



Impact van verschillende visserijvormen op trekvisseren

Auteur(s): Jacco van Rijssel, Marinka van den Puijenbroek, Karen Schilder, Erwin Winter

Wageningen University &
Research rapport C046/19

Impact van verschillende visserijvormen op trekvisserij

Auteurs: Jacco van Rijssel, Marinka van den Puijenbroek, Karen Schilder, Erwin Winter

Wageningen Marine Research

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Marine Research in opdracht van en gefinancierd door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, in het kader van het Beleidsondersteunend Onderzoek (BO-43-023.02-030).

Wageningen Marine Research
IJmuiden, April 2019

VERTROUWELIJK Nee

Wageningen Marine Research rapport C046/19

Keywords: Bijvangst, Trekvissen, Zalm, Beroepsvisserij, Sportvisserij, Haringvliet, Kornwerderzand

Opdrachtgever: Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit
T.a.v.: Frans van den Berg
Postbus 20401
2500 EK Den Haag

BO-43-023.02-030

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/476384>
Wageningen Marine Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

Wageningen Marine Research is ISO 9001:2015 gecertificeerd.

© Wageningen Marine Research

Wageningen Marine Research, instituut
binnen de rechtspersoon Stichting
Wageningen Research, hierbij
vertegenwoordigt door Dr. M.C.Th.
Scholten, Algemeen directeur

KvK nr. 09098104,
WMR BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

Wageningen Marine Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor
gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de
resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen
Marine Research opdrachtgever vrijwaart Wageningen Marine Research van
aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag weergegeven en/of
gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden
zonder schriftelijke toestemming van de uitgever of auteur.

A_4_3_1 V28 (2018)

Inhoud

Samenvatting	6
1 Inleiding	12
1.1 Leeswijzer	12
1.2 Introductie op de trekvissoorten	13
1.2.1 Atlantische Zalm	13
1.2.2 Zeeforel	14
1.2.3 Noordzeehouting	14
1.2.4 Fint en elft	15
1.2.5 Zeeprik en rivierprik	16
2 Kennisvraag	17
2.1 Probleemstelling	17
2.2 Achtergrond	17
2.3 Doelstelling	17
3 Opzet en Methode	18
3.1 Studiegebied	18
3.2 Opzet en uitvoering van het onderzoek	20
3.3 Monitoringsprogramma's en logboek gegevens	21
3.4 Vergunningen	27
3.5 Enquêtes	28
3.6 Aansluiting bij voorgaande onderzoeken	29
3.7 Populatieschattingen	30
4 Sterfte	32
4.1 Tuigspecifieke sterfte	32
4.2 Handhaving terugzetverplichting	37
4.3 Samenvattend overzicht sterfte	38
5 Resultaten fuikvisserij per deelgebied	39
5.1 IJsselmeer	40
5.2 Rivierengebied en binnenwateren	45
5.3 Delta	48
5.4 Waddenzee	51
5.5 Intrekpunten Haringvliet en Kornwerderzand	53
6 Resultaten staandwantvisserij per deelgebied	61
6.1 IJsselmeer	61
6.2 Rivierengebied en binnenwateren	63
6.3 Delta	64
6.4 Waddenzee	67
6.5 Kustzone	69
6.6 Intrekpunten Haringvliet en Kornwerderzand	72
7 Resultaten zegenvisserij per deelgebied	73
7.1 IJsselmeer	73
7.2 Rivierengebied en binnenwateren	74

7.3	Delta	75
7.4	Waddenzee & Kustzone	76
8	Resultaten sleepnetvisserij per deelgebied	77
8.1	Delta	79
8.2	Waddenzee	81
8.3	Kustzone	84
8.4	Intrekpunten Haringvliet en Kornwerderzand	87
9	Recreatieve staandwantvisserij	89
10	Sportvisserij	94
10.1	Binnenwateren	95
10.2	Zee en kustwateren	96
10.3	Intrekpunten	98
11	Onafhankelijke veldwaarnemingen	100
12	Cumulatieve effecten van de visserij	102
12.1	Cumulatieve vangsten trekvisserij	102
12.2	Representativiteit van de data	104
13	Overige aspecten van invloed op de populatie van salmoniden en overige trekvisserij	107
13.1	Paai- en opgroeihabitat – zalm en zeeforel	107
13.2	Waterkwaliteit	107
13.3	Migratiebelemmeringen	108
13.4	Waterkracht	108
13.5	Koelwaterinlaten	109
13.6	Predatie	109
13.7	Ziekten en conditie	112
13.8	Klimaatveranderingen	113
13.9	Genetische (on)geschiktheid uitgezette zalm	113
14	Populatieperspectief zalm en zeeforel	115
14.1	Trends en ontwikkelingen in zalm en zeeforel	115
14.2	Uitzetprogramma's in heden en verleden	116
14.3	Historische aantallen	117
14.4	Schatting van de zalm populatie in het Rijnstroomgebied	118
14.5	Conclusie: Factoren van invloed op de zalm populatie	121
15	Populatieperspectief overige trekvis soorten	127
15.1	Houting	127
15.2	Fint en elft	131
15.3	Rivierprik	134
15.4	Zeeprik	137
16	Impact visserij Kornwerderzand & Haringvliet	140
17	Discussie & Conclusies	146
17.1	Algemeen:	146
17.2	Kennislacunes en onzekerheden	146

17.3	Factoren van invloed op het herstel van de zalmpopulatie in de Rijn	147
17.4	Vergelijking van trends tussen de trekvissoorten	148
17.5	Vergelijking met andere onderzoeken	148
17.6	Impact visserij bij Kornwerderzand en de Haringvlietsluizen	151
17.7	Impact van de visserij in relatie tot de afstand tot de kunstwerken (stuwen, sluisen) op migratiepunten	151
17.8	Impact visserij: 10 jaar geleden en heden	152
17.8.1	Inspanning	152
17.8.2	Bijvangst trekvissen	154
17.8.3	Impact per soort	156
18	Kwaliteitsborging	159
19	Literatuur	160
20	Verantwoording	172
	Bijlage 1 Vangst in zalmsteken monitoring	173
	Bijlage 2 Smolt equivalenten berekening	174
	Bijlage 3 Actieve vismonitoring Randmeren	175
	Bijlage 4 Enquête (voorbeeld hokfuiken)	176

Samenvatting

Aanleiding

In de kustwateren, overgangswateren (gebieden op de overgang van kust- naar binnenwateren) en binnenwateren vinden verschillende vormen van beroepsvisserij, sportvisserij en recreatieve visserij plaats. In vrijwel alle visserijvormen vindt een zekere mate van bijvangst plaats van trekvis. Deze vissoorten moeten worden teruggezet, maar een deel van de bijgevangen en teruggezette exemplaren overleeft het terugzetten niet. Daarmee hebben de verschillende visserijvormen effect op populaties trekvis. De kennis met betrekking tot het effect van de visserij op trekvis is gedateerd en het laatste onderzoek met vangstgegevens voor de Nederlandse situatie stamt uit 2008 (Jansen et al. 2008). Actueel inzicht is wenselijk om beleidsafwegingen te kunnen maken, met name of trekvis in de huidige situatie voldoende beschermd zijn, of dat aanvullende maatregelen wenselijk zijn. Het voorgestelde onderzoek vormt een herhaling en actualisering van het eerdere onderzoek dat in 2008 door Wageningen Marine Research (WMR), toentertijd IMARES, is uitgevoerd. Daarnaast wordt in het huidige onderzoek specifieke aandacht besteed aan de situatie rondom de sluisen van het Haringvliet en bij Kornwerderzand, met het oog op respectievelijk het Kierbesluit en de voorgenomen aanleg van de Vismigratierivier.

Hoofdvragen

Voor het actuele inzicht worden in deze studie de volgende onderzoeksvragen uitgewerkt:

- Wat is de (indicatieve) omvang van de bijvangst aan trekvissoorten zalm, zeeforel, houting, fint, elft, rivierprik en zee-prik in de verschillende vormen van beroeps-, recreatieve- en sportvisserij in de kustwateren, overgangswateren en de binnenwateren?
- Wat is de mogelijke impact hiervan op de bestanden en de bestandsontwikkeling van de betreffende vissoorten als gevolg van bijvangst en sterfte na terugzet?
- Is er sprake van een zone dichtbij kunstwerken en vismigratievoorzieningen waar, door concentratie van vissoorten, sprake is van een duidelijk verhoogde vangkans en in hoeverre heeft dit invloed op de bestanden van de betreffende vissoorten? Is een indicatie te geven van de omvang van de zone waarin dit concentratie-effect van toepassing is?

Methode

Voor het bepalen van de totale invloed van de visserij op populaties trekvis zijn drie factoren van belang: (1) visserij-inspanning ("waar, wanneer, welke vistuigen en hoeveel?"), (2) vangfrequentie ("hoeveel per vistuig?") en (3) overleving na terugzet. Voor het bepalen van ieder van deze factoren is zo veel mogelijk gebruik gemaakt van beschikbare gegevens via diverse methoden: monitoringsreeksen, vergunningsgegevens, logboekgegevens, enquêtes, literatuuronderzoek, onafhankelijke veldwaarnemingen en gegevens uit voorgaande onderzoeken. Afhankelijk van de locatie maakt de Nederlandse beroepsvisserij gebruik van fuiken, staandwant, zegen en sleepnetten. Daarnaast wordt door sportvissers met de hengel en door recreatieve vissers met staandwant gevestigd. De Nederlandse wateren zijn binnen deze inventarisatie onderverdeeld naar vijf deelgebieden: (1) Rivierengebied en binnenwateren, (2) IJsselmeer, (3) Delta, (4) Waddenzee en (5) Kustzone (tot 3 mijl). In de 3-mijls kustzone is de grootschalige kottervisserij op platvis hierbij buiten beschouwing gelaten omdat de grootste visserij-intensiteit van deze visserijvorm voornamelijk buiten deze zone ligt. Extra aandacht is besteed aan de intrekpunten bij de sluisen van het Haringvliet en Kornwerderzand. In de afbakening van de te onderzoeken trekvissoorten is de focus gelegd op de soorten zoals die (merendeels) ook zijn aangewezen onder de Habitatrichtlijn: zalm, zeeforel, houting, fint, elft, rivierprik en zee-prik.

Voor zalm is een populatieschatting gemaakt op basis van telemetrieonderzoeken (zalmen worden uitgerust met zenders), monitoring van volwassen zalmen in bovenlopen en uitzetgegevens van zalm (diverse jonge levensstadia). Uitgaande van de waargenomen aantallen smolts (jonge zalmen) en volwassen zalmen in de paaigebieden en de fractie verdwijningen in ieder van de riviersegmenten (op

basis van het aantal gezenderde zalmen wat langs trekt) is een schatting gemaakt van de aanwezige zalmpopulatie in de Nederlandse wateren. Voor de overige trekvissoorten is, waar mogelijk, een kwalitatieve schatting gemaakt van de bestanden in de Nederlandse wateren op basis van voorgaande onderzoeken.

Hieronder wordt een overzicht gegeven van de bijvangsten van trekvis in de verschillende visserijvormen. Bijvangsten representeren echter niet direct wat er aan een populatie onttrokken wordt. Hiervoor is ook de sterfte na terugzet (directe en indirecte sterfte) van belang. Sterfte is afhankelijk van de vissoort, het levensstadium, het type vistuig, de locatie, omgevingsfactoren (temperatuur), en de behandeling van de gevangen vis door de visser. De sterfte per soort per vistuig is gebaseerd op literatuuronderzoek, enquêtes, onafhankelijke veldwaarnemingen en expert-judgement. Tot slot is ook de mate van naleving van de terugzetverplichting van belang.

Bijvangsten in de visserij

Er zijn geen exacte gegevens over de precieze omvang van de bijvangsten en de kans op bijvangst. De verschillende informatiebronnen zijn niet volledig representatief en de gepresenteerde schattingen moeten daarom met de nodige voorzichtigheid gehanteerd worden. Dit maakt dat vaak wel in indicatieve zin iets gezegd kan worden over de mate van bijvangst van trekvissoorten in de verschillende visserijvormen, maar dat het niet goed mogelijk is hier harde conclusies aan te verbinden. Geprobeerd is om, met gebruikmaking van zoveel mogelijk verschillende bronnen, tot een zo betrouwbaar mogelijk beeld te komen, maar een uitgewerkte kwantitatieve analyse is op basis van de beschikbare gegevens niet goed mogelijk. Hiervoor zou, meer en langjarig onderzoek nodig zijn, waarbij vangsten van trekvis en visserij-inspanning worden geregistreerd. De onzekerheden in de beschikbare data en de invloed hiervan op betrouwbaarheidsmarges zijn in het rapport steeds aangegeven. Kwantitatieve informatie over aantallen vissers (beroeps, sport en recreatief) en vergunningen zijn veelal beschikbaar. Echter, het daadwerkelijke gebruik van vergunningen en vistuigen hoeft vaak niet geregistreerd te worden waardoor het opwerken van de inspanning op basis van alle uitgegeven vergunningen (i.p.v. op basis van de daadwerkelijke inzet van de vistuigen) tot een overschatting van de vangsten kan leiden. Schattingen van inspanning en vangkans zijn vaak gebaseerd op enquêtes en monitoringen. Maar voor zowel de respons op de enquêtes als voor de gegevens uit monitoringen (die immers voor een ander doel zijn opgezet) geldt dat deze niet volledig representatief zullen zijn. Zo zijn voor een aantal monitoringen juist vanglocaties geselecteerd met een hoge diversiteit aan soorten, of waar veel trekvis zich concentreren (intrekpunten) om trends in voorkomen te kunnen bepalen. De vangfrequentie van trekvis zal op deze locaties daarmee dus hoger liggen dan gemiddeld in de totale visserij met dezelfde vistuigen op andere locaties. Daarnaast zijn er ook enkele monitoringen gestopt in de afgelopen jaren waardoor de vangkans deels gebaseerd wordt op oudere gegevens. De opwerkingen op basis van enquêtes kunnen mogelijk niet representatief zijn wanneer deze op een klein aantal respondenten per visserijvorm per deelgebied zijn gebaseerd. Ook zullen vissers die hun vergunningen niet of minder gebruiken in de enquêteresultaten waarschijnlijk ondervertegenwoordigd zijn, wat ook geldt voor vangstinformatie uit logboeken. Daarnaast geldt dat de informatie verkregen uit enquêtes niet goed te controleren is en daarmee dus afhankelijk is van de betrouwbaarheid waarmee deze door de vissers is ingevuld.

In de **fuikenvisserij** lijkt de meeste bijvangst van trekvis plaats te vinden op het IJsselmeer waar ook de grootste fuikeninspanning is. Met name houting wordt veel bijgevangen. In de Delta worden relatief veel finten en zeeprikken gevangen terwijl de minste bijvangst van trekvis plaats vindt in de fuikenvisserij in de Waddenzee en binnenwateren.

Voor de commerciële **staandwantvisserij** is de totale inspanning in de verschillende gebieden geschat aan de hand van logboeken. Staandwantvisserij met schepen op zee vindt voornamelijk in de Kustzone en Delta plaats (in de Voordelta is dit op zeer kleine schaal) en in mindere mate in de Waddenzee. Gegevens over vangfrequentie waren echter nauwelijks bekend (behalve voor het IJsselmeer aan de hand van de staandwant monitoring) en daarom kan er geen goede kwantitatieve inschatting gegeven worden voor totale vangsten door de staandwantvisserij. Op basis van de bevindingen uit de recreatieve staandwantvisserij in de Waddenzee mag echter verwacht worden dat ook in de commerciële staandwantvisserij sprake zal zijn van bijvangsten met een vergelijkbare soortensamenstelling als in de recreatieve staandwantvisserij.

De invloed van de **zegenvisserij** was niet kwantitatief vast te stellen. De zegenvisserij vindt in de wintermaanden plaats op het IJsselmeer en ook op beperkte schaal in de benedenrivieren. Daarnaast vindt er ook in beperkte mate zegenvisserij plaats in de Delta, Waddenzee en Kustzone. Op basis van enquêtes en de kennis over dit vistuig is het beeld dat deze visserijvorm een zeer gering effect heeft op trekvissen, omdat de overleving van de vissen relatief goed zal zijn.

De inspanning van de **garnalenvisserij** met sleepnetten is in het laatste decennium flink toegenomen en op basis van een bijvangstonderzoek van Glorius et al. (2015) zouden er potentieel per jaar honderdduizenden finten (vooral jonge fint tijdens het eerste groeiseizoen) in de Delta, Waddenzee en Kustzone worden bijgevangen. Hierbij moet wel vermeld worden dat deze schatting gebaseerd is op een periode waarin er ook piekaantallen finten in verschillende monitoringen werden gevangen ten opzichte van andere jaren waardoor de bijvangst aan finten waarschijnlijk niet ieder jaar zo hoog zal zijn. Daarnaast worden er ook relatief veel rivierprikken (duizenden) bijgevangen in de garnalenvisserij, met name in de Kustzone en Waddenzee.

In de **recreatieve staandwantvisserij** worden er op basis van logboeken en enquêtes jaarlijks enkele honderden zalmen (zowel smolts als adulten), zeeforellen en finten bijgevangen in de Waddenzee. Deze schattingen zijn echter gebaseerd op de aanname dat iedere recreatief staandwantsvisser die zich bij de gemeente gemeld heeft ook daadwerkelijk vist. De gemeentes zelf schatten dat slechts 10-60% van de aangemelde vissers gebruik maakt van de mogelijkheid om te vissen. Dit kan tot een overschatting van de totale bijvangst in het recreatief staandwants geleid hebben. Daarnaast vindt er ook recreatieve staandwantsvisserij plaats in de Kustzone en in beperkte mate in de Delta (Westerschelde).

Op basis van de beschikbare gegevens bleek het niet mogelijk een goede inschatting te maken van de vangsten in de **sportvisserij**. De gerapporteerde waarden zijn afkomstig van een eerdere internetenquête (uit Jansen et al. 2008). Het is echter zeer waarschijnlijk dat voornamelijk vissers die veel vissen en vissers die trekvissen bijvangen destijds gereageerd hebben op de internetenquête. De enquête heeft daarom betrekking op een niet representatieve groep en laat een overschatting zien van de aantallen trekvissen die mogelijk in de sportvisserij worden bijgevangen.

Impact visserij op trekvispopulaties

In de **zalm**vangsten van de zalmsteken monitoring in de Waal is er na een stijgende trend tussen 2006-2010 vanaf 2010 een dalende trend waar te nemen. Op basis van telemetriestudies is er een schatting gemaakt van het totaal aantal terugkerende zalmen. Het percentage teruggekeerde zalmen ligt, op basis van de absolute aantallen vertrekkende smolts (78.630-140.400) en de absolute aantallen teruggekeerde zalmen op de paaigronden (440-940), zeer laag; op 0,55% tot 0,67%. Voor een zichzelf in standhoudende populatie wordt een terugkeerpercentage van ongeveer 3% noodzakelijk geacht. Van de zalmen die in de verschillende visserijvormen terecht komen lijken, op basis van enquêtes en monitoringen, deze voornamelijk in de fuikenvisserij en de sleepnetvisserij (garnalenvisserij en kleinschalige sleepnetvisserij) gevangen te worden; totaal mogelijk enkele honderden smolts en adulten waarbij de sterftepercentages van zalmachtigen in de fuiken en sleepnetvisserij worden geschat op 0-25%. Er gelden echter, zoals eerder aangegeven, aanzienlijke onzekerheden en kennislacunes met betrekking tot de representativiteit van deze gegevens. Ondanks dat zowel de beroepsvisserij en de sport-/recreatieve visserij zalmen bijvangen, lijkt het erop dat de grootste verliezen in aantallen zalmen tijdens het opgroeien, en tijdens de migratie naar de Nederlandse kust en op zee plaats vinden. Zelfs wanneer er geen enkele bijvangst van zalmen zou plaatsvinden door alle vormen van Nederlandse visserij tezamen is het nog maar de vraag of dit zou resulteren in een zichzelf in stand houdende populatie. Andere factoren zoals migratiebarrières, visserijen op zee en oceaan en predatie zullen waarschijnlijk een groot effect hebben op het terugkeerpercentage van zalmen. Voor de **zeeforel** is er sinds het begin van de monitoring in 1997 ook een dalende trend te zien. Van deze soort is de populatieomvang niet goed bekend.

Op basis van de landelijke populatietrend die gebaseerd is op de monitoring in de rivieren en bij de intrekpunten van **houting**, lijkt over de laatste jaren geen sprake te zijn van een toename van de populatieomvang en eerder van een afname na 2013. Aan de andere kant lijken andere

monitoringsreeksen en de visserijgegevens aan te geven dat houting in recente jaren nog is toegenomen en regelmatig wordt gevangen. De populatie volwassen houting in de Nederlandse binnenwateren zal inmiddels zeker in de orde van vele tienduizenden liggen, maar zou mogelijk nog groter kunnen zijn met het oog op de opgewerkte bijvangst gegevens. Houting wordt vooral regelmatig bijgevangen in de fuiken en vaak met het staandwant in het IJsselmeer (indicatieve schatting: enkele tienduizenden), waarbij het sterftepercentage in het staandwant op 50-90% en in fuiken op 0-25% wordt geschat. De daadwerkelijke populatietrend voor de houting is dus enigszins onzeker. Wat hier ook doorheen speelt is dat er indicaties zijn dat mogelijk een groot deel van de houtingpopulatie een levenscyclus heeft die volledige in het zoete water plaatsvindt. De populatietrend is daarmee dus mogelijk niet meer direct gerelateerd aan de waargenomen aantallen houtingen bij de intrekpunten. In de optelsom van factoren lijkt het, zeker voor het IJsselmeer, dat de huidige visserijdruk het herstel van de houting mogelijk vertraagd, maar het is nog onduidelijk of de visserijdruk ook tot de geconstateerde afname van de houting in de fuikenmonitoringen bij de intrekpunten heeft geleid.

Op basis van de monitoringsfuiken bij intrekpunten kon er voor **fint** geen betrouwbare landelijk trend vastgesteld worden. Sinds 1994 komen in sommige jaren gedurende het groeiseizoen grote aantallen (jonge) finten voor langs de Nederlandse kust. Deze exemplaren moeten afkomstig zijn uit buitenlandse bronpopulaties, maar van welke bronpopulaties is niet bekend. Fint wordt relatief veel bijgevangen in de kustzone, in zowel de Delta, als de Waddenzee, als de Kustzone. Cumulatief gaat het hierbij om een totale ordegrrootte van mogelijk vele honderdduizenden finten per jaar, met name door de garnalenvisserij. De bijvangst bestaat voor een belangrijk deel uit jonge eenjarige finten. Bij terugzet zal een groot deel van de dieren niet overleven (sterftepercentages van 80-100%). Hierbij moet overigens worden aangetekend dat jonge finten waarschijnlijk een hogere natuurlijke mortaliteit zullen ondervinden dan volwassen finten, waardoor een deel van deze jonge finten bij voorbaat niet zou hebben bijgedragen aan de finten populatie. Ook geldt dat, het aan deze cijfers ten grondslag liggende onderzoek naar bijvangsten in de garnalenvisserij, gebaseerd is op de jaren 2012-2014; een periode waarin juist ook sprake was van relatief hoge aantallen finten in de verschillende monitoringen (en er dus mogelijk sprake was van een piek in de populatie finten). Na de afsluiting van het Haringvliet is de fint als paaipopulatie in Nederland verdwenen en zijn er nog geen bewijzen voor een herstel van een succesvol paaierende populatie finten in de benedenstroomse delen van de Rijn of de Maas. De terugkeer van een Nederlandse paaipopulatie lijkt voornamelijk beperkt te worden door de afwezigheid van goed functionerende estuaria en dit zal vermoedelijk een grotere bottleneck vormen dan de visserij. Dit zal door het Kierbesluit waarschijnlijk niet substantieel veranderen, omdat het openen van de Kier niet leidt tot een grotere getijdendynamiek en daarmee herstel van een natuurlijk estuarium in het Haringvliet.

De landelijke trend van **elft** wordt bepaald aan de hand van monitoringsfuiken, waarbij deze soort niet is gedetecteerd in de afgelopen 20 jaar. Mochten volwassen elften in de toekomst weer in hogere aantallen terugkeren in Nederland, dan zal dit in de bestaande monitoring gedetecteerd moeten kunnen worden. Elft lijkt niet of in kleine aantallen bijgevangen te worden door de visserij, bijvoorbeeld enkele in het IJsselmeer, en hoogstens enkele tientallen elften door de recreatieve staandwantvisserij in de Waddenzee. Aangezien elft veel lijkt op fint kan deze soort gemakkelijk verward worden met fint. In hoeverre de visserij impact heeft op het herstel van een paaipopulatie op de Rijn is met de huidige gegevens niet te bepalen.

Ondanks de, ten opzichte van andere trekvissoorten, hoge aantallen bijgevangen **rivierprikken** in sommige visserijvormen zal de impact van de visserij voor rivierprik waarschijnlijk gering zijn aangezien de overleving van bijgevangen rivierprikken naar verwachting goed is en de populatie-omvang van rivierprikken die voor de Nederlandse kust aankomt wordt geschat op minimaal 10.000en-100.000en, en wellicht nog groter. Sommige visserijvormen vangen niet veel rivierprikken bij doordat de methoden veelal ongeschikt zijn om prikken te vangen (bijvoorbeeld staandwant) en door de bijzondere voedingswijze als parasiet op zee. Rivierprik lijkt nauwelijks in de sportvisserij te worden gevangen. De jonge ingegraven rivierprikklarven komen ook niet in de diverse visserijen en monitoringen terecht. Aangezien de intrekperiode voor rivierprik voornamelijk buiten de periode dat er gemonitord ligt, is een trend voor rivierprik op basis van de huidige gegevens niet goed te bepalen. De inschatting is dat de huidige visserijen geen grote impact hebben op de populatie-omvang en dat andere factoren zoals habitatkwaliteit en migratiebarrières waarschijnlijk meer van invloed zijn.

Net zoals bij de rivierprik zal ondanks de bijvangst in sommige visserijvormen de impact van de visserij voor **zeeprik** gering zijn, aangezien de overleving van bijgevangen zeeprikken naar verwachting goed is. Daarnaast zijn een aantal visserijvormen, zoals staandwant ongeschikt om prikken te vangen en wordt de zeeprik op zee weinig bijgevangen door de bijzondere voedingswijze als parasiet op grote vis en zeezoogdieren. In de laatste decennia trekken mogelijk weer meer dan 10.000 zeeprikken de Rijn op; en meer dan 1.000 de Maas. Hoewel mogelijk sprake is van een iets afnemende trend over de meest recente periode is de inschatting, ook gelet op het feit dat de overleving van de bijgevangen zeeprikken goed zal zijn en er geen commercieel belang is voor de vangst van deze soort, dat de visserij een herstel van zeeprik niet in de weg staat.

Impact visserij rondom de sluizen bij Kornwerderzand en bij het Haringvliet

Bij beide intrekpunten vindt de bijvangst van trekvissen voornamelijk plaats in de fuikenvisserij waarbij voor de meeste soorten (behalve voor fint en elft) een relatief laag sterftepercentage wordt geschat (50-100% voor fint en elft, 0-25% voor overige soorten). Bij beide intrekpunten worden in alle visserijvormen tezamen tientallen tot honderden trekvissen bijgevangen waarbij er rondom de Haringvlietssluzen relatief meer trekvissen (zalm, fint, rivierprik en zeeprik) worden bijgevangen dan rondom Kornwerderzand. Verder worden er bij Kornwerderzand tientallen trekvissen bijgevangen door de spieringkuilvisserij en rondom het Haringvliet tientallen in de garnalenvisserij en in de wolhandkrabvisserij met kleinschalige sleepnetten, en enkele in de staandwantvisserij. Daarnaast schatten van Giels & Vrieze (2016) het aantal (bij)gevangen salmoniden (voornamelijk post-smolts; smolts op zee) door de sportvisserij in de Voordelta op honderden terwijl er op basis van gesprekken met beroepsvissers nauwelijks tot geen sportvisserij wordt beoefend rondom Kornwerderzand.

