEDT	Zoommeer, Eendracht	M20		0.09							
NL90_1	Midden Limburgse en Noord-Brabantse kanalen	M6	NL91ZM	0.10		0.17	0.17	0.17	0.21	0.13	
NL91BM	Bedijkte Maas	R7		0.35	0.17	0.16	0.18	0.18	0.16		
NL91BOM	Bovenmaas	R7	NL91GM	0.35							
NL91GM	Grensmaas	R16		0.45	0.43	0.35	0.48	0.53	0.44	0.44	0.43
NL91JK	Julianakanaal	M7	NL91ZM	0.10		0.17	0.17	0.17	0.21	0.13	
NL91MWK	Maas-Waalkanaal	M7	NL93_8	0.10							
NL91ZM	Zandmaas	R7		0.25	0.17	0.17	0.17	0.21	0.13		
NL92_IJSSELMEER	IJsselmeer	M21b		0.52							
NL92_KETELMEER_VOSSEMEER	Ketelmeer, Vossemeer	M14		0.25		0.20				0.23	
NL92_MARKERMEER	Markermeer	M21a		0.60							
NL92_RANDMEREN_OOST	Randmeren-Oost	M14		0.40	0.39			0.26			
NL92_RANDMEREN_ZUID	Randmeren-Zuid	M14		0.30			0.27				0.38
NL92_ZWARTEMEER	Zwartemeer	M14		0.40		0.28				0.38	
NL93_7	Nederrijn, Lek	R7		0.17	0.11	0.09	0.06	0.07	0.14	0.14	0.20
NL93_8	Boven Rijn, Waal	R7		0.25	0.15	0.15	0.07	0.18	0.15	0.12	0.11
NL93_IJSSEL	IJssel	R7		0.25	0.13	0.17	0.12	0.22	0.22	0.22	0.24
NL93_TWENTHEKANALEN	Twenthekanalen**	M7b		0.10							
NL94_1	Haringvliet oost	R8		0.19	0.13	0.09	0.10	0.06	0.13	0.13	
NL94_2	Dordtse Biesbosch	R8		0.22	0.16	0.15	0.18	0.13	0.16	0.14	
NL94_3	Boven en Beneden Merwede	R8	NL94_4	0.19	0.20	0.19	0.15	0.19	0.19	0.15	
NL94_4	Oude Maas	R8		0.19	0.20	0.19	0.15	0.19	0.19	0.15	
NL94_5	Beneden Maas	R8		0.20	0.12	0.09	0.14	0.17	0.09	0.22	
NL94_6	Bergsche Maas	R8	NL94_5	0.10	0.12	0.09	0.14	0.17	0.09	0.22	
NL94_7	Hollandsche IJssel	R8		0.19							
NL94_8	Nieuwe Maas	O2b		0.50							
NL94_9	Nieuwe Waterweg	O2b		0.50							
NL94_10	Brabantse Biesbosch	R8		0.29							
NL94_11	Haringvliet west	O2b		0.45							

Waterlichaam code	Waterlichaam naam	Type	Leent EKR van	GEP	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
NL81_2	Eems-Dollard	O2a		0.42	0.46	0.44	0.48	0.49	0.48	0.38	0.45	0.46
NL86_5	Amsterdam-Rijnkanaal Betuwepand	M7b	NL93_7	0.10								
NL86_6	Amsterdam-Rijnkanaal Noordpand	M7b	NL93_7	0.10								
NL87_1	Noordzeekanaal*	O2b		0.43			0.36	0.43	0.42	0.40	0.39	
NL89_ANTWKNPD	Antwerps kanaalpand	M30	NL89_volkerak	0.10								
NL89_GREVLEMR	Grevelingenmeer	M32		0.60			0.45		0.36			
NL89_KANTNZGT	kanaal Terneuzen Gent	M30	NL89_westsde	0.10								
NL89_SPIJKNL	Bathse Spuikanaal	M7a	NL89_volkerak	0.10								
NL89_VEERSMR	Veerse meer	M32		0.45			0.43	0.52	0.57	0.60	0.55	
NL89_VOLKERAK	Volkerak	M20		0.25		0.46		0.65				0.58
NL89_WESTSDE_OWL	Westerschelde	O2a		0.37	0.41	0.44	0.39	0.33	0.33	0.45	0.33	0.28
NL89_ZOOMMEDT	Zoommeer, Eendracht	M20		0.09			0.23	0.48	0.75	0.44	0.54	
NL90_1	Midden Limburgse en Noord-Brabantse kanalen	M6	NL91ZM	0.10		0.15		0.10	0.18	0.18		0.20
NL91BM	Bedijkte Maas	R7		0.35		0.13		0.16	0.23	0.21		0.18
NL91BOM	Bovenmaas	R7	NL91GM	0.35								
NL91GM	Grensmaas	R16		0.45	0.47	0.25	0.43	0.16	0.32	0.31	0.29	0.28
NL91JK	Julianakanaal	M7	NL91ZM	0.10		0.15		0.10	0.18	0.18		0.20
NL91MVK	Maas-Waalkanaal	M7	NL93_8	0.10								
NL91ZM	Zandmaas	R7		0.25		0.15		0.10	0.18	0.18		0.20
NL92_IJSSELMEER	IJsselmeer	M21b		0.52	0.26	0.30	0.60	0.38	0.36	0.52	0.58	0.55
NL92_KETELMEER_VOSEMEER	Ketelmeer, Vossemeer	M14		0.25		0.24			0.20			0.24
NL92_MARKERMEER	Markermeer	M21a		0.60	0.54	0.47	0.53	0.79	0.54	0.54	0.56	0.53
NL92_RANDMEREN_OOST	Randmeren-Oost	M14		0.40	0.40			0.34				0.37
NL92_RANDMEREN_ZUID	Randmeren-Zuid	M14		0.30			0.32			0.22	0.27	0.29
NL92_ZWARTEMEER	Zwartemeer	M14		0.40		0.41			0.37			0.32
NL93_7	Nederrijn, Lek	R7		0.17	0.06	0.08	0.15	0.16	0.08	0.13	0.06	0.10
NL93_8	Boven Rijn, Waal	R7		0.25	0.14	0.11	0.13	0.14	0.07	0.08	0.14	0.09
NL93_IJSSEL	IJssel	R7		0.25	0.20	0.14	0.13	0.16	0.14	0.12	0.21	0.13
NL93_TWENTHEKANALEN	Twenthekanaalen**	M7b		0.10								
NL94_1	Haringvliet oost	R8		0.19	0.06	0.05	0.13	0.05	0.10	0.10	0.12	0.12
NL94_2	Dordtse Biesbosch	R8		0.22	0.16	0.17	0.18	0.17	0.14	0.12	0.17	0.21
NL94_3	Boven en Beneden Merwede	R8	NL94_4	0.19	0.20	0.07	0.25	0.08	0.15	0.16	0.15	0.29
NL94_4	Oude Maas	R8		0.19	0.20	0.07	0.25	0.08	0.15	0.16	0.15	0.29
NL94_5	Beneden Maas	R8		0.20	0.15	0.09	0.15	0.07	0.10	0.16	0.12	0.09
NL94_6	Bergsche Maas	R8	NL94_5	0.10	0.15	0.09	0.15	0.07	0.10	0.16	0.12	0.09
NL94_7	Hollandsche IJssel	R8		0.19				0.10	0.15	0.06	0.18	0.10
NL94_8	Nieuwe Maas	O2b		0.50								
NL94_9	Nieuwe Waterweg	O2b		0.50			0.38	0.44	0.42	0.50	0.43	0.42
NL94_10	Brabantse Biesbosch	R8		0.29	0.07			0.40	0.42	0.41	0.40	0.43
NL94_11	Haringvliet west	O2b		0.45			0.23	0.27	0.27	0.25	0.35	0.32

Tabel 5.4 EKR-score per waterlichaam voor rivieren, bepaald inclusief fuikgegevens.

Waterlichaam code	Waterlichaam naam	Type	Leent fuiken van	2015	2016	2017	2018	2019	2020
NL91BM	Bedijkte Maas	R7	NL91ZM		0.26	0.29	0.31		0.28
NL91ZM	Zandmaas	R7			0.20	0.32	0.28		0.30
NL93_7	Nederrijn, Lek	R7		0.38	0.36	0.31	0.29	0.26	0.26
NL93_8	Boven Rijn, Waal	R7		0.33	0.27	0.17	0.18	0.17	0.15
NL93_IJSSEL	IJssel	R7		0.26	0.16	0.14	0.19	0.21	0.13
NL94_1	Haringvliet oost	R8	NL94_11	0.26	0.12	0.17	0.16	0.19	0.19
NL94_2	Dordtse Biesbosch	R8	NL93_8	0.18	0.20	0.21	0.16	0.17	0.21
NL94_4	Oude Maas	R8		0.48	0.31	0.35	0.33	0.29	0.45
NL94_5	Beneden Maas	R8		0.22	0.17	0.17	0.19	0.16	0.16
NL94_10	Brabantse Biesbosch	R8	NL94_5		0.47	0.48	0.44	0.43	0.43
NL91GM	Grensmaas	R16	NL91ZM	0.43	0.26	0.35	0.34	0.32	0.35

5.6 Uitwerking van EKR-score

Een verklaring voor variatie in EKR-scores tussen jaren en of een EKR-score lager dan GEP is, is veelal complex. Vaak wordt een lage EKR-score veroorzaakt door lage scores van meerdere deelmaatlatten en dit kan per jaar variëren door bijvoorbeeld aan- of afwezigheid van soorten in de vangst van dat jaar. Duiding van scores in een specifiek waterlichaam heeft de volgende beperkingen:

(1) de maatlatten zijn ontwikkeld voor watertypen, niet voor specifieke (KRW-) waterlichamen. De EKR 's houden daarom geen rekening met gebied specifieke hydromorfologische eigenschappen, zoals het voorkomen van bepaalde habitats (bijvoorbeeld afgesloten uiterwaardwateren) die wel van invloed zijn op de scores.

(2) de maatlatten zijn in een aantal gevallen niet goed afgestemd op de monitoring, omdat het KRW handboek, sommige monitoringen (grote kuil/boomkor en elektrokor) niet heeft opgenomen. Omdat de selectiviteit van de gebruikte vistuigen niet overeenkomt met die van de in het handboek opgenomen methoden, kunnen verschillen ontstaan in de verwachte relatieve aandelen van relevante soortgroepen. De maatlatten veronderstellen een bepaalde visstand in een bepaald water, gegeven een bepaalde methode. In grotere wateren zijn de monitoringsopties echter beperkt en sluiten vaak niet aan op de in het handboek voorgestelde methodiek. Daardoor kan een EKR-score hoger of lager uitvallen dan werd verondersteld bij de definitie van de klassegrenzen. Het kan dan gebeuren dat een EKR eerder de afwijking van de voorgestelde methode monitort, dan de werkelijke ecologische toestand van een waterlichaam.

(3) de invloed van natuurlijke variatie door variatie in waterstanden, toegankelijkheid van bepaalde habitats, het niet meenemen van uiterwaardwateren (terwijl maatlatten deels gebaseerd zijn op veronderstelde visfauna in uiterwaardwateren).

(4) de rol van exoten wordt niet meegenomen. Exoten hebben een groeiend aandeel in de visgemeenschappen in de grote rivieren en het IJsselmeergebied, met name Ponto-Kaspische grondels. Ongeacht de waterkwaliteit of overige ecologische toestand (goed functionerend habitats) kunnen EKR's meer of minder sterk afwijken door de aan- of afwezigheid van exoten.

(5) deelmaatlatten kunnen sterk worden gedomineerd door de aanwezigheid van een of enkele soorten. Het aandeel reofielen wordt in veel gevallen sterk gedomineerd door de hoeveelheid winde. Daardoor is deze deelmaatlat vrijwel ongevoelig voor andere, wellicht meer indicatieve reofiele soorten zoals sneep, serpeling, barbeel, riviergrondel.

Duiding van de scores vereist feitelijk in eerste instantie een grondige analyse van voorgestelde maatlat, mate van matching van monitoringsmethodiek, potentiële bemonsteringsvariatie en afwijkingen, soortspecifieke veranderingen die deelmaatlatten beïnvloeden, voordat een duiding in termen van ecologische kwaliteit kan worden gedaan. Concreet zou nader bekeken moeten worden:

- in hoeverre scores van deelmaatlatten zijn geijkt op de gebruikte bemonsteringsmethodiek
- in hoeverre sommige deelmaatlatten indicatief zijn voor de ecologische kwaliteit van een watertype (bijvoorbeeld voor grote rivieren (R7) zijn de limnofielen voor de EKR-berekening afkomstig uit de hoofdgeul en zijwateren, terwijl de maatlat oorspronkelijk is bedoeld voor afgesloten uiterwaardwateren, die niet binnen de monitoring vallen en tot een ander watertype behoren).
- statistische analyse van de monitoringstijdreeksen van effecten van waterafvoer/waterstand op de vangkans van soorten en lengteklassen die van invloed kunnen zijn op EKR-scores.

5.7 Voorbeeld waterlichamen

In dit hoofdstuk wordt de berekening van de EKR-scores in meer detail uitgelegd. Hiervoor worden drie type waterlichamen gebruikt, M21a (Markermeer) en twee R wateren, R7 (Waal, Bovenrijn) en R8 (Haringvliet). De stappen die genomen worden zijn:

- Berekening aantal of gewicht per soort per hectare.
- Berekening indicatoren/deelmaatlaten aan de hand van deze aantallen of gewichten.
- Berekening EKR-scores vanuit de deelmaatlaten

5.7.1 M21a, NL92_MARKERMEER (Markermeer).

Samenvattend: de variatie van EKR-scores voor M21a is grotendeels afhankelijk van jaarklassterktes van baars en blankvoorn, de aanwezigheid van pos en van de vangsten en lengtes van snoekbaars. De overige soorten hebben weinig tot geen enkele invloed op de EKR-score.

Voor een M21a water worden vijf maatlaten gebruikt:

- Massapercentage baars/blankvoorn t.o.v. alle eurytopen
- Massapercentage brasem/karper
- Massapercentage plantminnende soorten
- Massapercentage zuurstoftolerante soorten
- Gemiddelde lengte snoekbaars

Voor de maatlaten met massapercentage vormen het aantal kg/hectare (CPUE) van de vissen de basisgegevens (Figuur 5.1a). Voor het berekenen van deze gegevens is rekening gehouden met een vangstefficiëntie van een vistuig en zijn vangsten verrekend naar het percentage areaaloppervlak van de oever en het open water. Doordat het open water veel meer oppervlakte heeft, krijgen vangsten vanuit het open water meer gewicht mee in de berekeningen. Daarnaast wordt ook het aantal kg/hectare voor eurytope vissen berekend (Figuur 5.1b). Deze zijn voor de deelmaatlat massapercentage baars/blankvoorn ten opzichte van eurytope vissen van belang.

Baars en blankvoorn waren aanwezig in de vangsten met een jaarlijkse variatie in het aantal kg per hectare (Figuur 5.2a). Voor brasem en karper bestonden de vangsten bijna uitsluitend uit brasem en werd sporadisch een karper gevangen (Figuur 5.2b). Het aantal kg per hectare was lager in vergelijking met baars en blankvoorn. De vangsten van plantminnende soorten waren beperkt en aan de vangsten droegen maar drie soorten bij, waarvan snoek in meerdere jaren (c). Bij zuurstoftolerante soorten bestond de vangst incidenteel uit een enkele zeelt, zodat deze nauwelijks bijdroegen aan het vangstgewicht (d). Zowel plantminnende soorten als zuurstoftolerante soorten worden met name in de oeverzone gevangen.

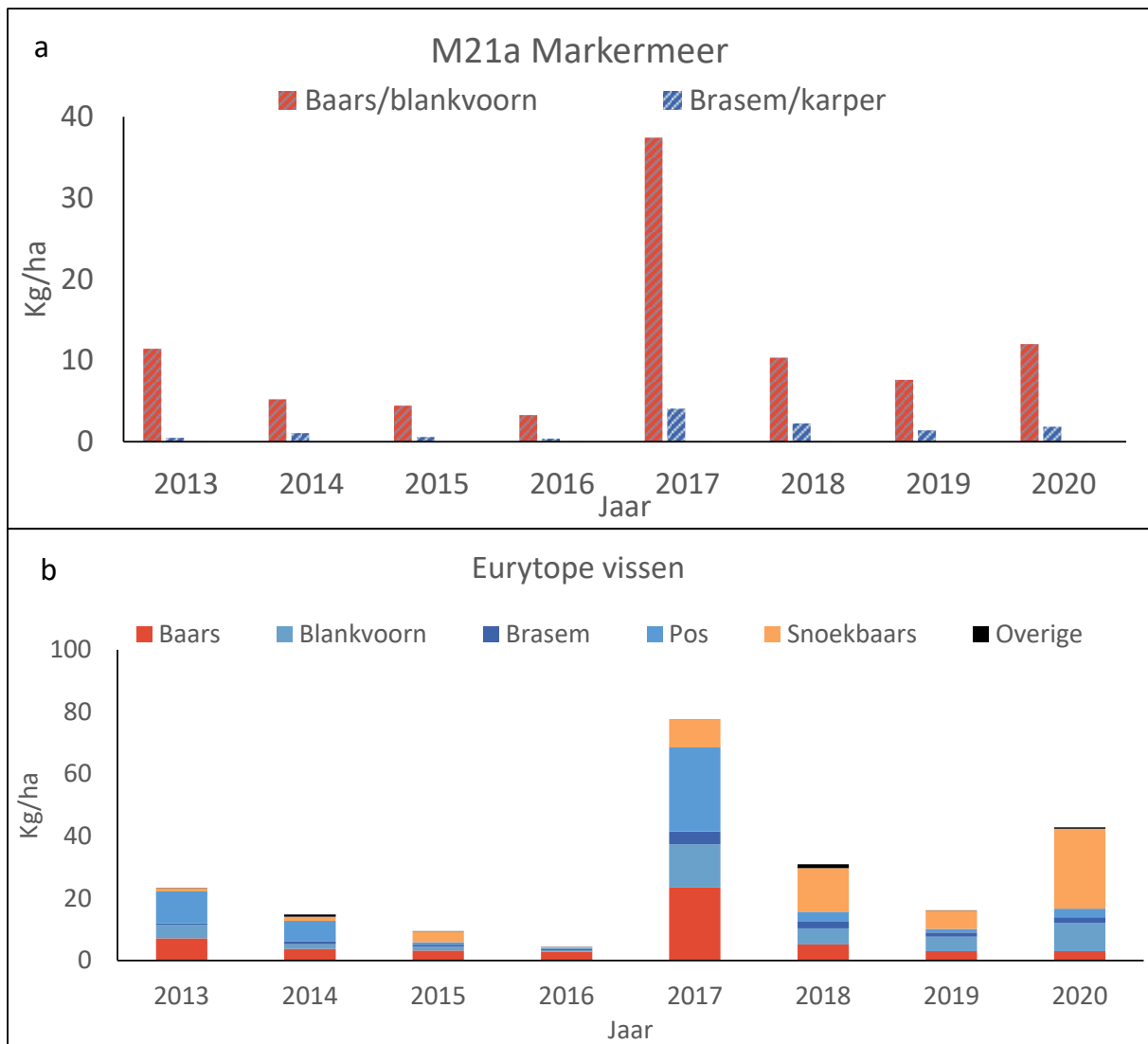
De vangstgewichten van bovengenoemde soorten worden vervolgens per maatlat uitgedrukt ten opzichte van alle soorten (of eurytope soorten in geval van maatlat baars/blankvoorn) als percentages. Daarbij worden de percentages ingedeeld in vijf scoregroepen, welke per maatlat verschillen. Binnen zo'n scoregroep worden de percentages omgerekend naar deelmaatlatscore middels een lineaire lijn tussen percentage en score.

Van de vier deelmaatlaten wordt de variatie in EKR-score veruit het meest bepaald door de deelmaatlat baars/blankvoorn. Voor de deelmaatlat baars/blankvoorn was de biomassa in de vangst tussen 28% en 75% in de afgelopen jaren (Figuur 5.3a). Daarbij lag de deelmaatlatscore tussen de 0.58 en 1. De maatlat houdt echter geen rekening met absolute aantallen. In 2016 waren de vangsten in vergelijking met andere jaren lager, maar omdat dat jaar in vergelijking met andere jaren relatief gezien de

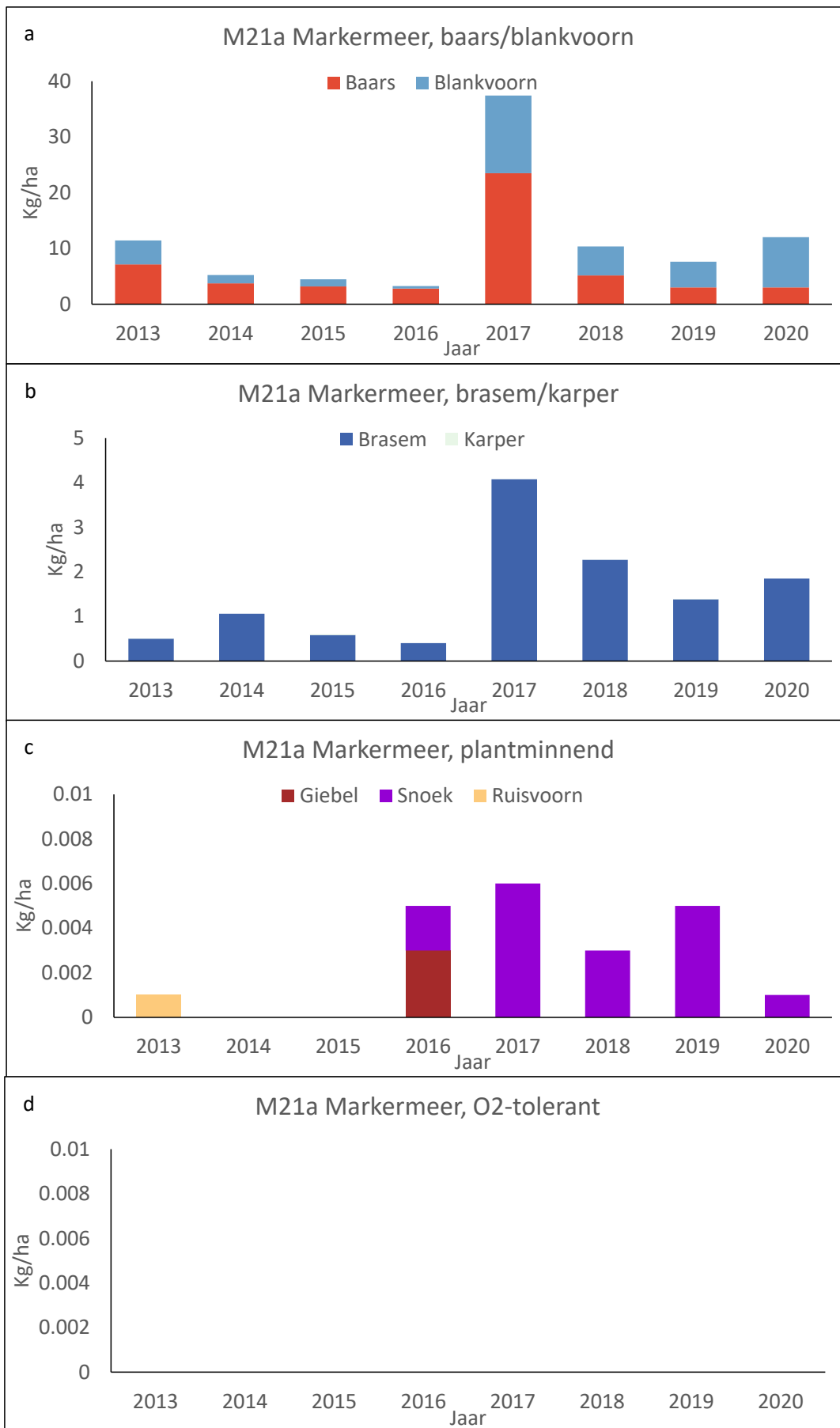
baarsvangsten dat jaar ten opzichte van de eurytope soorten hoger waren, was het percentage baars/blankvoorn hoger. De deelmaatlat score had daarom een waarde van 1. Voor brasem en karper kwam de score niet boven 8.2% uit, waardoor ook de deelmaatlatscore varieerde tussen 0.93 en 1 (Figuur 5.3b). Daarbij is de deelmaatlat omgekeerd ten opzichte van baars/blankvoorn; des te lager het aandeel brasem/karper, des te hoger de deelmaatlatscore. Een kleine populatie brasems en karpers geeft dus een hoge deelmaatlatscore. Voor zowel het aandeel plantminnende (Figuur 5.3c) als zuurstoftolerante vissoorten (Figuur 5.3d) was het aandeel in de vangst zo beperkt, dat de deelmaatscores zo goed als niet meedoen voor de uiteindelijke EKR-score.