Impact van de visserij in relatie tot de afstand tot kunstwerken bij migratiepunten

In het huidige onderzoek zijn te weinig aanknopingspunten om hier onderbouwde uitspraken over te kunnen doen. Wel is door eerder onderzoek geanalyseerd hoe de vangkans op dergelijke locaties samenhangt met het gedrag van de trekvissen ter plaatse en de invloed die dit heeft op de vangkans. Conclusie hieruit was dat in een zone rondom de barrière er sprake is van zoekgedrag en concentratiewerking van vissen. Ook liggen dergelijke barrières vaak op punten waar sprake is van een vernauwing van de watergang. Hierdoor is op deze locaties vaak sprake van hogere concentraties vissen met soms ook nog intensief zoekgedrag bij barrières wat de vangkans in met name passieve (staande of vaste) vistuigen als fuiken vergroot. Dit concentratie-effect is vastgesteld voor een vrij beperkte zone (tientallen tot honderden meters en maar zelden kilometers) in de nabijheid van de barrière.

Resumerend per onderzoeksvraag:

Wat is de (indicatieve) omvang van de bijvangst aan trekvissoorten zalm, zeeforel, houting, fint, elft, rivierprik en zeeprik in de verschillende vormen van beroeps-, recreatieve- en sportvisserij in de kustwateren, overgangswateren en de binnenwateren?

Om de omvang van de bijvangst te bepalen is het allereerst nodig om de omvang van de visserij-inspanning voor elk van de vistuigen en gebieden te bepalen. Hiervoor is geen registratieprogramma en deze zijn in deze studie veelal gebaseerd op de resultaten van enquêtes en uitgegeven vergunningen. Ten opzichte van de studie die ruim 10 jaar geleden is uitgevoerd (Jansen et al. 2008), is er over het geheel gezien een afname van de inspanning voor de meeste deelgebieden en de meeste visserijen te zien, met het verdwijnen van de fuikenvisserij in grote rivieren als grootste verandering. Uitzondering hierop lijkt de garnalenvisserij te zijn waar een sterke toename is waargenomen de afgelopen 10 jaar. Door de ingeschatte visserij-inspanning te vermenigvuldigen met de vangkans van trekvissen per vistuig voor de verschillende visserijen en deelgebieden zijn aantalsschattingen van bijgevangen trekvissen ingeschat. Deze variëren van enkele tientallen (voor elft in de verschillende visserijen) tot honderdduizenden (jonge finten in de garnalenvisserij). Wat betreft de orde van grootte van de bijvangsten van trekvissen lijkt het erop dat deze in veel visserijvormen en deelgebieden min of meer gelijk is gebleven, behalve voor de fuikenvisserij op de grote rivieren (geen bijvangsten) en de garnalenvisserij (hogere bijvangsten van met name jonge fint, maar ook rivierprik). Door de geringe hoeveelheid onafhankelijke data en grote onzekerheden in de schattingen zijn de ranges voor bijgevangen aantallen trekvissen groot voor de meeste soorten.

Wat is de mogelijke impact hiervan op de bestanden en de bestandsontwikkeling van de betreffende vissoorten als gevolg van bijvangst en sterfte na terugzet?

Om de impact van deze aantallen bijgevangen trekvisen op populatieontwikkelingen in te schatten, moeten de bijgevangen aantallen trekvisen (onderverdeeld in verschillende levensstadia) worden vermenigvuldigd met de sterftepercentages per soort en vangtuig en vervolgens worden afgezet tegen de populatieomvang per trekvissoort. Voor zalm zijn hiervoor de beste gegevens beschikbaar. De cumulatieve verliezen van jonge zalm (smolts) zijn, tijdens het wegtrekken uit de bovenstroomse paaigebieden naar zee, tijdens het opgroeien op de oceaan en tijdens de terugkeer als volwassen zalm naar de paaigebieden, momenteel te hoog voor een zichzelf in stand houdende populatie. Bijvangst in sportvisserij, de recreatieve visserij en beroepsvisserijen in Nederlandse kust-, overgangs- en binnenwateren kan hier een rol in spelen, maar ook andere factoren zoals visserijen op de oceaan en migratiebarrières lijken belangrijk. De aanwezigheid van zalm in het Rijn en Maas-stroomgebied wordt in stand gehouden door uitzettingen in de bovenlopen. Voor rivierprik en zee-prik lijkt de impact door bijvangst in visserijen op populaties gering. Voor houting, fint en elft is het onduidelijk, maar gezien de geringe overleving en substantiële bijvangst van met name jonge fint, kan dit een factor van belang zijn. Maar van welke paaipopulaties finten de gevangen dieren afkomstig zijn en wat de populatieomvang is waar deze aantallen tegen afgezet moeten worden is niet bekend.

Er zijn recentelijk twee bureaustudies gepubliceerd die de impact van de visserij op salmoniden/trekvisen hebben onderzocht. Het eerste onderzoek heeft gekeken naar de huidige visserij in de potentieel kansrijke gebieden (overgangswateren) voor (bij)vangst van salmoniden (van Giels & Vriese 2016). Het tweede onderzoek betreft een advies over de bescherming van trekvisen in het Haringvliet en de Voordelta tegen gevolgen van visserij op basis van het voorzorgprincipe (Kroes & Reeze 2017). Over het algemeen lijken de conclusies van het huidige rapport en de conclusies van van Giels & Vriese (2016) over de bijvangst van salmoniden behoorlijk overeen te komen. Het grootste verschil is te vinden in de bijvangst aantallen van salmoniden in de sportvisserij waarbij de aantallen zoals gepresenteerd in het huidige rapport zeer waarschijnlijk overschattingen zijn. Kroes & Reeze (2017) hebben, gebaseerd op een literatuurstudie, per visserijvorm aangegeven wat de gevoeligheid voor visserij is van trekvisen. Wanneer we er ervan uitgaan dat gevoeligheid, de vangkans van trekvisen inhoudt, zien we dat over het algemeen, de gevoeligheid voor verschillende trekvissoorten en visserijvormen hoger ingeschat wordt door Kroes & Reeze (2017) dan de vangkans zoals gerapporteerd in van Giels & Vriese (2016) en de aantallen bijgevangen trekvisen zoals geschat in het huidige rapport. Kroes & Reeze (2017) concluderen op basis van hun analyse dat alle visserijen gevoelig zijn voor bijvangst van een of meerdere trekvissoorten en dat dit vooral geldt voor de visserij met het staandwant, fuiken, de garnalervisserij en de sportvisserij. Hierbij moet overigens wel vermeld worden dat Kroes & Reeze (2017) dit baseren op een breder scala aan migrerende vissoorten. Uit het huidige onderzoek blijkt dat niet alle visserijen een grote vangkans van trekvisen hebben (bijvoorbeeld de zegervisserij) en dat de staandwantvisserij, op basis van de huidige gegevens, niet een hele grote bijdrage lijkt te leveren aan de bijvangst van trekvisen.

Is er sprake van een zone dichtbij kunstwerken en vismigratievoorzieningen waar door concentratie van vissoorten sprake is van een duidelijk verhoogde vangkans en in hoeverre heeft dit invloed op de bestanden van de betreffende vissoorten? Is een indicatie te geven van de omvang van de zone waarin dit concentratie-effect van toepassing is?

Concentratie-effecten zijn in eerder onderzoek vastgesteld voor een vrij beperkte zone (tientallen tot honderden meters en maar zelden kilometers) in de nabijheid van de barrière. Hoe sterker de barrièrewerking is hoe meer zoekgedrag en grotere vangkansen er bij barrières verwacht kunnen worden. Bij het vergroten en optimaliseren van de intrekmogelijkheden voor trekvis (bijvoorbeeld door aanleg van een vispassage of door het openzetten van sluisen en stuwen), zal daarmee ook de vangkans per passerende trekvis geringer worden; en daarmee trekvis minder kwetsbaar maken voor visserijen.

1 Inleiding

Nederland zet samen met de andere Rijn- en Maasoeverstaten in op herstel van migrerende vissoorten, met daarbij een specifieke aandacht op het herstel van de zalm. Hiertoe loopt in Duitsland en Frankrijk een uitzetprogramma voor zalm en zijn in onder meer Nederland veel investeringen gedaan om de optrekbaarheid van de grote rivieren te optimaliseren. Een voorbeeld hiervan is de aanleg van verschillende vistrappen. In dit verband is tevens de visserijwetgeving aangepast; sinds 2000 is de vangst van zalm en zeeforel verboden. Ook voor andere trekvissoorten zoals houting, fint, elft, rivierprik en zee-prik gelden terugzetbepalingen op basis van de Visserijwet. Trekvisseren worden echter wel onbedoeld bijgevangen in de visserij.

In 2007 hebben de ministeries van LNV en V&W, naar aanleiding van internationale vragen over bijvangsten van zalm en zeeforel ('salmoniden') in de commerciële en recreatieve visserij in het Nederlandse benedenrivierengebied en langs de Nederlandse kust, laten onderzoeken of de toenmalige visserijen een probleem vormden voor de terugkeer van populaties zalm en zeeforel in de Maas en Rijn (Jansen et al. 2008). Het huidige onderzoek vormt een herhaling en actualisering van bovenstaand onderzoek. Naast de salmoniden (zalm en zeeforel) worden, net als in het voorgaande onderzoek, ook andere migrerende soorten (fint, elft, houting, rivierprik en zee-prik) meegenomen.

Deze rapportage geeft een overzicht van de inventarisatie van bestaande gegevens, aangevuld met informatie uit enquêtes over bijvangsten van de zeven hierboven genoemde trekvisseren in zowel de commerciële als de recreatieve visserij in de Nederlandse wateren. Met het oog op het Kierbesluit bij de Haringvlietsluizen en de voorgenomen aanleg van de Vismigratierivier in de Afsluitdijk bij Kornwerderzand, ligt extra focus van dit onderzoek op de zoet-zout overgangen bij het Haringvliet en bij Kornwerderzand. Bij deze zoet-zout overgangen zijn bij verschillende visserijvormen onafhankelijke veldwaarnemingen uitgevoerd om kwantitatieve data over de bijvangst van trekvisseren te verzamelen. Daarnaast is een semi-kwantitatieve populatieschatting gemaakt voor zalm en zijn kwalitatieve populatieschattingen gebruikt voor de overige zes soorten waartegen de bijvangsten afgezet worden. Tevens is een overzicht gegeven van de overige sterfte/verdwijningfactoren die een mogelijk herstel van de trekvisseren in de weg kunnen staan. Illegale visserij is buiten beschouwing gelaten. Deze rapportage geeft een beschrijving van de huidige stand van zaken, op mogelijke beheersmaatregelen wordt niet ingegaan.

Deze Wageningen Marine Research (WMR)-studie is besproken en geconsulteerd met een klankbordgroep, waarin de volgende partijen zitting hebben: Ministerie van LNV, Rijkswaterstaat (RWS), Sportvisserij Nederland, Wereld Natuur Fonds (WNF), Nederlandse Vissersbond, netVISwerk en het Vissersvereniging Zuidwest.

1.1 Leeswijzer

De informatie in dit rapport is gerangschikt in de volgende hoofdstukken.

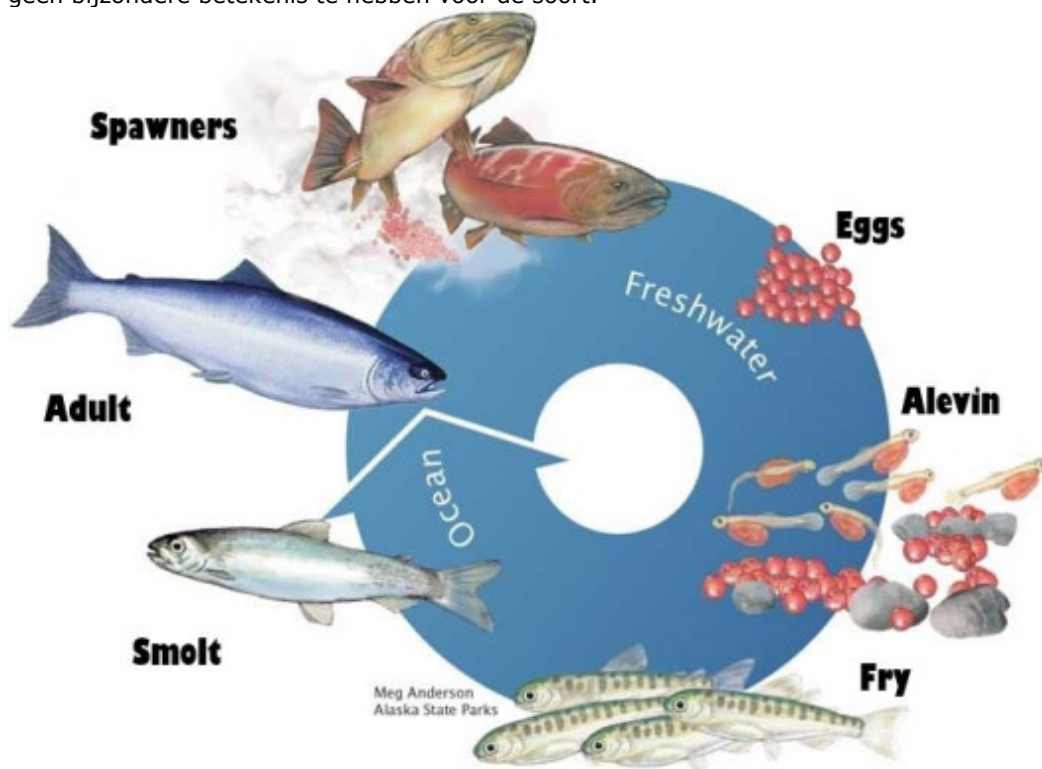
- Hoofdstuk 1.2 geeft een korte introductie op de levenscyclus van ieder van de trekvisseren.
- In hoofdstuk 2 wordt de kennisvraag van de opdrachtgever weergegeven.
- De opzet en de gebruikte methoden van het onderzoek worden beschreven in hoofdstuk 3.
- Om te bepalen hoeveel exemplaren er aan een populatie onttrokken worden, is het naast de vangsten ook belangrijk om te bepalen hoeveel sterfte er optreedt. Hoofdstuk 4 geeft een beschrijving van de sterfte in de verschillende visserijvormen.
- Hoofdstukken 5 t/m 10 geven een beschrijving van de inspanning, vangstkans en totale vangsten van de trekvisseren in ieder van de visserijsectoren en in alle gebieden.
- In hoofdstuk 11 worden de onafhankelijke veldwaarnemingen besproken.

- In hoofdstuk 12 worden de voorgaande hoofdstukken samengevat. Ook de representativiteit van de data wordt hier uitvoerig besproken.
- Naast visserij zijn er ook nog andere sterfte oorzaken. In hoofdstuk 13 wordt hiervan een kort overzicht gegeven.
- In hoofdstuk 14 wordt een populatieschatting gemaakt van de zalmpopulatie in de Nederlandse wateren. Vervolgens wordt de visserijsterfte (bepaald in hoofdstuk 12) en overige sterfte oorzaken (bepaald in hoofdstuk 13) afgezet tegen deze populatieschatting.
- Hoofdstuk 15 geeft een overzicht van de populatieperspectieven van fint, elft, houting, zee prik en rivier prik.
- Hoofdstuk 16 bespreekt de impact van de visserij bij de intrekpunten Kornwerderzand en het visbestand rondom de Haringvlietsluizen
- De conclusies worden weergegeven in hoofdstuk 17. Hierin wordt de status van de gepresenteerde getallen bediscussieerd en worden kennishiaten weergegeven.

1.2 Introductie op de trekvissoorten

1.2.1 Atlantische Zalm

De zalm (*Salmo salar*, familie *Salmonidae*) is een anadrome vissoort die over duizenden kilometers van de open oceaan tot aan de bovenlopen van rivieren migreert. Voor de paai zijn koude snelstromende bergbeken met een kiezelbodem noodzakelijk. Tijdens de groei zijn een aantal fasen te onderscheiden: de zoetwaterfasen worden onderverdeeld in de *alevin* (larven met dooierzak), *fry* (larven zonder dooierzak, voeden zich met zoöplankton) en de *parr* (juvenile zalm, voedt zich met invertebraten voor de overige zoetwaterperiode, Figuur 1.1). Na een opgroeï van 1 tot 2 jaar (in het Rijnstroomgebied) in de nabijheid van de paaiplaatsen vindt een metamorfose plaats tot *smolt* (jonge zalm, ca 15-25 cm groot) en trekken de smolts rond april-mei stroomafwaarts en verlaten de rivier. Daarna volgt de groeifase op open zee waarbij de dieren volwassen worden (*post-smolt*). Tijdens de periode op zee groeien de vissen snel en migreren korte tijd tot ver uit de kustzone tot aan Groenland toe waarbij zuidelijk Groenland en de Faeröer eilanden belangrijke opgroeïgebieden zijn (Aas et al. 2011). Na één of enkele jaren op zee keren de inmiddels volwassen geworden dieren terug naar hun geboorterivier. De volwassen zalmen kunnen tot enkele maanden in het benedenriviereengebied verblijven, alvorens verder op te trekken. De zalmen trekken snel de rivier op en nevengeulen lijken geen bijzondere betekenis te hebben voor de soort.



Figuur 1.1 Levenscyclus van de zalm.

Nederland was in het verleden een belangrijk doortrekgebied voor Rijn- en Maaszalmen. De Maaszalm migreerde naar paaigebieden in België en Frankrijk en via de Roer naar Duitsland. De Rijnzalm migreerde naar paaigronden in Duitsland, Frankrijk (Moezel) en tot in Zwitserland. Sinds het midden van de twintigste eeuw worden beide populaties als uitgestorven beschouwd (ICBR, 2015). Gunstige ontwikkelingen in de afgelopen jaren voor mogelijk herstel van populaties zijn een aanzienlijke verbetering van de waterkwaliteit, het aanbrengen van vispassages bij diverse stuwen en het herstel van paai- en opgroeigebieden in België en Duitsland. In de afgelopen 20 jaar hebben op tal van zijrivieren herintroducties plaatsgevonden, waarbij eieren en jonge zalmen in zeer uiteenlopende stadia zijn uitgezet in zijriviertjes van de Maas (in de Ardennen) en de Rijn (onder andere Sieg, Ahr, ICBR, 2015). Hierdoor zijn er in de afgelopen decennia jaar weer iets meer zalmen waargenomen in Nederland, zowel volwassen adulten als smolts (alhoewel aantallen in de laatste jaren weer af lijken te nemen, zie paragraaf 14.1).

1.2.2 Zeeforel

Ook de zeeforel (*Salmo trutta*) behoort tot de familie *Salmonidae*. De levenscyclus van de zeeforel lijkt veel op die van de zalm en ook qua uiterlijk is de zeeforel moeilijk van een zalm te onderscheiden. Zeeforel paait op grindbodems (Stuart, 1953; Frost & Brown, 1967), bij voorkeur aan de benedenstroomse zijde van stroomversnellingen zodat het heldere en zuurstofrijke rivierwater goed door het paaibed heen kan stromen. Van zeeforel is bekend dat, in afwijking van de zalm, een groter aandeel van de populatie meerdere jaren achtereen paait. Tijdens de groei zijn, net als bij zalm, een aantal fasen te onderscheiden (zie ook Figuur 1.1). De zeeforel trekt niet zover de zee op als de zalm maar foerageert meer in de kustzones (maximaal 100-350 km uit de kust), tot hooguit enkele honderden kilometers van de monding van hun geboorterivier (de Groot, 2002). Zeeforellen kunnen na een verblijf van 6 maanden tot enkele jaren op zee terugkeren om te gaan paaien. In tegenstelling tot de Atlantische zalm is de zeeforel nooit uit de Nederlandse kust- en binnenwateren verdwenen. Dit komt mede omdat deze soort werd uitgezet in veel bovenstroomse delen van het Rijn- en Maasstroomgebied en doordat een deel van de populatie zich als standvissen in de bovenlopen van de rivieren kunnen handhaven (de zogenaamde 'beekforel'). Nederland geldt voornamelijk als doortrekgebied waarbij de grote rivieren als belangrijkste transportaders fungeren.

1.2.3 Noordzeehouting

De houting (*Coregonus oxyrinchus*) behoort tot de familie van de *Coregoniden* en is verwant aan de salmoniden en spiering. Houting realiseert zijn voornaamste groei in estuaria en kustgebieden en paait in zoetwater. Voor de paai, die in de wintermaanden plaatsvindt, zijn stromende rivieren en zijbeken met een kiezel- of zandige bodem waarschijnlijk noodzakelijk. Houting kwam oorspronkelijk voor rond de Noordzee en Oostzee. De Noordzeehouting is vrijwel uitgestorven en er komt alleen nog met een kleine populatie voor in het Deense riviertje de Vida in het Noordelijke deel van de Waddenzee (Jepsen et al. 2012). Er is debat over de taxonomische status van houting waarbij de International Union for Conservation of Nature (IUCN) de houting (*Coregonus oxyrinchus*) die vroeger voorkwam in het Rijn-, Maas- en Scheldegebied als een aparte soort beschouwt die zich onderscheidt van de houting zoals die in de Deense Waddenzee Winter (2017).

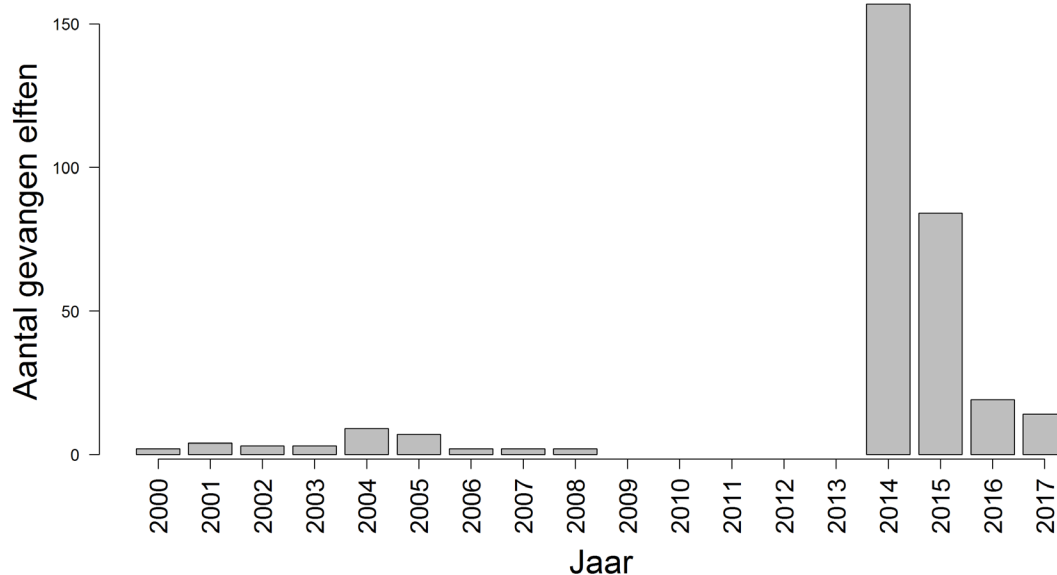
Voorheen kende met name de Rijn een grote houting populatie die in de jaren '30 van de vorige eeuw is uitgestorven door overbevising, verstuwning en waterverontreiniging (Poulsen et al. 2012). Gunstige ontwikkelingen zijn een verbetering van de waterkwaliteit, het aanbrengen van vispassages bij diverse stuwen en het herstel van paai- en opgroeigebieden. In 1992 is een herintroductieprogramma (waarbij afstammelingen zijn gebruikt van houtingen uit de Deense Waddenzee) in de Lippe en de Rijn net over de Duitse grens van start gegaan (Borcherding et al. 2006) en sindsdien is er een toenemend aantal waarnemingen van houtingen in alle levensstadia te zien in met name het IJsselmeergebied, maar ook in de Benedenrivieren en in kleinere wateren zoals de Westeinderplassen, alhoewel de houting de laatste jaren minder in de fuikenmonitoring voorkomt (zie paragraaf 15.1).

1.2.4 Fint en elft

De fint (*Alosa fallax*) en elft (*Alosa alosa*) zijn anadrome vissen die het grootste deel van hun leven doorbrengen in kustgebieden en estuaria en het zoetwatergetijdengebied opzoeken om te paaien. De **fint** trekt met het getij het estuarium binnen. De trek wordt gereguleerd door de watertemperatuur. De paaitijd valt in het late voorjaar (mei/juni) en paai vindt plaats op zandplaten in het (net) zoete deel van het getijdengebied. Na de paai trekken de volwassen dieren weer naar zee. De fint kan meerdere jaren achter elkaar paaien (Patberg et al. 2005). De eieren van finten zijn niet bestand tegen te zout water. De eieren zijn semi-pelagisch en driften met de getijdeslag geleidelijk de brakkere stroomafwaartse delen in. Larven en jonge vis verplaatsen zich geleidelijk naar de benedenstroomse delen van estuaria. Nederland ligt centraal in het verspreidingsgebied van de ondersoort fallax. Grote populaties komen nog voor in de Elbe (Magrath & Thiel, 2013) en enkele Engelse en Franse rivieren aan de Noordzee en de Atlantische Oceaan. In de Schelde is de fint weer als paaipopulatie teruggekeerd in de afgelopen decennia (Breine et al., 2017). In Nederland was de Brabantse Biesbosch in het verleden een belangrijk paaigebied voor fint. Zeer waarschijnlijk vervulden ook de Oude Maas, Lek, Eems en Schelde in het verleden een dergelijke functie. Tot de jaren '70 was de fint in Nederland redelijk algemeen, vooral in de benedenrivieren. Nadat in 1970 het Haringvliet werd afgesloten, was het afgelopen met de fint als paaiende vissoort in de Nederlandse rivieren. Vanaf de jaren 1990 worden finten langs de Nederlandse kust regelmatig bijgevangen (Jansen et al. 2008; Glorius et al. 2015). Opmerkelijk is het feit dat in afgelopen jaren voor het eerst sinds vele jaren weer jonge finten in ons land worden gesignaleerd, voornamelijk in het Eems-Dollard-estuarium en de Waddenzee, maar ook meer sporadisch in de Westerschelde en het Benedenrivierengebied. Het merendeel van de waarnemingen van finten langs de kust zal echter afkomstig zijn van paaipopulaties van rivieren als bijvoorbeeld de Elbe.

De fint (*Alosa fallax*) lijkt sterk op de **elft** (*Alosa alosa*). De elft is nog steeds uitermate zeldzaam in de Nederlandse wateren en wordt slechts enkele keren per jaar waargenomen. 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 hij stroomopwaarts om te paaien. Volwassen dieren paaien meer dan één keer (LNV, 2008).

De elft wordt vrijwel nooit in de monitoringprogramma's op de Rijkswateren aangetroffen en in de fuik van het NIOZ bij Texel is de elft sinds 1960 niet aangetroffen. Elft is in de jaren veertig van de 20^e eeuw uitgestorven als paaipopulatie in de Maas en Rijn. In 2010 is een herintroductieprogramma in de Duitse Rijn gestart (Scharbert & Beeck 2010) waarbij jonge elft is uitgezet in de Duitse Rijn. Als deze uitzettingen succesvol zijn kunnen er enkele jaren later voor het eerst volwassen terugkerende elften in het stroomgebied van de Rijn verschijnen. Ook in de vistrap in de Rijn bij Iffezheim zijn sinds enkele jaren hogere aantallen elft aangetroffen (Figuur 1.2), maar dit kan ook veroorzaakt zijn door verbeteringen aan de doorlaatbaarheid van de vistrap in 2013. De huidige aantallen liggen echter dus nog onder het detectieniveau van de Nederlandse monitoringprogramma's (Tien et al. 2018).



Figuur 1.2 Aantal gevangen elften per jaar bij de vistrap in de Rijn bij Iffezheim. Data is afkomstig van https://www.wfbw.de/fileadmin/user_upload/WFBW-Files/Jahresberichte_Iffezheim-Gambsheim/Iffezheim_2000-2017.pdf

1.2.5 Zeeprik en rivierprik

De zeeprik (*Petromyzon marinus*) en rivierprik (*Lampetra fluviatilis*) behoren tot de familie der prikachtigen (*Petromyzontidae*). Het zijn beide anadrome soorten die in rivieren paaien en de grootste groei doormaken op zee. De zeeprik paait in de midden- en bovenlopen van rivieren op plekken met hoge stroomsnelheden (1-2 m/s) en met een stenige, grindrijke bodem (met eventueel zand daartussen). De rivierprik paait in de middenlopen van snelstromende rivieren en zijbeken in zand- en grindbeddingen (Morris & Maitland 1987). Veel van de paaigebieden liggen stroomopwaarts van Nederlands grondgebied, maar ook binnen Nederland zijn op dit moment enkele paaiplaatsen bekend (Winter et al. 2013; Spikmans et al. 2016). De larven van beide soorten laten zich door de stroom mee voeren naar stroomafwaarts gelegen slibrijke plaatsen. De volgende jaren leven de juveniele prikken (zogenaamde ammocoeten) ingegraven in slibrijke bodems, waar ze zich voeden met detritus en benthos (voor rivierprikken is deze periode 4 tot 6 jaar, voor zeeprikken 6 tot 8 jaar; Maitland 2003). Hierna vindt een gedaanteverwisseling plaats, waarbij zich ogen, tanden en geslachtsorganen ontwikkelen. Vervolgens zakken de prikken af naar open zee. Daarna zijn de zeeprikken parasitair en leven van bloed en weefselvocht van veelal grotere vissen en zelfs ook op bruinvissen, dolfinnen en walvissen. De rivierprik is in tegenstelling tot de zeeprik veel meer een carnivoor dan een parasiet, die voornamelijk kleinere vis zoals haring, sprot, spiering en kabeljauwachtigen eet. Na een verblijf van ongeveer drie jaar in zee, trekken de volwassen prikken de rivieren op om hun levenscyclus te voltooien. De optrek van rivierprik (oktober-april) vindt in een andere periode plaats dan de optrek van zeeprik (februari-juni, Maitland 2003).

In het verleden waren beide prikkensoorten algemene soorten in onze rivieren maar zijn in de laatste zeventig jaar zeer sterk afgenomen. Ze zijn echter nooit helemaal verdwenen. Sinds het midden van de jaren '80 zijn de aantallen weer toegenomen. De volwassen prikken gebruiken Nederland vooral als doortrekgebied op weg naar geschikte paaiplaatsen in Duitsland en België en als opgroeigebied voor de ammocoeten (Winter et al. 2013; Spikmans et al. 2016).

2 Kennisvraag

2.1 Probleemstelling

In de kustwateren en in overgangswateren vinden verschillende vormen van visserij plaats. Het gaat dan om verschillende vormen van beroepsvisserij (met o.a. sleepnetten, staandwant, fuiken, etc.) en om recreatieve visserij. In vrijwel alle vormen van visserij vindt een zekere mate van bijvangst plaats van trekvisseren. Deze vissoorten moeten worden teruggezet, maar een deel van de bijgevangen en teruggezette exemplaren zal dit niet overleven.

Hiermee zal sprake zijn van een bepaalde impact van de verschillende visserijvormen op migrerende vissoorten. Om hier een actueel inzicht in te verkrijgen, worden in deze studie de volgende onderzoeksvragen uitgewerkt:

- Wat is de (indicatieve) omvang van de bijvangst aan verschillende trekvissoorten in de verschillende vormen van beroeps- en sportvisserij in de kustwateren, overgangswateren en binnenwateren?
- Wat is de mogelijke impact hiervan op de bestanden en de bestandsontwikkeling van de betreffende vissoorten als gevolg van bijvangst en mortaliteit na terugzet?
- Is er sprake van een zone dichtbij kunstwerken en vismigratievoorzieningen waar door concentratie van vissoorten sprake is van een duidelijk verhoogde vangkans en in hoeverre heeft dit invloed op de bestanden van de betreffende vissoorten? Is een indicatie te geven van de omvang van de zone waarin dit concentratie-effect van toepassing is?

2.2 Achtergrond

De huidige kennis met betrekking tot het effect van de visserij op trekvisseren is gedateerd en het laatste relatief grote onderzoek met vangstgegevens voor de Nederlandse situatie stamt uit 2008 (Jansen et al. 2008). Actueel inzicht is wenselijk om tot beleidswegingen te kunnen komen of trekvisseren in de huidige situatie voldoende beschermd zijn, of dat aanvullende maatregelen wenselijk zijn. Het voorgestelde onderzoek vormt deels een herhaling en actualisering van het eerdere onderzoek dat in 2008 door WMR (toentertijd IMARES) is uitgevoerd en is gerapporteerd onder de titel "Bijvangsten van salmoniden en overige trekvisseren vanuit een populatieperspectief" (Jansen et al. 2008). Daarbij wordt in dit onderzoek een specifieke focus gelegd op de sluizen van het Haringvliet en bij Kornwerderzand, met het oog op het Kierbesluit en de voorgenomen aanleg van de Vismigratierivier.

2.3 Doelstelling

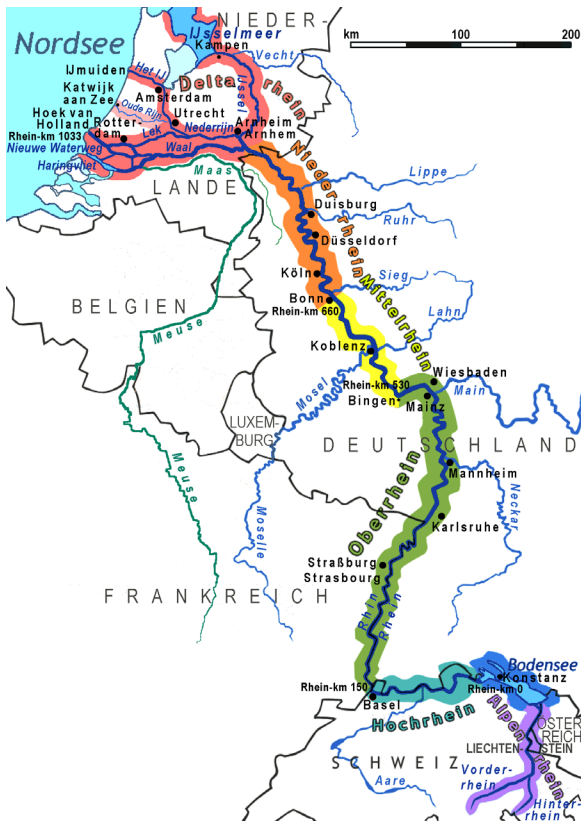
Het is gewenst om een actueel inzicht te verkrijgen in de impact van de verschillende visserijvormen op de belangrijkste migrerende vissoorten, zoals die (merendeels) ook zijn aangewezen onder de Habitatrictlijn. Dit is gewenst omdat tegelijk sprake is van beleid en maatregelen ter bescherming van trekvisseren en van maatregelen die, bijvoorbeeld in de vorm van vispassages en andere verbeteringen in de migratiemogelijkheden, moeten bijdragen aan herstel van trekvisseren. Het is daarom gewenst om een beeld te verkrijgen in hoeverre bestaande visserijvormen de geschetste inzet op behoud en herstel van trekvisseren zou kunnen beïnvloeden.

3 Opzet en Methode

3.1 Studieggebied

De Rijn ontspringt in de Zwitserse Alpen en passeert Liechtenstein, Oostenrijk, Frankrijk en Duitsland, om uiteindelijk in Nederland de zee te bereiken. In Nederland splitst de hoofdstroom zich in drie takken: de Waal, de Nederrijn/Lek en de IJssel. De Waal en de Nederrijn/Lek bereiken via de Nieuwe Waterweg, en daarnaast via het Hollandsch Diep en aansluitend het Haringvliet de Noordzee. De IJssel vloeit uit in het IJsselmeer, waarbij het water via de Afsluitdijk de Waddenzee bereikt.

De Maas ontspringt in Frankrijk op het Plateau van Langres, doorkruist België en bereikt bij Eijsden de Nederlandse grens. Tegenwoordig stroomt het Maaswater in westelijke richting via de Bergsche Maas en de Amer naar het Hollandsch Diep, een voormalige zeearm (Figuur 3.1).



Figuur 3.1 Overzicht van het Rijn en Maas stroomgebied (By Ulamm - File:Rhein-Karte.png by Daniel Ullrich (Threedots), CC BY-SA 3.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=32751894>).

De verschillende wateren die deel uitmaken van het Nederlandse Rijn- en Maasstroomgebied, of hierop aansluiten zijn binnen dit onderzoek onderverdeeld in vijf deelgebieden:

- Riviereengebied (Rijn- en Maasstroomgebied en het benedenriviereengebied) en binnenwateren
- IJsselmeer
- Delta (Voordelta, Grevelingen, Oosterschelde, Westerschelde)
- Waddenzee
- Kustzone (tot 3 mijl)

Specifieke aandacht wordt besteed aan de zoet-zoutovergangen bij Kornwerderzand (Afsluitdijk) en het Haringvliet, welke fungeren als belangrijke in- en uittrekpunten voor de trekvissen. Daarnaast zijn

op deze twee zoet-zoutovergangen maatregelen voorzien die de migratie van trekvissen in belangrijke mate zouden moeten bevorderen: de Vismigratierivier en het Kierbesluit.

De Vismigratierivier

De sluiting van de 32 km lange Afsluitdijk heeft grote gevolgen gehad voor de migratie van vis tussen de Zuiderzee en de aangrenzende rivieren. Waar eerst een natuurlijke overgang bestond van zoet en zout water, is nu een harde scheiding tussen het IJsselmeer en de Waddenzee ontstaan. Zoet water stroomt bij afgaand tij via twee spuicomplexen (Kornwerderzand en Den Oever) richting de Waddenzee. Stroomopwaarts migrerende vis wordt - afhankelijk van de timing - geconfronteerd bij de spuicomplexen met dichte deuren, korte migratievensters (periodes), grote stroomsnelheden en een harde overgang van zoet naar zout water. Om stroomopwaarts migrerende vis te faciliteren in hun migratie naar het IJsselmeer komt er een vismigratierivier bij het spuicomplex Kornwerderzand. Een kunstmatige 'rivier' van 6 km lang, waar getijwerking tussen zoet en zout meer de ruimte krijgt, langere migratie vensters geboden worden en de stroomsnelheden van het water lager zijn. De Vismigratierivier bestaat uit een 2 km lang deel aan de Waddenzeezijde, een koker onder de weg door en een deel aan de IJsselmeerzijde van 4 km lang. De delen van de vismigratierivier worden beheerd door afsluiters die afhankelijk van het getij worden open- of dichtgezet.

Het huidige passage succes is voor veel doelsoorten slecht bekend en is ingeschat als relatief hoger voor sterke zwemmers als zalm, zeeforel en zeeprik, en het laagst voor zwakke zwemmers als bot en driedoornige stekelbaars (Winter et al. 2014). Winter et al. (2014) schatte de aantrekkende werking van de vismigratierivier voor de doelsoorten als matig tot hoog (afhankelijk van de daadwerkelijke uitwerking van de vismigratierivier). Het feit dat er direct voor en na de spui uitsluitend lokstroom uit de vismigratierivier komt vergroot waarschijnlijk de aantrekkende werking. Voor de doelsoorten wordt voor de zwakke zwemmers bot, driedoornige stekelbaars en anadrome spiering een substantiële toename in populatie verwacht; voor steur, zalm, elft, aal, houting, rivierprik, zeeforel en zeeprik zal deze bijdragen aan een herstel van de populaties; voor fint die hoge eisen stelt aan estuaria om succesvol te kunnen paaien en opgroeien zal de vismigratierivier hiervoor waarschijnlijk niet toereikend zijn (Winter et al. 2014).

Een latere studie waarbij naar de verspreiding en dynamiek in het voorkomen van trekvis in de spuikom van Kornwerderzand is gekeken, bevestigt dat grote concentraties van trekvis zich op verschillende plaatsen in de spuikom kunnen voordoen en dat de verblijftijd van veel trekvis aanzienlijk kan zijn (Griffioen et al. 2014a). De combinatie van grotere verblijftijd in en rond het spuicomplex met grote dynamiek in bewegingspatronen, maakt het aannemelijk dat de vindkans van de ingang(en) van de vismigratierivier groot zijn aangezien de meeste vissen in de tijd een grote ruimte binnen de spuikom bestrijken en zeer waarschijnlijk meerdere kansen krijgen om deze ingang op te merken (Griffioen et al. 2014a).

Het Kierbesluit

Het Haringvliet vormt het oorspronkelijke estuarium van de rivieren Rijn en Maas. Sinds 1970 is het Haringvliet van de zee afgesloten en is het unieke deltaleven tot stilstand gekomen. Volgens het Kierbesluit, in de volksmond 'de Kier', wordt vanaf 15 november 2018 met opkomend tij zout water via de spuisluizen van de Haringvlietdam het Haringvliet ingelaten. Dit heeft tot doel vissen weer beter de kans te geven het Haringvliet op te zwemmen. Vissoorten die om hun levenscyclus te voltooien vanuit zee de rivieren op trekken kunnen hiervan profiteren door met de gecreëerde waterstroom het Haringvliet en vervolgens de Rijn of Maas op te zwemmen. In aansluiting hierop zetten op 20 mei 2015 de directeurs van Wereld Natuur Fonds, Natuurmonumenten, Sportvisserij Nederland, Staatsbosbeheer, Vogelbescherming Nederland en ARK, hun handtekening onder een samenwerkingsovereenkomst voor het project 'Natuurherstel Haringvliet'. Het project "Natuurherstel Haringvliet" heeft tot doel de unieke deltanatuur in het Haringvliet weer tot leven te wekken o.a. door herstel van de oorspronkelijke vismigratieroutes.

Het openen van de Kier beoogt het herstel van de vismigratieroute. Het openen van de Kier leidt echter niet tot een natuurlijke estuariene situatie in het Haringvliet. In een natuurlijk estuarium is de zoutindringing sterk afhankelijk van de afvoer van de rivier en de getijdeslag in het systeem. Juist in de periode dat in de natuurlijke situatie het zoute water het verste landinwaarts trekt, als de

rivierafvoer laag is dus met name in de periode september-oktober, wordt de Kier gesloten en daardoor de migratieroute voor langere periode geblokkeerd. Naast de directe gevolgen van de blokkade van de migratieroute heeft dit ook effect op de waterkwaliteit in het Haringvliet en op de aanwezige (macro) flora en fauna. Ondanks de opening van de Kier wijzigt de getijdeslag in het Haringvliet nauwelijks ten opzichte van de huidige situatie en blijft dus zeer beperkt. Dit gaat een herstel van een zoetwatergetijde gebied tegen waar een soort als de fint afhankelijk van is (Griffioen et al. 2018).

3.2 Opzet en uitvoering van het onderzoek

Voor het bepalen van de invloed van de visserij op populaties trekvissen zijn drie factoren van belang:

- Visserij-inspanning (totale hoeveelheid vistuigen/vergunningen per gebied door het jaar heen)
- Vangfrequentie (kans dat een trekvis in een vistuig terecht komt)
- Overleving (kans dat de trekvis de vangst in een vistuig na terugzet overleeft en de kans dat de vis teruggezet wordt na de vangst)

Deze drie factoren bepalen gezamenlijk de totale sterfte veroorzaakt door een visserij. Om te komen tot een schatting van de omvang van de vangst, is de systematiek van onderzoek voor zover mogelijk gebaseerd op het vermenigvuldigen van de vangst per eenheid van inspanning met de visserij-inspanning en de sterfte in het vistuig, zoals ook aangegeven in onderstaande formule:

Sterfte veroorzaakt door visserij = Visserij-inspanning * Vangfrequentie * Sterfte in vistuig

Om de invloed van de visserij te bepalen is het noodzakelijk dat de totale inspanning van alle verschillende visserijvormen bekend zijn. De omvang van de verschillende visserijen in Nederland per gebied en per tijdseenheid wordt deels niet geregistreerd. De visserij-inspanning is sterk seizoensgebonden en is daarnaast ook afhankelijk van de verschillende gebieden. De vangkans (=vangfrequentie) kan bepaald worden op basis van de totale vangsten en de totale visserij-inspanning: de vangst per eenheid inspanning (CPUE – Catch Per Unit Effort). De vangkans voor ieder van de soorten is afhankelijk van het gebruikte tuig. Daarnaast varieert de vangkans per seizoen en per locatie. De sterfte in visserij is soort- en tuigafhankelijk. Het is bekend dat de sterfte van fint bij vangst en terugzet bijvoorbeeld veel hoger is dan de sterfte van de veel taaiere prikken.

De Nederlandse beroepsvisserij maakt gebruik van een verschillende vistuigen. Welke vistuigen ingezet worden is afhankelijk van het soort water, het seizoen en van de keuze van de individuele visser en van de vergunning die hij heeft. In dit onderzoek onderscheiden wij de volgende visserijvormen: fuiken (schietfuiken, hokfuiken en eenwiekers) visserij, staandwantvisserij, zegenvisserij en sleepnetvisserij. In de 3-mijls kustzone is de grootschalige kottervisserij met sleepnetten op platvis buiten beschouwing gelaten omdat de grootste visserij-intensiteit van deze visserijvorm voornamelijk buiten deze zone ligt. Vanwege het geringe gebruik wordt de ankerkuilvisserij ook buiten beschouwing gelaten. Daarnaast wordt ook door sportvissers (hengelaars) en door recreatieve vissers met vaste tuigen (staandwant) gevestigd in de Nederlandse (kust)wateren.

Om de invloed van visserij op trekvissen te bepalen is voor ieder van de visserijvormen een inschatting gemaakt van de visserij-inspanning, vangfrequentie en sterfte in ieder van de deelgebieden. De visserijvormen zijn locatie afhankelijk, dit betekent dat niet alle visserijen in ieder van de gebieden voorkomt. Zo is er bijvoorbeeld geen sleepnetvisserij in de rivieren en op het IJsselmeer (dit is een verboden vistuig op de binnenwateren). Voor het bepalen van ieder van de afzonderlijke factoren zijn verschillende methoden gebruikt:

- Gegevens uit monitoringsprogramma's
- Logboeken (kustvisserij, IJsselmeer, recreatief staandwant)
- Inventarisatie van vergunningen uitgegeven door het LNV (RVO)
- Enquêtes
- Voorgaande onderzoeken
- Populatieschatting m.b.v. telemetriegegevens (zalm)

- Literatuuronderzoek (zie hoofdstuk 4)
- Onafhankelijke veldwaarnemingen (zie hoofdstuk 11)

Tabel 3.1 geeft voor ieder van de deelgebieden en visserijvormen weer welke methoden gebruikt zijn om informatie over vangfrequentie, inspanning en sterfte te bepalen. Op basis van deze tabel is uiteindelijk de totale invloed van visserij op de trekvissoorten geschat. Een uitgebreidere beschrijving van elke gebruikte methode wordt gegeven in de volgende paragrafen.

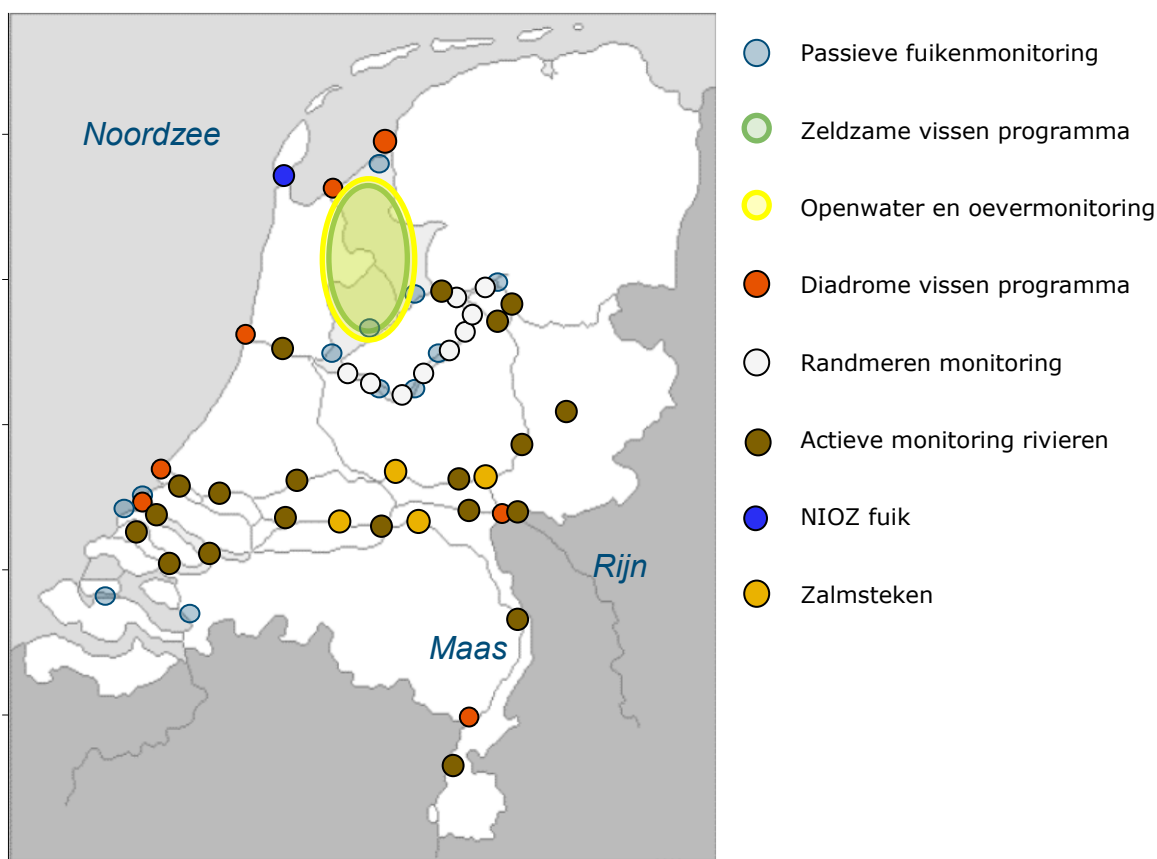
Tabel 3.1 Gebruikte methoden voor bepaling van inspanning, vangkans en sterfte per visserijvorm per deelgebied.

		Rivieren/ binnenwateren	IJsselmeer	Delta	Waddenzee	Kustzone
<i>Fuiken</i>	Inspanning	Vergunningen/Enquête	Vergunningen/Enquête/ Logboeken	Vergunningen/Enquête	Vergunningen/Enquête	-
	Vangkans	Passieve fuiken- monitoring/Diadrome vissen programma/Enquête	Zeldzame vissen programma/Passieve fuikenmonitoring/ Diadrome vissen programma	Passieve fuikenmonitoring/ Diadrome vissen programma/ Waarnemingen/Enquête	NIOZ fuik/Vaste vistuigen onderzoek/ Enquête	-
	Sterfte	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement
<i>Staad want</i>	Inspanning	Enquête	Vergunningen/Enquête/ Logboeken	Vergunningen/Logboek- en	Vergunningen/Logboek- en	Logboeken
	Vangkans	Enquête	Staadwant monitoring/ Enquête	AquaTerra/Enquête	AquaTerra/Enquête	Enquête
	Sterfte	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement
<i>Zegen</i>	Inspanning	Enquête/Vergunningen	Vergunningen/Logboek- en	Vergunningen/Enquête/ Waarnemingen	Enquête/Vergunningen	-
	Vangkans	Enquête	Enquête	Waarnemingen/Enquête	Enquête/Vaste vistuigen onderzoek	-
	Sterfte	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Expert judgement
<i>Garnal enviss erij</i>	Inspanning	Nvt	Nvt	Logboeken	Logboeken	Logboeken
	Vangkans	Nvt	Nvt	DFS/Glorius et al. 2015 /Waarnemingen/ Enquête/Discards monitoring	DFS/Glorius et al. 2015/ Enquête/Discards monitoring	DFS/Glorius et al. 2015/ Enquête/Discards monitoring
	Sterfte	Nvt	Nvt	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement
<i>Recr. Staad want</i>	Inspanning	Nvt	Nvt	Vergunningen/ Logboeken/ Enquête	Vergunningen/ Logboeken/ Enquête	Vergunningen/ Logboeken/ Enquête
	Vangkans	Nvt	Nvt	Logboeken/Enquête	Logboeken/Enquête	Logboeken/Enquête
	Sterfte	Nvt	Nvt	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement	Literatuur/Enquête/Exp ert judgement
<i>Sport visserij</i>	Inspanning	Enquête/Jansen et al. 2008	Enquête/Jansen et al. 2008	Enquête/Jansen et al. 2008	Enquête/Jansen et al. 2008	Enquête/Jansen et al. 2008
	Vangkans	Enquête/Jansen et al. 2008	Enquête/Jansen et al. 2008	Enquête/Jansen et al. 2008	Enquête/Jansen et al. 2008	Enquête/Jansen et al. 2008
	Sterfte	Enquête/Jansen et al. 2008	Enquête/Jansen et al. 2008	Enquête/Jansen et al. 2008	Enquête/Jansen et al. 2008	Enquête/Jansen et al. 2008

Nvt, niet van toepassing doordat de visserijvorm niet wordt beoefend in het deelgebied. AquaTerra refereert naar een onderzoek van Witteveen & Bos en AquaTerra naar de staadwantvisserij (zie bijlage X in Jansen et al. 2008). DFS staat voor de Demersal Fish Survey.

3.3 Monitoringsprogramma's en logboekgegevens

WMR beschikt over verschillende uitgebreide en lang lopende monitoringsreeksen die in de rivieren, het IJsselmeer en Markermeer, in en rond de zoet-zoutovergangen en in de kustzone worden uitgevoerd. De reeksen geven inzicht in de ontwikkelingen van vispopulaties in de bemonsterde wateren. Een deel van deze programma's zijn gebaseerd op samenwerking met beroepsvisserij die hun vangsten registreren van een vooraf afgesproken aantal vistuigen (zoals de passieve fuikenmonitoring, zalmsteken monitoring, het diadrome vissen programma en het zeldzame vissen programma). Deze programma's worden aangeduid als "passieve vismonitoring", omdat deze worden uitgevoerd met "passieve" staande vistuigen (Figuur 3.2). Dit in tegenstelling tot de "actieve vismonitoring", die met "actieve" gaande vistuigen wordt uitgevoerd (zoals de korbemonsteringen met de Stern op het IJsselmeer en de Demersal Fish Survey (DFS) met de ISIS in de kustzone). In deze actieve monitoringen ligt de vangstinspanning te laag om zeldzame trekvisserij, die in dit rapport worden behandeld, in substantiële aantallen aan te treffen (deze monitoring dient juist om een beeld van de populatie-ontwikkeling van meer algemene vissoorten te krijgen). Waar mogelijk worden deze monitoringen wel als aanvullende informatie gebruikt om trends in populaties te interpreteren.



Figuur 3.2 Overzichtskartaal met alle bemonsteringspunten uit een aantal verschillende monitoringsprogramma's in de zoete rijkswateren en de NIOZ fuik.

Zeldzame vissen programma

In het monitoringprogramma van zeldzame vis dat WMR van 1994-2013 uitvoerde in samenwerking met vissers op het IJsselmeer, werd de bijvangst van zeldzame soorten geregistreerd. In de periode 1994 t/m 2000 hebben de betrokken vissers op vrijwillige basis zeldzame vissen ingeleverd (ter Hofstede & van Willigen, 2001). Vanaf 2001 is gewerkt met zeven geselecteerde beroepsvissers, die verspreid over het gehele IJsselmeer en Markermeer hun werkzaamheden verrichten. In 2006 waren nog vier beroepsvissers actief binnen dit monitoringsprogramma en sinds 2008 nog drie beroepsvissers (behalve in 2011 toen er eenmalig weer vier beroepsvissers deelnamen). De overige vissers waren inmiddels gestopt met hun werkzaamheden in verband met saneringen. Determinatie en verdere analyse van de ingeleverde vissen vonden plaats in het laboratorium door medewerkers van WMR, waarbij biometrische gegevens zoals lengte, omtrek, gewicht, geslacht, rijpheid en het gewicht van maag en lever werden geregistreerd (Kuijs et al. 2011).

Diadrome vissen programma Kornwerderzand

Sinds 2001 wordt een monitoringprogramma van zeldzame diadrome vis aan de Waddenzeezijde van de Afsluitdijk uitgevoerd. Het programma wordt uitgevoerd door één visserijbedrijf met hokfuiken nabij de spuisluisen in de Afsluitdijk in Kornwerderzand. Tijdens twee periodes van ca. 12 weken wordt in het voor- en najaar gevist op zeven fuiklocaties, waarvan vijf binnen de spuikom, en twee daarbuiten (van der Sluis et al. 2018). Hierbij moet echter opgemerkt worden dat er buiten de spuikom met een grofmazig keurwant gevist wordt om het verstrikken van zeehonden in de fuiken tegen te gaan. In aanvulling op de doelsoorten wordt hierbij het gehele spectrum aan diadrome, zoetwater- en zoutwatersoorten geregistreerd. De vangstaantallen en de visserij-inspanning van alle soorten zijn genoteerd per lichting.