Aan de hand van een gemiddelde lengte van snoekbaars wordt een aftrek berekend. Indien echter minder dan 50 exemplaren groter dan 15 cm zijn gevangen, dan vindt geen aftrek plaats. Hiervan was sprake in 2016 (Figuur 5.4).

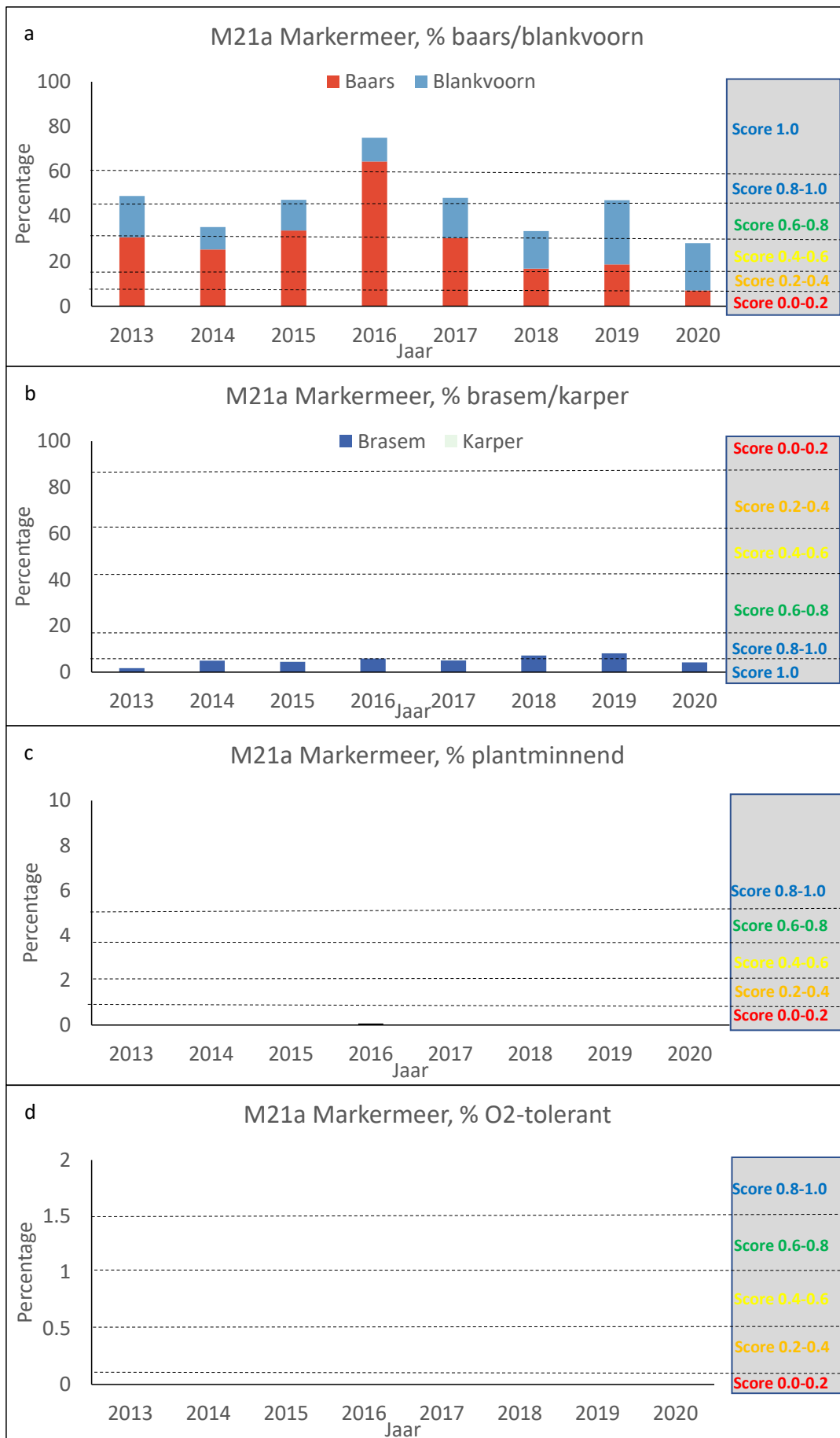
De EKR-score wordt berekend door een weging van de deelmaatlatscores, waarbij de score van baars/blankvoorn en brasem/karper een weging krijgen van 0.4 en plantminnend en zuurstoftolerant een weging van 0.1. Daarnaast vindt er een aftrek plaats van snoekbaars. Omdat voor de deelmaatlat brasem/karper de scores altijd boven de 0.9 zijn en die van plantminnend en zuurstoftolerant zo goed als niet meetellen (Figuur 5.5), hangt de jaarlijks variatie in EKR-score grotendeels af van de aanwezigheid in de vangsten van baars en blankvoorn (jaarklassterktes), pos als eurytope soort en de lengtes van de gevangen snoekbaarzen. Daarbij heeft voor de afgelopen jaren een aftrek tussen 0.1 en 0.2 plaatsgevonden, met uitzondering van 2016, toen er te weinig snoekbaarzen gevangen werden geen aftrek plaatsvond, wat resulteerde in een hogere EKR-score in vergelijking met de andere jaren (Figuur 5.6).



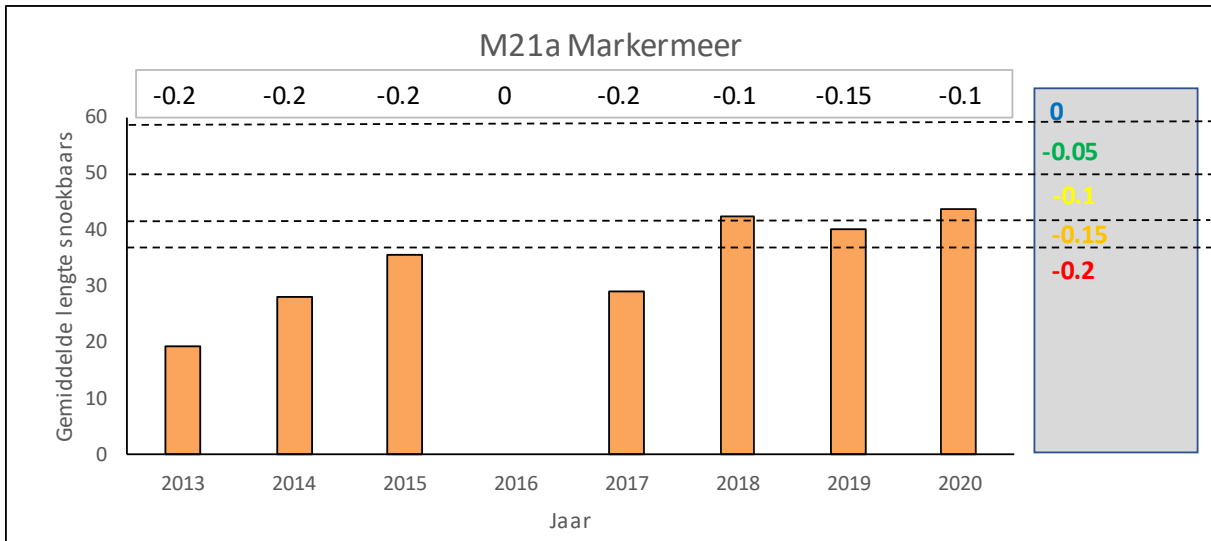
Figuur 5.1 Kg/hectare van de soorten in de maatlatten (a) en kg/hectare van eurytope vissen (b), welke van belang zijn voor de massapercentage baars/blankvoorn.



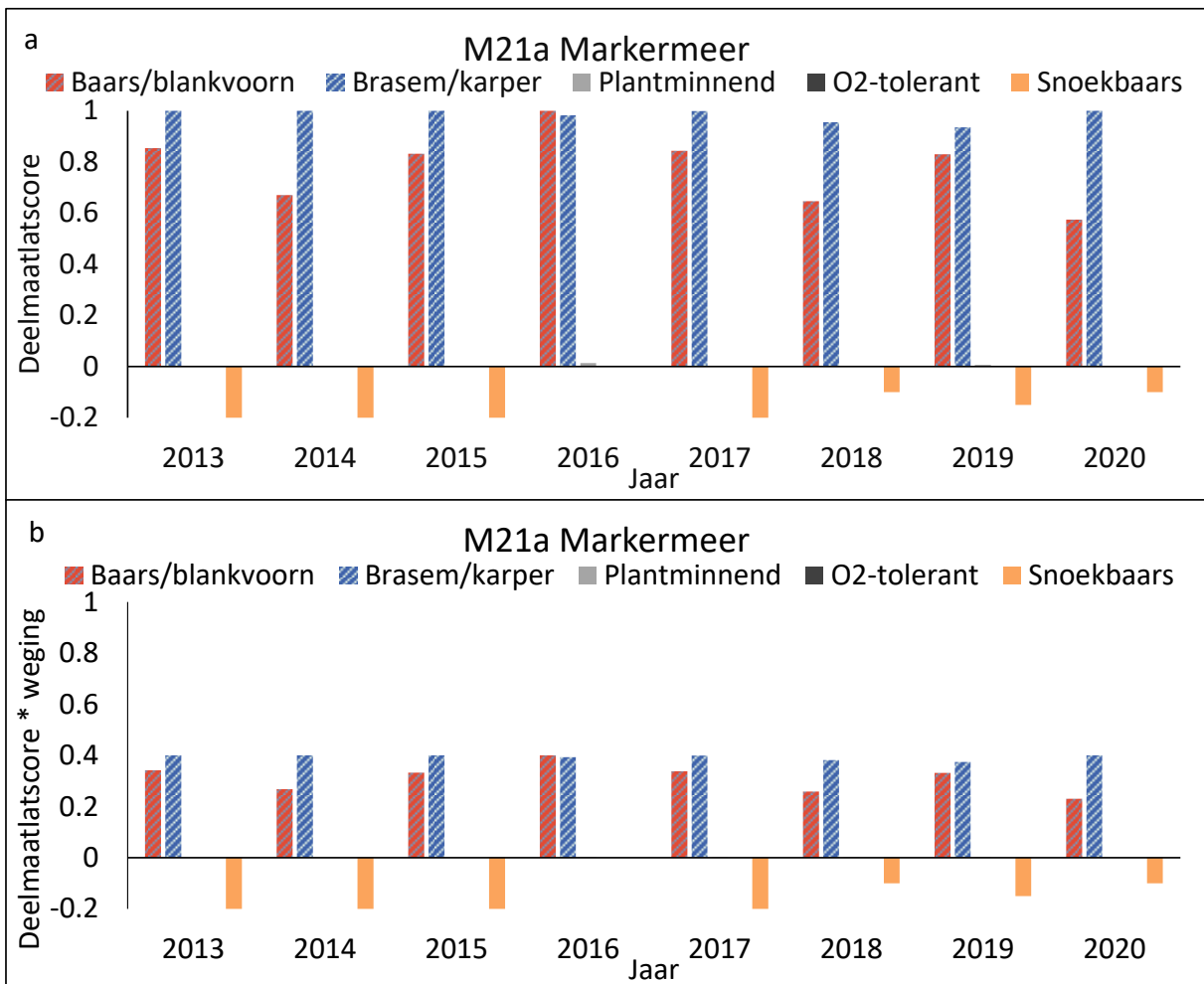
Figuur 5.2 CPUE in kg/ha voor de soorten in de vier maatlatten massapercentage.



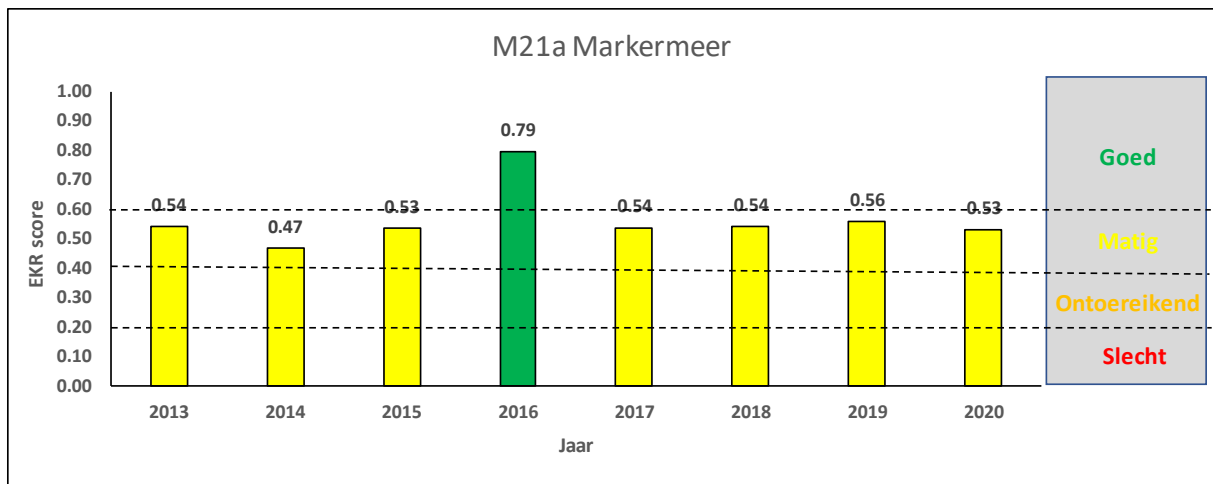
Figuur 5.3 Deelmaatlatscores voor de vier maatlatten massapercentage.



Figuur 5.4 Gemiddeld lengte snoekbaars en EKR-af trek. In 2016 was er geen aftrek wegens te weinig vangsten van snoekbaars boven de 15 cm.



Figuur 5.5 Deelmaatlatscores (a) en deelmaatlatscores vermenigvuldigd met de wegingsfactor (b).



Figuur 5.6 EKR-scores per jaar.

5.7.2 R7, NL93_8 (Waal, Bovenrijn)

Samenvattend: de variatie van EKR-scores voor R7 NL94_8 is grotendeels afhankelijk van twee indicatoren: soortenrijkdom diadroom en limnofiel. Voor reofiele vissen was het aantal soorten altijd onder de onderste grens en heeft daarom altijd een score van 0.1. Van beide indicatoren soortenaandeel heeft het aandeel limnofiele soorten geen enkele invloed op de uiteindelijke EKR. Voor het aandeel reofiele soorten is met uitzondering van 2006 de indicatorscore altijd beoordeeld als slecht, waardoor variatie in deze indicator maar beperkt van invloed is op de uiteindelijke EKR-score.

Voor een R7 waterlichaam worden twee deelmaatlatten gebruikt: soortenrijkdom en soortenaandeel. Elk van beide deelmaatlatten wordt onderverdeeld in indicatoren:

Soortenrijkdom

- Aantal diadrome vissoorten
- Aantal limnofiele vissoorten
- Aantal reofiele vissoorten

Soortenaandeel

- Percentage limnofiele vissen t.o.v. alle vissen in aantal/ha
- Percentage reofiele vissen t.o.v. alle vissen in aantal/ha

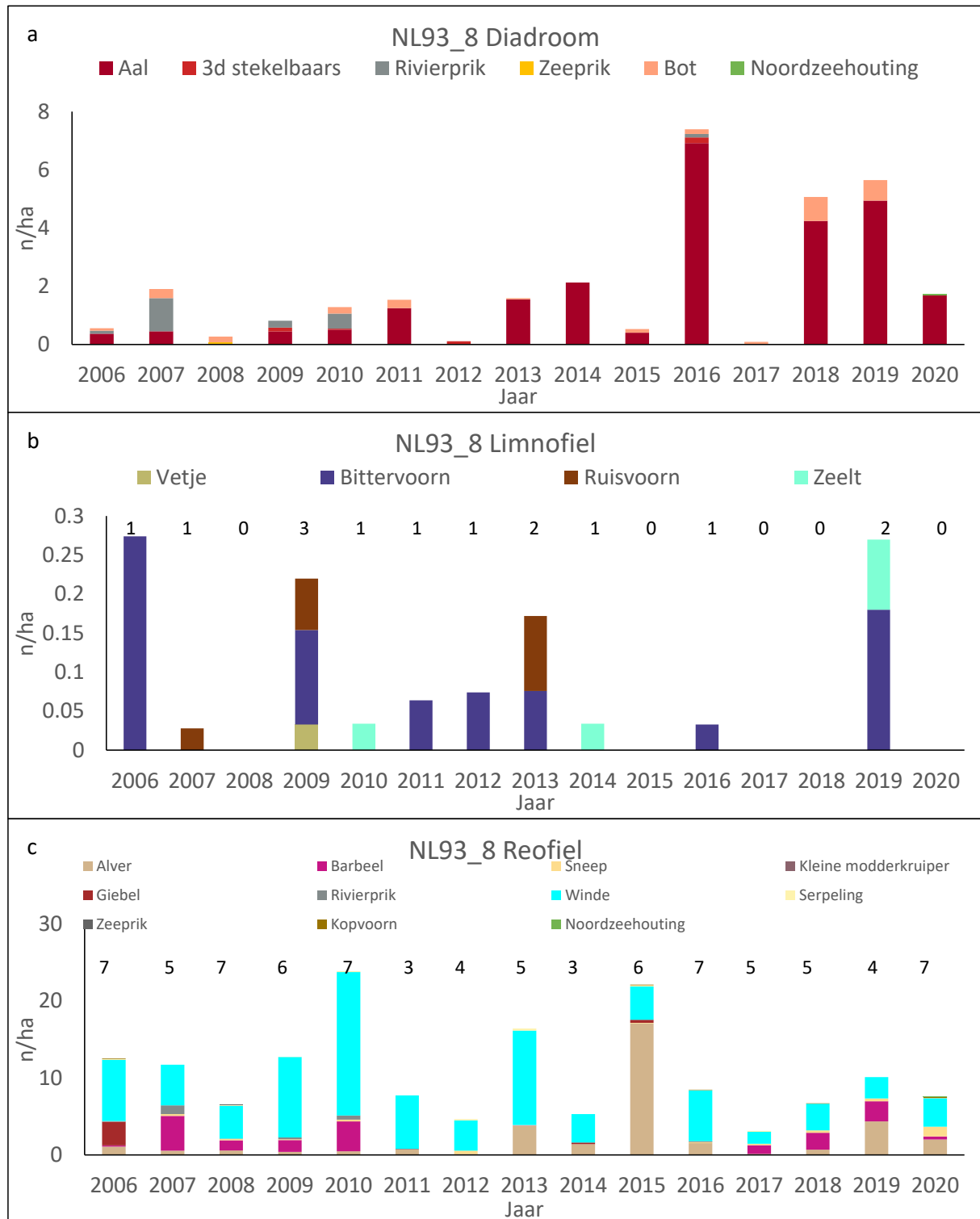
Voor de deelmaatlat soortenaandeel vormt het aantal vissen/hectare (CPUE) de basisgegevens (Figuur 5.7a). Voor het berekenen van deze gegevens is rekening gehouden met een vangstefficiëntie van een vistuig en zijn vangsten verrekend naar het percentage areaaloppervlak van de oever en het open water. Bij diadrome vis is de meeste jaren de soort aal de meest voorkomende soort in de vangsten (Figuur 5.7a). Bij diadrome vis wordt echter alleen met aantal soorten gerekend en niet met vangstaantallen per soort. Het aantal diadrome soorten varieerde tussen 1 en 4. Bij limnofiele soorten werd bittervoorn het meest aangetroffen (Figuur 5.7b). Daarbij varieerde het aantal soorten tussen 0 en 3. Deze soorten bevinden zich met name in de oeverzone en (afgesloten) uiterwaardwateren. Deze uiterwaardwateren worden in de rivierenmonitoring beperkt tot niet bemonsterd, waardoor de trefkans in de monitoring van de rivieren ook beperkt is. Voor reofiele soorten waren in aantallen met name de drie soorten winde (alle jaren), alver en barbeel (sommige jaren) van belang (Figuur 5.7c). De andere soorten kwamen minder in de vangst voor. Het aantal soorten varieerde tussen 3 en 7.

Voor de indicatoren soortenrijkdom wordt het aantal soorten per jaar opgeteld en zijn klassegrenzen ingesteld voor de deelmaatlatscore (Figuur 5.8). Het aantal diadrome vissoorten is sinds 2006 in totaal vijf keer op de toetsing ontoereikend geweest met een indicatorscore van 0.3. De overige jaren was de toetsing slecht met een indicatorscore van 0.1 (Figuur 5.8a). Voor het aantal limnofiele soorten (Figuur 5.8b) is drie keer de toetsing matig behaald met een indicatorscore van 0.5, de overige jaren was de toetsing ontoereikend met een score van 0.3. Voor reofiele soorten (Figuur 5.8c) kwam het aantal soorten niet boven de onderste grens heen en is de beoordeling altijd slecht met een score van 0.1.

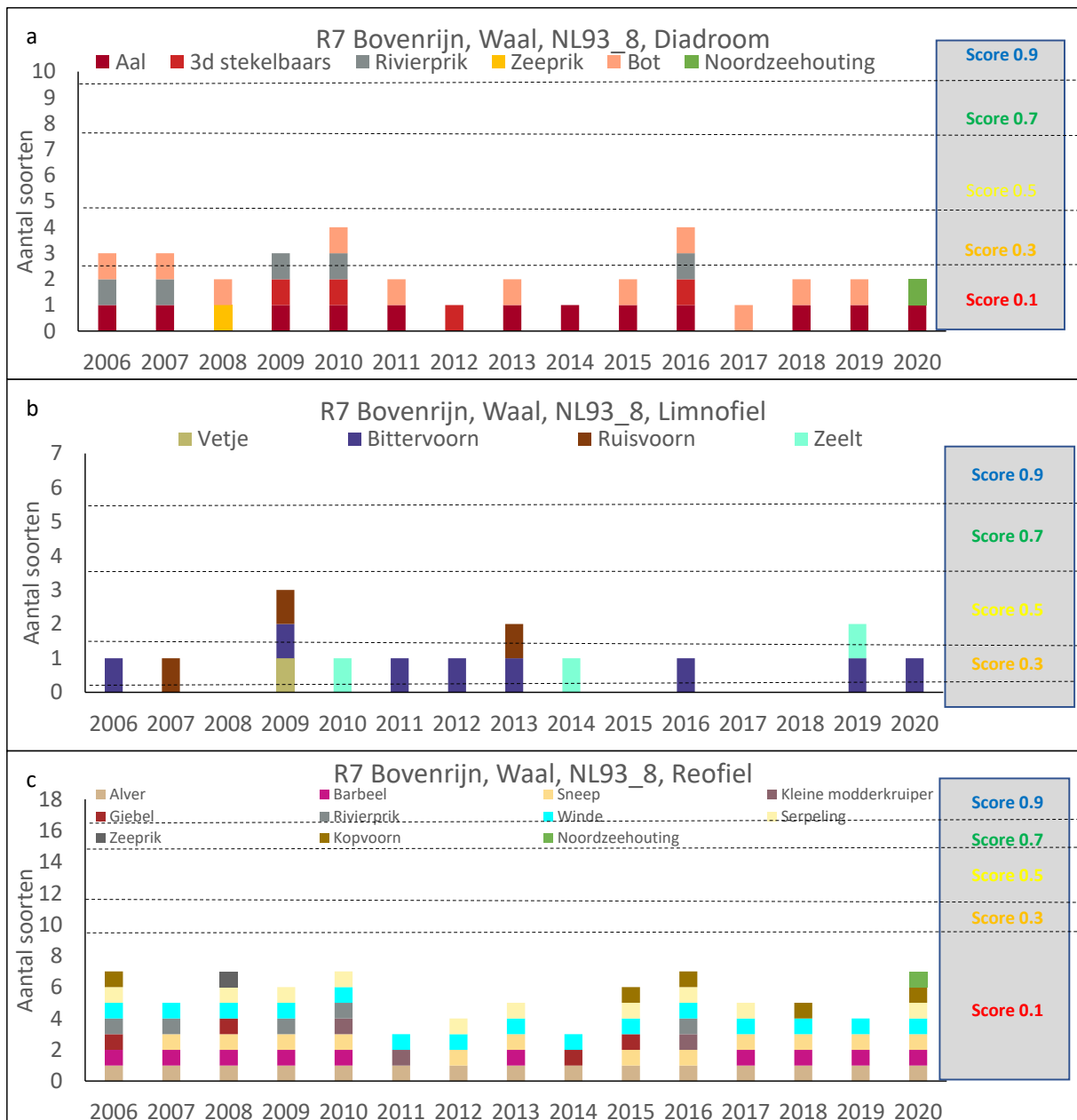
Waarbij bij soortenrijkdom de EKR-scores waardes van 0.1, 0.3 etc. hebben, wordt bij soortenaandeel de percentages van een gilte ten opzichte van de totale aantallen vissen omgerekend naar indicatorscores middels een lineaire relatie tussen percentage en score. Voor limnofiele soorten was het percentage aantallen nooit hoger dan 0.12% ten opzichte van alle vissen, waardoor de indicator score hoogstens 0.024 geweest is, waardoor dit van geen enkele invloed is op de uiteindelijke EKR-score. Voor het percentage reofiele soorten is met uitzondering van 2006 de score altijd beoordeeld als slecht met een indicatorscore onder 0.2. Enkel in 2016 was de toetsing ontoereikend, wat kwam door een relatief grotere vangst van reofiele vissen (met name alver) in vergelijking met alle vissoorten (Figuur 5.9).