Diadrome vissen programma Zoete Rijkswateren

Sinds 2012 zijn er op zeven locaties beroepsvissers ingehuurd om hok-, stok- en schietfuiken te plaatsen en de vangsten te registreren gedurende het najaar (september – november) (Griffioen & Kuijs, 2013). De locaties zijn geselecteerd op basis van belangrijke in- en uittrekpunten voor schieraal in Nederland (Den Oever, Kornwerderzand, Rijn (Lobith), Maas (Befeld), Haringvliet, Nieuwe waterweg en het Noordzeekanaal). De monitoring heeft tot doel inzicht te geven in relatieve hoeveelheden van schieralen en andere diadrome vissoorten, die Nederland in- en uittrekken. Sinds 2014 is de monitoring uitgebreid met het voorjaar (maart – mei) op zes van de zeven locaties (Noordzeekanaal alleen het najaar). Vanaf 2017 is er ook in het Noordzeekanaal in het voorjaar gemonitord. In 2015 is deze monitoring uitgebreid op vier locaties in de grote rivieren: Maas (Lith), Waal, Rijn (Hagestein) en IJssel ten behoeve van de Kader Richtlijn Water (KRW). Deze laatste vier locaties worden eens in de drie jaar gemonitord (van der Sluijs et al. 2018).

Passieve fuikenmonitoring (vangstregistratie aalvisserij)

Voor de passieve fuikenmonitoring van de visstand in de zoete rijkswateren werd sinds 1993 in de periode mei tot en met oktober een vangstregistratie bijgehouden op 29 locaties van de commerciële fuikenvisserij op paling door beroepsvissers. Naast de doelsoort paling werden ook van de andere bijgevangen vissoorten de aantallen en lengtes bepaald. Op 18 locaties werd gebruik gemaakt van (staande) hokfuiken, in tien gebieden van schietfuiken. Bij de selectie van de fuiken is bij aanvang van de monitoring gevraagd om die fuiken te kiezen waarvan verwacht wordt dat daar de grootste soortendiversiteit mee kan worden waargenomen en niet noodzakelijkerwijs de hoogste aalvangst. Nadien is telkens op dezelfde plaatsen geregistreerd (Wiegerinck et al., 2011).

In 1993 is gestart met 29 locaties. In 2010 was dit aantal gegroeid tot 32 locaties. In het najaar van 2009 is in Nederland het Aalherstelplan in werking gesteld. De maatregel om de visserijsterfte op aal te beperken in 2009 betrof dat in de aal migratie periode (oktober en november) niet op aal gevestigd mocht worden. Vanaf 2010 is daar september aan toegevoegd als gesloten periode. In 2010 is het programma op zo goed als alle locaties (behalve aan de buitenkant van het Haringvliet) daarom met drie maanden gekort. Vanaf 1 april 2011 is als gevolg van de verontreiniging van aal met PCB's en dioxines de aalvisserij in vervuilde gebieden niet meer toegestaan. Dit zorgde ervoor dat het aantal locaties vanaf 2011 fors afnam naar 14 locaties. Ook in 2011 is de tweede visser op het Veerse meer gestopt met het leveren van gegevens. Als gevolg hiervan zijn in 2012 nog 12 locaties overgebleven in de fuikenregistratie. Vanaf 2014 is het programma afgeslankt naar drie locaties: de buitenzijde van het Haringvliet (2 locaties) en het Veerse Meer (1 locatie). Deze locaties zijn als laatste aangehouden omdat de visserij daar nog toegestaan is sinds 2014 en omdat deze locaties van belang zijn in het onderzoek naar de schieraaluittrek (Veerse Meer en Haringvliet), en voor het onderzoek naar het Kierbesluit Haringvliet (Haringvliet). In 2016 is door de visser aan de buitenzijde van het Haringvliet in het najaar niet gevestigd. Deze visser werd in het najaar van 2016 verdacht van illegale visactiviteiten in dioxine-gebied en mag als gevolg daarvan op een van de twee locaties langere tijd niet vissen (van der Sluijs et al. 2018).

Registratie van de fuikvangsten vindt plaats gedurende het gehele jaar met uitsluiting van de periode september t/m november, vanwege het gesloten seizoen voor de aalvisserij. Deze uitsluiting is niet van toepassing op de locatie buiten het Haringvliet. De vissers lichten hun fuiken op het moment dat zij het nodig achten (van der Sluijs et al. 2018).

Demersal Fish Survey (DFS)

De visserij met gesleept tuig die plaatsvindt in de kustzone betreft de garnalenvisserij, de boomkorvisserij en visserijen zoals twinrigger, outrigger en pulsvisserij. Voor de bijvangsten in de garnalenvisserij is onder andere gebruik gemaakt van de gegevens verzameld in een standaard WMR-survey waarbij gevestigd wordt met garnalentuig op een manier die toegepast wordt in de garnalenvisserij, de Demersal Fish Survey. Deze survey wordt ieder najaar uitgevoerd met als doel het monitoren van jonge schol, tong, garnalen en niet-commerciële bodemvisbestanden (september/oktober in de estuaria, oktober/november langs de kust). Er wordt door de verschillende schepen een garnalenkor gebruikt: een 6 m kor aan boord van de "Isis" (kustzone) en een 3 m kor

aan boord van de "Stern" (Waddenzee) en de "Schollevaar" (Zeeland). De survey wordt uitgevoerd langs de Nederlandse, Duitse en Deense kust (tot aan Esbjerg), in de Wester- en Oosterschelde, de Waddenzee en de Eems-Dollard. Jaarlijks worden 200-300 trekken van 15 minuten gedaan. Uit de hele periode waarover gegevens beschikbaar zijn is geanalyseerd hoe vaak en wanneer zeldzame soorten zijn bijgevangen.

Zalmsteken monitoring

Vanaf 1994 wordt in het Nederlandse rivierengebied een monitoring uitgevoerd van stroomopwaarts trekkende anadrome vis. Het doel van deze monitoring is om inzicht te krijgen in het verloop van de populaties zalmachtigen. Aangezien niet alle vissoorten in de vismonitoring grote rivieren met het actieve tuig worden gevangen, met name zeldzamere vissoorten worden nog weleens gemist, is er aanvullend een zalmsteken monitoring opgestart, specifiek gericht op het monitoren van zalmachtigen (van der Sluijs et al. 2018).

Bij de start 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 gevist. Omdat één van beide locaties veel problemen bleek te geven, is deze ene fuiklocatie in 1998 verplaatst naar de Nederrijn/ Pannerdensch kanaal. Van 1998 tot 2000 was er weliswaar sprake van twee verschillende locaties (IJssel en Nederrijn), maar deze worden in de rapportages niet als zodanig onderscheiden. Pas vanaf 2000 worden deze beide fuiklocaties als twee afzonderlijke locaties beschouwd en worden de vangsten apart gerapporteerd (van der Sluijs et al. 2018).

Tot en met 2013 werd er op deze vijf locaties met zalmsteken gevist:

- 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 maar 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 komen te vervallen (van der Sluijs et al. 2018).

De zalmsteken monitoring wordt in het voor- en najaar (2 x 6 weken) uitgevoerd. Er wordt gevist in het voorjaar gedurende de maanden mei-juli (in het verleden werd ook soms in augustus gemonitord, maar over het algemeen vindt de monitoring in de maanden juni en juli plaats) en in het najaar in oktober-november. Omdat in 2015 de IJssel niet kon worden bemonsterd wegens een hoge waterstand zou dit oorspronkelijk in 2016 gebeuren. In 2016 is deze bemonstering wederom niet uitgevoerd; wegens visserij-activiteiten in strijd met het wettelijk kader is de samenwerking met de visser die werd ingehuurd voor de uitvoering van de bemonstering voortijdig opgezegd. Omdat de zalm voornamelijk langs de oever van de rivier trekt, worden de zalmsteken tussen de kribben in ondiep water geplaatst met de opening tegen de stroom in, waarbij de schutwand tot aan de oever loopt. De monitoring wordt uitgevoerd met de traditionele zalmsteek, een vistuig dat bestaat uit een stuk net dat rechtop in het water staat (de schut of keerwand), waaraan een grofmazige fuik is bevestigd, die haaks op de schutwand staat en met twee vierkante hoepels wordt opgehouden (van der Sluijs et al. 2018).

Open water monitoring IJsselmeer

Sinds 1966 wordt het visbestand in het open water van het IJsselmeer en Markermeer jaarlijks door een onderzoeksschip bevestigd. Pas in 1989 zijn de meetstations (ligging en aantal) voor deze monitoring gestandaardiseerd. Vanaf 1989 tot en met 2012 werden volgens planning 43 trekken met de grote kuil (7,40 m breed en 26,90 m lang) uitgevoerd, verdeeld over 25 stations op beide meren; 29 trekken op het IJsselmeer en 14 trekken op het Markermeer. Met ingang van 2013 worden de stations die met de kuil werden bevestigd door een 4-meter boomkor bemonsterd. Sinds 1989 wordt ook met de elektrostramienkor bemonsterd om aal te monitoren. Vanaf 1992 worden naast de aal ook de overige soorten in de vangst gesorteerd, geteld en gemeten. Met de elektrostramienkor (3,00 m breed en 28,65 m lang) worden 20 stations in duplo op het IJsselmeer en 10 stations in duplo op het Markermeer bemonsterd. Door de jaren heen verschilt echter het aantal daadwerkelijk uitgevoerde stations, veroorzaakt door weersomstandigheden, aanwezigheid van ander (regulier) vistuig of door activiteiten zoals zandwinning (van der Sluijs et al. 2018).

Staadwants monitoring IJsselmeer

Sinds 2014 wordt er in september een monitoringsprogramma met staadwants met verschillende maaswijdtes uitgevoerd op het IJssel- en Markermeer. In de bemonstering worden de monitoringslocaties sinds 2015 bepaald op basis van een grid, welke het IJssel- en Markermeer verdeelt in vakken met een gelijk oppervlak. In ieder van de vakken wordt vervolgens willekeurig een locatie bepaald, 43 in totaal. Er wordt gevestigd met een Noorden surveynet dat is samengesteld uit 12 korte panelen van 2,5 meter lang met een range aan maaswijdtes van 10-110 mm. Daarnaast zijn vijf panelen van 100 meter lang gebruikt, met maaswijdte 101 mm, 140 mm, 160 mm en twee keer 190 mm. De aanname hierbij is dat met name de hele grote vis (zoals gevangen in het 190 mm net) zeldzaam zal zijn en daarom een grotere visserij-inspanning vereist (van der Sluijs et al. 2018).

Actieve vismonitoring rivieren

De actieve vismonitoring levert informatie over de vissamenstelling in de grote Nederlandse rivieren en is sinds 1997 gestandaardiseerd. Er wordt in 16 verschillende wateren bemonsterd waarbij de frequentie en periode verschilt per waterlichaam (van der Sluijs et al. 2018). De bemonsteringen worden uitgevoerd met twee verschillende tuigen. Er wordt gevestigd met de 3 meter boomkor (3,6 m lang en 3 m breed) in het midden van de rivieren en met een elektrisch schepnet in de oeverzones en in ondiepe gedeeltes (van der Sluijs et al. 2018).

Ankerkuil monitoring Eems

De ankerkuil monitoring in de Eems is een samenwerking tussen Nederland en Duitsland in het kader van de MWTL-monitoring onder meer ten behoeve van de Kader Richtlijn Water. Er werd in 2017 gevestigd met een ankerkuil bij Spijk, Oterdum en Terborg in zowel het voorjaar (mei) als het najaar (eind september) (Kopetsch & Scholle 2017).

NIOZ fuik

Sinds 1960 vindt er aan de zuidkant van Texel (de Hors) ieder voor- en najaar een fuikenmonitoring plaats door het NIOZ. De fuik is geplaatst in de overgang van de Noordzee naar de Waddenzee. De opstelling is een combinatie van een pound net en een fuik met een 200 m lange ladder die geplaatst is van boven de hoogwatergrens tot in het laagwater gebied waar de twee kamers de vis verzamelen. Sinds 1980 worden de fuiken van maandag tot en met vrijdag iedere ochtend gelicht. Voor 1980 zijn de vangsten onregelmatiger verzameld, soms met een frequentie van minder dan eenmaal per week. De vangsten worden direct gedetermineerd en de aantallen per soort genoteerd (Jansen et al. 2008).

Ongebruikte monitoring:

Oevermonitoring IJsselmeer

Sinds 2007 wordt de visstand langs de oevers van het IJsselmeer en Markermeer jaarlijks op een aantal vaste locaties bemonsterd van midden augustus-midden september. Voor de oevermonitoring wordt in eerste instantie het elektroschepnet ingezet om zoveel mogelijk aan te sluiten bij de richtlijnen vanuit de KRW. Ondiepe oevers kunnen met dit vistuig vanuit een kleine boot efficiënt

worden bevestigd. Bij zandige oevers kan de boot door het vlakke verloop niet dicht genoeg bij de kant komen om daar met een elektroschepnet te monitoren. Op ondiepe zandige oevers zonder obstakels wordt daarom als alternatief voor elektrovisserij een zegen ingezet. Een zegen bestaat uit een bovenlijn met drijvers en een met zegenstenen verzwaarde onderlijn, waartussen een net is gespannen. Door rustig voor de zegen uit te lopen en vervolgens beide kanten van de zegen binnen te trekken kan de zegen op de oever worden binnengehaald, waarbij vis in het midden van de zegen wordt verzameld (van der Sluijs et al. 2018). Aangezien er bij de oevermonitoring op 2 houtingen na in 2007 geen trekvissen zijn gevangen wordt deze monitoring voor dit rapport buiten beschouwing gelaten.

Randmeren monitoring

Sinds 2007 wordt in september de gestandaardiseerde bemonstering van de Randmeren, waarbij elk van de meren eens in de drie jaar gemonitord wordt, uitgevoerd.

De monitoring wordt uitgevoerd in de Randmeren behorende bij het IJsselmeer. Het betreft de volgende meren:

- Noordelijke Randmeren: Zwarte Meer, Ketelmeer en Vossemeer;
- Oostelijke Randmeren: Drontermeer, Veluwemeer, Wolderwijd en Nuldernauw;
- Zuidelijke Randmeren: Nijkerkernauw, Eemmeer en Gooimeer.

De bemonsteringen worden uitgevoerd met drie verschillende tuigen. Voor het open water worden de stort- en wonderkuil gebruikt. De stortkuil heeft tijdens het vissen een breedte van 10 meter en is maximaal 2 meter hoog en wordt ingezet in het diepere water (>1,5 meter). De wonderkuil heeft tijdens het vissen een breedte van 7 meter, is maximaal 1 meter hoog. Deze kuil wordt ingezet in gebieden met een waterdiepte tot 1,5 meter met doorgaans veel waterplanten. In de diepere gebieden met veel waterplanten wordt de stortkuil ingezet. Sinds 2011 wordt de oeverzone bemonsterd met het elektrisch schepnet. Deze bevissing wordt uitgevoerd vanaf een boot voorzien van elektrovisapparatuur (van der Sluijs et al. 2018). Aangezien er nauwelijks trekvissen in deze monitoring zijn gevangen op een aantal houtingen in 2010 en 2016 na (Bijlage 3) wordt ook deze monitoring voor dit rapport buiten beschouwing gelaten.

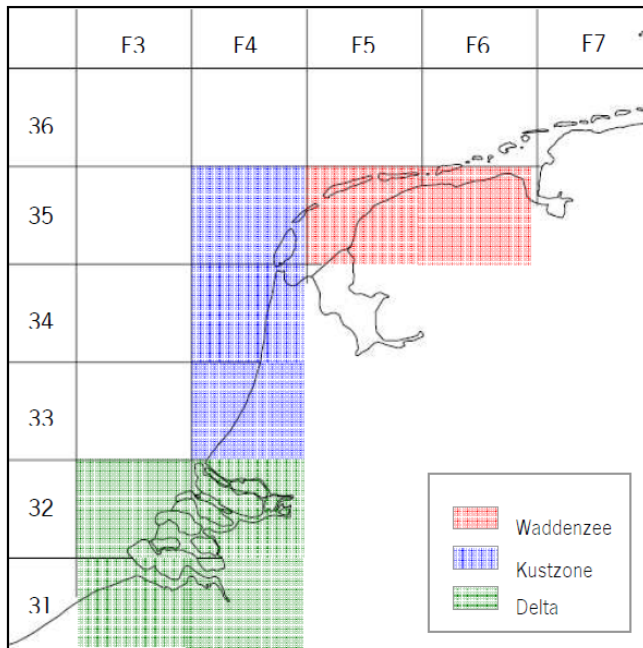
Logboek en VMS-gegevens schepen in kust- en zeegebieden

Het bijhouden van logboeken (met daarin informatie over het schip, tuig, aanlandingen en inkomsten) is sinds 1985 verplicht voor schepen groter dan 10 meter in Europese kust- en zeegebieden of wanneer de aanlandingen meer dan 50 kg zijn (EC 2015, Long & Curran, 2000). Sinds 2000 zijn schepen (groter dan 24 meter) verplicht om de locatie, snelheid en koers op te geven, de zgn. op satellietgegevens gebaseerde Vessel Monitoring System (VMS) data. Sinds 2005 is dit ook verplicht voor schepen groter dan 15 meter (Hintzen et al. 2012) en sinds 2012 voor schepen groter dan 12 meter (https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/control/technologies_en). Door de logboekgegevens te combineren met de VMS-gegevens zijn de inspannings- en aanlandingsgegevens van de Nederlandse schepen in kust- en zeegebieden geanalyseerd.

In deze database ontbreekt echter belangrijke informatie over de visserij-inspanning (aantallen fuiken, aantal meters staandwant, etc. die daadwerkelijk worden ingezet). Deze informatie wordt wel genoteerd, maar hoeft niet te worden ingevoerd. Verder wordt alleen informatie over aanlandingen geregistreerd: bijvangsten van niet aangeland materiaal (bijvangsten) hoeven niet te worden doorgegeven. Van dit project zijn dus geen vangsten van de doelsoorten (de trekvissen) genoteerd behalve voor fint in sommige gevallen. Voordat de terugzetverplichting voor zalm en zeeforel ingevoerd werd (2000), hoefde men vangsten onder de 50 kg per soort per reis niet op te geven in de logboeken. Pas vanaf 2001 is dit verplicht voor schepen die kleiner zijn dan 10 m. Historische gegevens leveren daarom ook weinig gegevens over vangsten van salmoniden op.

Vanwege privacybescherming is er in dit onderzoek is een onderverdeling naar de deelgebieden Waddenzee, Delta en Kustzone gemaakt op basis van de ICES-kwadranten (vrij grote gebieden van ongeveer 30*30mijl). Hierbij wordt de volgende indeling gehanteerd (zie ook figuur 3.3):

Waddenzee: 35/F5 en 35/F6
Kustzone: (33/F3), 33/F4, 34/F4 en 35/F4
Delta: 32/F3, 32/F4, 31/F3 en 31/F4



Figuur 3.3 Indeling van de deelgebieden Waddenzee, Kustzone en Delta op basis van de ICES kwadranten.

Daarnaast is er ook gebruik gemaakt van shapefiles van de Waddenzee, Voordelta en de Kustzone zoals in Glorius et al. 2015 (Figuur 8.1).

Logboekgegevens IJsselmeer

Sinds 2016 verplicht de Uitvoeringsregeling Visserij beroepsvissers die gebruik maken van staandwant, hokfuiken of zegen in het IJsselmeer middels een logboek opgave te doen van:

- de hoeveelheid aangelande vis (in kilogrammen) per soort en per vistuig;
- de herkomst van de vis, het aantal en soort vistuigen waarmee in de betreffende periode snoekbaars, baars, blankvoorn, brasem en bot is gevangen;
- de lengte en effectieve hoogte van het gebruikte staande net;
- de maaswijdte van gebruikte vistuigen;
- de totale visduur.

Aangezien beroepsvissers alleen maar de vangsten van de vijf bovengenoemde vissoorten, en dus geen bijvangsten van trekvis, hoeven bij te houden worden deze logboeken met name gebruikt om de inspanning van de verschillende visserijvormen op het IJsselmeer te schatten.

3.4 Vergunningen

Van Giels & Vriese (2016) hebben een overzicht gemaakt van de visserij bij zoet-zoutovergangen. Hierbij zijn door het RVO (Rijksdienst voor Ondernemend Nederland) Team Visserijregelingen (ministerie EZ, inmiddels LNV) de publiekrechtelijke en privaatrechtelijke vergunningen en huurovereenkomsten beschikbaar gesteld. Publiekrechtelijke vergunningen worden afgegeven voor een bepaald vistuig zoals de garnalenkor of staandwant in een bepaald gebied. Deze vergunningen zijn in bijna alle gevallen gekoppeld aan een vissersvaartuig. Schriftelijke toestemmingen worden verstrekt om met bepaalde vistuigen te vissen in het Staatswater van de wettelijke aangewezen kustwateren (Waddenzee, Nederlands gedeelte van de Dollard en de Eems, Europoort gebied (Maasmond, de Nieuwe Waterweg, Calandkanaal en Beerkanaal), Oosterschelde, Westerschelde, Zeegat van Goeree en de Brouwershavense Gat. In de overgrote meerderheid is er aan de

publiekrechtelijke vergunning ook een schriftelijke toestemming toegekend. De uitzondering is de Westerschelde, waar géén schriftelijke toestemmingen worden verstrekt en alleen publiekrechtelijke vergunningen worden uitgegeven (van Giels & Vriese 2016).

ATKB heeft de vergunningsinformatie daterend uit 2015 aan WMR beschikbaar gesteld. Daarnaast heeft RVO extra en recentere gegevens met betrekking tot de vergunningen per deelgebied aan WMR beschikbaar gesteld.

3.5 Enquêtes

Verschillende aspecten die van belang zijn voor dit onderzoek zijn onbekend en niet te bepalen uit andere bronnen. Daarom is er binnen dit project gekozen om enquêtes te versturen om een beter inzicht te krijgen in de totale vangstinspanning en de bijvangstproblematiek van de verschillende visserijen.

Een voorbeeld van de enquêtes is weergegeven in Bijlage 4. Het gaat hierbij om de volgende enquêtes:

- Enquête met betrekking tot de fuikvisserij (hokfuiken, schietfuiken, eenwiekers)
- Enquête met betrekking tot de staandwantvisserij
- Enquête met betrekking tot de sleepnetvisserij
- Enquête met betrekking tot de zegenvisserij
- Enquête met betrekking tot de recreatieve visserij met vaste tuigen (staandwant)
- Enquête met betrekking tot de sportvisserij

Voorafgaand aan het versturen van de enquêtes zijn twee bijeenkomsten georganiseerd om het bijvangstonderzoek onder de aandacht te brengen, één in Kornwerderzand (Afsluitdijk Wadden Center) en één in Stellendam bij het Haringvliet (Visserij Innovatie Centrum). Het doel hiervan was om openheid van zaken te verschaffen en daarmee ook het aantal respondenten van de enquêtes te verhogen, met name onder de vissers die in deze regio actief zijn.

De enquêtes zijn gemaakt met behulp van "Google Formulieren" en grotendeels digitaal verstuurd aangezien dit de verwerking van de resultaten versneld en ook het gemak en de snelheid van het invullen door de visser verhoogd. De verspreiding van de enquêtes is voornamelijk via verschillende visserij(belangen) organisaties verlopen zoals VisNed, Nederlandse Vissersbond, netVISwerk, Visserij Vereniging Zuidwest en Ons Belang. Daarnaast zijn een aantal beroepsvissers waarvan het e-mailadres bekend was binnen WMR direct via e-mail benaderd. Recreatief staandwantvissers zijn benaderd door contact op te nemen met de 9 gemeenten (Schiermonnikoog, Ameland, Terschelling, Vlieland, Texel, Schage, Katwijk, Westland, Zandvoort) waarvan bekend is dat recreatieve staandwantvisserij is toegestaan door middel van aanmelding. Vervolgens hebben een aantal van deze gemeentes toegezegd de enquêtes te verspreiden. Sportvisserij Nederland heeft aangegeven geen actieve rol in de uitwerking van het onderzoek voor het onderdeel sportvisserij te kunnen leveren. Verspreiding van enquêtes gericht op sportvissers heeft daarmee slechts in beperkte mate kunnen plaatsvinden. Door Sportvisserij Nederland wordt een database bijgehouden met vangsten van bijzondere vissen, welke toegankelijk is via internet (www.mijnvismaat.nl). Raadpleging van deze database toont ook vangsten van de doelsoorten in het huidige onderzoek. Het aantal is echter beperkt waardoor het niet mogelijk bleek hieruit een representatief van het totaal aan bijvangsten van trekvissen in de sportvisserij te verkrijgen.

De resultaten van de enquêtes zijn uitgewerkt en gegroepeerd voor verdere analyses. Hierbij wordt de anonimiteit van de vissers gewaarborgd. Dit betekent dat deze rapportage geen informatie bevat die herleidbaar is tot individuele bedrijven of respondenten.

3.6 Aansluiting bij voorgaande onderzoeken

Advies bescherming trekvissen Haringvliet en Voordelta (Kroes Consultancy) & Visstand Haringvliet en Voordelta (ATKB)

Kroes & Reeze (2017) hebben de invloed van de visserij op trekvissen rond de Haringvlietsluizen onderzocht en hebben advies gegeven welke maatregelen het meest effectief zijn voor de bescherming van trekvissen tegen de negatieve gevolgen van de visserij. Voor dit rapport hebben zij gebruik gemaakt van gegevens over de abundantie van trekvissen in het Haringvliet en de Voordelta zoals geschat door Hop & Vriese (2016). Daarnaast is geanalyseerd welke vormen van visserij er plaatsvinden en (waar mogelijk) van de aantallen vistuigen die daarbij worden gebruikt. Hierbij is gebruik gemaakt van het rapport van van Giels & Vriese (2016).

Overzicht visserij zoet-zout overgangen (ATKB)

Van Giels & Vriese (2016) hebben onderzoek gedaan naar de bijvangsten van salmoniden in verschillende visserijvormen langs de kust en bij intrekpunten. Vergunningsgegevens van verschillende visserijvormen in verschillende gebieden zijn door RVO inzichtelijk gemaakt voor ATKB. Deze vergunningsgegevens zijn daarna met goedkeuring van RVO gedeeld met WMR om deze ook te gebruiken voor het huidige rapport. Daarnaast worden aanvullende gegevens over visserij inspanning, die in het ATKB-rapport ontbraken, in het huidige rapport gebruikt; en de resultaten van beide rapporten worden met elkaar vergeleken.

Kleinschalige visserij in het Goereze gat (Aheinen Visserijadvies)

Recentelijk is er door Aheinen Visserijadvies aan de hand van interviews een onderzoek uitgevoerd naar de vangsten door vissers in het Goereze Gat, aan de zeekant van de Haringvlietsluizen (Heinen 2018). Gegevens over visserij-inspanning die ontbraken in het huidige rapport worden gebruikt en resultaten van beide rapporten worden met elkaar vergeleken.

Bijvangst Wolhandkrabvisserij in de spuikommen van de afsluitdijk (Altenburg & Wymenga)

Bij Kornwerderzand is over de periode oktober 2014 - december 2015 door Altenburg & Wymenga een onderzoek gedaan naar de bijvangsten van de visserij met korven waarbij op wolhandkrab wordt gevist (van der Zee & Sikkema 2016). Resultaten uit dit onderzoek worden gebruikt om een inschatting te maken van de bijvangsten van de wolhandkrabbenvisserij met korven bij Kornwerderzand.

Effecten garnalenvisserij in Natura 2000 gebieden (WMR)

De vangsten in de garnalenvisserij zijn bepaald aan de hand van de gegevens verkregen uit Glorius et al. (2015). In dit onderzoek is aan de hand van zelfbemonstering bepaald wat de bijvangst is van de garnalenvisserij en is gewerkt met een referentievloot van schepen, ervan uitgaande dat dit een representatieve afspiegeling is van de garnalenvloot en visserij-inspanning. Voor het zelfbemonsteringsprogramma zijn 24 schepen geselecteerd die maandelijks monsters nemen van hun bijvangsten van 2012-2014. Ter validatie van de zelfbemonsteringsreizen zijn ook nog controle-reizen uitgevoerd met de inspectieschepen van directie Regio en Ruimtelijke Economie van het toenmalige Ministerie van Economische Zaken (thans LNV) (Glorius et al. 2015).