Vanuit de indicatoren (Figuur 5.10) worden de deelmaatlatten berekend door deze te vermenigvuldigen met een wegingsfactor. Voor soortenrijkdom krijgen de indicatoren een weging van 0.3, de indicatoren van soortenaandeel krijgen een weging van 0.5. De EKR-score (Figuur 5.11) wordt uiteindelijk berekend door beide deelmaatlatten te middelen. De variatie in de uiteindelijke EKR-score wordt met name

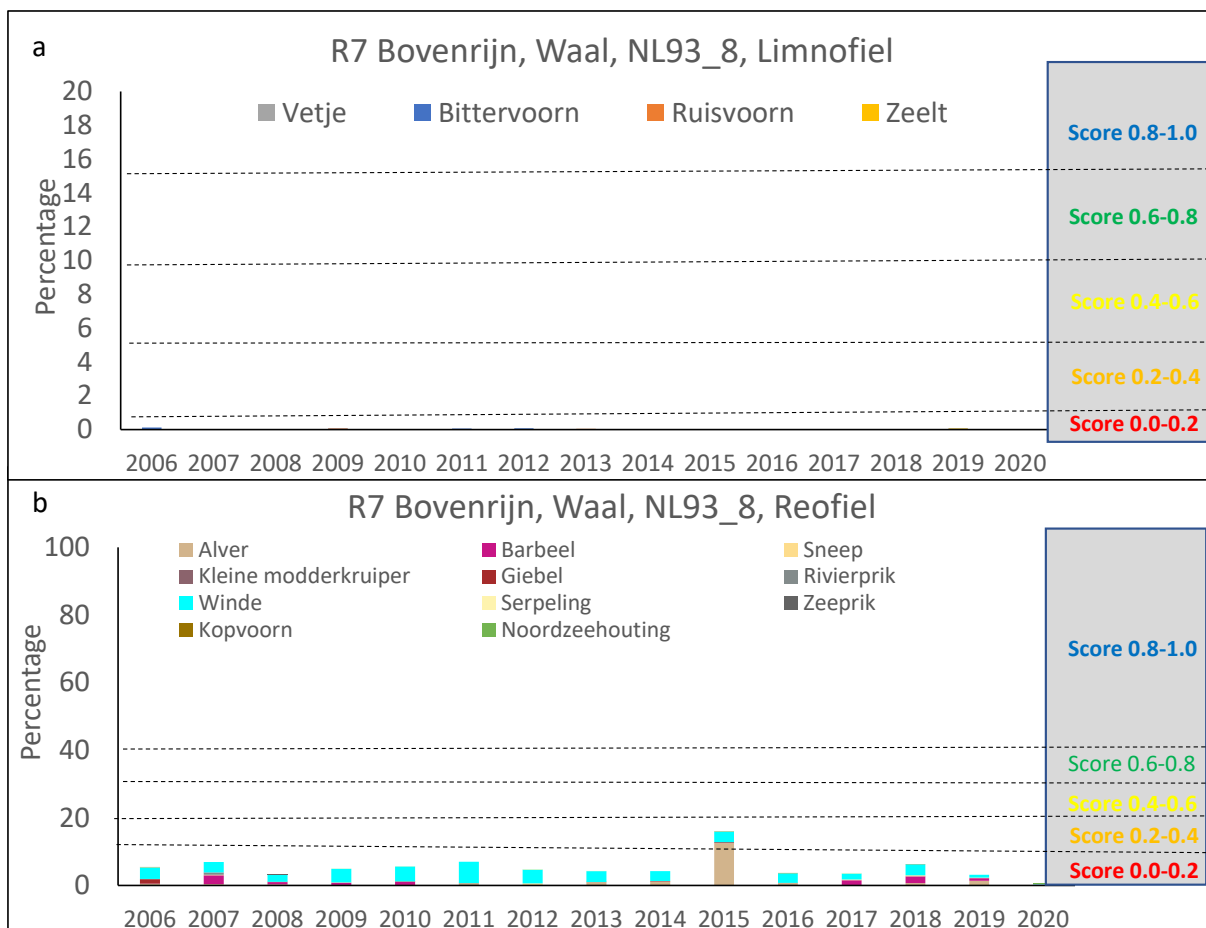
bepaald door de indicator soortenrijkdom diadroom en limnofiel. De indicator soortenrijkdom reofiel is altijd 0.1 en de indicator limnofiel heeft weinig invloed. Daarnaast is de variatie in de indicator soortenaandeel beperkt, met uitzondering voor 2016. De uiteindelijke EKR-score is in één jaar matig (2009), in twee jaren slecht (2008, 2017), in de overige jaren ontoereikend.



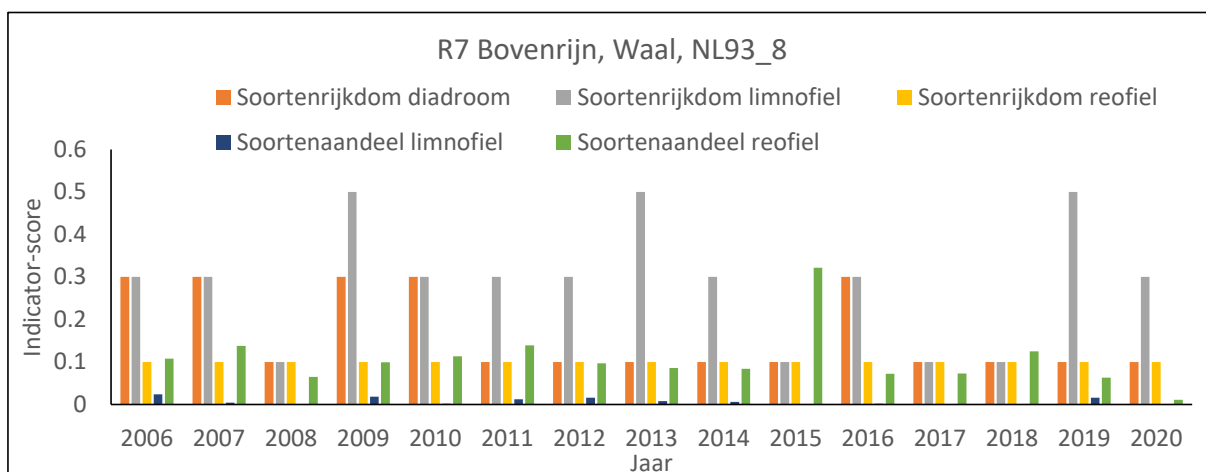
Figuur 5.7 Aantal vissoorten (getallen op rij) en aantal/hectare per jaar voor diadrome soorten, limnofiele soorten en reofiele soorten.



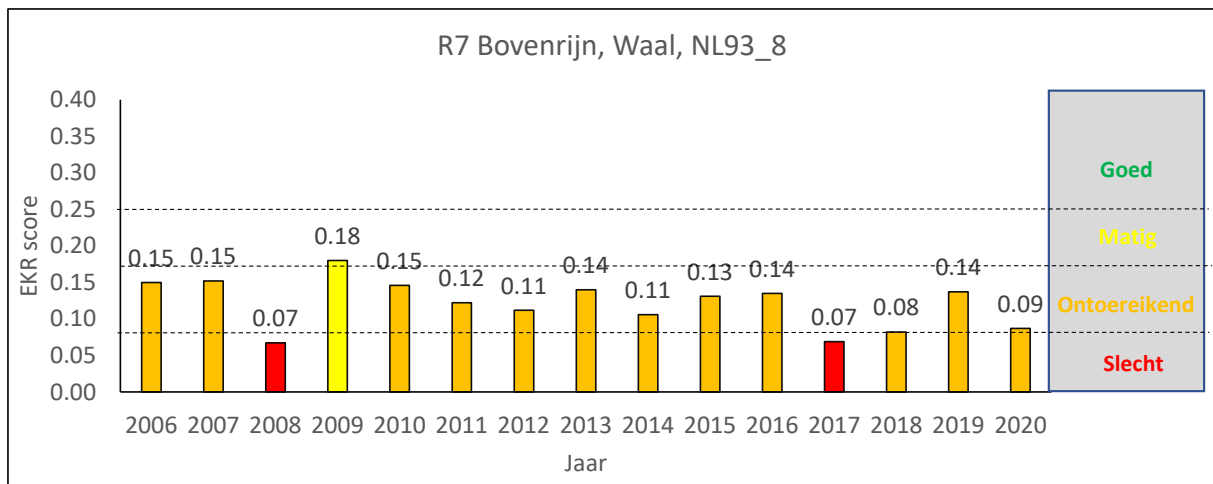
Figuur 5.8 Soortendijkdom. Aantal soorten diadroom/limnofiel/reefiel en indicatorgrenzen.



Figuur 5.9 Soortenaandeel. Percentage aantal limnofiele/reofiele vissen ten opzichte van totaal aantal vissen en indicatorgrenzen.



Figuur 5.10 Indicatorscore per jaar.



Figuur 5.11 EKR-scores per jaar.

5.7.3 R8, NL94_1 (Haringvliet Oost)

De variatie van EKR-scores voor R8 NL94_1 is met name afhankelijk van de indicator soortenrijkdom limnofiel en daarnaast in beperkte mate van de aanwezigheid van winde en alver in indicator soortenaandeel reofiel. De totale vangsten van limnofiele soorten in aantallen waren laag en een toevallige vangst van een enkel exemplaar kan de indicatorscore met 0.2 verhogen. Voor diadrome en reofiele vissoort was het aantal vissoorten altijd onder de onderste grens had altijd een score van 0.1. Voor de indicatoren voor soortenaandeel was enkel het aandeel reofielen van enig belang voor de variatie in EKR-score en deze indicator hing voor een groot gedeelte af van de variatie in twee vissoorten: winde en alver. Het aandeel limnofielen was zo laag dat deze geen enkele invloed hadden om de EKR-score.

De berekening van de EKR-score voor R8 komt overeen met de berekening voor een R7 waterlichaam. Twee deelmaatlaten wordt onderverdeeld in indicatoren:

Soortenrijkdom

- Aantal diadrome vissoorten
- Aantal limnofiele vissoorten
- Aantal reofiele vissoorten

Soortenaandeel

- Percentage limnofiele vissen t.o.v. alle vissen in aantal/ha
- Percentage reofiele vissen t.o.v. alle vissen in aantal/ha

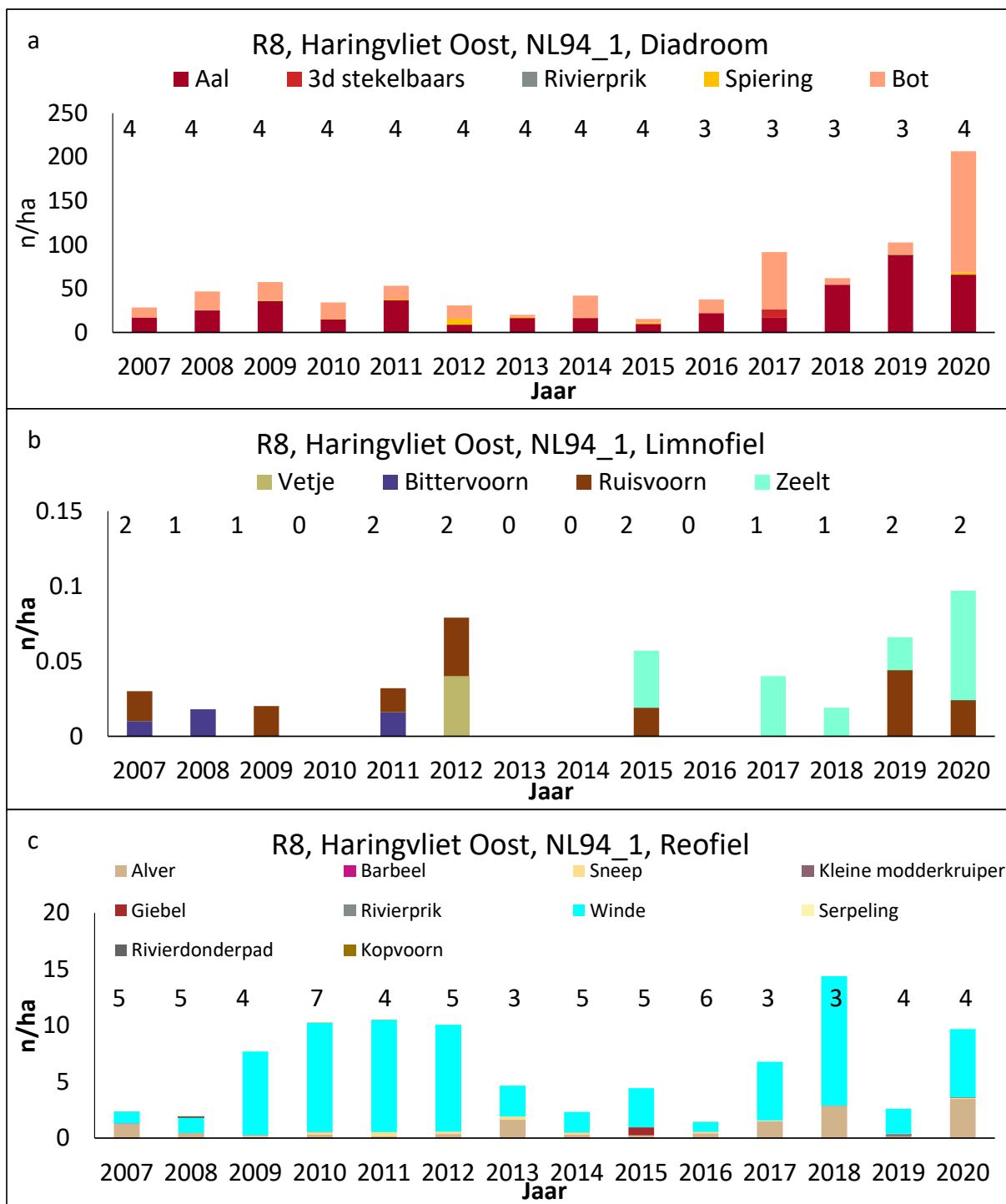
Voor diadrome vissen worden alleen de aantallen meegenomen in een indicator en dit aantal varieerde tussen 3 en 4 (Figuur 5.12a). Bij limnofiele soorten varieerde het aantal soorten tussen 0 en 2 en waren de vangsten in aantal per hectare laag (Figuur 5.12b). Limnofiele soorten bevinden zich met name in de oeverzone en (afgesloten) uiterwaardwateren, welke in het Haringvliet weinig voorkomen. Voor reofiele soorten werden de aantallen per hectare met name bepaald door de vissoort winde en in mindere mate door alver (Figuur 5.12c). De andere soorten kwamen beperkt in de vangst voor. Het aantal diadrome soorten varieerde tussen 3 en 7.

Voor de indicatoren soortenrijkdom wordt het aantal soorten per jaar opgeteld en zijn klassegrenzen ingesteld voor de deelmaatlatscore (Figuur 5.13). Het aantal diadrome vissoorten was drie of vier soorten en het resultaat van de toetsing was slecht met een indicatorscore van 0.1 (Figuur 5.13a). Het aantal limnofiele soorten (Figuur 5.13b) varieerde tussen 0 en 2 en het resultaat van de toetsing van slecht tot matig met scores tussen 0.1 en 0.5. Een vangst van een enkele vis van een vissoort in deze gilde kan de indicatorscore met 0.2 verhogen. Voor reofiele soorten (Figuur 5.13c) kwam het aantal soorten niet boven de onderste grens en was het resultaat van de toetsing altijd slecht met een score van 0.1.

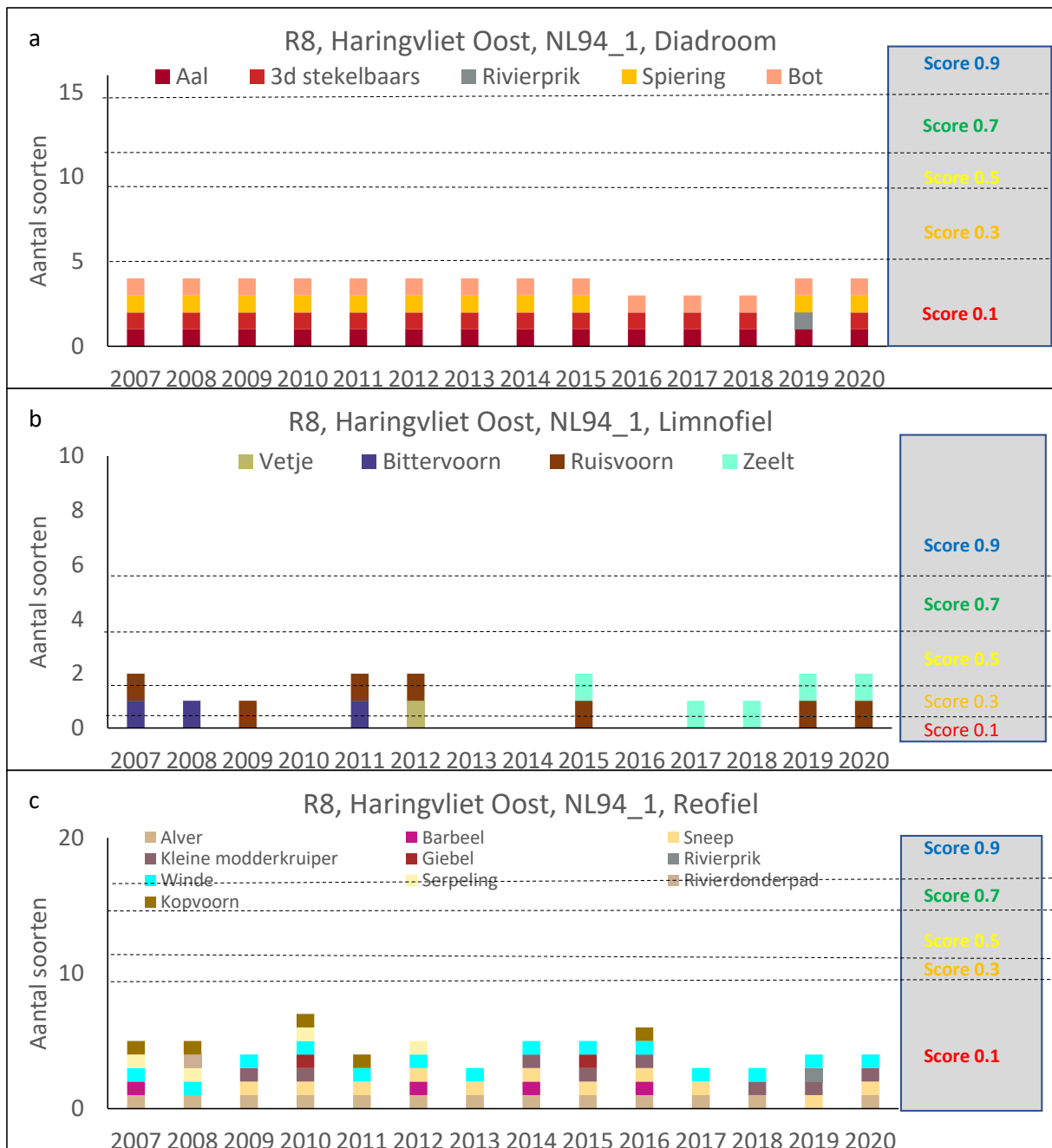
In tegenstelling tot soortenrijkdom, waarbij de EKR-scores waardes van 0.1, 0.3 etc. hebben, wordt bij soortenaandeel de percentages van een gilde ten opzichte van de totale aantallen vissen omgerekend naar indicatorscores middels een lineaire relatie tussen percentage en score. Voor limnofiele soorten (Figuur 5.14a) was het percentage aantallen nooit hoger dan 0.1% ten opzichte van alle vissen, waardoor de indicator score hoogstens 0.002 geweest is, waardoor dit van geen enkele invloed is op de uiteindelijke EKR-score. Voor het percentage reofiele soorten (Figuur 5.14b) is de score ook altijd getoetst als slecht met een indicatorscore onder 0.056. Beide indicatoren voor soortenaandeel zijn daarom niet of hoogstens zeer beperkt van invloed op de uiteindelijke EKR-score.

Voor de deelmaatlaten worden de indicatoren (Figuur 5.15) vermenigvuldigd met een wegingsfactor. Voor soortenrijkdom en soortenaandeel krijgen de indicatoren een weging van respectievelijk 0.3 en 0.5. De EKR-score wordt uiteindelijk berekend door beide deelmaatlaten te middelen.

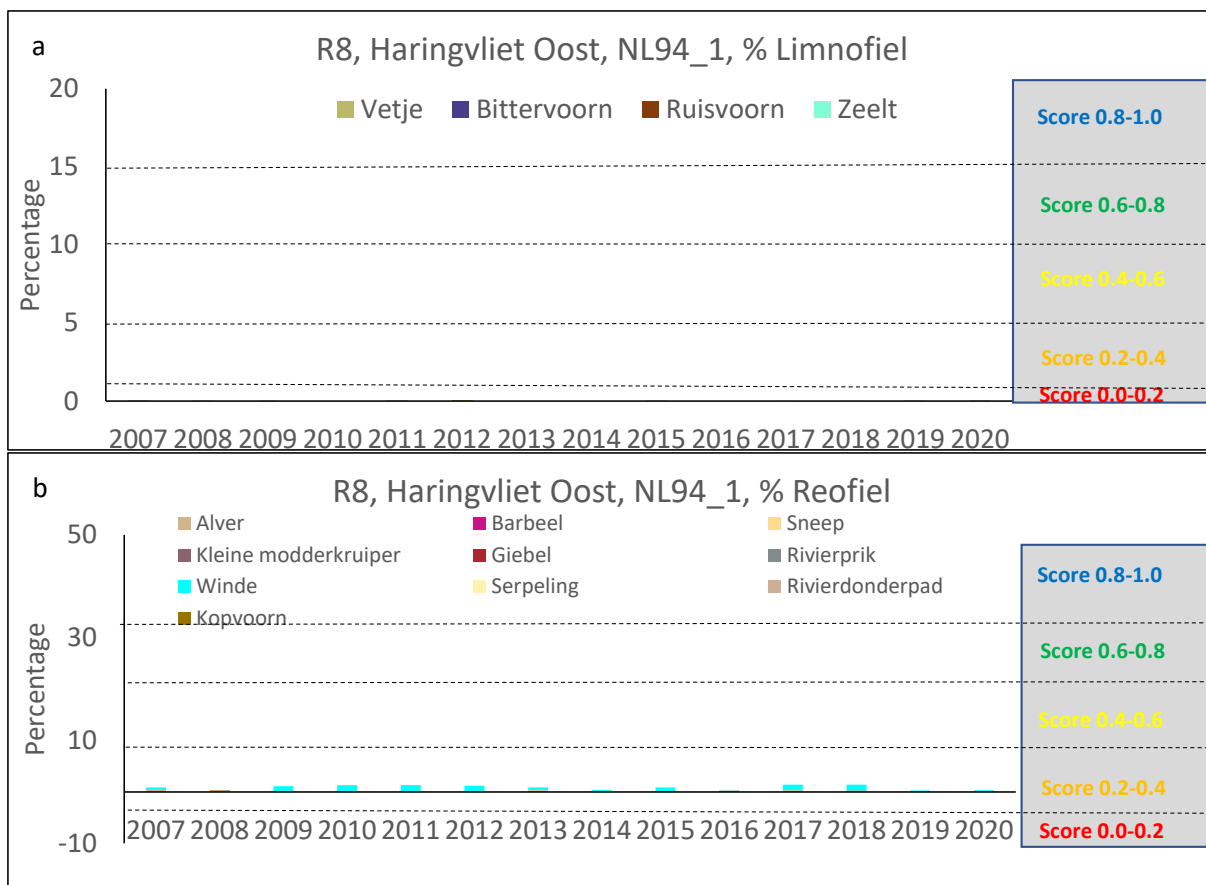
De variatie in de uiteindelijke EKR-score (Figuur 5.16) wordt met name bepaald door de indicator soortenrijkdom limnofiel. Jaren met hogere indicatorscores voor soortenrijkdom limnofiel gaven ook een hogere EKR-score. Een indicatorscore van 0.5 voor soortenrijkdom limnofiel (twee soorten) ging voor vier van de zes jaren ook gepaard met een EKR toetsing van matig. Zo kreeg 2007 ook een toetsing matig. Kijkend naar de vangstaantallen waren de vangsten niet uitzonderlijk hoger dan in andere jaren en voor diadrome vissen zelfs niet bij de jaren met hoogste aantallen. Echter, doordat twee limnofiele soorten gevangen werden, kon dit jaar toch uiteindelijk als matig getoetst worden. Twee van de vier jaren zonder limnofiele soorten gaf een EKR-score met toetsing slecht. De indicator soortenrijkdom diadroom en reofiel waren altijd 0.1 en hadden geen enkele invloed op de variatie in EKR-score. De indicator soortenaandeel limnofiel was zo laag dat deze geen enkele invloed had, behalve het niet verhogen van de EKR-score in absolute waarde. Variatie in de indicator reofiel (grotendeels bepaald door de vissoort winde en in sommige jaren in minder mate bepaald door alver) droeg er aan bij dat soms net een scoregrens overschreden werd. Bijvoorbeeld in 2013 was het resultaat van de toetsing ontoereikend, terwijl in 2014 dit slecht was. Tussen die twee jaren was het verschil enkel toe te schrijven aan variatie in de vangst van alver.