Inschatting aanbod diadrome vis Kornwerderzand (WMR)

Griffioen et al. (2014b) & Griffioen & Winter (2019) hebben een inschatting gemaakt van het jaarlijkse aanbod van trekvissoorten bij Kornwerderzand. Deze schattingen zijn gebruikt om in te schatten wat de impact is van de visserij op de trekvissen rondom Kornwerderzand.

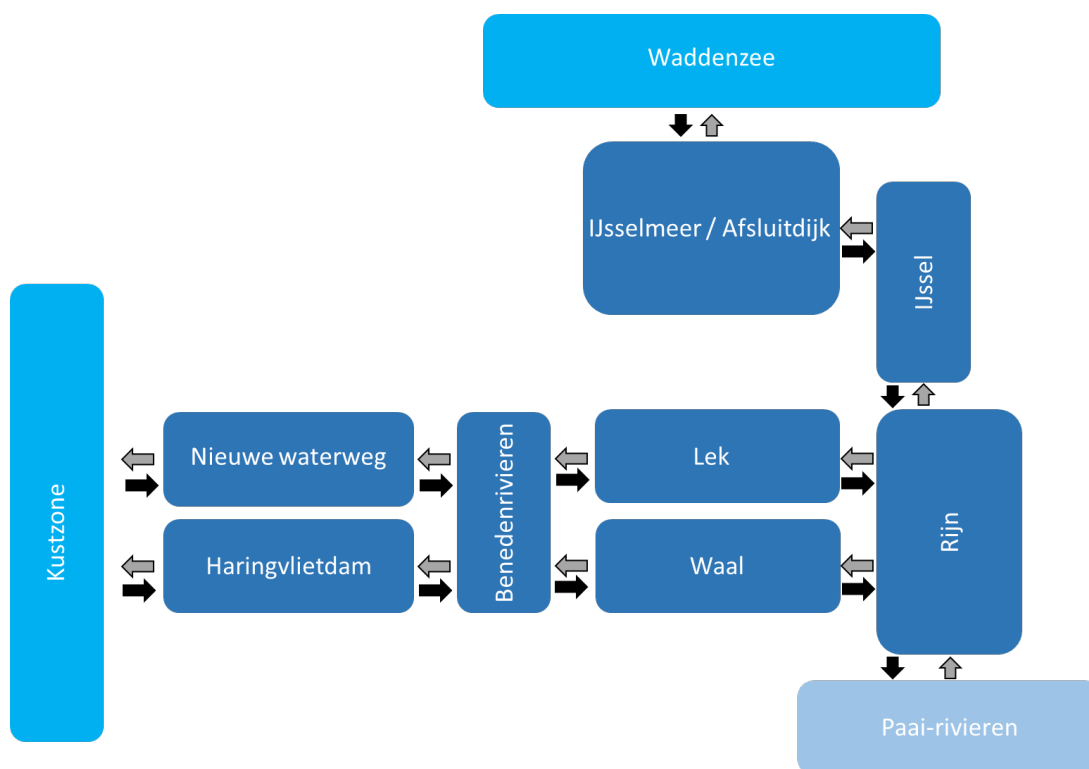
3.7 Populatieschattingen

Om een indicatie te krijgen van de totale aantallen intrekende volwassen zalmen (adulten) en uittrekkende jonge zalmen (smolts) binnen het stroomgebied van de Rijn zijn gegevens gebruikt van zowel uitzettingsprogramma's, monitoringsreeksen als telemetrisch (zender)onderzoek. Voor de overige trekvissoorten zijn kwalitatieve populatieschattingen gebruikt uit voorgaande onderzoeken (zie hoofdstuk 15)

In Nederland en Duitsland ligt een unieke infrastructuur van detectiestations. Hiermee is gedurende 1997-2016 transponderonderzoek uitgevoerd naar de stroomopwaartse intrekroutes van volwassen salmoniden (Bij de Vaate & Breukelaar, 2001; Hop, 2018; Van Giels & Breukelaar 2011; Vriese & Breukelaar, 2011). In dit rapport hebben we telemetrie-data van 2001-2016 gebruikt. In deze studies zijn 926 zeeforellen en 195 zalmen operatief van een zender voorzien en uitgezet bij de buitenzijde van de Haringvlietdam of in de Voordelta (Hop, 2018; Van Giels & Breukelaar 2011; Vriese & Breukelaar, 2011).

Daarnaast is gedurende 2006-2016 transponderonderzoek uitgevoerd naar de stroomafwaartse migratie van zalmsmolts (Vriese, 2018). Hierbij zijn in totaal 1305 zalmsmolts van een transponder voorzien en uitgezet in de Sieg, Dhünn en Wupper.

Om het verloop van de migratie van smolts en volwassen zalmen in kaart te brengen is het Rijnstroomgebied ingedeeld in een aantal segmenten die begrensd worden door één of meerdere detectiestations (Figuur 3.4). De indeling is zodanig gekozen dat deze goed aansluit bij de indeling zoals die voor de inventarisatie van de diverse visserijen is toegepast. Daarbij is in dit rapport meer nadruk gelegd op de locaties waar de zalmen naar binnen en naar buiten trekken, in vergelijking met het eerdere onderzoek uit 2008 (Jansen et al., 2008). Met behulp van de gegevens uit het transponderonderzoek wordt voor elk segment bepaald welke 'fractie' van de aanwezige hoeveelheid zalmen een segment passeert. Deze bepaling wordt voor zowel smolts als volwassen zalmen uitgevoerd. Het model en de aannames gedaan voor de populatieschattingen voor respectievelijk smolts en volwassen zalmen worden hieronder verder toegelicht.



Figuur 3.4 Schematisch overzicht van het Rijnstroomgebied ingedeeld in de segmenten zoals gebruikt voor analyse van het transponderonderzoek.

Populatieberekening zalm smolts

In het kader van het herintroductieprogramma van zalm worden tegenwoordig per jaar enkele miljoenen zalmen (in uiteenlopende levensstadia) uitgezet. Alle maatregelen met betrekking tot het uitzetten van trekvis worden sinds 2002 gedocumenteerd in een centrale database. In de meeste gevallen werden zalmen uitgezet in de rivieren op het moment dat zij nog fry en parrs waren (ICBR, 2018). De zalmen in de verschillende levensstadia zullen niet allemaal datzelfde jaar als smolt weg trekken. Vanuit de Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn (ICBR) is een methode ontwikkeld om alle uitzettingen van verschillende levensstadia om te rekenen tot de hoeveelheid smolts die dat jaar wegtrekt uit de bovenstroomse delen van de Rijn, de zogenaamde smoltequivalenten (ICBR, 2009; Jurjens, 2006, zie Bijlage 2). In dit rapport hebben we uitzettingsdata van 2010-2017 gebruikt (ICBR, 2018).

Naast uitzettingen vindt ook op bescheiden schaal natuurlijke paai plaats. Door de natuurlijke paai bij de uitgezette aantallen op te tellen kunnen we een schatting doen van het aantal wegtrekkende smolts.

Aangezien het op deze wijze bepaalde totale aantal smolts dat gemiddeld per jaar stroomafwaarts trekt een ruwe schatting is, hebben we een minimumwaarde berekend aan de hand van de fractie gezenderde smolts die gedetecteerd wordt bij de monding van de Wupper ten opzichte van het totaal aantal gezenderde smolts. De maximumschatting voor het aantal wegtrekkende smolts is 100% van het uitgezette aantal. Door de fracties gedetecteerde smolts te koppelen aan de smoltequivalenten kan de range in aantallen smolts die de Rijn optrekken worden berekend.

In het rapport van Vriese (2018) staan de percentages van gezenderde smolts die de verschillende segmenten bereiken. Met deze percentages hebben we een range van aantallen smolts die de verschillende segmenten bereiken kunnen berekenen. De telemetrie-gegevens geven weinig inzicht in de verdwijningskans op het IJsselmeer. Geen enkele gezenderde vis heeft de uittrekpunten bij de Afsluitdijk bereikt. Dit komt deels doordat de aangetroffen hoeveelheid gezenderde zalm in de IJssel al heel laag is. In dit rapport is daarom gekozen voor een ruime marge van 0-27% overleving op het IJsselmeer (conform gemeten maximum 27% overleving van zalm in het benedenrivierengebied en minimum 0% overleving van zalm in het IJsselmeer op basis van de telemetrie-gegevens, waarbij 0 dieren bij de uittrekpunten zijn gedetecteerd).

Populatieberekening volwassen zalmen

In dit rapport zijn telemetrie-gegevens van 2001-2016 gebruikt. Omdat de telemetrie-gegevens van zalm beperkt zijn (195 zalmen zijn van een transponder voorzien en slechts 53 zijn gedetecteerd), hebben we ook telemetrie-gegevens van zeeforellen gebruikt. De zeeforel gegevens zijn gebruikt omdat we aannamen dat de verdwijningskans van een volwassen zeeforel gelijk is aan die van zalm. In het voorgaande rapport uit 2008 is berekend dat deze aanname redelijk lijkt omdat vergelijkbare fracties zalm en zeeforel de paairivieren bereikten (Jansen et al. 2008).

De zalmen/zeeforellen die via de Maas ingetrokken zijn, zijn niet meegenomen in de analyse omdat er geen informatie beschikbaar is over het aantal paaiende zalmen in de zijrivieren van de Maas. De intrek van zalm via het IJsselmeer is niet in beschouwing genomen omdat er geen recente telemetrie-gegevens van intrek via deze route zijn. Het aantal teruggekeerde zalmen dat de paaigronden bereikt is gebaseerd op monitoringsgegevens van de zijtakken van de Rijn van 2010-2016 (ICBR). Geschat wordt dat 35-75% van de teruggekeerde zalmen opgemerkt wordt (persoonlijke communicatie Armin Nemitz, Rheinischer Fischereiverband). Aan de hand van deze marge zijn de minimum- en maximumwaarde van het aantal teruggekeerde zalmen in de zijrivieren van de Rijn berekend. Met deze waarden in combinatie met de telemetrie-gegevens van intrekende volwassen zalmen en zeeforellen zijn de geschatte aantallen zalm per segment teruggerekend.

4 Sterfte

Voordat we in de volgende hoofdstukken de vangsten van trekvissen in de verschillende visserijsectoren in kaart brengen, wordt in dit hoofdstuk op basis van literatuuronderzoek en eerdere onderzoeksresultaten een inschatting gegeven van de sterfte/overleving van de trekvissen in de verschillende visserijvormen. In Nederland geldt sinds 2000 een terugzetverplichting voor zalm en zeeforel. Ook voor de andere trekvissoorten zijn terugzetbepalingen in de Visserijwet opgenomen. Gevangen trekvissen moeten daarom (met uitzondering van een korte periode buiten de trektijd voor rivierprik) direct teruggezet worden in hetzelfde water waar zij gevangen zijn. De vangsten in de visserij zijn daarom niet gelijk aan wat er aan een populatie onttrokken wordt. Hierbij speelt overleving van de vissen in de tuigen een belangrijke rol. Factoren die van invloed zijn op de sterfte/overleving van trekvissen in de visserij zijn onder andere:

- **Vissoort en levensstadia:** Er worden verschillen gevonden in de overleving van verschillende zalmsoorten (Gjernes et al., 1993). Daarmee moet rekening gehouden worden wanneer sterftepercentages van andere zalmsoorten op *Salmo salar* (Atlantische zalm) toegepast worden. Daarnaast zal er ook een effect zijn op verschillende levensstadia van dezelfde soort. Ten slotte bestaat verschil in sterfte tussen verschillende lengteklassen en tussen de seksen (Bendock & Alexandersdottir 1993).
- **Tuigspecifieke sterfte:** Dat verschillen zullen bestaan tussen de sterfte van vissen gevangen in fuiken of staandwant is overduidelijk. Maar er bestaan ook verschillen in de sterfte binnen hetzelfde soort tuig afhankelijk van de omstandigheden.
- **Omgevingsfactoren:** Verschillende onderzoeken hebben aangetoond dat de sterfte en fysiologisch reactie van de vissen verschilt onder verschillende omgevingsfactoren. Hogere temperaturen leiden vaak tot hogere sterftecijfers (Anderson et al., 1998, Boyd et al. 2010, Dempson et al., 2002, Sitar et al., 2017), terwijl het in kouder water wel weer langer duurt voor de salmoniden herstellen van stress (Wilkie et al., 1997). Zacht water leidt in vergelijking met hard water tot hogere gehalten van aan stress gerelateerde stoffen (Kieffer et al., 2002).
- **Uitvoering van de visserij:** door verschil in vislocaties, de duur dat de tuigen in het water zijn en eventuele specifieke verschillen in de constructie van het tuig worden er verschillende sterftekansen gevonden voor eenzelfde type tuig (Anonymous, 2001; Vander Haegen et al., 2004). Daarnaast heeft ook de behandeling van de vis effect op de sterfte. Zo wordt de sterfte bijvoorbeeld beïnvloed door de manier waarop de dieren uit een tuig gehaald worden (Candy et al., 1996).
- **Handhaving terugzetverplichting:** Naast de sterfte als gevolg van visserij is ook de handhaving van de terugzetverplichting bepalend voor het aantal trekvissen dat onttrokken wordt aan een populatie.

Paragraaf 4.1 geeft een beschrijving van de sterfte in de verschillende tuigen. De meeste gegevens zijn gebaseerd op literatuuronderzoek. In paragraaf 4.2 wordt ingegaan op de terugzetverplichting van zalm, zeeforel en andere trekvissoorten en de handhaving hiervan.

4.1 Tuigspecifieke sterfte

Fuiken

Hieronder wordt een literatuuroverzicht gegeven van de sterfte in fuiken. Geen tot zeer lage sterfte in commerciële fuiken is gerapporteerd in verschillende artikelen: in sportviswateren in Ierland (Poole, 1990), op verschillende plekken in de Theems (Naismith & Knights 1994) en in Deense rivieren (Koed & Dieperink, 1999). In alle studies was naast de lage sterfte, het aantal bijgevangen salmoniden in fuiken laag. In Deense rivieren had het plaatsen van keerwant daar bovenop nog een reductie in

bijvangsten van 53-55% tot gevolg (Koed & Dieperink, 1999). Poole (1990) laat echter voor specifieke gebieden wel een flinke bijvangst van beekforel zien waarvan 25% sterft in de fuiken. Deze sterfte vindt plaats doordat de vissen vast komen te zitten in het staandwant tussen de fuiken. Hierdoor treedt in dezelfde studie ook een sterfte van 10% op onder smolts van de zeeforel. Dit is dus geen sterfte in de fuiken, maar door het gebruik van staandwant tussen twee fuiken, dit staandwant moet de vissen in de richting van de fuikopening leiden. Dit is vergelijkbaar met de manier waarop in Nederland schietfuiken geplaatst worden. In Lake Superior (USA) worden door de visserij met trap nets verschillende salmoniden bijgevangen. Trap nets zijn ingewikkelde, aan het substraat geankerde netstructuren waarbij vis via een labyrint in een achterste compartiment gevangen komt te zitten en in dat opzicht ook vergelijkbaar zijn met fuiken. In de periode 1983 tot 1989 resulteerden de gemiddelde bijvangsten in trap nets tot 37 *Oncorhynchus kisutch* (Cohozalm), 15 *O. tshawytscha* (Chinookzalm), 11 *O. mykiss* ('Steelhead'-regenboogforel), 11341 *Salvelinus namaycush* (Amerikaanse meerforel) en 55 *Salmo trutta* (forel) waarbij respectievelijk 70%, 40%, 55%, 4% en 22% sterfte optrad (Schorfhaar & Peck, 1993). In de Botnische golf wordt voor zalm, in een experiment waarbij de vissen gevangen in een trap net gemerkt worden en later door commerciële of recreatieve vissers worden teruggevangen, een maximale sterfte gemeten van 4 tot 21% (Siira et al., 2006). Ook laat dit zien dat het vaker vangen van hetzelfde individu nauwelijks extra sterfte tot gevolg heeft. Zalmen die in een van de rivieren aan de Botnische golf in een trap net gevangen en met radiozenders uitgerust zijn onderbreken hun migratie ongeveer 1 a 2 dagen. Van de 27 gemerkte vissen onderbraken vier voor een langere tijd, langer dan een maand, de migratie (Jokikokko, 2002). Door de gebruikte methode is ook aangetoond dat het trap net geen goede methode is om zalm te tellen, de meeste vissen uitgezet benedenstrooms van het net wisten het net te passeren zonder gevangen te worden (Jokikokko, 2002).

Naast het literatuuronderzoek is door middel van de enquête de sterfte van trekvis in de fuiken in kaart gebracht. In het voorgaande rapport (Jansen et al., 2008) gaven de vissers in de Rijn- en Maastakken aan dat nagenoeg alle rivierprik en zee-prik in hun fuiken overleefde. Daarnaast werd aangegeven dat de overleving van prikken in hokfuiken hoger was dan in schietfuiken. De overleving van zalm en zeeforel was ook relatief hoog (>75%). De geënquêteerden in het benedenrivierengebied gaven aan dat de overleving in schietfuiken van alle zes de trekvissoorten 100% was (elft werd in het vorige rapport niet meegenomen), hierbij moet opgemerkt worden dat de respons erg laag was (n=2). De overleving in hokfuiken werd gemiddeld genomen iets lager ingeschat waarbij de overleving van de fint in hokfuiken duidelijk het laagst was (47%). Vissers in de Waddenzee gaven daarnaast aan dat het gebruik van keerwant een sterke reductie van de vangst van volwassen vissen (zo ook trekvis) als resultaat had.

Uit de enquêtes gehouden voor het huidige onderzoek blijkt dat de sterfte van trekvis in fuiken relatief laag is. In Tabel 4.1 zijn de gemiddelde overlevingskansen geschat door de geënquêteerden weergegeven. De eenwielers (kleine fuikjes) lijken de hoogste overleving te hebben gevolgd door de hokfuiken en de laagste overleving is in de schietfuiken. Met name de finten hebben een lage overlevingskans in de hok- en schietfuiken wat te verwachten is vanwege de kwetsbaarheid van deze vis. Deze resultaten zijn vergelijkbaar met die van Jansen et al. 2008.

Tabel 4.1 Overzicht van de overlevingspercentages zoals geschat door de geënquêteerde vissers voor hok- en schietfuiken en eenwielers. Het aantal enquêtes per tuig staat tussen haakjes weer gegeven.

Soort	Hokfuik (n=15)	Schietfuik (n=6)	Eenwielers (n=6)
Elft	67%	0%	95%
Fint	50%	0%	95%
Houting	72%	58%	95%
Rivierprik	99%	98%	100%
Zalm	89%	75%	95%
Zeeforel	88%	75%	95%
Zee-prik	97%	75%	100%

Gebaseerd op het bovenstaande literatuuroverzicht, enquêteresultaten en expert-judgement wordt uitgegaan van 0-25% sterfte van zalm en zeeforel, 50-100% sterfte voor elft en fint, 0-10% sterfte voor zeeprík en rivierprík en 0-25% sterfte voor houting. Op basis van expert-judgement zijn er omstandigheden (bijvoorbeeld hoge temperaturen) waarbij het sterftepercentage van salmoniden in fuiken op 80% kan liggen. Desondanks houden we de sterftepercentage-range van 0-25% aan, mede doordat, ten behoeve van het telemetrieonderzoek (zie paragraaf 3.7), het vangen van salmoniden om daarna van transponders te voorzien voornamelijk met fuiken gebeurt waarbij een hoge overleving essentieel is.

Standaard

In het voorgaande hoofdstuk over de fuikenvisserij is de sterfte in het standaard tussen twee fuiken al genoemd (Poole, 1990). Hierdoor is het aannemelijk dat in standaard dat over een groter gebied uitgezet wordt sterfte optreedt onder salmoniden. Ashbrook et al. (2004) laten zien dat het type en materiaal van het kieuwnet en daarnaast de manier van behandeling van invloed is op de hoeveelheid beschadiging en de daaropvolgende overleving van zalm (*Oncorhynchus tshawytscha*). Ze meten een directe sterfte van minder dan 2%. Hierbij gaat het wel over kieuwnet dat maar voor een korte periode wordt uitgezet. De directe sterfte trad significant vaker op wanneer de netten langer werden uitgezet (± 60 min). Dit is nog altijd vele malen korter dan de gemiddelde visduur in de commerciële visserij. Deze betreft, met uitzondering van de strand vissers, gemiddeld één dag/nacht. De directe sterftecijfers voor bijgevangen salmoniden lopen uiteen van 0 tot wel 80%. Daarbij komt dan nog de sterfte die later na uitzetting optreedt als gevolg van de vangst. Hiervoor lopen de cijfers uiteen van 2,3 tot 79%. Verder wordt geschat dat 50% van de sockeye zalm (*Oncorhynchus nerka*), die op eigen kracht ontsnapt uit kieuwnetten, sterft (Baker et al., 2011). Volgens Thompson & Hunter (1973) wordt 40% van de sterfte verklaard door verwondingen aan de schubben en wordt 80% verklaard door deze verwondingen en stress tezamen. Nguyen et al. (2013) schatten een mortaliteit van 14,5% of hoger bij sockeye zalmen die gewond waren geraakt in standaard ten opzichte van een controlegroep. Dit is in tegenstelling tot het onderzoek van Veneranta et al. (2017), waar geen verschil in overlevingskans tussen gewonde en niet gewonde sockeye zalmen, die in kieuwnetten vast hadden gezeten, werd gevonden. De grote verschillen in sterftecijfers worden vermoedelijk veroorzaakt door de al eerder beschreven factoren. Zo verschillen de gebruikte netten en de omgevingsfactoren tussen maar ook binnen de studies. Het gebruik van verschillende maaswijdten resulteert in een sterfte na uitzetting van 7% tot 49% ten opzichte van een controlegroep die niet met standaard gevangen was. Hierbij resulteerden de kleinste mazen, waar weinig vangst optreedt, in de laagste sterfte (Vander Haegen et al., 2004). De verschillen in sterfte ontstaan ook doordat de vissen op verschillende manieren in het net verstrikt raken. Zo overleefde bijna geen enkele zalm als ze helemaal verstrikt hadden gezeten in het net (Thompson et al., 1971) en hadden vissen die alleen bij de snuit waren gevangen in plaats van bij de kieuwen of het hele lijf, minder verwondingen (Vander Haegen et al., 2004). Dit werd ook geobserveerd door Veneranta et al. (2017), als het net de kieuwen samendrukte stierven vissen door verstikking. De duur van het losmaken uit de netten had verder geen gevolgen op de overlevingskans, maar de grootte van zeeforellen bleek wel van invloed te zijn op de sterfte, waarbij kleine forel een grotere sterfte had dan grote forel die in kieuwnetten vastzaten. De overlevingskans van sockeye zalmen die vast hebben gezeten in kieuwnetten was significant lager dan zalmen die niet vast hebben gezeten. Daarnaast was minstens 11-29% van de ontsnapte sockeye zalmen gewond. Deze verwondingen hebben grote gevolgen voor de paai omdat gewonde zalmen minder vaak de paaigronden bereiken. Ook wordt geschat dat meer dan de helft van de gewonde zalmen die de paaigronden wel bereiken niet paait (Baker & Schindler, 2009).

Een eenduidig antwoord op de sterfte van salmoniden in standaard is op basis van het bovenstaande niet goed te geven. Desondanks, bovenstaande in overweging nemende, is de sterfte van salmoniden in de standaardvisserij naar verwachting zeer hoog. De visduur in de commerciële sector in Nederland is gemiddeld een dag/nacht in de mariene wateren (m.u.v. de strandvissers) en één nacht in stilstaande wateren zoals het IJsselmeer. Soms halen de vissers op het IJsselmeer de netten om de nacht op waardoor de netten twee nachten staan. Dit is over het algemeen vele malen hoger dan de visduur gebruikt in bovenstaande onderzoeken. Naar verwachting zal het sterftepercentage van salmoniden in de standaardvisserij tussen de 90-100% liggen. Uit de enquêtes blijkt dat de vissers

de overleving hoger inschatten (Tabel 4.2). Behalve voor fint en elft liggen de geschatte overlevingspercentages tussen de 22-64%. Hierbij valt op de overlevingspercentages in de commerciële staandwantisserij hoger worden geschat dan in de recreatieve staandwantisserij terwijl, over het algemeen, de netten van de commerciële staandwantisserij langer staan dan die van de recreatieve staandwantisserij. Vissers hebben daarbij uiteraard slechts een beeld van de directe sterfte (de dieren die bij vangst of meteen daarna niet overleven), en niet van de uitgestelde sterfte in de periode na vangst. De sterfte van salmoniden in het staandwantis die in dit rapport wordt aangehouden is 90-100%, ondanks de lagere inschattingen van de vissers. Voor houting wordt een sterfte van 50-90% aangehouden, fint en elft 90-100%, zeeprík en rivierprík 0-50%.

Tabel 4.2 Overzicht van de overlevingspercentages zoals geschat door de geënquêteerde vissers voor commercieel staandwantis en recreatief staandwantis. Het aantal enquêtes per tuig staat tussen haakjes weer gegeven.

Soort	Staanwantis (n=10)	Recreatief staanwantis (n=13)
Elft	0%	33%
Fint	0%	22%
Houting	52%	33%
Rivierprík	33%	33%
Zalm	64%	29%
Zeeforel	53%	27%
Zeeprík	53%	33%

Zegen

Niet veel informatie is beschikbaar over de sterfte van salmoniden in de zegenvissersrij. Een studie van Candy et al. (1996) geeft een beschrijving van een gerichte zegenvissersrij op verschillende soorten zalm, waarbij de Chinook zalm (*Oncorhynchus tshawytscha*) hier geldt als bijvangst (Candy et al., 1996). Deze Chinook zalmen werden voorzien van een radiozender, teruggezet en vervolgens 24 uur gevolgd. De gemiddelde sterfte na 24 uur was 23% (extremen 13% en 38%) voor verschillende jaren waarin het experiment was uitgevoerd. Dit is echter een vissersrij die plaatsvindt op zee en dus lastig vergelijkbaar is met de zegenvissersrij op Nederlandse rivieren en het IJsselmeer. Bij zegenvissersrij in de straat van Juan de Fuca (de uitlaat van de Salish Sea naar de grote oceaan) werd een korte termijn sterfte (24 uur) van 20-21% geobserveerd in teruggezette Cohozalm (*Oncorhynchus kisutch*) (Raby et al., 2015). Een vervolgstudie naar dezelfde populatie kwam op een sterfte van 36,1% (Cook et al., 2018). Cook et al. (2018) geven als verklaring voor dit verschil in sterfte dat Raby et al. (2015) een laag aantal monsters hadden en dat de omstandigheden van het vervolgonderzoek van Cook et al. (2018) meer overeen kwamen met de omstandigheden in de commerciële vissersrij. Bij een onderzoek met strandzegen in de Fraser River werd een sterfte van 26% geobserveerd voor teruggezette Cohozalm (Raby et al., 2012).

Uit gesprekken met zegenvissers en waarnemingen aan boord van een zegenvissersrij bleek dat de overleving van trekvisen gevangen met de zegen in de Nederlandse wateren hoog is (Jansen et al. 2008). Vooral de behandeling aan boord zal effect hebben op de totale overleving van de soorten. Zo is het bijvoorbeeld mogelijk dat wanneer grote hoeveelheden pootvis verhandeld wordt de sortering niet altijd even precies uitgevoerd wordt. Op deze wijze kunnen trekvisen aan de rivieren en het IJsselmeer onttrokken worden. Naar verwachting is de sterfte in deze vissersrij 0-10%. Dit blijkt ook uit de enquêtes waarbij voor alle soorten de overleving op 96-100% wordt geschat (n=4).

Sleepnetten

De hier beschreven onderzoeken zijn allen uitgevoerd op Finse meren (of hebben sleepnetvissersrij op deze meren nagebootst, Hyvärinen et al., 2004; Jurvelius et al., 2000; Turunen et al., 1994). De resultaten laten een directe sterfte van 0 tot 5% zien en een sterfte van 14 tot 100% nadat de visen een week in overlevingskooien zijn gehouden. De 100% werd waargenomen voor zalm (*Salmo salar m. sebago*) en laat duidelijk een grotere gevoeligheid van zalm voor sleepnetvissersrij zien vergeleken met zeeforel die in hetzelfde experiment maar een sterfte ondervond van 14%.