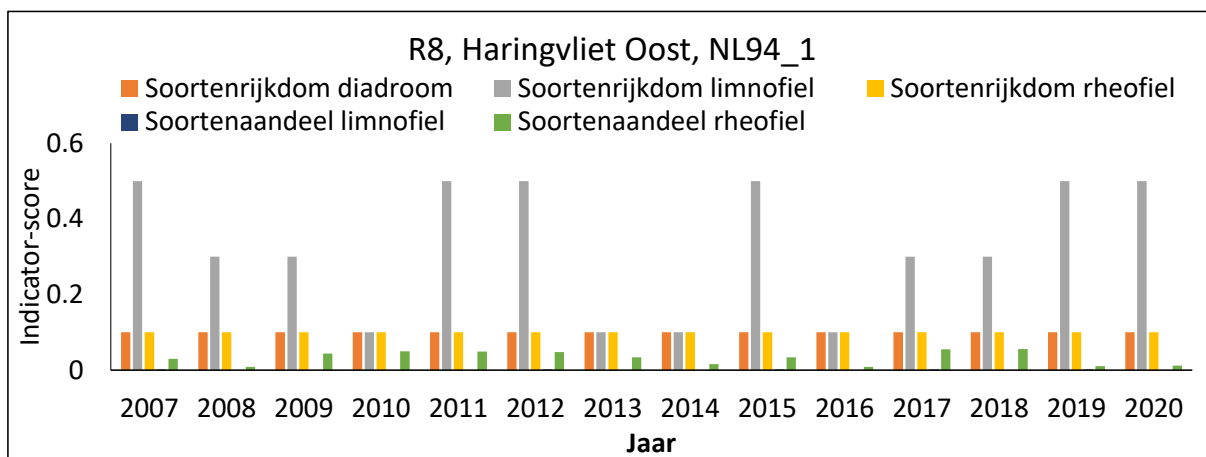
Figuur 5.12 Aantal vissoorten (getallen op rij) en aantal/hectare per jaar voor diadrome soorten, limnofiele soorten en reofiele soorten.



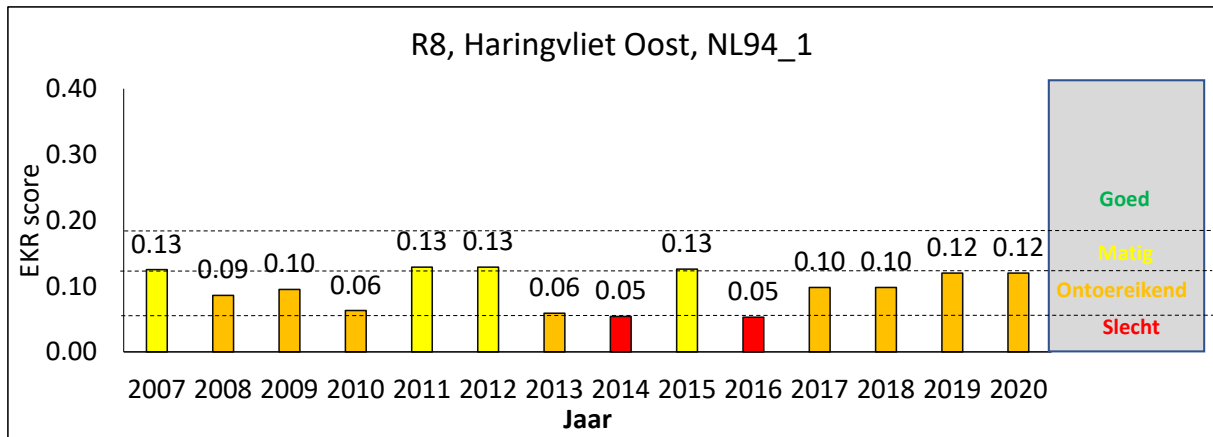
Figuur 5.13 Soortendijkdom. Aantal soorten diadroom/limnofiel/reofiel en indicatorgrenzen.



Figuur 5.14 Soortenaandeel. Percentage aantal limnofiele/reofiele vissen ten opzichte van totaal aantal vissen en deelmatlatgrenzen.



Figuur 5.15 Indicatorscore per jaar.



Figuur 5.16 EKR-scores per jaar.

5.8 Deelmaatlat- en indicatorscores

Dit hoofdstuk toont de deelmaatlatscores en indicator scores per jaar. Tevens worden de gebruikte wegingsfactoren getoond.

Variatie in EKR-scores van de vier **M14** wateren (ondiepe (matige grote) gebufferde plassen, Tabel 5.5) wordt met name bepaald door variatie in de indicatoren massafractie baars/blankvoorn en massafractie brasem/karper. De massafractie plantminnende soorten komt enkel voor de Randmeren Oost en het Zwarte Meer in 2017 boven een score van 0.1 uit. De scores van de massafractie zuurstoftolerante soorten staat voor veel jaren op 0 en komt indien er wel een score is niet boven de 0.03 uit.

Tabel 5.5 M14 Indicatorscores.

Waterlichaam	Naam	Beoordeling deelmaatlaten en indicatoren	Weging	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	
M14_NL92_KETELMEER_VOSSEMEER	Ketelmeer, Vossemeer	EKR score				0.2			0.23			0.24			0.2			0.24	
		Indicator massafractie baars en blankvoorn	0.25			0.34			0.32			0.40				0.31			0.32
		Indicator massafractie brasem en karper	0.25			0.42			0.58			0.56				0.47			0.58
		Indicator massafractie plantminnende soorten	0.25			0.02			0.03			0.02				0.02			0.04
		Indicator massafractie zuurstoftolerante soorten	0.25			0.03			0.00			0.00				0.00			0.00
M14_NL92_RANDMEREN_OOST	Randmeren-Oost	EKR score			0.39			0.26		0.40				0.34				0.37	
		Indicator massafractie baars en blankvoorn	0.25		0.76		0.49		0.75				0.65			0.69			0.69
		Indicator massafractie brasem en karper	0.25		0.68		0.36		0.66				0.53			0.58			0.58
		Indicator massafractie plantminnende soorten	0.25		0.11		0.18		0.21				0.18			0.20			0.20
		Indicator massafractie zuurstoftolerante soorten	0.25		0.00		0.00		0.01				0.00			0.01			0.01
M14_NL92_RANDMEREN_ZUID	Randmeren-Zuid	EKR score				0.27			0.38			0.32			0.22	0.27	0.29		
		Indicator massafractie baars en blankvoorn	0.25			0.53		0.87			0.69				0.48	0.56	0.60		
		Indicator massafractie brasem en karper	0.25			0.54		0.62			0.56				0.37	0.45	0.50		
		Indicator massafractie plantminnende soorten	0.25			0.01		0.04			0.04				0.04	0.05	0.07		
		Indicator massafractie zuurstoftolerante soorten	0.25			0.00		0.01			0.01				0.01	0.00	0.00	0.00	
M14_NL92_ZWARTEMEER	Zwarte Meer	EKR score			0.28			0.38		0.41				0.37				0.32	
		Indicator massafractie baars en blankvoorn	0.25		0.40		0.63		0.83			0.83			0.57			0.55	
		Indicator massafractie brasem en karper	0.25		0.69		0.84		0.76			0.76			0.74			0.62	
		Indicator massafractie plantminnende soorten	0.25		0.01		0.02		0.02			0.04			0.15			0.06	
		Indicator massafractie zuurstoftolerante soorten	0.25		0.01		0.01		0.01			0.00			0.02			0.04	

Voor de **M20** wateren (matig grote diepe gebufferde meren, Tabel 5.6) wordt de variatie in EKR-score bepaald door de indicatoren massafracties baars/blankvoorn, brasem/karper en plantminnende soorten. De indicator massafractie plantminnende soorten had in vier van de vijf jaren een indicatorscore groter dan 0.10 voor het Zoommeer, terwijl voor het Volkerak enkel in 2017 en 2020 een aanzienlijk deel plantminnende soorten meetelden in de maatlatscore. Het Zoommeer had in 2019 in vergelijking tot de twee voorgaande jaren en 2020 een lagere score van baars/blankvoorn en brasem/karper. De deelscores van de massafractie zuurstoftolerante soorten staat voor alle jaren op 0.

Tabel 5.6 M20 Indicatorscores.

Waterlichaam M20	Naam	Beoordeling deelmaatlaten en indicatoren	Weging	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	
M20_NL89_ZOOMMEDT	Zoommeer, Eendracht	EKR score												0.23	0.48	0.75	0.44	0.54	
		Indicator massafractie baars en blankvoorn	0.25												0.46	0.93	1.00	0.50	1.00
		Indicator massafractie brasem en karper	0.25												0.28	1.00	1.00	0.44	1.00
		Indicator massafractie plantminnende soorten	0.25												0.17	0.00	1.00	0.83	0.16
		Indicator massafractie zuurstoftolerante soorten	0.25												0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
M20_NL89_VOLKERAK	Volkerak	EKR score			0.15				0.23			0.40			0.65			0.58	
		Indicator massafractie baars en blankvoorn	0.25		0.21				0.43			0.87			0.94			0.74	
		Indicator massafractie brasem en karper	0.25		0.36				0.48			0.71			0.93			0.74	
		Indicator massafractie plantminnende soorten	0.25		0.02				0.00			0.02			0.72			0.82	
		Indicator massafractie zuurstoftolerante soorten	0.25		0.00				0.00			0.00			0.00			0.00	

Voor **M21a Markermeer** (grote diepe gebufferde meren, Tabel 5.7) is de grootste variatie in de indicator baars/blankvoorn en de correctie snoekbaars, die 0.2 punten kan verschillen in EKR-score. Deze twee indicatoren bepalen voor een groot deel verschillen tussen jaren. Brasem en karper is in alle gevallen minstens 0.94, terwijl de twee indicatoren met weging 0.1 geen bijdrage leveren aan de EKR-score.

Tabel 5.7 M21a Indicatorscores en correctiefactor snoekbaars.

Waterlichaam M21a	Naam	Beoordeling deelmaatlaten en indicatoren	Weging	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
M21_NL92_MARKERMEER	Markermeer	EKR score		0.54	0.47	0.53	0.79	0.54	0.54	0.56	0.53
		Indicator massafractie baars en blankvoorn	0.4	0.85	0.67	0.83	1.00	0.84	0.65	0.83	0.58
		Indicator massafractie brasem en karper	0.4	1.00	1.00	1.00	0.98	1.00	0.96	0.94	1.00
		Indicator massafractie plantminnende soorten	0.1	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00
		Indicator massafractie zuurstoftolerante soorten	0.1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		Correctiefactor snoekbaars		-0.20	-0.20	-0.20		-0.20	-0.10	-0.15	-0.10

De variatie in EKR-score van **M21b IJsselmeer** ((grote diepe gebufferde meren, Tabel 5.8) wordt bepaald door een viertal indicatoren. De drie andere indicatoren hebben uiterst beperkt tot geen invloed op de variatie in EKR-score, te weten massafractie brasem en karper (altijd score 1, weinig vangsten van deze soorten), massafractie plantminnende soorten (tussen 0-0.01) en massafractie zuurstoftolerante soorten (altijd 0). Evenals het Markermeer kan variatie in snoekbaars een verschil van 0.2 uitmaken op de EKR-score.

Tabel 5.8 M21b Indicatorscores en correctiefactor snoekbaars.

Waterlichaam M21b	Naam	Beoordeling deelmaatlaten en indicatoren	Weging	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
M21_NL92_IJSSELMEER	IJsselmeer	EKR score		0.26	0.3	0.6	0.38	0.36	0.52	0.58	0.55
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.2	0.04	0.11	0.43	0.17	0.27	0.15	0.16	0.17
		Indicator massafractie baars en blankvoorn	0.25	0.57	0.59	1.00	1.00	0.82	1.00	1.00	0.93
		Indicator massafractie brasem en karper	0.25	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
		Indicator massafractie plantminnende soorten	0.05	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00
		Indicator massafractie zuurstoftolerante soorten	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		Indicator biomassa Bot	0.2	0.28	0.41	0.08	0.22	0.25	0.19	0.24	0.43
		Correctiefactor snoekbaars		-0.20	-0.20	0.00	-0.20	-0.20	-0.05	0.00	-0.05

Bij **M32** wateren (brakke tot zoute meren, Tabel 5.9) zijn er in totaal acht indicatoren, waarbij indicatoren met estuariene en mariene soorten de hoogste scores hebben. Variatie in de EKR-score tussen jaren wordt bepaald door variatie in meerdere indicatoren. In het Veerse meer heeft ook massafractie diadrome soorten zoute wateren een aandeel met scores van 1 in vier van de vijf jaren.

Tabel 5.9 M32 Deelmaatlat- en indicatorscores.

Waterlichaam M32	Naam	Beoordeling deelmaatlaten en indicatoren	Weging	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
M32_NL89_GREVLEMR	Grevelingenmeer	EKR score			0.4			0.39	0.44					0.45	0.36			
		Indicator soortenrijkdom diadrome soorten zout	0.125		0.20			0.00	0.40					0.20	0.40			
		Indicator soortenrijkdom estuarien residente soorten	0.125		0.80			0.80	0.60					0.80	0.80			
		Indicator soortenrijkdom mariene juveniel/seizoensgast	0.125		0.80			0.33	0.40					0.53	0.47			
		Indicator soortenrijkdom chloridetolerante soorten	0.125		0.00			0.00	0.00					0.00	0.00			
		Indicator massafractie diadrome soorten zout	0.125		0.00			0.00	0.11					0.03	0.04			
		Indicator massafractie estuarien residente soorten	0.125		0.41			1.00	1.00					1.00	0.18			
		Indicator massafractie mariene juveniel/seizoensgast	0.125		1.00			1.00	1.00					1.00	1.00			
		Indicator massafractie chloridetolerante soorten	0.125		0.00			0.00	0.00					0.00	0.00			
M32_NL89_VEERSMR	Veerse Meer	EKR score												0.43	0.52	0.57	0.60	0.55
		Indicator soortenrijkdom diadrome soorten zout	0.125											0.20	0.20	0.40	0.40	0.40
		Indicator soortenrijkdom estuarien residente soorten	0.125											0.60	0.60	0.80	0.80	0.50
		Indicator soortenrijkdom mariene juveniel/seizoensgast	0.125											0.60	0.53	0.40	0.60	0.53
		Indicator soortenrijkdom chloridetolerante soorten	0.125											0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		Indicator massafractie diadrome soorten zout	0.125											0.00	1.00	1.00	1.00	1.00
		Indicator massafractie estuarien residente soorten	0.125											1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
		Indicator massafractie mariene juveniel/seizoensgast	0.125											1.00	0.80	0.98	1.00	1.00
		Indicator massafractie chloridetolerante soorten	0.125											0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Bij **R7** wateren (langzaam stromende rivier op zand/klei, Tabel 5.10) hebben de indicatoren soortenrijkdom diadrome en limnofiele soorten de hoogste deelscore. De andere drie indicatoren komen veelal niet, of net, boven een deelscore van 0.1 uit.

Tabel 5.10 R7 Deelmaatlat- en indicatorscores exclusief fuiken.

Waterlichaam R7	Naam	Beoordeling deelmaatlaten en indicatoren	Weging	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	
R7_NL91BM	Bedijkte Maas	EKR score			0.17	0.16	0.18	0.18	0.16										
		Deelmaatlat soortensamenstelling			0.30	0.23	0.30	0.23	0.23				0.23		0.30	0.30	0.30		0.30
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33		0.30	0.10	0.10	0.10	0.10				0.30		0.30	0.30	0.30		0.30
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33		0.50	0.50	0.70	0.50	0.50				0.30		0.50	0.50	0.50		0.50
		Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33		0.10	0.10	0.10	0.10	0.10				0.10		0.10	0.10	0.10		0.10
		Deelmaatlat visabundantie			0.05	0.08	0.07	0.12	0.08				0.03		0.02	0.15	0.12		0.06
		Indicator soortenaandeel rheofiele soorten	0.5		0.07	0.03	0.06	0.05	0.07				0.04		0.02	0.10	0.06		0.02
		Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5		0.02	0.13	0.07	0.19	0.08				0.01		0.02	0.20	0.17		0.09
		EKR score			0.17	0.17	0.17	0.21	0.13				0.15		0.10	0.18	0.18		0.20
		Deelmaatlat soortensamenstelling			0.30	0.30	0.30	0.30	0.23				0.23		0.17	0.10	0.30		0.30
Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33		0.30	0.30	0.30	0.30	0.10				0.10		0.10	0.10	0.30		0.30		
Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33		0.50	0.50	0.50	0.50	0.50				0.50		0.30	0.10	0.50		0.50		
Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33		0.10	0.10	0.10	0.10	0.10				0.10		0.10	0.10	0.10		0.10		
Deelmaatlat visabundantie			0.03	0.04	0.05	0.12	0.03				0.06		0.04	0.27	0.06		0.10		
Indicator soortenaandeel rheofiele soorten	0.5		0.06	0.04	0.06	0.06	0.02				0.12		0.06	0.53	0.09		0.15		
Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5		0.01	0.03	0.03	0.17	0.03				0.00		0.02	0.00	0.03		0.05		
R7_NL93_7	Nederrijn, Lek	EKR score		0.11	0.09	0.06	0.07	0.14	0.14	0.20	0.06	0.08	0.15	0.16	0.08	0.13	0.06	0.10	
		Deelmaatlat soortensamenstelling		0.17	0.17	0.10	0.10	0.23	0.17	0.23	0.10	0.10	0.10	0.10	0.23	0.10	0.17	0.10	0.17
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33	0.30	0.30	0.10	0.10	0.50	0.30	0.50	0.10	0.10	0.10	0.10	0.50	0.10	0.30	0.10	0.30
		Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
		Deelmaatlat visabundantie		0.06	0.01	0.02	0.03	0.05	0.10	0.17	0.01	0.06	0.20	0.08	0.05	0.09	0.03	0.03	
		Indicator soortenaandeel rheofiele soorten	0.5	0.10	0.02	0.03	0.07	0.03	0.18	0.18	0.03	0.12	0.40	0.13	0.10	0.08	0.06	0.03	
		Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5	0.01	0.01	0.00	0.00	0.06	0.03	0.17	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.09	0.00	0.02	
		EKR score		0.15	0.15	0.07	0.18	0.15	0.12	0.11	0.14	0.11	0.11	0.13	0.14	0.07	0.08	0.14	0.09
		Deelmaatlat soortensamenstelling		0.23	0.23	0.10	0.30	0.23	0.17	0.17	0.23	0.17	0.10	0.23	0.10	0.23	0.10	0.23	0.17
Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33	0.30	0.30	0.10	0.30	0.30	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.30	0.10	0.10	0.10	0.10		
Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33	0.30	0.30	0.10	0.50	0.30	0.30	0.50	0.30	0.50	0.30	0.10	0.30	0.10	0.50	0.30			
Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10			
Deelmaatlat visabundantie		0.07	0.07	0.03	0.06	0.06	0.08	0.06	0.05	0.05	0.16	0.04	0.04	0.06	0.04	0.01			
Indicator soortenaandeel rheofiele soorten	0.5	0.11	0.14	0.07	0.10	0.11	0.14	0.10	0.09	0.08	0.32	0.07	0.07	0.13	0.06	0.01			
Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5	0.02	0.00	0.00	0.02	0.00	0.01	0.02	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00			
R7_NL93_IJssel	IJssel	EKR score		0.13	0.17	0.12	0.22	0.22	0.22	0.24	0.20	0.14	0.13	0.16	0.14	0.12	0.21	0.13	
		Deelmaatlat soortensamenstelling		0.23	0.30	0.10	0.23	0.37	0.30	0.30	0.37	0.17	0.23	0.30	0.23	0.17	0.37	0.23	
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33	0.30	0.30	0.10	0.10	0.50	0.30	0.30	0.50	0.10	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.10	
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33	0.30	0.50	0.10	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.30	0.30	0.50	0.30	0.10	0.70	0.50	
		Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	
		Deelmaatlat visabundantie		0.03	0.04	0.13	0.21	0.08	0.15	0.18	0.04	0.12	0.03	0.02	0.05	0.07	0.06	0.02	
		Indicator soortenaandeel rheofiele soorten	0.5	0.06	0.07	0.26	0.27	0.13	0.12	0.16	0.06	0.10	0.05	0.04	0.07	0.15	0.05	0.02	
		Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5	0.00	0.00	0.00	0.14	0.02	0.17	0.21	0.02	0.14	0.00	0.00	0.03	0.00	0.07	0.02	

Opname van **fuikgegevens bij R7** (Tabel 5.11) gaf voor de Bedijkte Maas en Zandmaas in sommige jaren een verhoging van de indicatorscore voor soortenrijkdom limnofiele soorten en voor de Bedijkte Maas in twee jaren ook een verhoging van de indicator reofiele soorten. Voor de overige drie R7 waterlichamen was in sommige jaren naast eerder genoemde twee indicatoren ook een verhoging te zien voor soortenrijkdom diadrome vissoorten.

Tabel 5.11 R7 Deelmaatlat- en indicatorscores inclusief fuiken.

Waterlichaam R7	Naam	Beoordeling deelmaatlaten en indicatoren	Weging	2015	2016	2017	2018	2019	2020
R7_NL91BM	Bedijkte Maas	EKR score			0.26	0.29	0.31		0.28
		Deelmaatlat soortensamenstelling			0.30	0.43	0.50		0.50
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33		0.30	0.30	0.30		0.30
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33		0.50	0.90	0.90		0.90
		Indicator soortenrijkdom reofiele soorten	0.33		0.10	0.10	0.30		0.30
		Deelmaatlat visabundantie			0.02	0.15	0.12		0.06
		Indicator soortenaandeel reofiele soorten	0.5		0.02	0.10	0.06		0.02
		Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5		0.02	0.20	0.17		0.09
R7_NL91ZM	Zandmaas	EKR score			0.20	0.32	0.28		0.30
		Deelmaatlat soortensamenstelling			0.37	0.37	0.50		0.50
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33		0.10	0.10	0.30		0.30
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33		0.70	0.90	0.90		0.90
		Indicator soortenrijkdom reofiele soorten	0.33		0.30	0.10	0.30		0.30
		Deelmaatlat visabundantie			0.04	0.27	0.06		0.10
		Indicator soortenaandeel reofiele soorten	0.5		0.06	0.53	0.09		0.15
		Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5		0.02	0.00	0.03		0.05
R7_NL93_7	Nederrijn, Lek	EKR score		0.38	0.36	0.31	0.29	0.26	0.26
		Deelmaatlat soortensamenstelling		0.57	0.63	0.57	0.50	0.50	0.50
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33	0.70	0.70	0.70	0.50	0.50	0.50
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33	0.50	0.70	0.50	0.50	0.50	0.50
		Indicator soortenrijkdom reofiele soorten	0.33	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
		Deelmaatlat visabundantie		0.20	0.08	0.05	0.09	0.03	0.03
		Indicator soortenaandeel reofiele soorten	0.5	0.40	0.13	0.10	0.08	0.06	0.03
		Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5	0.00	0.04	0.00	0.09	0.00	0.02
R7_NL93_8	Boven Rijn, Waal	EKR score		0.33	0.27	0.17	0.18	0.17	0.15
		Deelmaatlat soortensamenstelling		0.50	0.50	0.30	0.30	0.30	0.30
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33	0.50	0.50	0.30	0.30	0.30	0.30
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33	0.70	0.70	0.50	0.50	0.50	0.50
		Indicator soortenrijkdom reofiele soorten	0.33	0.30	0.30	0.10	0.10	0.10	0.10
		Deelmaatlat visabundantie		0.16	0.04	0.04	0.06	0.04	0.01
		Indicator soortenaandeel reofiele soorten	0.5	0.32	0.07	0.07	0.13	0.06	0.01
		Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00
R7_NL93_IJssel	IJssel	EKR score		0.26	0.16	0.14	0.19	0.21	0.13
		Deelmaatlat soortensamenstelling		0.50	0.30	0.23	0.30	0.37	0.23
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33	0.50	0.30	0.30	0.30	0.30	0.10
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33	0.50	0.50	0.30	0.50	0.70	0.50
		Indicator soortenrijkdom reofiele soorten	0.33	0.50	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
		Deelmaatlat visabundantie		0.03	0.02	0.05	0.07	0.06	0.02
		Indicator soortenaandeel reofiele soorten	0.5	0.05	0.04	0.07	0.15	0.05	0.02
		Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5	0.00	0.00	0.03	0.00	0.07	0.02

Bij **R8** (zoet getijdenwater op zand/klei, Tabel 5.12) bestaat de variatie in EKR-scores met name door variatie in het aantal gevangen limnofiele soorten, waarbij er verschil zit tussen het vangen van geen (score 0.1), één (0.3) en twee tot drie soorten (0.5) en het soortenaandeel reofiele soorten.

Tabel 5.12 R8 Deelmaatlat- en indicatorscores exclusief fuiken.

Waterlichaam R8	Naam	Beoordeling deelmaatlaten en indicatoren	Weging	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020		
R8_NL94_1	Haringvliet Oost	EKR score			0.13	0.09	0.1	0.06	0.13	0.13	0.06	0.05	0.13	0.05	0.1	0.1	0.12	0.12		
		Deelmaatlat soortensamenstelling			0.23	0.17	0.17	0.10	0.23	0.23	0.10	0.10	0.23	0.10	0.17	0.17	0.23	0.23		
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33		0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33		0.50	0.30	0.30	0.10	0.50	0.50	0.10	0.10	0.50	0.10	0.30	0.30	0.50	0.50		
		Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33		0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	
		Deelmaatlat visabundantie			0.02	0.01	0.02	0.03	0.03	0.03	0.02	0.01	0.02	0.01	0.03	0.03	0.01	0.01		
		Indicator soortenaandeel rheofiele soorten	0.5		0.03	0.01	0.04	0.05	0.05	0.05	0.03	0.02	0.03	0.01	0.06	0.06	0.01	0.01		
		Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
		EKR score			0.16	0.15	0.18	0.13	0.16	0.14	0.16	0.17	0.18	0.17	0.18	0.17	0.14	0.12	0.17	0.21
		Deelmaatlat soortensamenstelling			0.23	0.23	0.23	0.17	0.17	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23	0.17	0.17	0.23	0.30	
Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33		0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10			
Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33		0.50	0.50	0.50	0.30	0.30	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.30	0.30	0.50	0.70			
Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33		0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10			
Deelmaatlat visabundantie			0.08	0.07	0.12	0.09	0.15	0.04	0.08	0.10	0.10	0.12	0.11	0.12	0.08	0.11	0.11			
Indicator soortenaandeel rheofiele soorten	0.5		0.07	0.09	0.18	0.17	0.28	0.08	0.10	0.20	0.21	0.21	0.23	0.14	0.22	0.16				
Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5		0.10	0.05	0.05	0.01	0.02	0.01	0.07	0.00	0.04	0.01	0.01	0.02	0.01	0.06				
R8_NL94_4	Oude Maas	EKR score			0.20	0.19	0.15	0.19	0.19	0.15	0.20	0.07	0.25	0.08	0.15	0.16	0.15	0.29		
		Deelmaatlat soortensamenstelling			0.30	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23	0.10	0.10	0.10	0.17	0.17	0.23	0.17		
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33		0.30	0.10	0.30	0.10	0.30	0.10	0.30	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10		
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33		0.50	0.50	0.30	0.50	0.30	0.50	0.30	0.10	0.10	0.30	0.30	0.50	0.30			
		Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33		0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10			
		Deelmaatlat visabundantie			0.11	0.15	0.06	0.14	0.15	0.06	0.17	0.04	0.39	0.06	0.14	0.15	0.07	0.41		
		Indicator soortenaandeel rheofiele soorten	0.5		0.19	0.13	0.10	0.26	0.28	0.11	0.34	0.08	0.78	0.12	0.26	0.30	0.11	0.81		
		Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5		0.02	0.17	0.02	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.03		
		EKR score			0.12	0.09	0.14	0.17	0.09	0.22	0.15	0.09	0.15	0.09	0.15	0.07	0.10	0.16	0.12	0.09
		Deelmaatlat soortensamenstelling			0.10	0.10	0.17	0.30	0.10	0.30	0.23	0.17	0.23	0.10	0.10	0.23	0.23	0.17		
Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33		0.10	0.10	0.10	0.30	0.10	0.30	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10					
Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33		0.10	0.10	0.30	0.50	0.10	0.50	0.50	0.30	0.50	0.10	0.10	0.50	0.50					
Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33		0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10					
Deelmaatlat visabundantie			0.13	0.07	0.12	0.04	0.08	0.14	0.07	0.02	0.06	0.04	0.11	0.08	0.01	0.01				
Indicator soortenaandeel rheofiele soorten	0.5		0.26	0.15	0.23	0.08	0.16	0.26	0.12	0.03	0.11	0.08	0.21	0.15	0.03	0.02				
Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5		0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00					
R8_NL94_7	Hollandse IJssel	EKR score													0.10	0.15	0.06	0.18	0.10	
		Deelmaatlat soortensamenstelling														0.17	0.23	0.10	0.23	0.17
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33													0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33													0.30	0.50	0.10	0.50	0.30
		Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33													0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
		Deelmaatlat visabundantie														0.03	0.06	0.02	0.13	0.02
		Indicator soortenaandeel rheofiele soorten	0.5													0.05	0.05	0.04	0.07	0.01
		Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5													0.01	0.06	0.00	0.19	0.04
		EKR score										0.07				0.40	0.42	0.41	0.40	0.43
		Deelmaatlat soortensamenstelling										0.10				0.30	0.30	0.30	0.30	0.30
Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33									0.10				0.10	0.10	0.10	0.10	0.10		
Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33									0.10				0.70	0.70	0.70	0.70	0.70		
Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33									0.10				0.10	0.10	0.10	0.10	0.10		
Deelmaatlat visabundantie										0.05				0.50	0.53	0.52	0.49	0.56		
Indicator soortenaandeel rheofiele soorten	0.5									0.10				0.17	0.18	0.21	0.23	0.31		
Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5									0.00				0.83	0.88	0.83	0.75	0.81		

Opname van **fuikgegevens bij R8** (Tabel 5.13) gaf per waterlichaam en jaar verhoging in minstens één indicator. Bij de Oude Maas (NL94_4) was bijvoorbeeld een verhoging te zien voor alle indicatoren voor alle jaren, terwijl bij de Brabantsche Biesbosch (NL94_10) dit enkel was voor soortenrijkdom diadrome soorten. De bemonstering wordt hier echter uitgevoerd met een zegen in plaats van boomkor, waarbij de gevangen visgemeenschap ook anders is.

Tabel 5.13 R8 Deelmaatlat- en indicatorscores inclusief fuiken.

Waterlichaam R8	Naam	Beoordeling deelmaatlaten en indicatoren	Weging	2015	2016	2017	2018	2019	2020
R8_NL94_1	Haringvliet Oost	EKR score		0.26	0.12	0.17	0.16	0.19	0.19
		Deelmaatlat soortensamenstelling		0.50	0.23	0.30	0.30	0.37	0.37
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33	0.70	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33	0.50	0.10	0.30	0.30	0.50	0.50
		Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33	0.30	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
		Deelmaatlat visabundantie		0.02	0.01	0.03	0.03	0.01	0.01
		Indicator soortenanaandeel rheofiele soorten	0.5	0.03	0.01	0.06	0.06	0.01	0.01
		Indicator soortenanaandeel limnofiele soorten	0.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
R8_NL94_2	Dordtse Biesbosch	EKR score		0.18	0.20	0.21	0.16	0.17	0.21
		Deelmaatlat soortensamenstelling		0.23	0.30	0.30	0.23	0.23	0.30
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33	0.10	0.30	0.30	0.10	0.10	0.10
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.70
		Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
		Deelmaatlat visabundantie		0.12	0.11	0.12	0.08	0.11	0.11
		Indicator soortenanaandeel rheofiele soorten	0.5	0.21	0.21	0.23	0.14	0.22	0.16
		Indicator soortenanaandeel limnofiele soorten	0.5	0.04	0.01	0.01	0.02	0.01	0.06
R8_NL94_4	Oude Maas	EKR score		0.48	0.31	0.35	0.33	0.29	0.45
		Deelmaatlat soortensamenstelling		0.57	0.57	0.57	0.50	0.50	0.50
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33	0.70	0.70	0.70	0.50	0.50	0.50
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
		Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
		Deelmaatlat visabundantie		0.39	0.06	0.14	0.15	0.07	0.41
		Indicator soortenanaandeel rheofiele soorten	0.5	0.78	0.12	0.26	0.30	0.11	0.81
		Indicator soortenanaandeel limnofiele soorten	0.5	0.00	0.00	0.02	0.00	0.03	0.00
R8_NL94_5	Beneden Maas	EKR score		0.22	0.17	0.17	0.19	0.16	0.16
		Deelmaatlat soortensamenstelling		0.37	0.30	0.23	0.30	0.30	0.30
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33	0.50	0.50	0.30	0.30	0.30	0.30
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33	0.50	0.30	0.30	0.50	0.50	0.50
		Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
		Deelmaatlat visabundantie		0.06	0.04	0.11	0.08	0.01	0.01
		Indicator soortenanaandeel rheofiele soorten	0.5	0.11	0.08	0.21	0.15	0.03	0.02
		Indicator soortenanaandeel limnofiele soorten	0.5	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
R8_NL94_10	Brabantse Biesbosch	EKR score			0.47	0.48	0.44	0.43	0.43
		Deelmaatlat soortensamenstelling			0.43	0.43	0.37	0.37	0.30
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33		0.50	0.50	0.30	0.30	0.10
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33		0.70	0.70	0.70	0.70	0.70
		Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33		0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
		Deelmaatlat visabundantie			0.50	0.53	0.52	0.49	0.56
		Indicator soortenanaandeel rheofiele soorten	0.5		0.17	0.18	0.21	0.23	0.31
		Indicator soortenanaandeel limnofiele soorten	0.5		0.83	0.88	0.83	0.75	0.81

Bij **R16** (snel stromende rivier op zandbodem of grind, Tabel 5.14) de Grensmaas is in vergelijking met R7 en R8 het soortenaandeel reofiele soorten, maar ook limnofiele soorten hoger. Daarbij bestaat wel jaarlijkse variatie in de hoogte van de deelscores, welke de uiteindelijke EKR-score bepalen.

Tabel 5.14 R16 Deelmaatlat- en indicatorscores exclusief fuiken.

Waterlichaam R16	Naam	Beoordeling deelmaatlaten en indicatoren	Weging	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
NL91GM	Grensmaas	EKR score		0.43	0.35	0.48	0.53	0.44	0.44	0.43	0.47	0.25	0.43	0.16	0.32	0.31	0.29	0.28
		Deelmaatlat soortensamenstelling		0.23	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.17	0.30	0.30	0.30	0.30
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33	0.30	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.10	0.50	0.50	0.50	0.50
		Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
		Deelmaatlat visabundantie		0.63	0.41	0.65	0.76	0.57	0.57	0.55	0.64	0.20	0.57	0.16	0.33	0.32	0.28	0.27
		Indicator soortenaandeel rheofiele soorten	0.5	0.83	0.49	0.82	0.83	0.89	0.80	0.63	0.81	0.10	0.90	0.11	0.33	0.22	0.30	0.24
		Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5	0.44	0.32	0.48	0.69	0.26	0.34	0.48	0.47	0.30	0.23	0.20	0.34	0.41	0.26	0.29

Opname van **fuikgegevens bij R16** (Tabel 5.15) geeft een verhoging van de indicator soortenrijkdom reofiele soorten in 2015 en limnofiele soorten in 2016-2020.

Tabel 5.15 R16 Deelmaatlat- en indicatorscores inclusief fuiken.

Waterlichaam R16	Naam	Beoordeling deelmaatlaten en indicatoren	Weging	2015	2016	2017	2018	2019	2020
NL91GM	Grensmaas	EKR score		0.43	0.26	0.35	0.34	0.32	0.35
		Deelmaatlat soortensamenstelling		0.30	0.37	0.37	0.37	0.37	0.43
		Indicator soortenrijkdom diadrome soort rivieren	0.33	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30
		Indicator soortenrijkdom limnofiele soorten	0.33	0.50	0.70	0.70	0.70	0.70	0.90
		Indicator soortenrijkdom rheofiele soorten	0.33	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
		Deelmaatlat visabundantie		0.57	0.16	0.33	0.32	0.28	0.27
		Indicator soortenaandeel rheofiele soorten	0.5	0.90	0.11	0.33	0.22	0.30	0.24
		Indicator soortenaandeel limnofiele soorten	0.5	0.23	0.20	0.34	0.41	0.26	0.29

De variatie per jaar in **O2a** (overgangswateren bemonsterd met ankerkuil) EKR-scores, komt door jaarlijkse variatie van een veelvoud van indicatoren (Tabel 5.16).

Tabel 5.16 O2a Deelmaatlat- en indicatorscores.

Naam	Beoordeling deelmaatlaten en indicatoren	Weging	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Westerschelde	EKR score		0.32	0.38	0.39	0.55	0.48	0.29	0.36	0.41	0.44	0.39	0.33	0.33	0.45	0.33	0.28
	Deelmaatlat soortensamenstelling		0.45	0.52	0.55	0.48			0.53	0.54	0.57	0.55	0.43	0.45	0.45	0.45	0.33
	Indicator soortenrijkdom diadrome soorten zout	0.2	0.58	0.67	0.50	0.58			0.50	0.50	0.58	0.50	0.42	0.42	0.50	0.42	0.17
	Indicator soortenrijkdom estuarien residente soorten	0.2	0.07	0.57	0.79	0.64			0.71	0.64	0.71	0.64	0.64	0.57	0.50	0.57	0.50
	Indicator soortenrijkdom mariene juveniel	0.2	0.82	0.73	0.82	0.64			0.82	0.73	0.64	0.73	0.64	0.73	0.82	0.73	0.55
	Indicator soortenrijkdom seizoensgast	0.2	0.57	0.43	0.57	0.43			0.43	0.71	0.71	0.71	0.43	0.43	0.43	0.43	0.43
	Indicator soortenrijkdom zoetwater soorten	0.2	0.18	0.18	0.09	0.09			0.18	0.09	0.18	0.18	nvt	0.09	0.00	0.09	nvt
	Deelmaatlat abundantie vissen		0.19	0.24	0.22	0.11			0.19	0.27	0.32	0.23	0.13	0.21	0.33	0.22	0.15
	Indicator aantal Spiering	0.2	0.00	0.00	0.00	0.00			0.00	0.08	0.09	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Indicator aantal Fint	0.2	0.00	0.00	0.00	0.00			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Indicator aantal Haring	0.2	0.94	1.00	1.00	0.45			0.93	1.00	1.00	0.94	0.58	1.00	1.00	1.00	0.72
	Indicator aantal Bot	0.2	0.00	0.08	0.04	0.04			0.01	0.01	0.08	0.02	0.01	0.05	0.10	0.04	0.02
	Indicator aantal Slakdolf	0.2	0.00	0.10	0.07	0.04			0.03	0.28	0.41	0.06	0.04	0.01	0.55	0.06	0.01
	Indicator aantal Pos	nvt							nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
Eems	EKR score		0.51	0.43	0.50	0.47	0.39	0.51	0.46	0.44	0.48	0.49	0.48	0.38	0.45	0.46	
	Deelmaatlat soortensamenstelling		0.76	0.58	0.64	0.69	0.64	0.73	0.60	0.63	0.70	0.65	0.66	0.49	0.58	0.66	
	Indicator soortenrijkdom diadrome soorten zout	0.2	0.58	0.58	0.50	0.50	0.50	0.50	0.58	0.42	0.42	0.50	0.50	0.58	0.42	0.50	0.58
	Indicator soortenrijkdom estuarien residente soorten	0.2	0.79	0.64	0.79	0.79	0.64	0.64	0.71	0.71	0.71	0.71	0.71	0.79	0.36	0.71	0.79
	Indicator soortenrijkdom mariene juveniel	0.2	1.00	0.82	0.91	0.91	0.73	1.00	0.91	0.91	1.00	0.82	0.91	0.73	0.82	0.91	0.91
	Indicator soortenrijkdom seizoensgast	0.2	0.71	0.57	0.71	0.71	0.71	0.86	0.43	0.57	0.71	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57
	Indicator soortenrijkdom zoetwater soorten	0.2	0.73	0.27	0.27	0.55	0.64	0.55	0.55	0.55	0.55	0.64	0.46	0.36	0.27	0.46	
	Deelmaatlat abundantie vissen		0.25	0.28	0.36	0.25	0.13	0.30	0.32	0.26	0.26	0.34	0.30	0.27	0.32	0.26	
	Indicator aantal Spiering	0.167	0.00	0.09	0.07	0.02	0.00	0.05	0.02	0.00	0.00	0.11	0.03	0.05	0.00	0.03	
	Indicator aantal Fint	0.167	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Indicator aantal Haring	0.167	0.84	0.89	1.00	0.90	0.26	0.92	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
	Indicator aantal Bot	0.167	0.42	0.46	0.55	0.20	0.22	0.37	0.45	0.11	0.14	0.50	0.45	0.54	0.48	0.45	
	Indicator aantal Slakdolf	0.167	0.25	0.25	0.53	0.41	0.31	0.41	0.43	0.42	0.39	0.40	0.30	0.00	0.42	0.05	
	Indicator aantal Pos	0.167	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

De variatie per jaar in **O2b** (overgangswateren bemonsterd met boomkor) EKR-scores, welke berekend wordt inclusief fuikgegevens, komt ook door jaarlijkse variatie van een veelvoud van indicatoren (Tabel 5.17).

Tabel 5.17 O2b Deelmaatlat- en indicatorscores.

Waterlichaam	Naam	Beoordeling deelmaatlaten en indicatoren	Weging	2015	2016	2017	2018	2019	2020
O2b_NL87_1	Noordzeekanaal	EKR score			0.36	0.43	0.42	0.4	0.39
		Deelmaatlat Soortensamenstelling vissen			0.56	0.69	0.65	0.61	0.58
		Indicator soortenrijkdom diadrome soorten zout	0.2		0.42	0.58	0.50	0.42	0.50
		Indicator soortenrijkdom estuarien residente soor	0.2		0.57	0.71	0.64	0.57	0.57
		Indicator soortenrijkdom mariene juveniel	0.2		0.73	1.00	1.00	1.00	1.00
		Indicator soortenrijkdom mariene seizoensgast	0.2		0.43	0.43	0.29	0.43	0.29
		Indicator soortenrijkdom zoetwater soorten	0.2		0.64	0.73	0.82	0.64	0.55
		Deelmaatlat abundantie vissen			0.17	0.17	0.19	0.19	0.20
		Indicator aantal per oppervlakte Spiering	0.143		0.23	0.26	0.34	0.42	0.47
		Indicator aantal per oppervlakte Fint	0.143		nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
		Indicator aantal per oppervlakte Schol	0.143		0.40	0.25	0.26	0.34	0.39
		Indicator aantal per oppervlakte Wijting	0.143		0.05	0.12	0.05	0.06	0.02
		Indicator aantal per oppervlakte Slakdolf	0.143		nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
		Indicator aantal per oppervlakte Bot	0.143		0.47	0.50	0.62	0.46	0.47
Indicator aantal per oppervlakte Pos	0.143		0.02	0.05	0.06	0.04	0.04		
O2b_NL94_9	Nieuwe Waterweg	EKR score		0.38	0.44	0.42	0.50	0.43	0.42
		Deelmaatlat Soortensamenstelling vissen		0.61	0.62	0.64	0.75	0.58	0.60
		Indicator soortenrijkdom diadrome soorten zout	0.2	0.75	0.50	0.58	0.67	0.58	0.58
		Indicator soortenrijkdom estuarien residente soor	0.2	0.57	0.50	0.79	0.86	0.64	0.57
		Indicator soortenrijkdom mariene juveniel	0.2	0.91	0.91	0.91	0.91	0.82	0.82
		Indicator soortenrijkdom mariene seizoensgast	0.2	0.29	0.71	0.57	0.57	0.57	0.57
		Indicator soortenrijkdom zoetwater soorten	0.2	0.55	0.46	0.36	0.73	0.27	0.46
		Deelmaatlat abundantie vissen		0.14	0.26	0.21	0.25	0.27	0.25
		Indicator aantal per oppervlakte Spiering	0.143	0.32	0.42	0.08	0.30	0.46	0.40
		Indicator aantal per oppervlakte Fint	0.143	nvt	0.05	nvt	0.02	nvt	nvt
		Indicator aantal per oppervlakte Schol	0.143	0.09	0.86	0.58	0.82	0.69	0.64
		Indicator aantal per oppervlakte Wijting	0.143	0.20	0.29	0.49	0.45	0.42	0.27
		Indicator aantal per oppervlakte Slakdolf	0.143	nvt	nvt	0.02	nvt	nvt	nvt
		Indicator aantal per oppervlakte Bot	0.143	0.38	0.18	0.26	0.16	0.35	0.42
Indicator aantal per oppervlakte Pos	0.143	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt		
O2b_NL94_11	Haringvliet west	EKR score		0.23	0.27	0.27	0.25	0.35	0.32
		Deelmaatlat Soortensamenstelling vissen		0.37	0.39	0.39	0.29	0.46	0.39
		Indicator soortenrijkdom diadrome soorten zout	0.2	0.83	0.75	0.75	0.58	0.67	0.75
		Indicator soortenrijkdom estuarien residente soor	0.2	0.07	0.07	0.21	0.07	0.29	0.21
		Indicator soortenrijkdom mariene juveniel	0.2	nvt	0.09	0.09	0.09	0.46	0.27
		Indicator soortenrijkdom mariene seizoensgast	0.2	0.14	0.29	0.14	nvt	0.14	nvt
		Indicator soortenrijkdom zoetwater soorten	0.2	0.82	0.73	0.73	0.73	0.73	0.73
		Deelmaatlat abundantie vissen		0.08	0.15	0.15	0.21	0.24	0.24
		Indicator aantal per oppervlakte Spiering	0.143	nvt	0.06	0.03	0.02	0.26	0.03
		Indicator aantal per oppervlakte Fint	0.143	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
		Indicator aantal per oppervlakte Schol	0.143	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	0.05
		Indicator aantal per oppervlakte Wijting	0.143	nvt	nvt	nvt	nvt	0.00	nvt
		Indicator aantal per oppervlakte Slakdolf	0.143	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
		Indicator aantal per oppervlakte Bot	0.143	0.04	0.21	0.48	0.46	0.62	0.74
Indicator aantal per oppervlakte Pos	0.143	0.53	0.81	0.50	1.00	0.80	0.83		

6 Kwaliteitsborging

Wageningen Marine Research beschikt over een ISO 9001:2015 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. Dit certificaat is geldig tot 15 december 2021. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV GL.

De gegevens van de verschillende monitoringen zijn opgenomen in de WMR database FRISBE. Voordat de gegevens in de database worden geïmporteerd, wordt eerst een aantal standaard controles uitgevoerd en worden de gegevens waar nodig aangepast.

Jaarlijks vindt een identificatieworkshop zoetwatervis plaats, voor medewerkers van WMR en ingehuurde beroepsvissers en andere externen. Hierover wordt jaarlijks gerapporteerd (van Keeken, 2018).