Het is op basis van de bestaande gegevens lastig een inschatting te maken van de sterfte van trekvisseren gevangen in sleepnetten. Wij gaan uit van de enquêteresultaten en expert judgement. Hierbij wordt aangegeven dat voor zalm uitgegaan moet worden van 0-25% sterfte, voor zeeforel 0-20%, houting 30-40%, fint en elft 80-100%, en tenslotte voor rivierprik en zee-prik van 0-10%.

Sportvisserij

Over de effecten van sterfte en veranderingen in gedrag van met een hengel gevangen salmoniden is veruit de meeste literatuur te vinden. De tijd die het kost om een met de hengel gevangen zalm in de sportvisserij op het land te krijgen heeft duidelijk effect op de gemeten stressindicatoren en overleving van salmoniden (Booth et al., 1995; Brobbel et al., 1996; Wilkie et al., 1996). Deze experimenten geven tevens inzicht in de effecten van verschillende watertemperaturen op de overleving van salmoniden. Deze verschillende studies geven een sterfte van 0 tot 80% met de hoogste sterfte bij de hoogste temperaturen. De 80% was gemeten bij een watertemperatuur van 20°C terwijl bij lagere temperaturen (16,5 en 8°C) geen sterfte optrad (Anderson et al., 1998). Dit werd ook geobserveerd bij beekforel (*Salvelinus namaycush*), waar de sterfte bij een oppervlaktetemperatuur >10°C 1,5-2,5 keer zo hoog was dan bij een oppervlaktetemperatuur <10°C (Sitar et al., 2017). Ook zeeforel werd geobserveerd een (4%) hogere sterfte te hebben bij watertemperaturen >23°C vergeleken met watertemperaturen <20°C (Boyd et al., 2010). Wilkie et al., (1997) laten een vergelijkbaar resultaat zien waarbij de vissen bij temperaturen van 23°C duidelijk zwakker zijn na uitputting en daardoor een grote kans hebben om te sterven. Hengelen bij watertemperaturen van rond de 20°C resulteerde dan ook in een sterfte van 40% (Wilkie et al., 1996). Bij lagere temperaturen (12°C) duurde het echter langer om te herstellen, de stressindicatoren namen langzamer af (Wilkie et al., 1997). Volgens Lamansky jr. & Meyer (2016) was de duur van de blootstelling aan lucht nooit lang genoeg om extra sterfte te veroorzaken bij salmoniden die teruggezet waren door hengelaars. Ook Roth et al. (2018) observeerden geen hogere sterfte van salmoniden bij langere blootstelling aan lucht tijdens het hengelen. Booth et al. (1995) lieten verder zien dat er geen sterfte en geen vermindering in eiproduktie en ei kwaliteit optrad als gevolg van het hengelen. Dit komt deels overeen met de resultaten van Lennox et al. (2015) waar een sterfte van 11% werd geobserveerd, maar waar verder geen indicatie van lagere fitness na terugzetting werd gevonden. De meeste salmoniden bereikten de paaigronden na terugzetting (Havn et al., 2013; Lennox et al., 2015). Brobbel et al. (1996) geven als verklaring voor de sterfte die optreedt in hun studie (12%) dat de vissen kwetsbaarder zijn als ze in de overgang zitten van zout naar zoet water. Ook zijn experimenten uitgevoerd met door sportvissers gevangen salmoniden. Deze worden meestal zo snel mogelijk binnengehaald en hoeven dus niet helemaal uitgeput te zijn. Hierbij kan de locatie waar de haak zit een verschil veroorzaken in overleving (Diewert et al. 2002; Thorstad et al. 2003; Wertheimer 1988). Vijfentwintig procent van de vissen waarbij de haak in de maag vast zat overleed, terwijl minder dan 2% van de andere vissen overleed (Murphy et al. 1995). Wertheimer (1988) geeft aan dat als de haak vast zat in de kieuwen er de meeste sterfte optrad. De grootte van de haak was niet van invloed op sterfte wanneer er cirkelhaken (haken die meer cirkelvormig zijn t.o.v. de traditionele J-vormige haken) gebruikt werden bij regenboogforel (*Oncorhynchus mykiss*, Sell et al., 2016). Volgens Meyer en High (2010) was de soort haak wel van invloed op de overlevingskans van regenboogforel, waarbij spinners en J-haken dodelijker waren dan cirkelhaken (respectievelijke sterfte 29%, 25% en 7%).

Het soort aas is ook van invloed op de mortaliteit, levend aas wordt dieper ingeslikt en heeft daardoor meer sterfte tot gevolg dan kunstaas. Geurend kunstaas heeft minder sterfte tot gevolg dan levend aas, maar meer dan niet-geurend kunstaas (Casselman, 2005). Het vangen van salmoniden met een hengel heeft ook gevolgen voor het gedrag van de vissen. Havn et al. (2013), Lennox et al. (2015), Mäkinen et al. (2000), en Thorstad et al. (2003) laten zien dat vis gevangen aan de hengel (of in een ander vistuig) een stroomafwaartse migratie vertonen. Deze resultaten geven aan dat ook al worden salmoniden levend en in goede conditie teruggezet, dit alsnog gevolgen kan hebben voor hun eventuele voortplantingssucces. Dit zal zeker gelden voor een kleine populatie zoals die in de Rijn.

Aangezien bij de sportvisserij de kundigheid van de visser een belangrijke rol speelt in de overlevingskansen, wordt een grote range aangegeven voor de mortaliteitskansen. Voor zalm, zeeforel

en houting wordt uitgegaan van een sterfte van 0-80%, voor een gevoelige soort als fint/elft kan dit zelfs variëren van 0 tot 100%. De prikken zijn taaiere soorten en verwacht wordt dat zij een sterfte van 0-10% hebben wanneer gevangen met de hengel. Alhoewel het aantal prikken dat met een hengel gevangen wordt zeer gering zal zijn (maar zie Jansen et al. 2008).

4.2 Handhaving terugzetverplichting

Commerciële visserij

Naast de sterfte als gevolg van visserij zijn ook de naleving, en hieraan gekoppeld de handhaving van de terugzetverplichting bepalend voor het aantal trekvissen dat onttrokken wordt aan een populatie. Handhaving van de terugzetverplichting vindt plaats door de Nederlandse Voedsel en Waren Autoriteit (NVWA) en door andere handhavingsinstanties als politie en door BOA's van bijvoorbeeld omgevingsdiensten.

Op basis van de handhavingsactiviteiten van de toenmalige AID (de voorloper van de NVWA) zijn tijdens controles van vissers of visserij-schepen in de periode sinds de instelling van de terugzetverplichting tot 2005 voor zalm en zeeforel geen overtredingen vastgesteld. In de controles van de handelskanalen en op de afslagen werden beperkte hoeveelheden zalm geregistreerd. Uit deze controles van de handelskanalen en op de afslagen was niet op te maken waar de vis gevangen was. Dit kan ook bijvoorbeeld de Ierse Zee zijn. Bovendien werd soms ook gekweekte zalm en zeeforel op de afslagen verhandeld (Van der Meij et al., 2005).

Hoewel het bovenbeschreven resultaat van de AID geen indicatie geeft dat van (regelmatige) overtreding van de terugzetverplichting sprake was, steken van tijd tot tijd geluiden de kop op dat zalm en zeeforel toch soms illegaal gevangen en commercieel verhandeld werden (Van der Meij et al., 2005). Meer recent bleek dit bijvoorbeeld nog het geval op de markt in Amsterdam (Mebius 2016).

Hoewel in de enquête 100% (n=48) van de beroepsvissers aangaf op de hoogte te zijn van de terugzetverplichting, geeft dit geen garantie dat er geen illegale onttrekking van salmoniden uit het systeem en/of illegale handel in salmoniden plaatsvindt. Daarom is bovenstaande informatie waarschijnlijk nog steeds actueel.

Van Giels & Vriese (2016) heeft tijdens een interview met een medewerker van de NVWA gevraagd naar illegale visserij-activiteiten in de kustzone. Deze studie meldt dat, zover de NVWA kan overzien, er in de kustregio slechts op zeer beperkte schaal illegale visserij-activiteiten plaatsvinden. Indien er sprake is van een overtreding dan gaat het doorgaans om het vissen in gesloten gebieden (dioxinewateren) of vissen in de gesloten tijd voor aal of kreeft. Van Giels & Vriese (2016) heeft ook met 12 beroepsvissers gesproken en uit deze gesprekken bleek dat waarschijnlijk wel meer illegale visserij-activiteiten plaatsvinden dan de NVWA constateert. Concluderend is de verwachting dat er op beperkte schaal illegale visserij-activiteiten plaats vinden (van Giels & Vriese 2016).

Sport- en recreatieve visserij

Uit de TNS NIPO zeevisenquête van 2006 bleek dat 71% van de zeehengelaars niet op de hoogte was van de terugzetverplichting voor zalm en zeeforel (TNS NIPO, 2007). Deze waarde was echter op een zeer laag aantal respondenten gebaseerd (n=17). Uit deze enquête bleek tevens dat circa 70% van de mannelijke vissers vis mee naar huis nam.

In de meest recente enquête onder recreatieve staandwantsvissers en sportvissers gaf 95% (wederom een laag aantal respondenten: n=20) aan op de hoogte te zijn van de terugzetverplichting. Dit is een positieve ontwikkeling ten opzichte van 2007, maar zoals in de vorige paragraaf al is aangegeven kan daaraan niet de conclusie verbonden worden dat er vanuit deze visserijvormen geen illegale onttrekking van salmoniden uit het systeem en/of illegale handel in salmoniden plaatsvindt.

4.3 Samenvattend overzicht sterfte

Zoals eerder aangegeven wordt de sterfte door visserij bepaald door zowel de sterfte in de vistuigen als de naleving van de terugzetverplichting van zalm en zeeforel. Dit kan weergegeven worden door de volgende formule:

$$\textbf{Totale sterfte} = \textbf{fractie meegenomen} + ((1\text{-fractie meegenomen}) \times \textbf{tuigspecifieke sterfte})$$

Voor de commerciële visserij geldt dat geen kwantitatieve gegevens beschikbaar zijn over de fractie vissers die weleens zalm/zeeforel of één van de overige trekvisseren verhandeld. Zoals eerder aangegeven is de inschatting, en blijkt ook af en toe uit berichten, dat dit soms wel gebeurt. In dit onderzoek wordt de aanname gedaan dat minimaal 5% en maximaal 25% van de vissers soms zalm, zeeforel of houting verhandelt, zeker wanneer deze soorten toch al dood in de netten worden aangetroffen (of meeneemt voor eigen consumptie). Fint, elft, rivierprik en zee-prik zijn commercieel minder interessante soorten.

Ondanks dat een groot deel van de sportvissers op de hoogte is van de terugzetverplichting voor zalm en zeeforel is ook hier de verwachting en het beeld dat een klein deel van deze vissers de vis soms mee naar huis neemt (of soms ook in de handel brengt). Ook hier zijn kwantitatieve gegevens echter niet bekend over de aantallen zalmen/zeeforellen die mee naar huis genomen worden door de sportvissers. We houden daarom voor de sportvisserij dezelfde bandbreedte aan als voor de commerciële visserij, namelijk 5-25% van de vissers neemt weleens een zalm/zeeforel mee naar huis.

5 Resultaten fuikenvisserij per deelgebied

De fuikenvisserij vindt plaats in alle deelgebieden; het IJsselmeer, de binnenwateren, de Waddenzee, de Delta en in de Kustzone (Tabel 3.1). Sinds 2011 is de visserij op aal (en wolhandkrab) in de grote rivieren gesloten vanwege te hoge dioxine- en PCB-gehalten. In plaats van de fuikenvisserij in het rivierengebied hebben we voor dit rapport de fuikenvisserij in binnenwateren zoals bijvoorbeeld de Friese boezem, Volkerak-Zoommeer en het Twentekanaal meegenomen. Er worden voornamelijk twee verschillende fuiktypen gebruikt; schietfuiken en hokfuiken. Schietfuiken zijn fuiken die per stel of in 'treinen' op de bodem worden geplaatst, waarbij de openingen tegenover elkaar zijn geplaatst met een keerwand daartussen. Schietfuiken worden gebruikt op open water, terwijl hokfuiken (ook wel grote fuiken genoemd) meestal langs de oevers worden geplaatst. In het IJsselmeer wordt voornamelijk met zowel schietfuiken als met hokfuiken op paling gevestigd. Het aantal fuiken is gereguleerd door middel van een publiekrechtelijke vergunning. Hierin staat per individuele visser exact aangegeven hoeveel fuiken (maximaal) gebruikt mogen worden, het zogenaamde aantal "merkjes". Ieder vistuig heeft zijn eigen kleur merkje. Het aantal merkjes staat dus gelijk aan het aantal vistuigen. In de Waddenzee zijn twee manieren van commerciële visserij mogelijk, namelijk visserij met behulp van schepen en visserij vanaf de kant. De visserij vanaf schepen is verplicht de EU-logboeken voor de zeevisserij in de vullen. De visserij vanaf de kant is hiertoe niet verplicht. In het gehele deel van de Waddenzee waar visserij mag plaatsvinden vindt ook visserij met fuiken plaats. De commerciële visserij is hier verplicht om met een keerwant te vissen ter voorkoming van bijvangst van vogels en zeezoogdieren in de fuiken. Ook in de Delta wordt met fuiken gevestigd. In de Kustzone vindt fuikenvisserij vooral plaats in de omgeving van de intrekpunten.

De inspanning voor hokfuiken (inzet van de vistuigen) is berekend door het aantal fuiken te vermenigvuldigen met de stuur (uren). De inspanning voor schietfuiken is op dezelfde manier berekend maar dan vermenigvuldigd met twee aan gezien de schietfuiken in principe per set van twee worden gezet. Aan de hand van het aantal gevangen vissen per fuik, het aantal gezette fuiken en de stuur, is vangst per fuikemaal berekend. De vangsten van trekvisserij in de fuikenmonitoringen kunnen per jaar sterk verschillen wat veel al komt door veranderingen in de monitoringsopzet van jaar tot jaar (verschillen in inspanning, locaties, seizoen etc.), waardoor de figuren met vangstsucces per deelgebied vaak niet als trends per deelgebied geïnterpreteerd kunnen worden. Landelijke trends van soorten worden besproken in hoofdstuk 14 en 15.

Voor zalmen gevangen in de monitoringen is aan de hand van het gewicht geprobeerd onderscheid te maken tussen stroomafwaarts migrerende dieren (smolts en subadulten) en stroomopwaarts migrerende dieren (adulten). Hierbij is de aanname gedaan dat alle gevangen zalmen boven de 1,5 kg stroomopwaarts migrerende dieren zijn. Deze 1,5 kg is gebaseerd op studies van Bacon et al. (2006) en Bal et al. (2017) die het gemiddelde gewicht per jaar van intrekende zalmen hebben gemeten. In de studie van Bacon et al. (2006) was het gemiddelde gewicht per jaar van terugkerende zalmen naar de Schotse kust (na 1 winter op zee) in de periode 1963-2006 altijd boven de 1,5 kg. Uitzondering hierop waren terugkeerders naar twee rivieren in 2006, waarbij het gemiddeld gewicht tussen de 1 en 1,5 kg lag. In de studie van Bal et al. (2017) wogen alle zalmen die, na 1 winter op zee, terugkeerde naar de Franse kust ook altijd meer dan 1,5 kg. In beide studies wogen zalmen die meerdere winters op zee waren geweest gemiddeld meer dan 3,5 kg. Opvallend is dat beide studies door de tijd heen een dalende trend rapporteren van het gemiddelde gewicht bij intrek.

Bij de enquêtes is gevraagd om bijgevangen zalmen in te delen in drie lengteklassen (<25 cm, 25-50 cm, >50 cm). Hierbij gaan we ervan uit dat alle zalmen <25 cm (uittrekkende) smolts zijn, alle zalmen >50 cm (intrekkende) volwassen zalmen zijn en achten we de kans groot dat zalmen tussen de 25-50 cm verkeerd geïdentificeerd zijn en wellicht zeeforellen zijn aangezien deze lengteklasse niet in de Nederlandse (kust)wateren zou moeten voorkomen.

5.1 IJsselmeer

Inspanning van de fuikenvisserij in het IJsselmeer

In 2016 hadden totaal 77 vissers een vergunning voor de visserij op het IJsselmeer, waarvan 70 vissers een publiekrechtelijke jaarvergunning hebben, waaraan in totaal 1.579 merkjes voor grote fuiken zijn toegekend, 3.193 voor schietfuiken, 3.026 voor spieringfuiken en 7.415 voor aalkisten (Zaalmink et al. 2017, RVO). Slechts een beperkt deel van alle merkjes die jaarlijks door de overheid aan visserijondernemers zijn uitgegeven (vergunde merkjes) wordt daadwerkelijk actief gebruikt. Zaalmink et al. (2017) hebben met behulp van schubvisregistratiesysteem (SRS)- en Visserij Registratie en Informatie Systeem (VIRIS)-bestanden, en de deskundigheid van experts, een berekening gemaakt van het deel van de vistuigen c.q. merkjes dat jaarlijks actief wordt gebruikt (Tabel 5.1). In de praktijk worden de toegekende merkjes nooit maximaal gebruikt. Dit heeft verschillende oorzaken zoals seizoens- en weersomstandigheden, niet toegestane combinatiemogelijkheden van verschillende vistuigen, persoonlijke omstandigheden (ziekte, vakantie), persoonlijke drive en noodzaak om te vissen (beroepsmatig of meer hobbymatig), specialisatie, visprijzen, enzovoort. Aalkisten worden nog maar heel weinig gebruikt vanwege het vele werk (arbeidsintensief) dat hiermee gepaard gaat, zeker in vergelijking met de vangsten en de opbrengsten. De in Tabel 5.1 genoemde procentuele inzet is de verhouding tussen het daadwerkelijke gebruik en het aantal ingezette merkjes ten opzichte van het aantal uitgegeven merkjes (Zaalmink et al. 2017).

Tabel 5.1 Aantal uitgegeven en gebruikte merkjes in het IJsselmeer in 2016 (Zaalmink et al. 2017)

Vistuig (kleur merkje)	Uitgegeven merkjes	Gebruikte merkjes a)	% Ingezet
Hokfuik (geel)	1579	1220	77
Schietfuik (groen)	3193	2833	89
Aalkist (wit)	7415	1150	15
Hoekwant	37	28	76

a) Berekend met hulp van de registratie bestanden en inschatting van experts.

Vangfrequentie en totale vangsten van trekvissen in de fuikenvisserij in het IJsselmeer

Op basis van de gegevens uit het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren is de gemiddelde vangst per fuiketmaal van de locaties Den Oever en Kornwerderzand berekend. Alleen vangsten van trekvissen worden gerapporteerd in de hokfuiken. De vangsten in schietfuiken zijn (al jaren) verwaarloosbaar klein. Om de totale bijvangst van trekvissen in het IJsselmeer te benaderen zijn de vangsten per fuiketmaal voor hokfuiken vermenigvuldigd met het aantal gebruikte tuigen (merkjes) uit Tabel 5.1. Vervolgens is dit weer vermenigvuldigd met het aantal dagen dat er met fuiken gevist wordt op het IJsselmeer. Van mei tot september wordt er op aal gevist (20 weken) dit wordt vermenigvuldigd met de vier nachten dat de fuiken doordeweeks op het IJsselmeer mogen staan. Van oktober tot december wordt er ook nog met grote fuiken op wolhandkrab gevist waarbij een ontsnappingsruif voor aal van 60-75 mm is aangebracht voor aal en welke ook door andere (trek)vissen gebruikt kan worden. Dit resulteert in totale geschatte gevangen aantallen trekvissen zoals gepresenteerd in Tabel 5.2. De totale bijvangst van zalm is nog onderverdeeld in het aantal stroomopwaarts en stroomafwaarts migrerende dieren; stroomafwaarts (smolts) 88%, stroomopwaarts (adult) 12%.

Bij deze opwerking, net zoals bij vele anderen in dit rapport, moet vermeld worden dat deze gebaseerd is op fuiken bij intrekpunten en/of fuiken met een hoge vangstdiversiteit waardoor de opgewerkte aantallen niet representatief zijn voor het gehele gebied (in dit geval het IJsselmeer) en waarschijnlijk overschattingen zijn.

Om de totale bijvangst van trekvissen te benaderen gebaseerd op de passieve fuikenmonitoring (3-5 locaties afhankelijk van het jaar, 2 op het IJsselmeer, 2 op het Markermeer en 1 op het IJmeer) is dezelfde methode gebruikt als hierboven beschreven voor het diadrome vissen programma. Om de meest recente data te gebruiken zijn data gebruikt vanaf 2007 tot het einde van de monitoring in het IJsselmeer in 2013 (Tabel 5.2). De totale bijvangst van zalm is nog onderverdeeld in het aantal

stroomopwaarts en stroomafwaarts migrerende dieren; stroomafwaarts (smolts) 94%, stroomopwaarts (adult) 6%.

De totale bijvangst van trekvissen is daarnaast ook op basis van de gegevens van het zeldzame vissen programma (idem als voor passieve fuikenmonitoring) berekend. Hierbij zijn de totale vangsten per visser per jaar vermenigvuldigd met het totaal aantal actieve hokfuikenvissers op het IJsselmeer volgens de logboeken (19, Tabel 5.2). Ook hier zal de opwerking niet geheel representatief zijn aangezien vissers zijn geselecteerd die relatief veel trekvissen bijvangen en er verouderde gegevens zijn gebruikt (2007-2013). De totale bijvangst van zalm is nog onderverdeeld in het aantal stroomopwaarts en stroomafwaarts migrerende dieren; stroomafwaarts (smolts) 90%, stroomopwaarts (adult) 10%.

Tot slot is op basis van de ingevulde enquêtes (n=3) ook een schatting gemaakt van het totaal aantal bijgevangen trekvissen, door het aantal met hokfuiken gevangen vissen per jaar over de periode 2015-2017 te vermenigvuldigen met het aantal actieve hokfuikenvissers op het IJsselmeer (dit waren er in 2016-2017 19 volgens de logboeken) (Tabel 5.2). Ook deze gegevens zullen wellicht niet representatief zijn aangezien het slechts drie vissers betreft waarbij de vangstlocatie ook een grote rol kan spelen in de vangkansen van trekvissen, een van deze drie vissers vist bij de spuuisluizen van Kornwerderzand waar de kans op het vangen van trekvissen groter is dan in de rest van het IJsselmeer.

Tabel 5.2 Geschatte aantallen bijgevangen trekvissen per jaar door hokfuiken in het IJsselmeer, berekend aan de hand van gegevens uit het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (2012-2017), uit de passieve fuikenmonitoring (2007-2013), uit het zeldzame vissen programma (2007-2013) en uit de enquêtes. Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement (hoofdstuk 4).

Soort	Aantal (diadrome vissen Programma Zoete Rijkswateren)*	Aantal (passieve fuikenmonitoring)**	Aantal (zeldzame vissen programma)***	Aantal (enquête)****	Sterfte
Elft	0	0	1	0	50-100%
Fint	1020	334	22	70	50-100%
Houting	2383	7938	888	19000	0-25%
Rivierprik	4311	716	159	14250	0-10%
Zalm <25 cm				70	0-25%
Zalm 25-50cm				697	0-25%
Zalm >50 cm				384	0-25%
Zalm smolt	50	153	26		0-25%
Zalm adult	7	9	3		0-25%
Zalm totaal	57	162	29	1081	0-25%
Zeeforel	127	1797	168	384	0-25%
Zeeprik	2079	2212	250	1935	0-10%

*Aantallen zullen niet representatief zijn aangezien deze gebaseerd zijn op fuiken bij twee intrekpunten die alleen tijdens het voor- en najaar gezet zijn wat overeenkomt met de trekperiode van een aantal trekvissoorten.

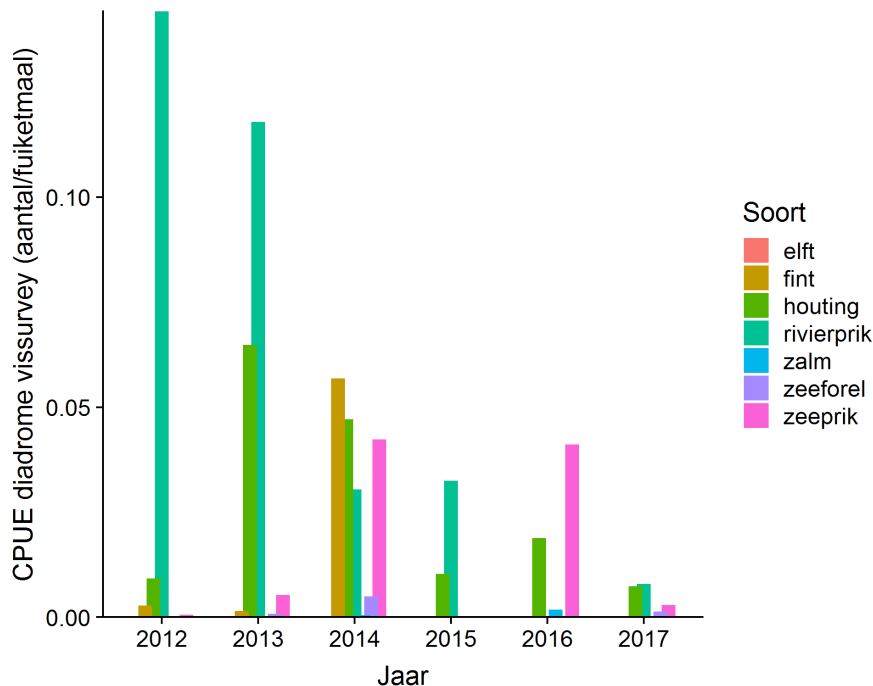
**Aantallen zullen een overschatting zijn aangezien deze gebaseerd zijn op fuiken die geselecteerd zijn vanwege een hoge vangstdiversiteit en op vangsten van eerdere jaren.

***Aantallen zullen niet representatief zijn aangezien vissers geselecteerd zijn die relatief veel trekvissen vangen en de opwerking gebaseerd is op oudere gegevens.

****Aantallen zijn gebaseerd op drie ingevulde enquêtes welke wellicht niet representatief zijn voor alle fuikenvissers in het IJsselmeer.

Opvallend zijn de verschillen tussen de aantallen gebaseerd op de monitoringen onderling maar ook de verschillen tussen aantallen gebaseerd op de monitoringen en de aantallen gebaseerd op de enquêtes. De vier verschillende schattingen laten zien dat houting, rivierprik en zeeprik veel worden bijgevangen in de hokfuiken in het IJsselmeer. Zalm, zeeforel en fint worden ook met enige regelmaat gevangen waarbij vooral het aantal zeeforellen gebaseerd op de passieve fuikenmonitoring opvalt. Elft wordt nooit gevangen, behalve in het zeldzame vissen programma.

Gedurende het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren worden er in de afgelopen jaren steeds minder trekvisen gevangen in de fuiken bij Kornwerderzand en Den Oever (Figuur 5.1). De grootste daling is te zien in het aantal rivierprikken (alhoewel de hoge aantallen in 2012-2013 gebaseerd zijn op de monitoring gedurende alleen het najaar). Het valt op dat er een grote fluctuatie zit tussen hoeveelheden trekvis die van jaar tot jaar worden gevangen.



Figuur 5.1 CPUE per jaar van de hokfuiken bij Kornwerderzand en Den Oever die gebruikt worden voor het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren. NB data van 2015 zijn gebaseerd op vangsten bij Kornwerderzand en vanaf 2014 is zowel in het voorjaar als in het najaar gemonitord i.p.v. alleen in het najaar.