Literatuur

- Aarts TWPM, 2007. Kennisdocument snoekbaars, *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 16. Sportvisserij Nederland, Bilthoven.
- Aarts TWPM, Breukelaar AW, 2017. Migration patterns and home range of pikeperch (*Sander lucioperca*, Linnaeus, 1758) in Dutch river systems. *Journal of Applied Ichthyology*, 33(5), 907-913.
- Alabaster JS, Lloyd R, 1982. Water quality criteria for freshwater fish. Sec. ed. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Butterworth Scientific pp. 361.
- Bakker HD & WJ Schouten, 1992. Habitat Geschiktheids Index model Snoekbaars *Stizostedion lucioperca* (L.). Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
- Bergstedt RA en Seelye JG, 1995. Evidence for a lack of homing by sea lamprey. *Transactions of the American Fisheries Society*, 124: 235-239
- Bijkerk, RR, 2010. Handboek Hydrobiologie. Belangrijke criteria hierbij zijn zoutgehalte (met als maat het chloridegehalte), stroming, alkaliniteit (buffering), gemiddelde diepte, breedte of oppervlakte en bodemaard. STOWA, Amersfoort.
- Bijlsma, R.J., Agrillo, E., Attore, F., Boitani, L., Brunner, A., Evan, P., Foppen, R., Gubbay, S., Janssen, J.A.M., van Kleunen, A., Langhout, W., Pacifici, M., Ramirez, I. Rondinini, C., van Roomen, M. Siepel, H., van Swaaij, C.A.M., Winter, H.V. 2019. Defining and applying the concept of Favourable Reference Values for species and habitats under the EU Birds and Habitats Directives. ISSN 1566-7197. WER Report 2929.
- Borcharding J, Scharbert A & Urbatzka R. 2006. Timing of downstream migration and food uptake of juvenile North Sea Noordzeehouting stocked in the Lower Rhine and the Lippe (Germany). *Journal of Fish Biology* 68, 1271-1286.
- Borcharding J, Pickhardt C, Winter HV, Becker JS, 2008. Migration history of North Sea Noordzeehouting (*Coregonus oxyrinchus* L.) caught in Lake IJsselmeer (The Netherlands) inferred from scale transects of Sr-88: Ca-44 ratios. *Aquatic Sciences* 70:1, 47-56
- Borcharding J, Heynen M, Jäger-Kleinicke T, Winter HV, Eckman R, 2010. Re-establishment of the North Sea Noordzeehouting in the River Rhine. *Fisheries Management and Ecology* 17: 291-293.
- Borcharding J, Breukelaar AW, Winter HV en König U, 2014. Spawning migration and larval drift of anadromous North Sea Noordzeehouting (*Coregonus oxyrinchus*) in the River IJssel, the Netherlands. *Ecology of Freshwater Fish* 23: 161-170.
- Breine J, De Bruyn A, Galle L, Lambeens I, Maes Y, Terrie T, Van Thuyne G, 2021a. Monitoring van de visgemeenschap in het Zeeschelde-estuarium: ankerkuilcampagnes 2020. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (1). INBO, Brussel.
- Breine J, De Bruyn A, Galle L, Lambeens I, Maes Y, Terrie T, Van Thuyne G, 2021b. Opvolgen van het visbestand in het Zeeschelde-estuarium: Viscampagnes 2020. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (3). INBO, Brussel.
- Brevé NWP, Vis H, Breukelaar AW, 2019. Escape from the North Sea: the possibilities for pikeperch (*Sander lucioperca* L. 1758) to re-enter the Rhine and Meuse estuary via the Haringvlietdam, as revealed by telemetry. *Journal of Coastal Conservation*, 23(1), 239-252.
- Carlander KD 1945. Age, growth, sexual maturity, and population fluctuations of the yellow pikeperch, *Stizostedion vitreum vitreum* (Mitchill), with reference to the commercial fisheries, Lake of the Woods, Minnesota. *Transactions of the American Fisheries Society*, 73(1), 90-107.
- Carol J, Benejam L, Benito J, Garcia-Berthou E, 2009. Growth and diet of European catfish *S. glanis* in early and late invasion stages. *Fundamental and Applied Limnology*, 174:317-328.
- Chotkowski MA, Marsden JE, 1999. Round goby and mottled sculpin predation on lake trout eggs and fry: field predictions from laboratory experiments. *J Great Lakes Res* 25:26-35.

- Cohen, AN, & JT Carlton, 1997. Transoceanic transport mechanisms: Introduction of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*, to California. *Pacific Science* 51(1): 1-11.
- Collas FPL, Flores NY, van Aalderen R, Bosman F, Schoor MM, Verbrugge LNH, Romeijn N, van Kessel N, Achterkamp B, Liefveld W, Buijse AD, Leuven RSEW, 2020. Rapportage natuurgegevens langsdammen Waal 2016 – 2020. Reeks Verslagen Dierecologie en Fysiologie 2020-2. Radboud Universiteit Nijmegen, Nederland.
- Copp GH, Kováč V, Zweimüller I, Dias A, Nascimento M, Balážová M, 2008. Preliminary study of dietary interactions between invading Ponto-Caspian gobies and some native fish species in the River Danube near Bratislava (Slovakia) *Aquatic Invasions* 3:193–200.
- Copp HG et al, 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish. Fish.* 10, 252–282.
- Corkum LD, Sapota MR, Skora KE, 2004. The round goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the Atlantic Ocean, *Biol. Invasions*, 173-181.
- Craig JF, 2000. Percid Fishes. Systematics, Ecology and Exploitation. Blackwell Science, Oxford, UK.
- De Boois IJ, Couperus AC, 2020. Ankerkuilbemonstering in de Westerschelde Resultaten 2020 en Meerjarenoverzichten. Wageningen Marine Research report C098/20.
- De Bruin A, Kranenbarg J, Schaub B, 2017 Ooit uitgestorven zalmachtige paait in Westeinderplassen. Stichting Ravon, <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=23272>.
- De Bruin A, Kranenbarg J en Spikmans F, 2018. Onderzoek rivierprik Oude Grift. RAVON, Nijmegen. Rapportnummer 2017.144.
- De Graaf M, De Boois IJ, Bos OG, Griffioen AB, Van Keeken O, Tien NSH en De Vries P, 2016. Toestand vis en visserij in de Zoete Rijkswateren: 2015. Deel I: Trends. Wageningen Marine Research Report C114/16.
- De Groot SJ, 1988. Literatuurstudie naar rekolonisatie mogelijkheden van het stroomgebied van de Rijn door riviertrekvissen en echte riviervissen – Deelrapport Houtingachtigen. Rapport MO886208 Nr. 112, Rijksinstituut voor Visserijonderzoek, IJmuiden, 23 pages.
- De Groot SJ, Nijssen H, 1997. The North Sea Houting, *Coregonus oxyrinchus*, back in the Netherlands (Pisces, Salmoniformes, Salmonidae). *Bulletin Zoölogisch Museum. Universiteit van Amsterdam*, 16 (4): 21-24.
- De Groot SJ, 2002. A review of the past and present status of anadromous fish species in the Netherlands: is restocking the Rhine feasible? *Hydrobiologia* 478 (1-3): 205-218.
- De Leeuw JJ, Tulp I, de Boois IJ, van Willigen J en Westerink HJ, 2005. Zeldzame vissen in het IJsselmeergebied. Jaarrapport 2005. IMARES rapport C024/07.
- De Leeuw JJ, Winter HV, 2008. Migration of rheophilic fish in the large lowland rivers Meuse and Rhine, the Netherlands. *Fisheries Management and Ecology* 15: 409-415.
- de Nie HW, 1996. Atlas van de Nederlandse zoetwatervissen. Media Publishing, Doetinchem, p. 72 - 75.
- EEA, 2017. Reference portal for reporting under Article 17 of the Habitats Directive. http://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17
- Fladung E, 2000. Untersuchungen zur bestandsregulierung und verwertung der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*). Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow Band 5. Institut für Binnenfischerei, Jägershof.
- Frankiewicz P, Dabrowski K, Zalewski M, 1996. Mechanism of establishing bimodality in a size distribution of age-0 pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.) in the Sulejow Reservoir, Central Poland. *Ann. Zool. Fennici*, 33: pp. 321 – 327.
- French JRP, Jude DJ, 2001. Diets and diet overlap of nonindigenous gobies and small native fishes co-habitating the St. Clair River, Michigan. *J. Great Lakes Res.* 27:300–311.
- Freyhof J., 2011. *Coregonus maraena*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T135672A4176316.
- Freyhof J, Schöter C, 2005. The Houting *Coregonus oxyrinchus* (L.) (Salmiformes: Coregonidae), a globally extinct species from the North Sea basin. *Journal of Fish Biology*, 67: 713-729.

- Freyhof J. & Kottelat M., 2008. *Coregonus oxyrinchus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T5380A11126034.
- Froese R, Pauly D (Eds), 2009. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (05/2009).
- Gaschott O, 1962. Die Stachelflosser (Acanthopterygii). In: Demoll, R., H.N. Maier & H.H. Wundsch (eds.). Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas. Stuttgart. Band III A: 56-67.
- Gertzen S, 2016. The ecological niche of invasive gobies at the Lower Rhine in intra- and interspecific competitive and predatory interactions. Dissertation. Universität zu Köln.
- Glorius S, Craeymeersch J, Van der Hammen T, Rippen A, Cuperus J, Van der Weide B, Steenbergen J & Tulp I (2015) Effecten van garnalenvisserij in Natura 2000 gebieden. IMARES Rapport C013/15.
- Gobin, M., 1989. Le Sandre (*Stizostedion lucioperca*). Biologie – Pathologie Psychophysiologie – Applications a sa peche. These pour le Diplome d'Etat de Docteur Veterinaire. Ecole Nationale Veterinaire de Nantes.
- Griffioen AB en Winter HV, 2014. Merk-terugvangst experiment rivierprik (*Lampetra fluviatilis*) bij Kornwerderzand. IMARES-report C044/14.
- Grøn, P. 1987. Saving the North Sea Houting. Pages 147-159 in S. Tougaard and S. Asbirk, editors. Proceedings of the 5th International Wadden Sea Symposium, Esbjerg, Denmark, 1986. The National Forest and Nature Agency and The Museum of Fishery and Shipping, Copenhagen.
- Hansen M.M., Mensberg K.L.D., Berg S. 1999. Postglacial recolonization patterns and genetic relationships among Whitefish (*Coregonus* sp.) populations in Denmark, inferred from mitochondrial DNA and microsatellite markers. *Molecular Ecology*, 8 (2): 239-252.
- Heesen H, Daan N, Ellis J, 2015. Fish atlas of the Celtic Sea, North Sea, and Baltic Sea, based on international reasearch-vessel surveys. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, pp 572.
- Hempel, M., Neukamm, R., & Thiel, R. 2016. Effects of introduced round goby (*Neogobius melanostomus*) on diet composition and growth of zander (*Sander lucioperca*), a main predator in European brackish waters. *Aquatic Invasions*, 11(2), 167-178.
- Hop J, Vriese FT, 2018. Analyse detectiegegevens salmoniden 2011-2016. ATKB rapport 20170122/rap01.
- ICES, 2021. Working Group on Beam Trawl Surveys (WGBEAM). ICES Scientific Reports. 3:46. 89 pp.
- Jacobsen MW, Hansen MM, Orlando L, Bekkevold D, Bernatchez L, Willerslev E, Gilbert MTP, 2012. Mitogenome sequencing reveals shallow evolutionary histories and recent divergence time between morphologically and ecologically distinct European whitefish (*Coregonus* spp.). *Molecular Ecology* 21:2727–2742.
- Jäger T, 1999. Die Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels. Pages 3-11 in Verband Deutscher Sportfischer, editor. Fisch des Jahres 1999: Der Nordseeschnäpel Verband Deutscher Sportfischer, Offenbach, Germany.
- Jensen AR, Nielsen HT, Ejbye-Ernst M, 2003. National management plan for the houting. Ministry of the Environment, Forest and Nature Agency, County of Southern Jutland and County of Ribe, Ribe.
- Jude DJ, Janssen J, Crawford G, 1995. Ecology, distribution, and impact of the newly introduced round tubenose gobies on the biota of the St. Clair & Detroit Rivers. In *The Lake Huron Ecosystem: Ecology, Fisheries and Management*, eds. M. Munawar, T.A. Edsall, and J.H. Leach, pp. 447–460. Amsterdam, The Netherlands: SPB Academic Publishing.
- Kamps LF, 1937. De Chineesche Wolhandkrab in Nederland. Proefschrift. Drukkerij "De Marne", Leens.
- Kangur K., Park Y. Kangur A., Kangur P. & S. Lek., 2007. Patterning longterm changes of fish community in large shallow Lake Peipsi. *Ecological modelling*, 203 pp. 34 – 44.
- Kemper JH, 1999. Onderzoek naar de doelmatigheid van vier vispassages in de Regge, 1998. Nieuwegein, Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij
- Klinge M, Buijse AD, Cazemier WG, Lammens EHRR, Prins KH, 1998. Biologische monitoring zoete rijkswateren. Vis in de zoete rijkswateren 1992-1996. Report 98.017

- Klink A, Bij de Vaate B, 1994. Effecten van kunstmatige afvoerfluctuaties op de drift van macro-vertebraten in La Moyenne Meuse (Lotharingse Maas). Rapporten en mededelingen nr. 47. Hydrobiologisch Adviesbureau Klink.
- Kloppmann M, Zeiler M, Stelzenmüller V, Ehrich S, Zauke GP en Böttcher U. 2003. Zur Ausweisung von Natura 2000-Schutzgebieten in der AWZ von Nord- und Ostsee unter Berücksichtigung der FFH-Lebensraumtypen und -Fischarten.
- Kopetsch D & Scholle J, 2020. Stow net fishery Ems 2019: fish fauna study within the framework of water status monitoring in accordance with the WFD; Bioconsult Bremen.
- Kottelat, M & J. Freyhof, 2007. Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cormol and Freyhof, Berlin, Germany.
- Kooiman M, Ploegaert S, 2020. Een Zegen in de Delta – 2018/2019. Onderzoek naar de kraamkamerfunctie van de Zuid-Hollandse delta. RAVON, Nijmegen. Rapportnummer 2019.063.
- Kranenbarg J, Spikmans F, Thissen JBM, de Bruin A en Herder HE, 2012. Rivierprikken in de Kendel. Natuurhistorisch Maandblad 101(12): 254-261.
- Kuijs EKM, Leijzer TB, Nijman R, de Boois IJ, 2011. Zeldzame vissen in het IJsselmeergebied: jaarrapport 2009 (No. C027/11). IMARES.
- Lappalainen J, Lehtonen H, 1995. Year-class strength of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.) in relation to environmental factors in a shallow Baltic Bay. Annales Zoologici Fennici 32, 411–419.
- Lappalainen J., Dorner H. & K. Wysujack, 2003. Reproduction biology of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) – a review. Ecology of Freshwater Fish: 12: 95 – 106.
- Lehtonen H, Miina T, Frisk T, 1984. Natural occurrence of pike-perch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) and success of introductions in relation to water quality and lake area in Finland. Aqua Fennica 14 (2): 189-196. LNV, 2004.
- Lelek A, 1987. The Freshwater fishes of Europe, dl. 9: Threatened Fishes of Europe. AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden, p. 203-206.
- Lenders HJR, Chamuleau TPM, Hendriks AJ, Lauwerier RCGM, Leuven RSEW en Verberk WCEP, 2016. Historical rise of waterpower initiated the collapse of salmon stocks. Scientific Reports 6: 29269.
- LNV, 2008. Profieldocument Elft. Website = <https://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/gebiedendatabase.aspx?subj=profielen>
- Maitland PS, 2003. Ecology of the River, Brook and Sea Lamprey. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 5. English Nature, Peterborough.
- Mombaerts M, Verreycken H, Volckaert FA, Huyse T, 2014. The invasive round goby *Neogobius melanostomus* and tubenose goby *Proterorhinus semilunaris*: two introduction routes into Belgium. Aquatic Invasions, 9(3).
- Mulder IM, Tulp I, Ysebaert T, 2020. Ontwikkelingen van bodemgebonden vis en epibenthos in de Oosterschelde in de periode 1970-2018. Wageningen Marine Research report C024/20.
- Niemeijer, B. & Wullink, J. 2019. Reisverslag MWTL Rivieren voorjaar 2019. ATKB report nr.: 20180615/not05
- Nijssen H, De Groot SJ, 1987. De vissen van Nederland. Natuurhist. Bibl. Kon. Ned. nat. hist. Veren. Stichting Uitgeverij van de KNNV, Utrecht, 223 pages.
- Noble RAA, Cowx IG, Goffaux D, Kestemont P, 2007. Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. Fisheries Management and Ecology, 14(6), 381-392.
- OVB, 1986. Cursus Vissoorten, deel 1 & 2. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij (OVB), Nieuwegein, p. 65-77.
- Panning A., 1939. The Chinese mitten crab. Smithsonian Ann. Rep. 1938: 361-375.
- Patberg W, de Leeuw JJ en Winter HV, 2005. Verspreiding van rivierprik, zee-prik, fint en elft in Nederland na 1970. Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) Rapport nr. C004/05.
- Pekcan-Hekim, Z., Urho, L., Auvinen, H. et al., 2011. Climate Warming and Pikeperch Year-Class Catches in the Baltic Sea. AMBIO 40, 447–456 2011.
- Peeters E, Visser L, Ottburg F, Verhofstad M, Roessink I, 2021. Amerikaanse rivierkreeften – Bedreiging voor onze watervegetaties? Floron, Planten, Volume 14 p. 4-6.

- Poos M, Dextrase AJ, Schwalb AN, Ackerman JD, 2010. Secondary invasion of the round goby into high diversity Great Lakes tributaries and species at risk hotspots: potential new concerns for endangered freshwater species. *Biol Invasions* 12:1269–1284.
- Poulsen SB, Jensen LF, Schulz C, Deacon M, Meyer KE, Jäger-Kleinicke T, Schwarten H, Svendsen JC. 2012. Ontogenetic differentiation of swimming performance and behaviour in relation to habitat availability in the endangered North Sea Noordzeehouting (*Coregonus oxyrinchus*). *Aquatic Living Resources*, 25(3), 241-249.
- Præbel K., Knudsen R., Siwertsson A., Karhunen M., Kahilainen K.K., Ovaskainen O., Østbye K., Peruzzi F., Fevolden S.E., Amundsen P.A., 2013. Ecological speciation in postglacial European whitefish: rapid adaptive radiations into the littoral, pelagic, and profundal lake habitats. *Ecology and Evolution* 3:4970–4986.
- Redeke HC, 1934. Über den Rheinschnäpel, *Coregonus oxyrhynchus* L. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 6: 352-357.
- Redeke, HC, 1941. Fauna van Nederland X Pisces (Cyclostomi-Euichthyes) (T1-T11). A.W. Sijthoff's uitgeverijmaatschappij N.V., Leiden, The Netherlands, 331 pages.
- Reeze, B., A. van Winden, J. Postma, R. Pot, J. Hop en W. Liefveld, 2017. Watersysteemrapportage Rijntakken 1990-2015. Ontwikkelingen waterkwaliteit en ecologie. Bart Reeze Water & Ecologie, Harderwijk.
- Reeze, B., W. Liefveld, J. Postma, H. Barneveld, N. van Kessel, H. van der Jagt, T. Smit, H. Coops, D. Tjabbes-van der Gaag, 2020. Watersysteemrapportage Maas. Antea Group.
- Reuter JH, 1966. Houdt de houting. *Visserijnieuws* 19(11): 206–210.
- RIVM, 2017. Waterkwaliteit in Nederland; toestand (2012-2015) en trend (1992-2015) Addendum bij rapport 2016-0076. RIVM Rapport 2017-0008.
- Saulamo K, Lappalainen J, Lehtonen H, 2005. Biological characteristics of pikeperch, *Sander lucioperca*, during spawning migration in a Baltic Bay. *Fisheries Management and Ecology*, 12(2), 131-136.
- Scharbert A en Beeck P, 2010. The reintroduction of the allis shad (*Alosa alosa*) to the Rhine system. LANUV-Fachbericht 28. North Rhine-Westphalia State Agency for Nature, Environment and Consumer Protection.
- Schneider J, 2011. Review of reintroduction of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in tributaries of the Rhine River in the German Federal States of Rhineland-Palatinate and Hesse. *J. Appl. Ichthyol.* 27 (Suppl. 3), 24–32.
- Schilder K 2017. The invasive *Neogobius melanostomus* (round goby) in the foodweb of lake IJsselmeer and lake Markermeer. MSc-rapport, University of Amsterdam & Wageningen University & Research.
- Soes, D. M., van Horssen, P. W., Bouma, S., & Collombon, M. T. 2007. Chinese wolhandkrab: een literatuurstudie naar ecologie en effecten. Bureau Waardenburg.
- Soldaat L, Visser H, van Roomen M en van Strien A, 2007. Smoothing and trend detection in waterbird monitoring data using structural time-series analysis and the Kalman filter. *J. of Ornithology* 148, suppl. 2: 351-357 DOI 10.1007/s10336-007-0176.
- Spikmans F, de Bruin A en Kranenbarg J, 2016. Verkennende studie naar voorkomen larven rivier- en zeeprink in de Maas. Stichting RAVON rapport 2015.032, Nijmegen.
- Stangenberg, M., 1975. The influence of the chemical composition of water on the pike perch (*Lucioperca* (L.)) fry from the lake Goplo. *Limnologica* 9 (3): 421-426.
- Stoffers T, Collas FPL, Buijse AD, Geerling GW, Jans LH, Van Kessel N, Verreth JAJ, Nagelkerke LAJ. 2020. 30 years of large river restoration: How long do restored floodplain channels remain suitable for targeted rheophilic fishes in the lower river Rhine? *Science of The Total Environment*, 142931.
- STOWA 2018. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water 2021-2027. STOWA rapport 2018-49.
- Syväranta J et al, 2010. Dietary breadth and trophic position of introduced European catfish *Silurus glanis* in the River Tarn (Garonne River basin), southwest France. *Aquat. Biol.* 8, 137–144.