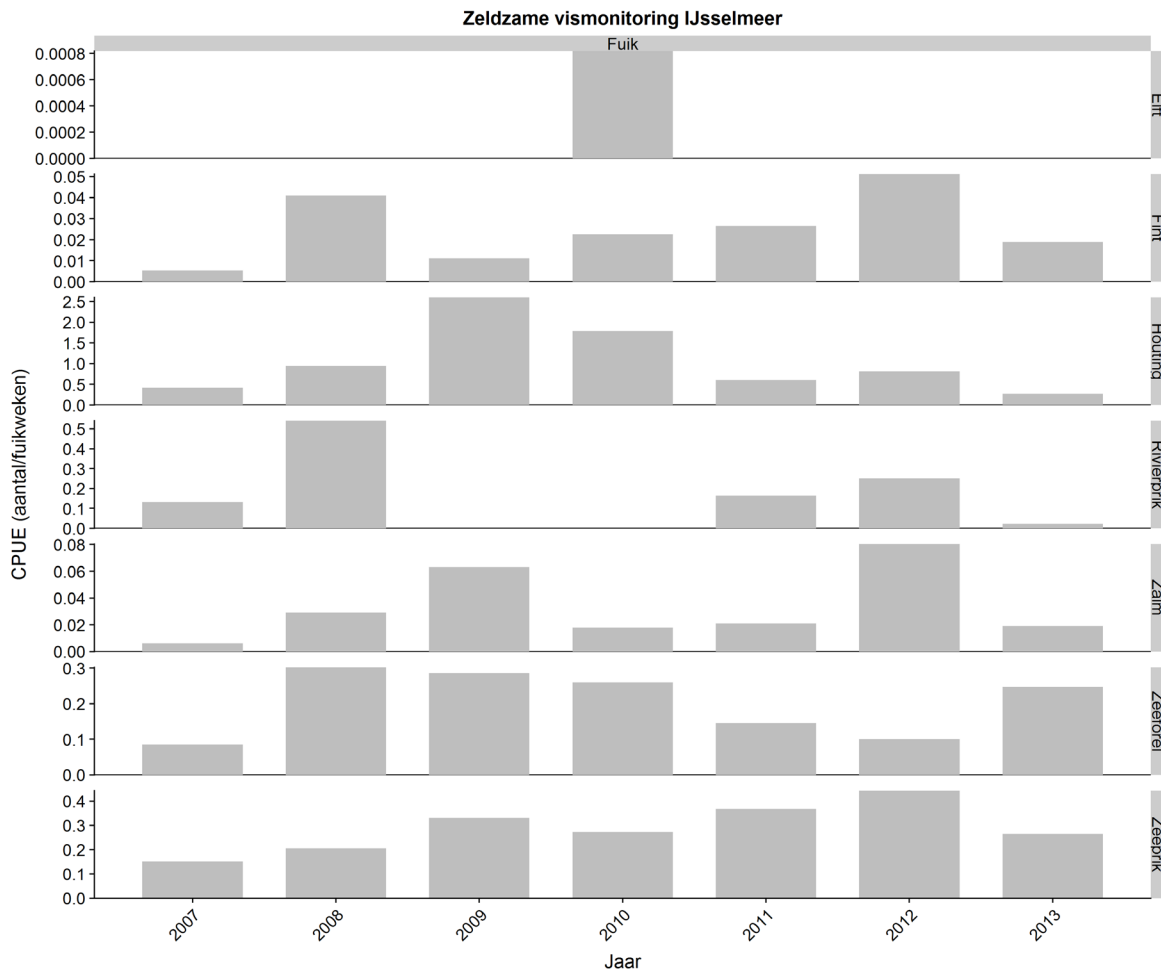
Volgens de uitkomsten op basis van de passieve fuikenmonitoring worden relatief veel houting, zeeprik en zeeforel bijgevangen (Figuur 5.2), terwijl bij het diadrome vissen programma relatief meer fint en rivierprik wordt bijgevangen (Figuur 5.1). Zalm werd zowel in het diadrome vissen programma als in de passieve fuikenmonitoring het minst gevangen.

Het grote verschil tussen de uitkomsten van het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren en de passieve fuikenmonitoring komt voor een groot deel voort uit verschillen tussen de twee monitoringen. De passieve fuikenmonitoring werd, gedurende 2007-2013, op maximaal drie locaties (twee in het IJsselmeer en één op het IJmeer) gedurende het hele jaar uitgevoerd, terwijl het diadrome vissen programma in het IJsselmeer op twee specifieke intreklocaties (Den Oever, Kornwerderzand) sinds 2012 gedurende het voorjaar en het najaar wordt uitgevoerd. Naast het verschil in jaren, wat voornamelijk verschillen tussen soorten verklaart (houting werd in 2009 en 2010 bijvoorbeeld relatief veel gevangen in de passieve fuikenmonitoring, Figuur 5.2), is het de selectie van fuiklocaties die van invloed is op de hoge vangsten. Bij de opzet van de passieve fuikenmonitoring is namelijk gevraagd om locaties te selecteren die een hoge diversiteit aan soorten vangen. De vangfrequentie van trekvisen in deze monitoringsfuiken zal daarom hoger liggen dan de vangfrequentie van het gehele fuikenarsenaal.



Figuur 5.2 CPUE per jaar van de hokfuiken op drie locaties (01IJsselmeer, 02IJsselmeer en 05IJmeer) die gebruikt worden voor de passieve fuikenmonitoring in het IJsselmeer. Sinds 2010 is de inspanning bij alle drie de locaties afgenomen en in 2012 zijn alleen de locaties 02IJsselmeer en 05IJmeer bemonsterd. Voor locaties zie van der Sluis et al. (2014).

De uitkomsten van het zeldzame vissen programma verschillen aanzienlijk in vergelijking met de uitkomsten van het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren en de passieve fuikenmonitoring. Volgens de uitkomsten op basis van het zeldzame vissen programma worden er minder trekvisen bijgevangen. Houting wordt het meeste bijgevangen, gevolgd door zeeprik en opvallend genoeg, zeeforel (Figuur 5.3). De uitkomsten van het zeldzame vissen programma komen met meeste overeen met die van de passieve fuikenmonitoring, alleen zijn er aanzienlijke verschillen in de orde van grootte. De overeenkomsten met de passieve fuikenmonitoring zullen waarschijnlijk komen doordat dezelfde jaren geselecteerd zijn en doordat beide monitoringen meer verspreid zijn over het IJsselmeer dan het diadrome vissen programma (die zich immers specifiek op de intrekpunten concentreert). De verschillen in orde van grootte tussen het zeldzame vissen programma en de passieve fuikenmonitoring zullen voornamelijk komen doordat de fuiklocaties verschillen.



Figuur 5.3 CPUE per jaar van de hokfuike van 3-4 vissers die mee werkten aan het zeldzame vissen programma in het IJssel/Markermeer (data geselecteerd vanaf 2007).

Op basis van de enquêtes wordt houting het meeste gevangen, gevolgd door rivierprik (Tabel 5.2). Ook zalm wordt relatief veel gevangen in de enquêtes alhoewel dit ook zeeforellen zouden kunnen zijn, aangezien sommige IJsselmeervissers in de enquêtes hebben aangegeven dat ze het verschil tussen zalm en zeeforel niet altijd zien. De grote verschillen tussen de geschatte aantallen gebaseerd op de monitoringsdata en de enquête data zouden kunnen komen doordat de enquête maar door drie IJsselmeervissers die met hokfuike vissen is ingevuld waardoor de ingevulde bijvangsten niet representatief zijn voor de gehele fuikvisserij in het IJsselmeer en de locatie van grote invloed kan zijn (één van de geënuquêteerde vissers heeft aangegeven bij Kornwerderzand te vissen waar de vangkans van trekvisser hoger is dan in de rest van het IJsselmeer).

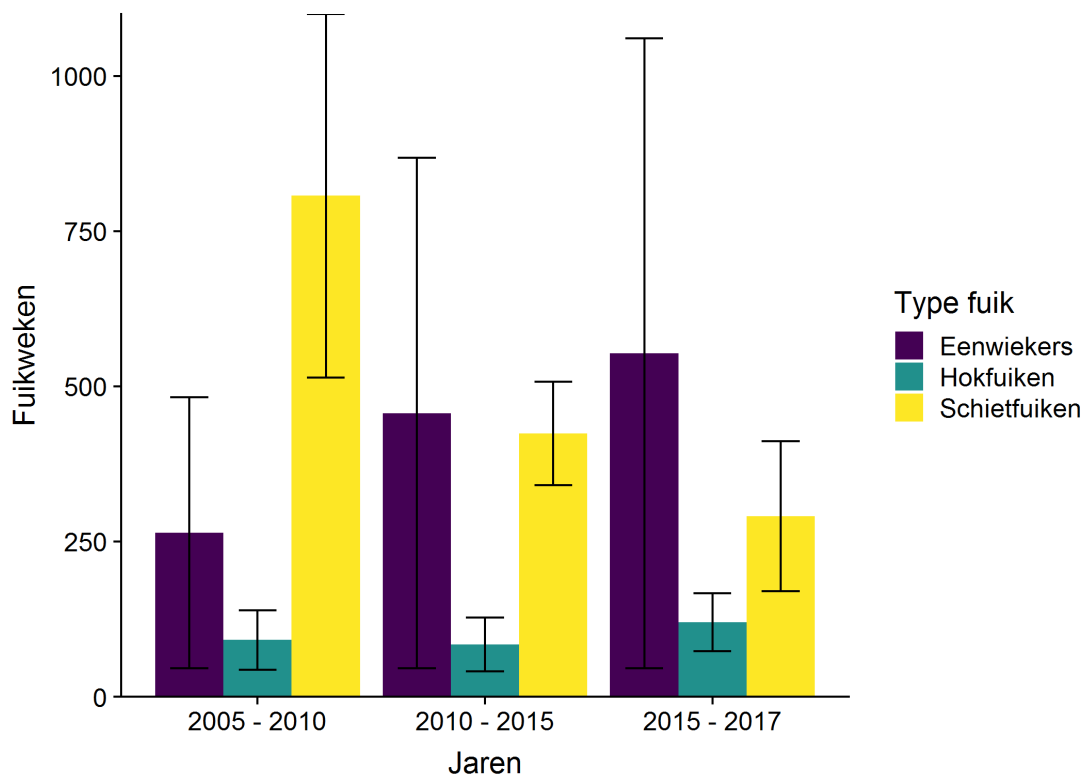
5.2 Rivierengebied en binnenwateren

Rivierengebied

Sinds 2011 is het in het rivierengebied (en in sommige andere binnenwateren) niet meer toegestaan om op aal te vissen vanwege te hoge gehalten dioxinen en dioxine-achtige PCB's. Deze maatregel heeft ervoor gezorgd dat er, op monitoring na, geen fuikvisserij meer plaatsvindt op de grote rivieren.

Inspanning fuikvisserij in de overige binnenwateren

Fuikvisserij vindt nog plaats in verschillende overige binnenwateren zoals de Friese boezem, Randmeren, Twentekanaal, enz. Het aantal huurovereenkomsten met de beroepsvisserij op deze wateren is de afgelopen 10 jaar licht afgenomen. In 2009 was het aantal huurovereenkomsten op de binnenwateren voor de beroepsvisserij 51 terwijl dit langzaam is gedaald naar 47 in 2018 (RVO). Het aantal schriftelijke toestemmingen voor de binnenvisserij is de afgelopen 10 jaar hetzelfde gebleven; 10 (RVO). Uit de enquêtes blijkt dat het aantal fuikweken voor eenwiekers de afgelopen jaren is toegenomen (n=2), voor hokfuiken lijkt het gelijk gebleven (n=7), terwijl de inspanning voor schietfuiken (n=3) is afgenomen de laatste jaren (Figuur 5.4). Per vistrip wordt er gemiddeld met 85 eenwiekers, 20 hokfuiken of 110 schietfuiken gevist.



Figuur 5.4 Gemiddelde inspanning van fuikvisserij in fuikweken op de overige binnenwateren per periode gebaseerd op enquêtes.

Vangfrequentie en totale vangsten van de fuikvisserij in de overige binnenwateren

Op basis van de gegevens uit het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren is de gemiddelde vangst per fuikweek berekend van de locaties Haringvliet-West, Maas (Belfeld), Noordzeekanaal en Rijn. De locaties Gelderse IJssel, Maas (Lith), Nederrijn en Waal zijn niet meegenomen aangezien hier alleen in 2015 met hokfuiken is gemonitord. Locatie Nieuwe Waterweg is meegenomen in het deelgebied Delta. Net als bij het IJsselmeer rapporteren we hier alleen de vangsten met hokfuiken. Om de totale bijvangst van trekvisserij in de binnenwateren te benaderen zijn de vangsten per fuiketmaal voor hokfuiken vermenigvuldigd met het aantal gebruikte tuigen (20) gebaseerd op de enquêtes (n=5). Vervolgens is dit weer vermenigvuldigd met het aantal dagen dat er met fuiken gevist wordt op de binnenwateren (gemiddeld 104 gebaseerd op de enquêtes) wat weer vermenigvuldigd is met het aantal huurovereenkomsten in de binnenwateren in 2018 (47). Dit resulteert in totale geschatte gevangen aantallen trekvisserij zoals gepresenteerd in Tabel 5.3. De

totale bijvangst van zalm is nog onderverdeeld in het aantal stroomopwaarts en stroomafwaarts migrerende dieren; stroomafwaarts (smolts) 20%, stroomopwaarts (adult) 80%.

Om de totale bijvangst van trekvisseren in de binnenwateren te benaderen op basis van de passieve fuikenmonitoring zijn de locaties geselecteerd waar momenteel nog visserij plaats vindt (Randmeren, Noordzeekanaal, Amsterdam-Rijnkanaal), m.a.w. de grote rivieren zijn hierbij niet meegenomen omdat hier niet meer gevestigd wordt met fuiken. Schietfuiken zijn niet meegenomen omdat er maar voor 1 jaar op 1 locatie (2012, Zwarte water) data beschikbaar is van de passieve fuikenmonitoring. De opwerking naar het totale aantal bijgevangen trekvisseren is op dezelfde wijze uitgevoerd als hierboven weergegeven voor het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (Tabel 5.3). Hierbij zijn alleen data vanaf 2007 geselecteerd om de meest recente data van deze monitoring (die in 2013 stopte) weer te geven. De totale bijvangst van zalm is nog onderverdeeld in het aantal stroomopwaarts en stroomafwaarts migrerende dieren; stroomafwaarts (smolts) 49%, stroomopwaarts (adult) 51%.

Daarnaast is op basis van de ingevulde enquêtes (n=7) ook een schatting gemaakt van het totaal aantal bijgevangen trekvisseren door het aantal met hokfuiken gevangen vissen per jaar over de periode 2015-2017 te vermenigvuldigen met het aantal huurovereenkomsten in de Nederlandse binnenwateren in 2018, welke er 47 waren (Tabel 5.3).

Tabel 5.3 Geschatte aantallen bijgevangen trekvisseren per jaar door hokfuiken in de binnenwateren, berekend aan de hand van de passieve fuikenmonitoring (2007-2013), het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (2012-2017) en de enquêtes. Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

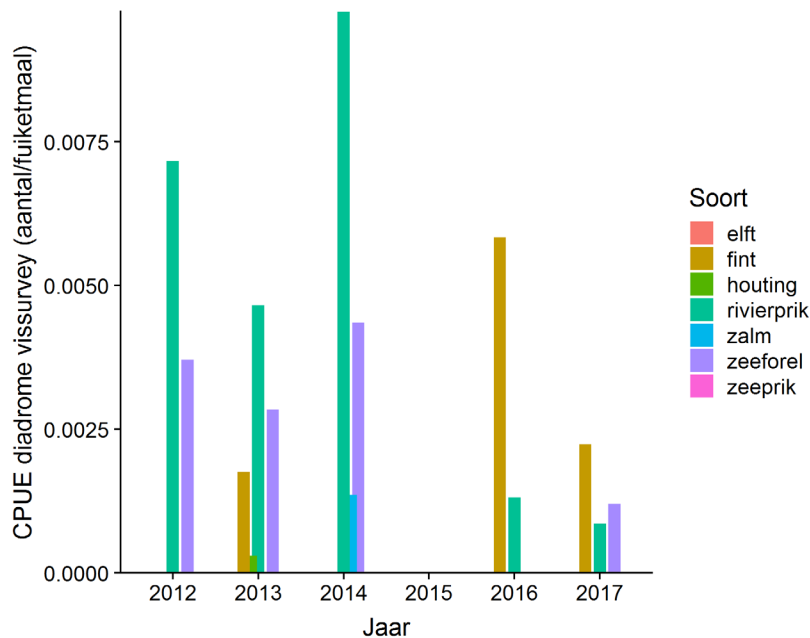
Soort	Aantal (passieve fuikenmonitoring)*	Aantal (diadrome vissen programma Zoete Rijkswateren)**	Aantal (enquête)***	Sterfte
Elft	0	0	0	50-100%
Fint	0	186	0	50-100%
Houting	132	8	569	0-25%
Rivierprik	35	382	621	0-10%
Zalm <25 cm			0	0-25%
Zalm 25-50cm			52	0-25%
Zalm >50 cm			569	0-25%
Zalm (smolt)	8	5		0-25%
Zalm (adult)	9	19		0-25%
Zalm totaal	17	24	621	0-25%
Zeeforel	55	192	104	0-25%
Zeeeprik	21	0	52	0-10%

*Aantallen kunnen een overschatting zijn aangezien deze gebaseerd zijn op een fuikenselectie die hoofdzakelijk uit de Randmeren bestaat terwijl hier maar een deel van de visserij op de binnenwateren plaats vindt. Daarnaast zijn de fuiken geselecteerd vanwege een hoge vangstdiversiteit en zijn deze gegevens gebaseerd op vangsten van eerdere jaren.

**Aantallen kunnen een overschatting zijn aangezien ze zijn gebaseerd op het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren op de grote rivieren waar niet meer gevestigd mag worden met hokfuiken en waar zich aannemelijk meer trekvisseren bevinden dan in de binnenwateren waar nog wel met hokfuiken op aal gevestigd mag worden zoals in Friesland bijvoorbeeld.

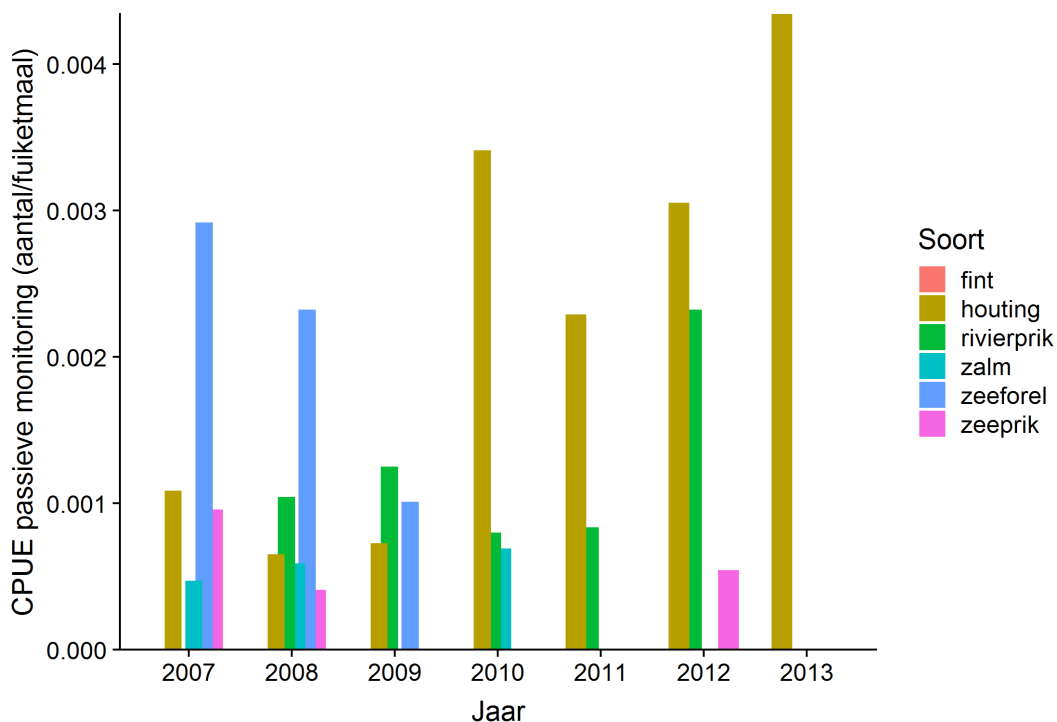
***Aantallen zijn gebaseerd op zeven ingevulde enquêtes en kunnen wellicht niet representatief zijn.

De relatief hoge waarden van de totale gevangen aantallen op basis van het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren komen doordat deze monitoring is gehouden op de grote rivieren waar niet meer gevestigd mag worden met hokfuiken en waar zich aannemelijk meer trekvisseren bevinden dan in de binnenwateren waar nog wel met hokfuiken op aal gevestigd mag worden, zoals in Friesland bijvoorbeeld. De relatief hoge aantallen rivierprikken worden voornamelijk veroorzaakt door relatief hoge vangsten op verschillende plekken in eerdere jaren (Figuur 5.5).



Figuur 5.5 CPUE per jaar van de hokfuiken in het rivierengebied en binnenwateren (locaties Haringvliet-West, Maas (Belfeld), Noordzeekanaal en Rijn) die gebruikt worden voor het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren. In 2015 is op geen van de locaties met hokfuiken gemonitord.

Houting wordt het meeste gevangen in de passieve fuikenmonitoring (voornamelijk in de latere jaren in de Randmeren) terwijl zeeforel relatief veel gevangen wordt in de vroegere jaren (voornamelijk in het Noordzeekanaal, Figuur 5.6).



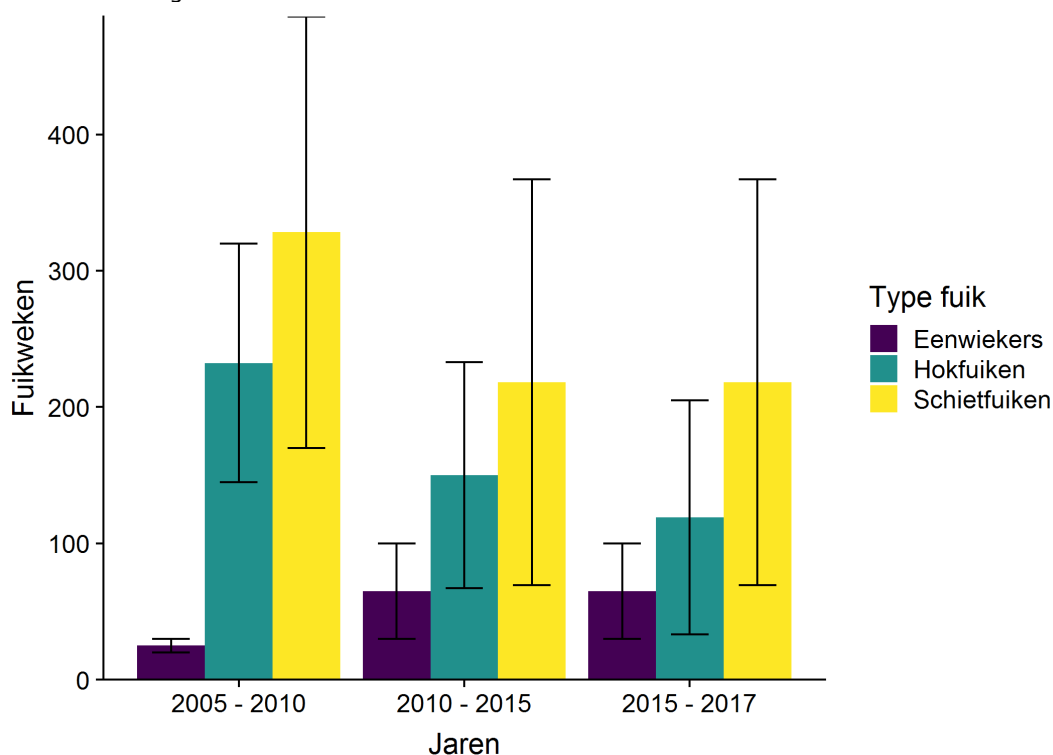
Figuur 5.6 CPUE per jaar van de hokfuiken die gebruikt werden voor de passieve fuikenmonitoring in het Noordzeekanaal, Amsterdam-Rijnkanaal en de Randmeren.

Aan de hand van de enquêtes worden houting, rivierprik, zeeforel en zalm het meeste per jaar bijgevangen. Alhoewel de absolute aantallen niet erg hoog zijn, zijn ze aanzienlijk hoger dan gebaseerd op de monitoring. Dit zou kunnen komen doordat het aantal vissers dat de enquête heeft ingevuld niet representatief is voor alle hokfuikenvissers op de binnenwateren (n=7).

5.3 Delta

Inspanning fuikvisserij in de Delta

Het aantal vergunningen voor vaste vistuigen in de delta is nauwelijks veranderd in de afgelopen 10 jaar. In 2018 was het aantal vergunningen voor vaste vistuigen in de Oosterschelde 43 en voor de Westerschelde, Goereese Gat het Brouwershavense gat 19. Ter illustratie, dit was respectievelijk 42 en 20 in 2009. Dit maakt het totaal aantal vergunningen voor vaste vistuigen in 2018 tot 62 (RVO). Uit de enquêtes blijkt dat het aantal fuikweken voor hok- en schietfuiken in de afgelopen jaren is afgenomen (n=3 voor schietfuiken, n=5 voor hokfuiken) en dat het aantal fuikweken voor eenwielers is toegenomen (n=2, Figuur 5.7). Per vistrip wordt er gemiddeld met 20 eenwielers, 23 hokfuiken of 60 schietfuiken gevist.



Figuur 5.7 Gemiddelde inspanning van fuikvisserij in fuikweken in de Delta per periode gebaseerd op enquêtes.

Vangfrequentie en totale vangsten van de fuikvisserij in de Delta

Op basis van de gegevens uit het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren is de gemiddelde vangst per fuikweek van hokfuiken berekend van de locatie Nieuwe Waterweg. Om de totale bijvangst van trekvisserij in de Delta te benaderen zijn de vangsten per fuiketmaal voor hokfuiken vermenigvuldigd met het aantal gebruikte tuigen (20) gebaseerd op de enquêtes (n=4). Vervolgens is dit weer vermenigvuldigd met het aantal dagen dat er met fuiken gevist wordt op de binnenwateren (gemiddeld 104 gebaseerd op de enquêtes) wat weer vermenigvuldigd is met het aantal vergunningen voor vaste vistuigen voor de Westerschelde, het Goereese Gat en het Brouwershavense gat 2018 (19). Dit resulteert in totale geschatte gevangen aantallen trekvisserij zoals gepresenteerd in Tabel 5.4. De totale bijvangst van zalm is nog onderverdeeld in het aantal stroomopwaarts en stroomafwaarts migrerende dieren; stroomafwaarts (smolts) 75%, stroomopwaarts (adult) 25%.

Om de totale bijvangst van trekvisserij in de Delta te benaderen op basis van de passieve fuikenmonitoring zijn hokfuiken bij de locaties Nieuwe Waterweg en bij de twee locaties aan de Noordzeekant van de Haringvlietsluizen geselecteerd. Schietfuiken zijn niet meegenomen omdat deze nauwelijks trekvisserij lijken bij te vangen in de passieve fuikenmonitoring. De opwerking naar totale aantallen is op dezelfde wijze uitgevoerd als hierboven weergegeven voor het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (Tabel 5.4). De getallen in Tabel 5.4 zijn grove overschattingen

aangezien deze gebaseerd zijn op fuiken in het Haringvliet-estuarium en de Nieuwe Waterweg waar de bijvangst van trekvissen vrij groot kan zijn (Figuur 5.9). Bijvoorbeeld de kans dat in het Haringvliet-estuarium een zalm wordt gevangen zal vele malen groter zijn dan op de Grevelingen terwijl beide tot de Delta zijn gerekend. De totale bijvangst van zalm is nog onderverdeeld in het aantal stroomopwaarts en stroomafwaarts migrerende dieren; stroomafwaarts (smolts) 72%, stroomopwaarts (adult) 28%.

Daarnaast is op basis van de ingevulde enquêtes (n=4) ook een schatting gemaakt van het totaal aantal bijgevangen trekvissen door het aantal met hokfuiken gevangen vissen per jaar over de periode 2015-2017 te vermenigvuldigen met het aantal vergunningen voor vaste vistuigen in de Delta in 2018, welke er 62 waren. Fint en zeeprik worden het meeste per jaar bijgevangen, vervolgens zalm en zeeforel (Tabel 5.4). Opvallend is dat de geënquêteerden aangeven dat rivierprik en houting niet worden bijgevangen terwijl deze wel in de monitoringen worden gevangen.