- Teal, L.R., van Hal, R., van Kooten, T., Ruardij, P. & Rijnsdorp, A.D. 2012. Bio-energetics underpins the spatial response of North Sea plaice (*Pleuronectes platessa* L.) and sole (*Solea solea* L.) to climate change. *Global Change Biology*, 18, 3291-3305.
- Ter Hofstede R, van Willigen J, 2001. Zeldzame vissen in het IJsselmeergebied. Jaarrapport 2000. RIVO rapport C0./01.
- Tien NSH, Griffioen AB, van Keeken OA, van Rijssel JC, de Leeuw JJ, 2019. Vismonitoring Zoete Rijkswateren en Overgangswateren t/m 2017. Deel 1: Toestand en trends. Wageningen Marine Research rapport C084/18A.
- Tien NSH, Van der Hammen T, 2019. Bestandsoverzicht van snoekbaars, blankvoorn en brasem in het IJssel-/Markermeer. Wageningen Marine Research rapport C023/19.
- Tien NSH, Mosqueira Sanchez I, Brunel T, van der Hammen T, Molla Gazi K, van Donk S, Foekema E, de Leeuw JJ, 2020. Bestandsoverzicht van snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem en de evaluatie van potentiële oogstregels voor snoekbaars en baars. Wageningen Marine Research rapport C041/20.
- Tien NSH, van Rijssel JC, Vrooman J, 2021. Bestandsoverzicht van snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem: In het IJsselmeer/Markermeer, 2021 Wageningen Marine Research rapport C043/21.
- Tulp, I. 2015. Analyse visgegevens DFS (Demersal Fish Survey) ten behoeve van de compensatiemonitoring Maasvlakte 2. Wageningen Marine Research, rapport C080/15.
- van Beek GCW, 1999. Literatuurstudie naar zouttolerantie en gerelateerde parameters van vissoorten in het benedenrivierengebied. Bureau Waardenburg bv.
- Van den Brink F, van der Velde G en Cazemier WG, 1990. The faunistic composition of the freshwater section of the river Rhine in The Netherlands: present state and changes since 1900. *Limnologie aktuell* Vol 1, 191-216.
- Van der Hammen T, 2019. Recreational fisheries in the Netherlands: Analyses of the 2017 screening survey and the 2016–2017 logbook survey. Wageningen Marine Research, CVO rapport 18.025.
- Van der Hammen T, Soudijn F, Volwater J, van Rijssel JC, Griffioen AB, Winter HV, Chen C, 2021. European Eel (*Anguilla anguilla*) stock size, anthropogenic mortality and silver eel escapement in the Netherlands 2006-2020. CVO rapport: in preparation.
- Van der Molen, DTR, Pot R, Evers CRM, van Herpen FCJ en Nieuwerburgh LLJ. 2016. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kader Richtlijn Water 2015-2021, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer rapportnummer 2012-31.
- van Emmerik WAM, De Nie H, 2006. Zoetwatervissen van Nederland. Ecologisch bekeken. Sportvisserij Nederland. ISBN 90 810295 1 7. pp. 226-229.
- Van Keeken OA, de Bruijn PJA, Griffioen AB, van Os-Koomen E, Wiegerinck JAM, 2021. Vismonitoring Rijkswateren t/m 2020: Deel II, Toegepaste methoden. Wageningen Marine Research rapport in preparation.
- Van Keeken OA, 2018. Species identification workshop winter 2017-2018, freshwater fish. WMR report 18.003.
- Van Kessel, N, Dorenbosch M, Crombaghs B, Gubbels R, 2009. Indicaties voor voortplanting van de Zeeprik in Nederland. *Natuurhistorisch Maandblad* 98:32-37.
- Van Kessel N, Dorenbosch M, De Boer MRM, Leuven R, Van der Velde G, 2011. Competition for shelter between four invasive gobiids and two native benthic fish species. *Curr Zool* 57:844–851
- Van Kessel N, Kranenbarg J, Dorenbosch M, de Bruin A, Nagelkerke LAJ, van der Velde G, Leuven RSEW, 2013. Mitigatie van effecten van uitheemse grondels: kansen voor natuurvriendelijke oevers en uitgekiende kunstwerken. Radboud University Nijmegen, Report Environmental Science 436, pp 1– 88.
- Van Kessel N, Dorenbosch M, Kranenbarg J, van der Velde G, Leuven RSEW, 2014. Invasieve grondels in de grote rivieren en hun effect op de beschermde rivieronderpad. *De Levende Natuur* 115: 122-128

- Van Kessel N, Dorenbosch M, Kranenborg J, van der Velde G, Leuven RSEW, 2016. Invasive Ponto-Caspian gobies rapidly reduce the abundance of protected native bullhead. – Aquatic Invasions 11 (2): 179–188.
- Van Rijssel JC, van der Hammen T, 2021. Report on the eel stock, fishery and other impacts, in The Netherlands. ICES, WGEEL 2021.
- Van Rijssel JC, van Keeken OA, de Leeuw JJ, 2020. Vismonitoring Rijkswateren t/m 2019. Wageningen Marine Research rapport C105/20.
- Van Rijssel JC, van Puijenbroek M, Schilder K, Winter E, 2019. Impact van verschillende visserijvormen op trekvisserij. Wageningen Marine Research rapport C046/19.
- Vanderploeg HA et al, 2002. Dispersal and emerging ecological impacts of Ponto-Caspian species in the Laurentian Great Lakes. Can J Fish Aquat Sci 59:1209–1228.
- Veldhuizen T & Stanish S, 1999. Overview of the Life History, Distribution, Abundance and impacts of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*. California Department of Water Resources, Environmental Services Office.
- Verstijnen Y, Lucassen E, Smolders F, & Wagenvoort A, 2019. De invloed van de invasieve Quaggamossel en Zwartbekgrondel op het voedselweb in de Biesboschspaarbekkens. H2O online, Augustus 2019.
- Vrooman J, van Giels J, Kampen J, van Rijssel JC, de Leeuw J, Neitzel S, 2021. Vismonitoring Benedenrivieren: op weg naar een breed gedragen kennisbasis (No. C047/21). Wageningen Marine Research.
- Wijmans PADM, 2007. Kennisdocument barbeel, *barbus barbus* (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 14. Sportvisserij Nederland.
- Willemsen, J., 1985. Snoekbaars. In: Rapport Werkgroep Evaluatie Beheersmethoden. Snoek, Snoekbaars en Brasem - Biologie, Populatieontwikkeling en Beheer. R.I.V.O., S.& B., O.V.B.
- Winkler, H. M., 1989. The role of predators in fish communities in shallow coastal waters of the Southeast Baltic. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer (190): 125-132.
- Winter HV en de Leeuw JJ, 2007. Zender-experiment met zalm en zeeforel in de Lek/Nederrijn bij Hagestein gedurende 2005-2006. IMARES Report C053.07.
- Winter HV en Griffioen AB, 2007. Verspreiding van rivierprik-larven in het Drentsche Aa stroomgebied. IMARES, IJmuiden.
- Winter HV, 2009. Voorkomen en gedrag van trekvisserij nabij kunstwerken en consequenties voor de vangkans met vistuigen. Imares-rapport C076/09.
- Winter HV, Griffioen AB, van Keeken OA en Schollema PP, 2013. Telemetry study on migration of river lamprey and silver eel in the Hunze and Aa catchment basin. IMARES report C012/13.
- Winter HV, 2017. Taxonomische status van houting in Nederlandse wateren. WUR rapport C115/17.
- Wintermans GJM, 2014. Kennisdocument Houting. WEB-rapport 14-02 Wintermans Ecologenbureau, Finsterwolde.
- Wundsch HH, 1963. Barsch und Zander. Die Neue Brehm-Bücherei. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

Verantwoording

Rapport C096/21

Projectnummer: 4316100124, 4316100125 en 4311218014

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het verantwoordelijk lid van het managementteam van Wageningen Marine Research

Akkoord: Dr. R.H. Jongbloed
Onderzoeker

Handtekening:



Datum: 1 december 2021

Akkoord: Drs. J. Asjes
MT lid Integratie

Handtekening:



Datum: 1 december 2021

Bijlage 1 Ecologische gildes

Soort	Invasieve soort	Ecologische gilde	Voorkeur in waterkolom
Blauwneus	x	Eurytoop	Bentisch
Donaubrasem	x	Eurytoop	Bentisch
Kesslers grondel	x	Eurytoop	Bentisch
Marmergroundel	x	Eurytoop	Bentisch
Pontische stroomgrondel	x	Eurytoop	Bentisch
Witvinriviergrondel	x	Eurytoop	Bentisch
Zwartbekgrondel	x	Eurytoop	Bentisch
Aal		Eurytoop	Bentisch
Brasem		Eurytoop	Bentisch
Europese meerval		Eurytoop	Bentisch
Giebel		Eurytoop	Bentisch
Hybride cyprinide		Eurytoop	Bentisch
Karper		Eurytoop	Bentisch
Kleine modderkruiper		Eurytoop	Bentisch
Kolblei		Eurytoop	Bentisch
Kwabaal		Eurytoop	Bentisch
Snoekbaars		Eurytoop	Bentisch
Pos		Eurytoop	Bentisch
Alver		Eurytoop	Pelagisch
Baars		Eurytoop	Pelagisch
Blankvoorn		Eurytoop	Pelagisch
Driedoornige stekelbaars		Eurytoop	Pelagisch
Graskarper		Eurytoop	Pelagisch
Snoek		Eurytoop	Pelagisch
Spiering		Eurytoop	Pelagisch
Goudvis	x	Limnofiel	Bentisch
Bot		Limnofiel	Bentisch
Zeelt		Limnofiel	Bentisch
Amerikaanse hondsvijl	x	Limnofiel	Pelagisch
Blauwband	x	Limnofiel	Pelagisch
Zonnebaars	x	Limnofiel	Pelagisch
Kleine marene	x	Limnofiel	Pelagisch
Bittervoorn		Limnofiel	Pelagisch
Noordzeehouting		Limnofiel	Pelagisch
Rietvoorn		Limnofiel	Pelagisch
Tienddoornige stekelbaars		Limnofiel	Pelagisch
Vetje		Limnofiel	Pelagisch
Barbeel		Reofiel	Bentisch
Beekprik		Reofiel	Bentisch
Bermpje		Reofiel	Bentisch
Rivierdonderpad		Reofiel	Bentisch
Riviergrondel		Reofiel	Bentisch
Rivierprik		Reofiel	Bentisch
Sneep		Reofiel	Bentisch
Steur		Reofiel	Bentisch
Zeeprik		Reofiel	Bentisch
Roofblei	x	Reofiel	Pelagisch
Elft		Reofiel	Pelagisch
Elrits		Reofiel	Pelagisch
Fint		Reofiel	Pelagisch
Gestippelde alver		Reofiel	Pelagisch
Kopvoorn		Reofiel	Pelagisch
Serpeling		Reofiel	Pelagisch
Vlagzalm		Reofiel	Pelagisch
Winde		Reofiel	Pelagisch
Zalm		Reofiel	Pelagisch
Zeeforel		Reofiel	Pelagisch

Soort	Invasieve soort	Ecologische gilde	Voorkeur in waterkolom
Adderzeenaald		Marien	Bentisch
Blonde grondel		Marien	Bentisch
Brakwatergrondel		Marien	Bentisch
Dikkopje		Marien	Bentisch
Driedradige meun		Marien	Bentisch
Dwergbolk		Marien	Bentisch
Dwergtong		Marien	Bentisch
Gehoornde slijmvis		Marien	Bentisch
Glasgrondel		Marien	Bentisch
Grauwe poon		Marien	Bentisch
Griet		Marien	Bentisch
Groene zeedonderpad		Marien	Bentisch
Grote zeenaald		Marien	Bentisch
Harnasmannetje		Marien	Bentisch
Kabeljauw		Marien	Bentisch
Kleine pieterman		Marien	Bentisch
Kleine zeenaald		Marien	Bentisch
Knorrepos		Marien	Bentisch
Lozano's grondel		Marien	Bentisch
Naakte grondel		Marien	Bentisch
Pitvis		Marien	Bentisch
Puitaal		Marien	Bentisch
Rasterpitvis		Marien	Bentisch
Rode poon		Marien	Bentisch
Schar		Marien	Bentisch
Schol		Marien	Bentisch
Schurftvis		Marien	Bentisch
Slakdolf		Marien	Bentisch
Steenbolk		Marien	Bentisch
Tarbot		Marien	Bentisch
Tong		Marien	Bentisch
Tongschar		Marien	Bentisch
Vijfdradige meun		Marien	Bentisch
Vorskwab		Marien	Bentisch
Wijting		Marien	Bentisch
Witte koolvis		Marien	Bentisch
Zandspiering		Marien	Bentisch
Zeedonderpad		Marien	Bentisch
Zwarte grondel		Marien	Bentisch
Zwarte koolvis		Marien	Bentisch
Ansjovis		Marien	Pelagisch
Botervis		Marien	Pelagisch
Diklipharder		Marien	Pelagisch
Dunlipharder		Marien	Pelagisch
Goudharder		Marien	Pelagisch
Haring		Marien	Pelagisch
Horsmakreel		Marien	Pelagisch
Kleine koorbaarvis		Marien	Pelagisch
Koorbaarvis		Marien	Pelagisch
Sprot		Marien	Pelagisch
Zeebaars		Marien	Pelagisch

Bijlage 2 Totaal aangelande jaarlijkse vangsten beroepsvissers per gebied in kilo's (bron:LNV)

Gebied	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Alblasserwaard	453	267	429	227	181	578	715	767	898	417	465
Amstel Gooi en Vecht	1413	2795	3138	2769	2728	4768	2943	3500	4365	4159	2913
Brabantse Delta	6359	4695	5828	4780	5544	3588	1640	3755	1152	820	1170
Eems	0	0	4214	0	0	0	0	0	83	0	0
Fryslan	36975	37089	35356	34972	34025	34057	29829	34910	30612	32930	34912
Grevelingenmeer	16824	10784	8288	8190	2480	698	187	3422	1655	475	943
Hoekse Waard	844	0	0	0	0	115	53	0	0	0	0
Hollands Noorderkwartier	32232	39108	30581	26434	27850	25549	22027	24392	22627	25462	22955
Hunze en Aa's	3437	7900	3125	7084	4482	4225	3609	3670	4130	2180	871
IJssel Plus	27015	12866	12088	8225	9363	7175	5333	7437	3986	3476	11219
IJsselmeer en Markermeer i.o.	116613	178535	168280	144124	163832	140544	174284	264489	281138	327674	315295
Lauwersmeer	3730	6294	9866	14001	12514	4138	7536	7886	8719	7590	13121
Noorderzijlvest	4189	4420	6049	5031	5843	4158	7443	6020	6447	5181	4070
Noordzeekanaal	4010	235	152	66	170	170	29	242	164	161	0
Oosterschelde	273	384	296	410	116	131	13	402	361	102	0
Oosterschelde ten westen v.d. waterkering	0	0	0	0	0	0	0	0	167	0	0
Rijn en IJssel	31	23	2	30	31	0	0	0	6	0	0
Rijnland	11236	10959	16112	14209	11504	12017	11781	12446	11237	8995	10943
Rivierenland	459	2185	792	783	962	671	1009	951	1155	494	1021
Roer en Overmaas	0	0	0	0	0	11	0	0	35	0	0
Schieland en Krimpenerwaard	577	906	575	345	188	900	38	491	61	0	0
Stichtse Rijnlanden	2707	5328	2950	2144	1964	2152	2238	2339	3002	1712	547
Twentekanaal	139	693	844	325	730	294	393	130	351	0	1164
Veerse Meer	4441	6185	5300	2716	3394	1863	1581	2111	2409	3483	2530
Veluwe	0	0	0	0	0	0	380	0	4600	3778	3830
Veluwe Randmeren	8802	12212	11017	13084	10788	14144	7471	8594	10065	11361	12773
Volkerak-Zoommeer	34050	5745	6062	12676	6846	13322	13302	10535	44410	24946	20545
Waal Plus	8213	0	0	0	10	0	0	0	6	34	0
Waddenzee	20	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0
Zandmaas (incl. Limburgse kanalen)	8229	5	1164	1269	144	0	254	296	747	0	0
Zeegat van Goeree	101	201	2196	1962	963	1951	3539	1085	1408	1086	1065
Zeeuwse Eilanden	2135	2179	2388	2094	1372	1016	1179	2162	3323	2928	2684
Zuidelijke Randmeren	4235	1248	4395	2100	1903	2926	1465	4353	4451	7146	5784
Zuiderzeeland	2211	3813	2932	1893	3324	3761	1711	3183	1889	1927	1302
Aa en Maas (incl. Brabantse kanalen)	584	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0
Goeree Overflakkee	1512	1074	1030	409	117	50	396	197	0	190	0
Grensmaas	190	0	0	0	0	0	0	89	0	0	0
IJsselmonde	30	0	325	0	170	0	428	0	0	0	0
Reest en Wieden	1679	3099	2561	2119	2453	2335	597	810	0	954	0
Voorne en Putten	1502	2653	0	751	123	757	0	81	0	0	0
Amsterdam-Rijnkanaal	3440	1958	885	367	482	87	0	0	0	0	0
Benedenrivieren en Haringvliet i.o.	69327	84	0	0	0	150	0	0	0	0	0
Delfland	0	0	0	0	492	656	0	0	0	0	0
Groot Salland	94	257	0	0	52	0	0	0	0	0	0
Peel en Maasvallei	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Zeeuws-Vlaanderen	657	274	574	0	0	11	0	0	0	0	5
Delftland	0	352	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dommel	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maasmond	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nederrijn Plus i.o.	15342	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nieuwe waterweg	5315	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Regge en Dinkel	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Velt en Vecht	420	295	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Totaal	442118	367101	349794	315589	317140	288969	303403	410757	455719	479661	472127

Bijlage 3 Selectie en opwerking voor de trends Habitatrictlijnsoorten

Deze bijlage beschrijft de methodiek van gegevensselectie en –opwerking, voor het bepalen van de trends in de bestandsgrootte van Habitatrictlijnsoorten, zoals beschreven in hoofdstuk 4.

Beschikbare gegevens en kaders

Kaders voor dataselectie en –opwerking

De geselecteerde monitoringsgegevens moeten samen een representatief beeld geven van de landelijke populatieontwikkeling. De selectie en opwerking van de individuele metingen van alle monitoringen en gebieden naar één landelijke trend is zodanig, dat deze landelijke tijdreeks de best beschikbare schatting van de landelijke ontwikkeling in populatiegrootte is. De selectie en opwerking van geschikte monitoringsprogramma's, -locaties, -periodes vindt dus plaats op basis van biologische of ecologische argumenten. In de selectie en opwerking wordt ook rekening gehouden met de vereisten van het programma Trendspotter, waarmee, eens in de zes jaar, de statistische analyse uitgevoerd wordt (zie hoofdstuk 3.1.3).

Zoals beschreven in de artikel 17 guidelines, wordt de status van anadrome vispopulaties enkel vastgesteld op basis van gegevens uit terrestrische biogeografische regio's; alle zoutwatermonitoring valt hiermee af.

De analyse wordt sterk ingekaderd door de eigenschappen van de visgegevens:

1. Er zijn geen census-tellingen: niet de hele populatie wordt geteld. Slechts een klein deel van het bestand wordt geteld, vaak in een korte periode.
2. De meeste gegevensreeksen bevatten veel nulwaarnemingen. Van veel soorten wordt in de meeste trekken niks gevangen. Soms zijn er jaren waarin geen enkele vis van een soort gevangen wordt.
3. De bemonsteringsinspanning verschilt tussen jaren.
4. De bemonsteringsinspanning per maand verschilt soms ook sterk tussen jaren. Bij voorkeur wordt hier in de analyse rekening mee gehouden, omdat diadrome vis in meerdere maanden per jaar migreert en daarmee elke maand als potentieel even belangrijk wordt ingeschat.
5. Monitoringen met passieve vistuigen zijn vaak aangepast en missen vaak jaren en/of maanden in de tijdreeks. Ook omvatten ze vaak niet de gehele periode van de laatste 12 jaar.
6. De relatie tussen de trefkans van een vis in twee verschillende monitoringen is onbekend. Deze trefkans kan sterk verschillen door verschil in tuig, periode en locatie.

Kaders voor de statistische analyse

Trendspotter kan een continue variabele zoals vangstsucces als responsvariabele hebben zolang deze normaal verdeeld is en niet te veel waardes dichtbij 0 heeft. Het is niet mogelijk andere verklarende factoren (zoals maand en inspanning) mee te nemen in de analyse. Trendspotter heeft dus een tijdreeks nodig met vangstsucces-waardes die allemaal vergelijkbaar zijn; elke waarde moet dezelfde verhouding tot de daadwerkelijke bestandsgrootte hebben.

In de gevallen waar de tijdreeks niet voldoet aan de voorwaarden van Trendspotter, zal de tijdreeks met *expert judgement* beoordeeld moeten worden.

Dataselectie en -opwerking

Selectie monitoringsprogramma's per soort

Niet-diadrome vis (barbeel)

Voor barbeel worden de gegevens die verzameld zijn in monitoringsprogramma's met actieve vistuigen het meest geschikt geacht. Er zijn meerdere dergelijke programma's op de Rijkswateren. Echter, binnen de bemonsterde Rijkswateren is alleen het habitat in de Grensmaas geschikt voor barbeel; deze soort komt namelijk alleen voor in de midden-regio's van rivieren met kiezelbodems. Meer benedenstrooms van de Grensmaas, op de zandige locaties, komt de soort slechts op enkele plekken voor. Zenderonderzoek heeft bovendien aangetoond dat dit hoogstwaarschijnlijk individuen zijn die hier tijdelijk verblijven en afkomstig zijn uit het kerngebied de Grensmaas (De Leeuw & Winter 2008). Het betreft hier dus geen zelfstandige populatie. Ook in de Nederlandse delen van de Rijn zijn incidenteel vangsten met een onregelmatige frequentie. Hier gaat het zeer waarschijnlijk ook om individuen die afkomstig zijn uit geschiktere bovenstroomse kerngebieden in de Duitse Rijn en zijrivieren. In de Nederlandse Rijn is dus ook geen zelfstandige populatie, maar duiken op onregelmatige basis individuen op van de bovenstrooms aanwezige populatie(s). Welke factoren deze tijdelijke verplaatsingen naar benedenstroomse delen veroorzaken is niet goed bekend. In Nederlandse Rijkswateren komt de barbeel dus alleen in de Grensmaas in hogere dichtheden voor, en aangezien hier ook een lange monitoringsreeks (rivierenmonitoring met actieve tuigen⁶), is deze reeks het best bruikbaar en meest representatief voor de bepaling van trends voor barbeelpopulatie in Nederland.

Diadrome vis

Voor de diadrome soorten (fint, elft, houting, rivierprik, zalm, zeebek) zijn de gegevens verzameld binnen monitoringsprogramma's met passieve vistuigen (fuis en zalmsteken) het meest geschikt. Trekkende vis brengt weinig tijd door op een specifieke locatie en de trefkans is veel hoger met een passief vistuig dat lange tijd in het water aanwezig is. Diadrome soorten zijn daarnaast vaak zeldzaam waardoor de trefkans in actieve monitoringsprogramma's klein is. Er is daarom gebruik gemaakt van de gegevens afkomstig uit de passieve monitoringsprogramma's. Zie van Keeken et al. (2021) voor een uitgebreide uitleg van de verschillende programma's.

De zalmsteekbemonstering op de grote rivieren is specifiek opgezet voor de bemonstering van zalm en zeeforel, en loopt al minimaal 12 jaar (een consistente tijdreeks is beschikbaar voor de meeste locaties vanaf 1997⁷). De monitoring wordt uitgevoerd in migratiemaanden die belangrijk zijn voor deze soorten: juni, juli, oktober en november. Dit programma is door de soortspecifieke vangefficiëntie en lange looptijd dan ook het meest geschikt voor de analyse van zalm.

De diadromevissurvey is opgezet om de overige diadrome soorten te monitoren (en dan met name uittrek van schieraal), op de belangrijkste in- en uittrekpunten. Echter, deze monitoring is pas gestart in 2012 (najaar) of 2014 (voorjaar) of later (voorjaar Kornwerderzand). Deze reeks is dus niet lang genoeg voor een analyse van de laatste 12 jaar (2009-2020). Daarom wordt aanvullend gebruik gemaakt van de inmiddels gestopte vangstregistratie door aalvissers. Een nadeel van dat programma is het niet-gebalanceerde karakter van de opzet: de dataset van de vangstregistratie door aalvissers bevat veel variatie in opzet door de jaren en over de locaties heen. Op veel locaties is op een bepaald moment het type tuig veranderd, is de visser gestopt en zijn/haar plaats ingenomen door een andere visser en/of is er veel variatie in de hoeveelheid inspanning per maand in een jaar en/of door de jaren heen. Voor de analyse van HR-soorten zijn alleen de locaties gekozen die door dezelfde visser met hetzelfde vistuig zijn bevist gedurende de tijdserie. Vervolgens zijn voor deze locaties alleen de maanden geselecteerd die in de geselecteerde jaren consistent bevist zijn. Ook zijn alleen locaties gekozen die in de buurt liggen van

⁶ In dit geval met het elektrisch schepnet als tuig, gezien de geringe diepte van de Grensmaas.

⁷ De survey loopt vanaf 1994 in de Lek, Waal en Maas, maar in deze eerste jaren is de methodiek nog niet goed gestandaardiseerd en de inspanning vaak niet genoteerd. De survey in de IJssel is in 1997 gestart en in de Nederrijn in 2000.

de monitoringspunten van de diadromevissurvey (Tabel 2): dit is immers de basis van de analyse in de toekomst.

De grootste opgave bij de opwerking is dat de methodiek van deze twee monitoringsprogramma's zo verschillend is, dat het vangstsucces (aantal gevangen vis per eenheid inspanning) niet vergelijkbaar is. Zelfs wanneer de twee monitoringen tegelijk zouden plaatsvinden resulteert dat waarschijnlijk in een verschillend vangstsucces. Ook is onbekend hoe de vangstsuccessen in deze twee monitoringsprogramma's zich ten opzichte van elkaar verhouden; er is geen weegfactor beschikbaar. Er is namelijk geen overlap in de tijdreeksen (een jaar waarin ze beide in hetzelfde gebied zijn uitgevoerd); er zit minimaal twee jaar tussen de twee tijdreeksen en er is over het algemeen veel jaar op jaar variatie. De enige situatie waarin een weegfactor aangehouden zou kunnen worden is als de trend over de missende tussenliggende jaren heen met redelijke zekerheid te schatten is; dus wanneer er weinig interjaarlijkse variatie en een duidelijke trend zichtbaar is. In alle andere gevallen kunnen de twee tijdreeksen niet betrouwbaar gekoppeld worden.

Gegevensselectie per soort

Per soort worden ten eerste de locaties geselecteerd die biologisch relevant zijn voor die soort (zie Figuur 1 voor een overzicht van alle geselecteerde locaties). Vervolgens worden voor de diadrome soorten de maanden geselecteerd waarin de adulten hoofdzakelijk migreren (Tabel 2) – of juist de maanden waarin een soort niet migreert (zie houting) afhankelijk van de soortspecifieke biologie. Een aanname in deze selectiemethode is dat in de migratiemaanden voornamelijk migrerende adulten gevangen worden in de fuiken. In de regel wordt een locatie alleen meegenomen in de analyse als alle migratiemaanden consistent door de jaren heen bemonsterd zijn. Als binnen een locatie niet alle migratiemaanden elk jaar bemonsterd zijn, valt deze locatie in principe buiten de selectie. Immers, jaar-op-jaar variatie in tijdstip van migratie binnen de hele migratieperiode kan betekenen dat variatie in aantal gevangen vis niet veroorzaakt wordt door veranderingen in bestandsgrootte, maar alleen in migratietijdstip. Echter, de niet-bemonsterde migratiemaand kan uit de analyse worden gelaten (en de locatie kan dan dus in de analyse worden gelaten) onder twee omstandigheden:

- als een eerste analyse laat zien dat de niet-bemonsterde migratiemaand niet erg belangrijk is binnen de hele tijdreeks (de soort wordt niet veel gevangen in die maand) of
- als een eerste analyse laat zien dat in de niet-bemonsterde migratiemaand grofweg even veel vis wordt gevangen als in één van de andere maanden.

Vangsten worden opgewerkt naar vangstsucces in aantal vis per fuiketmaal (in fuiken) of per km (in het elektroschepnet):

- Voor diadrome soorten wordt het vangstsucces per maand binnen een jaar berekend, omdat de visserij-inspanning niet gelijk verdeeld is over de maanden tussen de jaren in de passieve surveys en de precieze migratietijd kan verschillen van jaar op jaar.
- Voor de overige soorten, waarvoor geen tijdreeks van 12 jaar beschikbaar is, wordt per trek het vangstsucces berekend; het aantal gevangen vis per fuiketmaal. Vervolgens wordt het vangstsucces gemiddeld per maand en jaar (voor de diadrome soorten), en daarna per jaar (alle soorten).

Tabel 1 Maanden waarin een diadrome soort migreert

Soort	Maanden
Elft	4, 5, 6
Fint	4, 5, 6
Houting	10, 11, 12
Rivierprik	10, 11, 12
Zeeprik	4, 5, 6
Zalm	6, 7, 10, 11

Tabel 2 Locaties van de diadromevis survey die jaarlijks worden bemonsterd, en de nabijgelegen locaties van de vangstregistratie aalvissers. Maanden en jaren betreffen de selectie waarbij een maand consistent elk jaar bemonsterd is. NB Noordzeekanaal wordt ook jaarlijks bemonsterd maar is biologisch niet relevant voor deze soorten, omdat het geen relevante in-/uittrekplek is. * Geen maanden 9-10 vanaf 2009, door gesloten aalseizoen

Locatie	Diadromevis survey			Vangstregistratie aalvissers			
		Jaren met voorjaarsmonitoring (maanden tussen haakjes)	Jaren met najaarsmonitoring (maanden 9-11)	Jaren met december-monitoring		Maanden	Jaren
Den Oever	IJsselmeer (Den Oever)	2014, 2016-2020 (3-5)	2013-2020	2016	Niet beschikbaar		
Kornwerderzand	IJsselmeer (Kornwerderzand)	2016-2017 (3-6), 2019-2020 (4-6)	2014, 2016-2020	2014-2017, 2019	01 IJsselmeer	5-10*	1994-2013
Nieuwe Waterweg	Nieuwe Waterweg	2014 (4-6), 2015 (3-6), 2016-2020 (3-5)	2014-2020	2014	19 Nieuwe Waterweg	5-6	1994-2010
Haringvliet	Haringvliet	2014-2020 (3-5)	2014-2017, 2019-2020	2014, 2016, 2020	28 Haringvliet	4-6, 9-10*	1996-2010
Maas (zuid)	Maas (Belfeld)	2014-2017, 2019-2020 (3-5)	2014-2016, 2019-2020		24 Maas	5-10*	1994-2010
Rijn (oost)	Rijn (Lobith)	2014-2020 (3-5)	2014-2015, 2017, 2019-2020		16 Rijn	5-8 9	1994-2000 & 2007-2010 1995-2009



Figuur 1. Geselecteerde locaties van de monitoringprogramma's. Bemonstering met als tuig: Grensmaas = elektroschepnet (rivierenmonitoring met actieve tuigen), Waal = zalmsteek (zalmsteeksurvey), rest van de locaties met fuisen (vangstregistratie aalvissers (ster) en diadromevissurvey (cirkels)).

Barbeel

Selectie van locatie en maanden, en opwerking naar één landelijke trend

Voor barbeel wordt de monitoringsreeks van de rivierenmonitoring met actieve tuigen uit de Grensmaas gebruikt. In dit gebied wordt bemonsterd met het elektroschepnet, in verband met de geringe gemiddelde diepte. De monitoring in de Grensmaas vond tot en met 2014 plaats in mei en vanaf 2015 in april. Aangezien barbeel een niet-diadrome soort is, kunnen gegevens verzameld in het hele jaar gebruikt worden; beide maanden zijn dus geschikt. Echter, omdat barbeel in het voorjaar paait en daarbij lokale migratie naar specifieke paaihabitats kan vertonen, zou deze verandering in bemonsteringsperiode mogelijk invloed op de hoeveelheid gevangen barbeel kunnen hebben. Deze verandering in bemonsteringsmethodiek moet worden meegenomen als potentiële factor in de interpretatie van de jaartrend.

Zalm

Selectie van locatie en maanden, en opwerking naar één landelijke trend

Zalmsteekbemonsteringen zijn uitgevoerd in de Lek, de IJssel, de Waal en de Maas. De reeks in de Waal in een vrij stromende sectie van de rivier bevat geen trendbreuken, en is daarmee het best bruikbaar.

Bij de bemonsteringsreeksen bij de Lek, IJssel en Maas hebben zich grote trendbreuken voorgedaan; in de IJssel heeft een verandering van monsterlocaties tussen IJssel en Nederrijn plaatsgevonden, en in de Lek en Maas is door de aanleg en aanpassing van vispassages bij stuwen de verblijftijd en daarmee de vangkans van optrekkende zalmen veranderd (Winter, 2009). Dit betekent dat een geschatte trend op deze plekken niet representatief is voor veranderingen in bestandsgroote. Bovendien is de zalm populatie in de Maas afwezig tot zeer klein en heeft zenderonderzoek laten zien dat de zalmen in Nederland voornamelijk via de Waal naar de Duitse Rijn trekken (Hop & Vriese 2018).

De bemonsteringsmaanden van dit programma zijn de maanden waarin zalm migreert (juni, juli, oktober, november). Er is geen verdere gegevensselectie nodig, omdat deze survey specifiek is gericht op migrerende zalm. Hierbij wordt in de analyse ook rekening gehouden met maandinvloed: de bemonsteringsintensiteit per maand varieert over de jaren en elke maand is potentieel even belangrijk qua zalm migratie. Echter missen er in sommige jaren maanden in de bemonstering: oktober en november in 1997, november in 2002 en juli vanaf 2014.

Elft

Selectie van locaties en maanden

Elft migreert in april-juni. Zowel in de diadrome vis survey als de vangstregistratie aalvissers zijn deze maanden niet consistent op alle locaties bemonsterd. Ook zit er minimaal twee jaar zonder monitoringsgegevens tussen de twee programma's, en het is niet mogelijk om de vangstefficiëntie van elft in de twee monitoringprogramma's te koppelen. Echter, in de migratieperiode (april-juni) is tot nu in geen van beide programma's toe geen elft gevangen.

Elft is in de jaren veertig van de 20^{ste} eeuw uitgestorven als paaipopulatie in de Rijn en in 2010 (Scharbert & Beeck 2010). Sinds 2010 is jonge elft uitgezet in de Duitse Rijn en kunnen er -als deze uitzettingen succesvol zijn- vanaf enkele jaren daarna voor het eerst volwassen terugkerende elften in het stroomgebied van de Rijn verschijnen. Elft zat tot op heden dus nog onder het detectieniveau van het meetnet van beide programma's. Ervan uitgaande dat het detectieniveau van de twee programma's niet veel van elkaar verschilt, kunnen de twee tijdreeksen dus in het geval van elft wel aan elkaar gekoppeld worden; voor alle missende maanden en jaren kan worden aangenomen dat 0 elft zou zijn gevangen. In de toekomst zal de huidige monitoring een signaleren als er wel elft gevangen wordt.

Opwerking naar één landelijke trend

De aanname is dat in de missende maanden en de missende jaren ook geen elft is gevangen. Met die aanname kunnen alle vijf locaties van de diadrome vis monitoring met de daaraan gekoppelde vangstregistratie-locaties worden meegenomen. Ook kunnen de missende jaren tussen de twee programma's hiermee geschat worden, en de missende maanden per locatie en programma (Tabel 3). Op alle locaties behalve Haringvliet mist april in de vangstregistratie van de aalvissers. Voor al deze situaties wordt aangenomen dat er ook in april geen elft is gevangen.

Tabel 3 Monitoringsgegevens beschikbaar (1) of niet beschikbaar (0) voor elft

	1994- 2000	2001- 2005	2006- 2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
	Vangstregistratie aalvissers						Diadromevisurvey						
Haringvliet	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1
Kornwerderzand	1	1	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1
Nieuwe Waterweg	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1
Maas (zuid)	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1
Rijn (oost)	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1

Fint

Selectie van locaties en maanden

Fint migreert in april-juni. Fint komt in Nederland alleen in de benedenstroomse delen van het rivierengebied en langs de kusten voor, en trekt niet verder stroomopwaarts dan de zoetwatergetijden gedeelten van rivieren. Derhalve zijn alleen de benedenstroomse locaties (Haringvliet, Kornwerderzand en Nieuwe Waterweg) voor deze soort relevant.

In de diadromevisurvey is Haringvliet niet bemonsterd in juni en vanaf 2016 Nieuwe Waterweg ook niet. Daarnaast is in de vangstregistratie van de aalvissers april niet bemonsterd in de Nieuwe Waterweg en Kornwerderzand. Omdat (a) alle drie locaties belangrijk zijn voor fintmigratie en (b) op basis van een eerste analyse mei de belangrijkste migratiemaand wordt geacht, is gekozen om alleen mei voor alle drie locaties te selecteren.

Er zit minimaal twee jaar zonder monitoringsgegevens tussen de twee programma's op elke locatie en het is niet mogelijk om de vangstefficiëntie van elft in de twee monitoringprogramma's te koppelen. Ook is het, gezien de variatie in vangsten tussen jaren, niet mogelijk om aannames te doen over de trend in de missende jaren. Met andere woorden, de twee tijdreeksen kunnen niet betrouwbaar gekoppeld worden. Daarom is ook een statistische analyse over de laatste 12 jaar momenteel niet mogelijk en is de trend over de laatste 12 jaar op basis van *expert judgement* beoordeeld.

Opwerking naar landelijke trend, met trendbreuk

Binnen de selectie missen jaren binnen locaties (Tabel 4). De enige locatie waar redelijke hoeveelheden fint zijn gevangen is Nieuwe Waterweg. Deze locatie wordt daarom leidend in de selecties en aannames om de tijdreeksen tussen de locaties gelijk te trekken:

1. Kornwerderzand 2011 en 2013 worden verwijderd
2. Kornwerderzand 2014 en 2015 vangstsucces wordt aangenomen gelijk te zijn aan die in 2016 en 2017 (0 fint gevangen).

Met deze selectie en aanname is een goed gebalanceerde tijdreeks tussen jaren en locaties beschikbaar, die vervolgens opgewerkt kan worden naar twee index-reeksen (1994-2010 en 2014-2017) voor de landelijke bestands grootte.

Tabel 4 Monitoringsgegevens beschikbaar (1) of niet beschikbaar (0) voor fint

	1994- 2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
	Vangstregistratie aalvissers				Diadromevisurvey						
Haringvliet	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1
Kornwerderzand	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1
Nieuwe Waterweg	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1

Mogelijk worden tijdens de migratiemaanden ook juveniele finten in jaarlijks sterk wisselende aantallen gevangen. Bij voorkeur worden alleen de volwassen finten meegenomen in de index, maar in de vangstregistratie van de aalvissers is geen informatie verzameld over paairijpheid of lengte. In de diadromevissurvey vanaf 2012 wordt de lengte van fint wel geregistreerd. Zodra deze reeks lang genoeg is om zelfstandig een tijdreeks van 12 jaar te creëren, dan zal deze selectie van volwassen finten worden gemaakt. Voor de beschikbare jaren in de diadromevissurvey is wel gekeken naar de invloed van juveniele fint op het totale vangstsucces: van de tien beschikbare jaar/gebied-combinaties is nergens jonge fint gevangen. Deze eerste analyse suggereert dus dat de invloed van juveniele fint op de index niet groot zal zijn. De meeste jonge fint verschijnt waarschijnlijk later in het seizoen dan in april-juni.

Houting

Selectie van locaties en maanden

Volwassen Noordzeehouting migreert in oktober-december naar de paaiplaatsen, waarbij de belangrijkste migratiemaand december is en in mindere mate november (Borcherding et al., 2014). Omdat deze primaire migratiemaanden voor Noordzeehouting niet overeen komen met de consistent bemonsterde maanden in de passieve monitoringsprogramma's, is het wat betreft Noordzeehouting niet mogelijk om trends tijdens de paaitrek te onderzoeken.

Voor Noordzeehouting kunnen wel de gegevens gebruikt worden die verzameld zijn buiten de paaitrek; tijdens het groeiseizoen. De meeste Noordzeehouting in Nederlandse zoete wateren leeft daar waarschijnlijk gedurende zijn hele leven, en trekt niet van zout naar zoet. Het deel dat wel naar zoute wateren migreert kent geen grote verspreiding vanuit de riviermondingen (Borcherding et al., 2008). De Noordzeehouting populatie in het Rijnstroomgebied bevindt zich dus jaarrond in de benedenstroomse delen van het stroomgebied in Nederland en heeft geen uitwisseling met andere deelpopulaties. De Noordzeehouting vangsten buiten het migratieseizoen zijn dus waarschijnlijk ook een goede weerspiegeling van de populatietrend van houting. Ook buiten de paaiperiode is er geen evenwichtige selectie te maken van dezelfde maanden over beide programma's en alle jaren. Echter, aangezien het niet-migrerende Noordzeehouting betreft, kan de trend van de vangsten op verschillende locaties wel gekoppeld worden, ondanks een verschil in bemonsteringsperiode. Het enige van belang hierbij is dat de maanden binnen een locatie wel consistent bemonsterd worden tussen jaren. Alle vijf locaties kunnen hierdoor worden meegenomen, maar met een andere selectie van maanden:

- In de diadromevissurvey zijn Haringvliet, Maas, Nieuwe Waterweg en Rijn consistent bemonsterd in mei en september, en Kornwerderzand in juni en september.
- In de vangstregistratie aalvissers zijn Nieuwe Waterweg en Haringvliet consistent bemonsterd in mei en juni en Maas, Rijn en Kornwerderzand in mei-augustus.

Er zit minimaal twee jaar zonder monitoringsgegevens tussen de twee programma's en het is niet mogelijk om de vangstefficiëntie van Noordzeehouting in de twee monitoringprogramma's te koppelen. Ook is het, gezien de variatie in vangsten tussen opeenvolgende jaren, niet mogelijk om aannames te doen over de trend in de missende jaren. De twee tijdreeksen kunnen dus niet betrouwbaar gekoppeld worden. Daarom is ook geen statistische analyse over de laatste 12 jaar momenteel mogelijk en zal de trend over de laatste 12 jaar op basis van *expert judgement* beoordeeld worden.

Opwerking naar landelijke trend, met trendbreuk

Binnen deze selectie missen jaren binnen locaties (5). De enige locatie waar redelijke hoeveelheden Noordzeehouting zijn gevangen is Kornwerderzand. Deze locatie wordt daarom leidend in de selecties en aannames om de tijdreeksen tussen de locaties gelijk te trekken:

1. 2011 en 2013 van de overige vier locaties: vangstsucces wordt aangenomen het gemiddelde van de twee jaar ervoor (2009 en 2010) te zijn.
2. 2001-2005, 2016 en 2018 van de Rijn: vangstsucces wordt aangenomen het gemiddelde van de twee jaar ervoor te zijn. In de hele selectie van de Rijn is geen Noordzeehouting gevangen, dus het geschatte vangstsucces is altijd 0.
3. 2017 en 2018 Maas: vangstsucces wordt aangenomen het gemiddelde van 2016 te zijn
4. 2018 Haringvliet: vangstsucces wordt aangenomen het gemiddelde van 2017 te zijn

5. 2014 en 2015 van de overige vier locaties worden verwijderd omdat er geen informatie vanuit Kornwerderzand beschikbaar is.

Met deze selectie en aanname is een goed gebalanceerde tijdreeks tussen jaren en locaties beschikbaar, die vervolgens opgewerkt kan worden naar twee index-reeksen (1994-2013 en 2016-2020) voor de landelijke bestands grootte.

Tabel 5 Monitoringsgegevens beschikbaar (1) of niet beschikbaar (0) voor houting

	1994-2000	2001-2005	2006-2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
	Vangstregistratie aalvissers						Diadromevis survey						
Haringvliet	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1
Kornwerderzand	1	1	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1
Nieuwe Waterweg	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1
Maas (zuid)	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1
Rijn (oost)	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1

Rivierprik

Selectie van locaties en maanden en opwerking naar één landelijke trend

Volwassen rivierprik migreert in oktober-december (soms ook in januari) naar de paaiplaatsen, waarbij november en december het belangrijkste zijn en meegenomen dienen te worden in de selectie (Winter et al., 2013; Griffioen & Winter 2014). De locaties van de vangstregistratie aalvissers zijn geen van alle consistent december bemonsterd. Alleen de tijdreeks van de diadromevis survey is dus geschikt om bestandsontwikkelingen van rivierprik te volgen. Hierbij kunnen alleen die locaties en jaren waarin ook december is bemonsterd worden meegenomen: Haringvliet en Kornwerderzand. Het Haringvliet is in 2014, 2016 en 2020 in alle drie maanden bemonsterd, Kornwerderzand in 2014, 2016, 2017 en 2019 (Tabel 6). Aangezien beide locaties belangrijk zijn voor de intrek van rivierprik, worden 2014 en 2016 van beide locaties geselecteerd.

Tabel 6 Monitoringsgegevens beschikbaar (1) of niet beschikbaar (0) voor houting

	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
	Diadromevis survey						
Haringvliet	1	0	1	0	0	0	1
Kornwerderzand	1	0	1	1	0	1	0

Zeeprik

Selectie van locaties en maanden

Volwassen zeeprik migreert in april-juni naar bovenstroomse paaiplaatsen. Er is geen *homing* zoals bij bijvoorbeeld zalm (terugkeer naar dezelfde geboorteplek), waardoor de soort geen riviereigen populaties kent maar veel uitwisseling en menging tussen nabij gelegen riviersystemen (Bergstedt & Seelye, 1995). Zeeprik kan dus op alle vijf locaties voorbijtrekken en alle locaties worden meegenomen in de selectie. Echter, in de diadromevis survey is Haringvliet niet bemonsterd in juni en vanaf 2016 Nieuwe Waterweg ook niet. Daarnaast is in de vangstregistratie van de aalvissers april niet bemonsterd op alle locaties behalve Haringvliet. Omdat (a) alle vijf locaties belangrijk zijn wat betreft zeeprik migratie en (b) op basis van een eerste analyse de vangsten in april en mei niet veel verschilden en juni veel lagere vangsten toonde, wordt gekozen om mei en waar mogelijk ook juni, voor alle vijf locaties te selecteren.

Er zit minimaal twee jaar zonder monitoringsgegevens tussen de twee programma's op elke locatie en het is niet mogelijk om de vangstefficiëntie van zeeprik in de twee monitoringprogramma's te koppelen. Ook is het, gezien de variatie in vangsten tussen opeenvolgende jaren, niet mogelijk om aannames te doen over de trend in de missende jaren. De twee tijdreeksen kunnen dus niet betrouwbaar gekoppeld worden. Daarom is ook geen statistische analyse over de laatste 12 jaar

momenteel mogelijk, maar zal met expert judgement de trend over de laatste 12 jaar beoordeeld worden.

Opwerking naar landelijke trend, met trendbreuk

Binnen de selectie missen jaren binnen locaties (Tabel 7). De enige locatie waar redelijke hoeveelheden zeeprk zijn gevangen is Nieuwe Waterweg en Haringvliet. Deze locatie wordt daarom leidend in de selecties en acties om de tijdreeksen tussen de locaties gelijk te trekken:

1. Kornwerderzand 2011 en 2013 worden verwijderd
2. Kornwerderzand 2014 en 2015 vangstsucces wordt aangenomen gelijk te zijn aan die in 2016 en 2017 (0 zeeprk gevangen).

Met deze selectie en aanname is een goed gebalanceerde tijdreeks tussen jaren en locaties beschikbaar, die vervolgens opgewerkt kan worden naar twee index-reeksen (1994-2010 en 2014-2020) voor de landelijke bestands grootte.

Tabel 7 Monitoringsgegevens beschikbaar (1) of niet beschikbaar (0) voor zeeprk

	1994-2000	2001-2006	2007-2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
	Vangstregistratie aalvissers						Diadromevis survey						
Haringvliet	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1
Kornwerderzand	1	1	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1
Nieuwe Waterweg	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1
Maas (zuid)	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1
Rijn (oost)	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1

Bijlage 4 Wegingsfactoren waterlichamen EKR-score berekening

Tabel 1. Wegingsfactoren en oppervlaktes waterlichamen.

waterlichaam	mlcident	oever	open_water	oppha	oeverha	openwaterha
NL87_1	NL87_NAUNSPDR	0	1	2183	36.77385	2146.22615
NL89_GREVLEMR	NL89_GREVLGMR106	0	1	13930	37.1337	13892.8663
NL89_VEERSMR	NL89_VEERSMR01	0	1	4186	20.5554	4165.4446
NL89_VOLKERAK	NL89_NOORDGT	0.0077	0.9923	6317	48.6409	6268.3591
NL89_ZOOMMEDT	NL89_ZOOMMMDN2	0.0118	0.9882	1663	19.66605	1643.33395
NL91BM	NL91_BM_A	0.0055	0.9945	4247	23.4327	4223.5673
NL91GM	NL91_GM_A	1	0	2952	2952	0
NL91ZM	NL91_ZM_A	0.0055	0.9945	10850	59.46555	10790.53445
NL92_IJSSELMEER	NL92_VROUWZD	0.0005	0.9995	114883	57.4415	114825.5585
NL92_KETELMEER-VOSSEMEER	NL92_KETMWT	0.0052	0.9948	4236	22.0272	4213.9728
NL92_MARKERMEER	NL92_MARKMMDN	0.0006	0.9994	69933	41.9598	69891.0402
NL92_RANDMEREN_OOST	NL92_VELWMDN	0.004	0.996	6487	25.8486	6461.1514
NL92_RANDMEREN_ZUID	NL92_EEMMDK23	0.0035	0.9965	4291	15.0185	4275.9815
NL92_ZWARTEMEER	NL92_RAMSDP	0.0042	0.9958	2119	8.8998	2110.1002
NL93_7	NL93_ELSTOT	0.0197	0.9803	8370	164.889	8205.111
NL93_8	NL93_OPHMT921	0.0112	0.9888	13011	145.7232	12865.2768
NL93_IJSSEL	NL93_VEESN	0.025	0.975	12294	307.35	11986.65
NL93_TWENTHEKANALEN	NL93_STRVLCZD	0.0572	0.9428	415	23.738	391.262
NL94_1	NL94_HOLLANDSCHDIEP_A	0.0036	0.9964	12815	46.134	12768.866
NL94_10	NL94_BRABANTSEBIESBOSC_A	0.0004	0.9996	5262	1.953133374	5260.046867
NL94_2	NL94_DORDTSEBIESBOSCH_A	0.01	0.99	2542	25.42	2516.58
NL94_4	NL94_OUDMS_A	0.0152	0.9848	6880	104.576	6775.424
NL94_5	NL94_BENEDENMAAS_A	0.0174	0.9826	4902	85.2948	4816.7052
NL94_6	NL94_BERGSHEMAAS	0.0174	0.9826	1183	20.5842	1162.4158
NL94_7	NL94_HOLLANDSCHEIJSSEL_A	0.0055	0.9945	542	2.970885196	539.0291148
NL94_8	NL94_NIEUWEMAAS_A	0	1	4804	0	4804
NL99_VechtZwarteWater	NL93_Vechtdelta_C	0.0427	0.9573	3403	145.3081	3257.6919
NL87_1	NL87_NAUNSPDR	0	1	2160	0	2160
NL94_9	NL94_NIEUWEWATERWEG_A	0	1	8587	0	8587
NL94_11	NL94_HARINGVLIETWEST_A	0	1	4623	0	4623