Tabel 5.4 Geschatte aantallen bijgevangen trekvissen per jaar door hokfuiken in de Delta, berekent aan de hand van de passieve fuikenmonitoring (2007-2018), het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (2012-2017) en enquêtes. Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

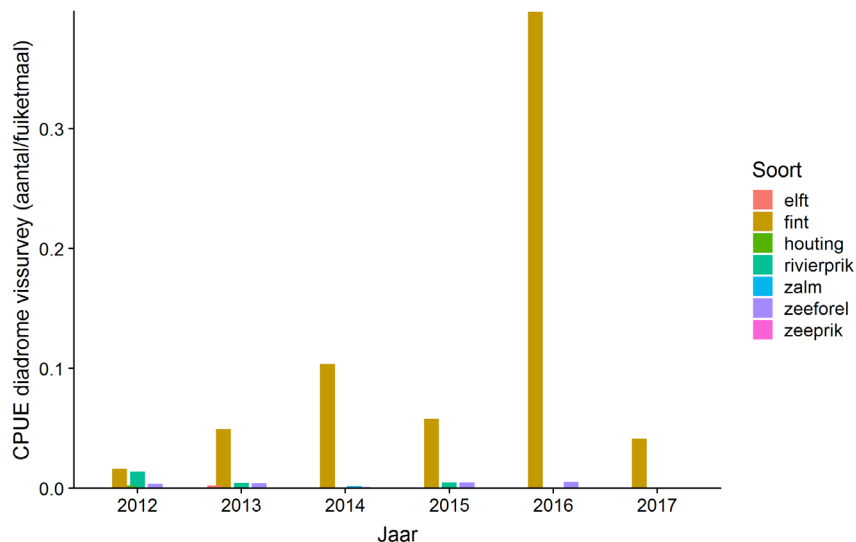
Soort	Aantal (passieve fuikenmonitoring)*	Aantal (diadrome vissen programma Zoete Rijkswateren)**	Aantal (enquêtes)***	Sterfte
Elft	0	29	0	50-100%
Fint	5924	4668	1155	50-100%
Houting	181	13	0	0-25%
Rivierprik	4569	104	0	0-10%
Zalm <25 cm			116	0-25%
Zalm 25-50cm			116	0-25%
Zalm >50 cm			116	0-25%
Zalm (smolt)	459	18		0-25%
Zalm (adult)	178	4		0-25%
Zalm totaal	637	22	348	0-25%
Zeeforel	123	124	116	0-25%
Zeeprik	10477	9	1155	0-10%

*Aantallen zullen een overschatting zijn aangezien deze gebaseerd zijn op een fuikenselectie die gedomineerd wordt door fuiken in het Haringvliet-estuarium terwijl hier maar een beperkt deel van de visserij in de Delta plaats vindt. Daarnaast zijn de fuiken geselecteerd vanwege een hoge vangstdiversiteit.

** Aantallen kunnen een overschatting zijn aangezien deze gebaseerd zijn op fuiken in de Nieuwe Waterweg, waar maar een beperkt deel van de visserij in de Delta plaats vindt en relatief veel trekvissen worden gevangen.

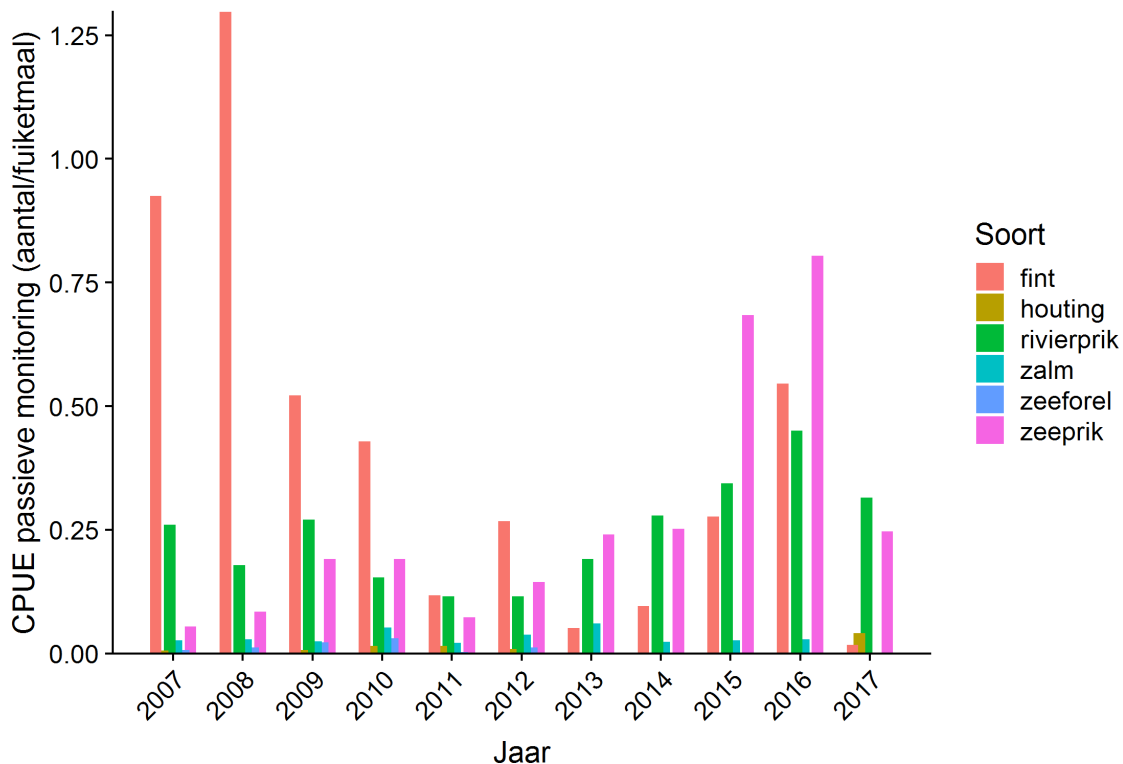
***Aantallen kunnen wellicht niet representatief zijn aangezien deze gebaseerd zijn op maar vier enquêtes.

In het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren worden in de laatste jaren vooral veel finten gevangen (Figuur 5.8). Andere soorten worden naar het schijnt niet veel bij deze locatie (Nieuwe Waterweg) bijgevangen.



Figuur 5.8 CPUE per jaar van de hokfuiken in de Delta (locatie Nieuwe Waterweg) die gebruikt wordt voor het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren.

In de passieve fuikenmonitoring worden in de laatste jaren vooral veel zeeprikken gevangen (Figuur 5.9). Daarnaast lijkt het aantal finten ook toe te nemen alhoewel dit in 2017 niet het geval was na een sterke afname in de periode 2009-2013. Een zelfde toenemende trend zien we bij de locatie Nieuwe Waterweg (Figuur 5.8). Hierbij moet vermeld worden dat vanaf 2011 alleen data van fuiken uit het Haringvliet-estuarium zijn gebruikt in de passieve fuikenmonitoring. De passieve fuikenmonitoring stopte in 2010 in de Nieuwe Waterweg. Vanaf 2013 wordt nog maar 1 locatie in het Haringvliet gebruikt voor de bemonstering.



Figuur 5.9 CPUE per jaar van de hokfuiken in de Delta (locaties 19 Nieuwe Waterweg, 32 & 24 Haringvliet est., van der Sluis et al. 2014) die gebruikt worden voor de passieve fuikenmonitoring. NB: vanaf 2011 zijn alleen data van fuiken uit het Haringvliet-estuarium gebruikt, de passieve fuikenmonitoring stopte in 2010 in de Nieuwe Waterweg. Vanaf 2013 is nog maar 1 locatie in het Haringvliet-estuarium gebruikt.

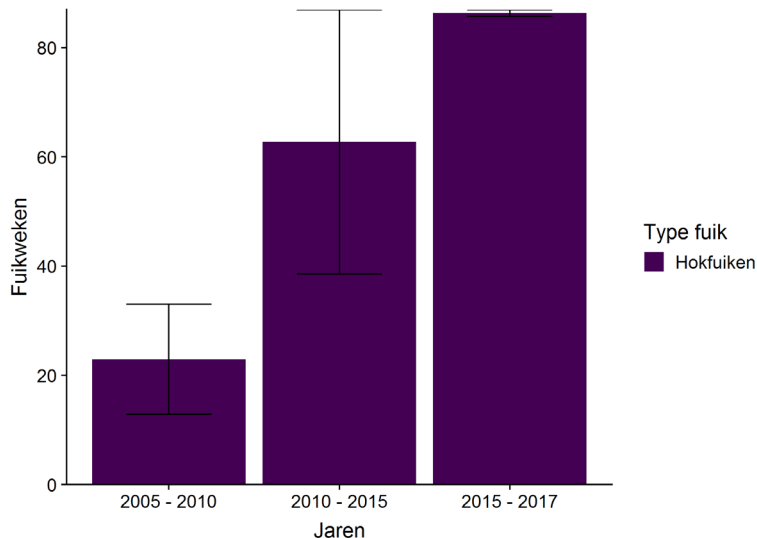
De totale aantallen gebaseerd op beide monitoringen verschillen aanzienlijk van elkaar. Zo zijn totale aantallen bijgevangen rivierprikken, zeeprikken en zalmen een stuk hoger op basis van de passieve

fuikenmonitoring dan op basis van het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren. Dit komt waarschijnlijk doordat er voor deze laatste monitoring maar 1 locatie beschikbaar was waardoor deze monitoring nog minder representatief is voor de totale Delta en de bijvangsten hier, dan de passieve fuikenmonitoring. De totale vangsten gebaseerd op de enquêtes vallen een stuk lager uit, behalve voor zalm en zeeforel.

5.4 Waddenzee

Inspanning fuikenvisserij in de Waddenzee

Het aantal vergunningen voor vaste vistuigen in de Waddenzee varieerde van 22-30 in de afgelopen 10 jaar. In 2018 was het aantal standaard vergunningen voor vaste vistuigen in de Waddenzee 24 (RVO). Uit de enquêtes blijkt dat het aantal fuikweken voor hokfuiken in de afgelopen jaren is toegenomen (n= 2, Figuur 5.10). Per vistrif wordt er gemiddeld met 8 hokfuiken gevist.



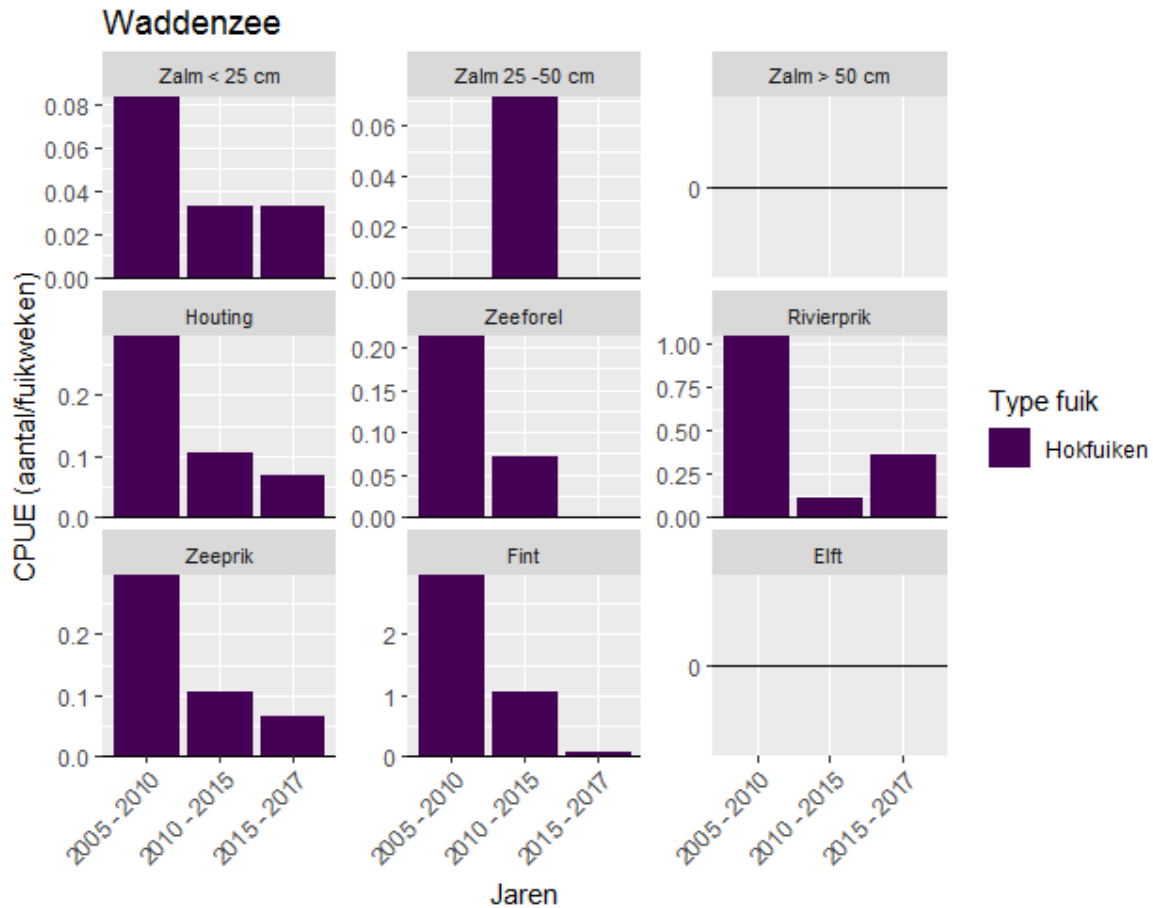
Figuur 5.10 Gemiddelde inspanning van hokfuikenvissers in fuikweken in de Waddenzee per periode gebaseerd op enquêtes (n=2).

Vangfrequentie en totale vangsten van de fuikenvisserij in de Waddenzee

De vangfrequentie van trekvisserij in de Waddenzee is bepaald op basis van de enquêtegegevens. Daarnaast zijn ter illustratie, op basis van vangstregistraties in één fuik in de buurt van de haven van Texel uitgevoerd door het NIOZ in de periode 1960-2006 (ieder voor- en najaar), de vangsten van trekvisserij per jaar geanalyseerd, maar de representativiteit van slechts één fuik is uiteraard gering.

Daarnaast is er een recent onderzoek geweest van 2016-2018 waarbij 1,5 jaar lang de vangsten van vaste vistuigen werden geregistreerd aan de hand van logboeken. Aan dit onderzoek werkten zes vissers mee waarbij de meerderheid van de geregistreerde visreizen van twee vissers komen. Deze twee vissers hebben niet alle reizen ingevuld en één van deze twee heeft de reizen zonder vangst niet geregistreerd. De geregistreerde tijden leken in veel gevallen niet te kloppen waardoor de inspanning alleen op het niveau van visreizen kan worden gemaakt. Met deze gegevens kan alleen een schatting van de minimale, absolute vangstgegevens worden gemaakt en van het minimale aantal visreizen per tuigtype. In totaal waren er van de zes vissers 147 geregistreerde visreizen. In de vangstregistraties van hokfuiken zijn zes keer één of meerdere finten gevangen in de nabijheid van Kornwerderzand (M. Verweij, N. Tien & I. Tulp, ongepubliceerde data).

In de enquête, uitgezet onder de vissers in de Waddenzee, werd gevraagd aan te geven hoeveel trekvisserij gevangen werden sinds 2005. Voor zalm werd onderscheid gemaakt tussen grote zalm (>50cm), tussenmaat zalm (25-50 cm) en kleine zalm (<25 cm). Vangsten werden gerapporteerd in categorieën van nul tot meer dan duizend. Uit de enquêteresultaten blijkt dat fint het meeste wordt bijgevangen gevolgd door rivierprik. Zalm en zeeforel worden relatief weinig bijgevangen en grote zalmen worden helemaal niet bijgevangen. Bij alle soorten is een afname in de bijvangst te zien door de jaren heen (Figuur 5.11).



Figuur 5.11 CPUE van hokfuike in de Waddenzee gebaseerd op enquêtes (n=2).

Op basis van de ingevulde enquêtes (n=2) is een schatting gemaakt van het totaal aantal bijgevangen trekvisseren door het aantal met hokfuike gevangen visseren per jaar over de periode 2010-2017 te vermenigvuldigen met het aantal vergunningen voor vaste vistuigen in de Waddenzee in 2018, welke er 24 waren. Fint en rivierprik worden het meeste per jaar bijgevangen, vervolgens zeeprik en houting (Tabel 5.5), zalm en zeeforel worden ook met enige regelmaat bijgevangen. Ook hier zou het hogere aantal zalmen door determinatiefouten van de vissers veroorzaakt kunnen zijn aangezien één van de twee vissers aangeeft moeite te hebben met de determinatie.

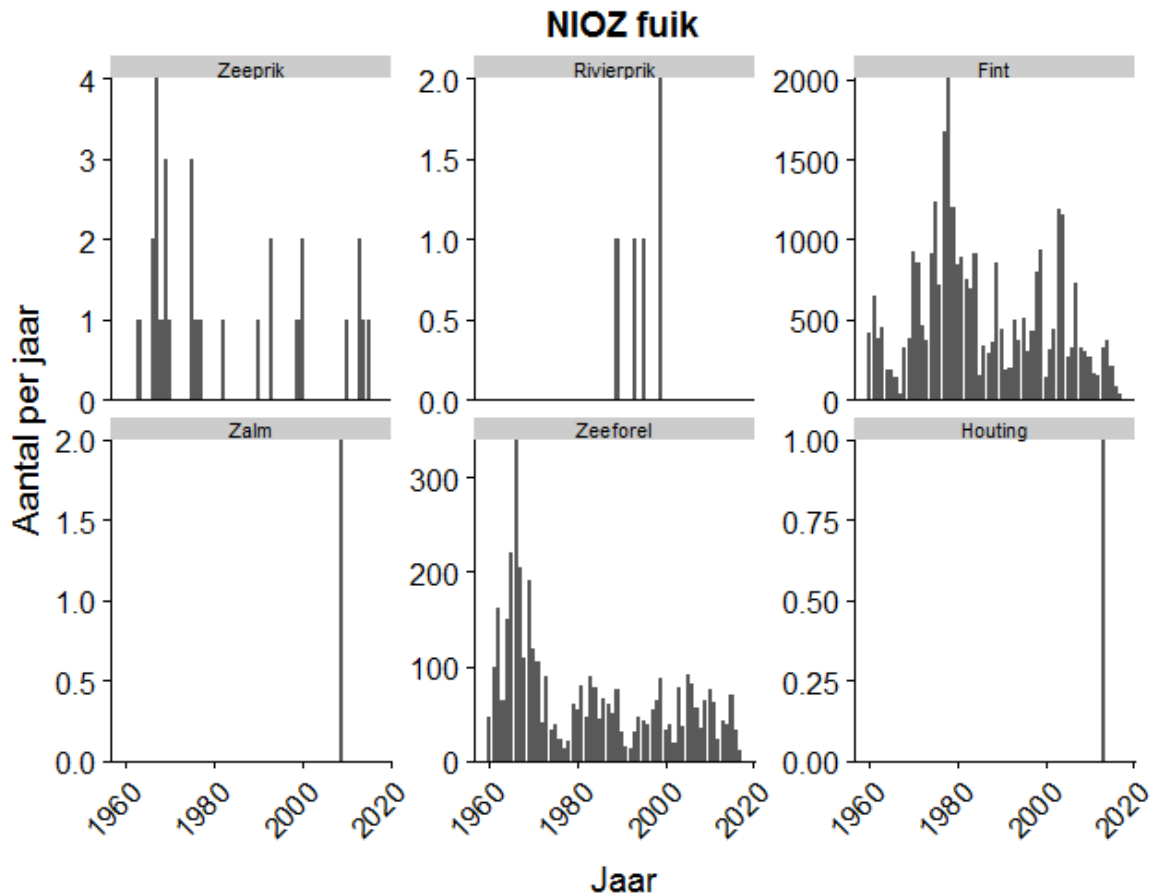
Tabel 5.5 Geschatte aantallen bijgevangen trekvisseren per jaar door hokfuike in de Waddenzee, berekend aan de hand van twee enquêtes. Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

Soort	Aantal (hokfuike enquêtes)*	Sterfte
Elft	0	50-100%
Fint	726	50-100%
Houting	132	0-25%
Rivierprik	429	0-10%
Zalm <25 cm	66	0-25%
Zalm 25-50cm	33	0-25%
Zalm >50 cm	0	0-25%
Zeeforel	33	0-25%
Zeeprik	132	0-10%

*Aantallen zullen niet representatief zijn; deze gebaseerd zijn op twee enquêtes.

In de NIOZ fuik wordt, net als uit de enquêtes blijkt, het meeste fint gevangen, alhoewel het aantal finten de laatste jaren sterk gedaald is, een patroon dat ook uit de enquêtes naar voren lijkt te komen (Figuur 5.11, Figuur 5.12). In tegenstelling tot in de enquêtes worden rivierprik en zeeprik relatief

weinig gevangen, zeeforel daarentegen, wordt met enige regelmaat gevangen maar hierbij lijken de vangsten met de jaren ook af te nemen. Zalm en houting zijn maar 1 keer gevangen in de NIOZ fuik (Figuur 5.12).



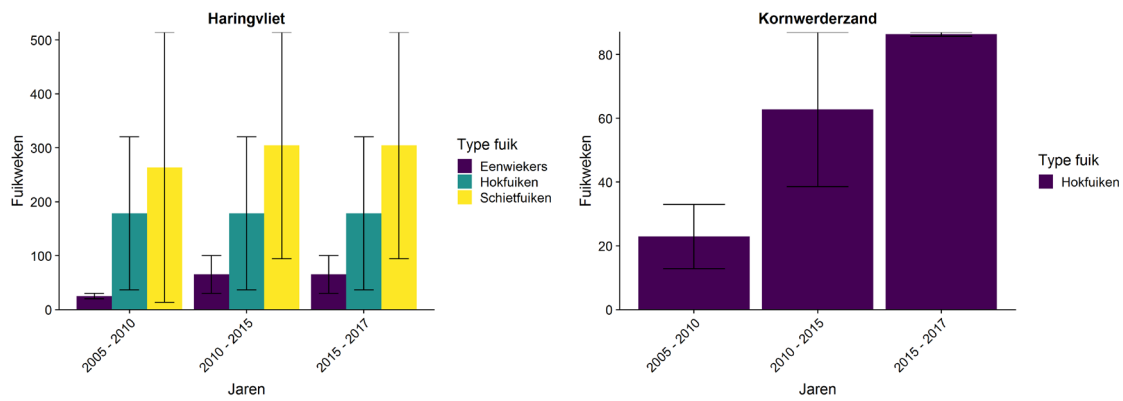
Figuur 5.12 Aantallen trekvissen per jaar, gevangen in de NIOZ fuik.

5.5 Intrekpunten Haringvliet en Kornwerderzand

Inspanning van de fuikvisserij rondom intrekpunten Haringvliet en Kornwerderzand

Bij Kornwerderzand zijn vijf fuik vissers actief die deels ook vissen voor de diadrome vissen programma's. In de spuikom bij Den Oever worden nog wel fuiken gezet, alhoewel dit niet meer gericht is op de palingvangst, maar op de wolhandkrab. Deze fuiken worden één keer per week gelicht. Bij de Haringvlietsluizen zijn drie vergunningen voor het gebruik van hokfuiken uitgegeven en wordt door drie vissers actief gevist aan de buitenzijde van de Haringvlietsluizen en rond de overige intrekpunten zoals de Nieuwe Waterweg. Er zijn twintig vergunningen uitgegeven voor het gebruik van schietfuiken rondom de Haringvlietsluizen (Kroes & Reeze 2017) maar in de praktijk zijn er maar drie vissers die actief met schietfuiken vissen en deze lijken geen trekvissen bij te vangen (Heinen 2018). Er zijn twee vissers die met eenwiekers op wolhandkrab vissen rondom de Haringvlietsluizen. Deze tuigen lijken nauwelijks bijvangst van vissen, en geen bijvangst van trekvis, te hebben (Heinen 2018).

Uit de enquêtes blijkt dat het aantal fuikweken voor hokfuiken bij de Haringvlietsluizen gelijk is gebleven ($n=3$) en het aantal schietfuiken iets is toegenomen ($n=2$), het aantal fuikweken voor eenwiekers lijkt iets te zijn toegenomen ($n=2$, Figuur 5.13). Gemiddeld wordt er per vistrip met 20 hokfuiken, 50 schietfuiken en 20 eenwiekers gevist. Bij Kornwerderzand blijkt uit de enquêtes dat het aantal fuikweken de laatste jaren is toegenomen ($n=2$, Figuur 5.13). Gemiddeld wordt er per vistrip met 8 hokfuiken gevist.

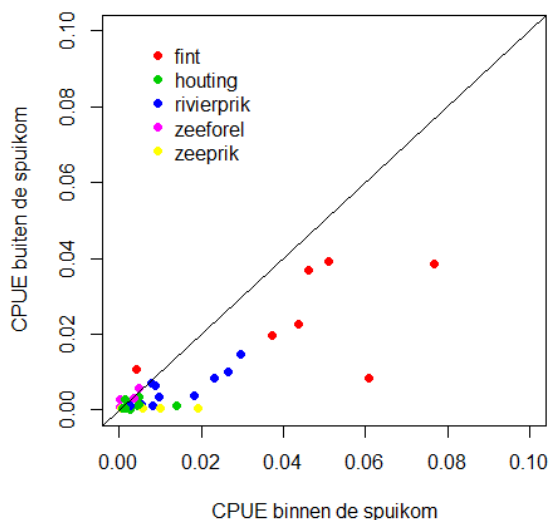


Figuur 5.13 Gemiddelde inspanning in fuikweken bij de Haringvlietssluzen (links) en Kornwerderzand (rechts) per periode gebaseerd op enquêtes (n=3).

Vangfrequentie en totale vangsten van de fuikvisserij rondom intrekpunten Haringvliet en Kornwerderzand

Drie gegevensreeksen zijn beschikbaar die de vangsten nabij intrekpunten weergeven; de passieve fuikenmonitoring, het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren en het diadrome vissen programma Kornwerderzand. Voor vrijwel alle soorten liggen de vangsten bij deze intrekpunten hoger dan de overige, meer bovenstroomse, gebieden (Jansen et al., 2007, 2008). Dit duidt erop dat de vangkans aan de buitenzijde van de intrekpunten hoger is dan stroomopwaarts op de rivier.

Geen monitoringsreeksen zijn beschikbaar waarbij vangsten worden geregistreerd op verschillende vaste afstanden van de intrekpunten. Daarom is het niet bekend of, en zo ja hoe, de visserij op verschillende afstanden van de intrekpunten van invloed is op de trekvispopulaties, en of er een invloed uitgaat van de afstand van de locatie waar de visserij plaatsvindt tot het intrekpunt op de zoet-zoutovergang. De enige gegevens die beschikbaar zijn, komen uit het diadrome vissen programma bij Kornwerderzand. Hier wordt door één visser aan de Waddenzee-zijde van de Afsluitdijk met twee fuiken buiten (ten westen), en met vijf fuiken binnen, de spuikom gevist (van der Sluis et al. 2018). De ruimtelijke verspreiding van de vangsten laat duidelijk zien dat alle soorten minder worden gevangen buiten de spuikom dan in de spuikom (Figuur 5.14). Het is niet geheel duidelijk of dit komt door het verschil tussen de locaties of dat het geheel toe te schrijven is aan het gebruik van het keerwant wat wel toegepast (moet) worden buiten de spuikom maar waarvoor binnen de spuikom een ontheffing is verkregen. Het feit dat ook rivierprik en zee-prik, waarvan verwacht wordt dat het keerwant relatief weinig effect zal hebben op de vangkans, aan de binnenzijde frequenter gevangen worden dan aan de buitenzijde geeft aan dat het hier mogelijk wel om een locatie-effect gaat.



Figuur 5.14 Jaarlijkse vangsten (2007-2017) in CPUE aan de Waddenzee-zijde van de Afsluitdijk onderverdeeld in: 1) binnen de spuikom en 2) buiten de spuikom (maar beiden aan de zeezijde). De diagonale lijn geeft aan wanneer de vangst binnen de spuikom gelijk is aan die buiten de spuikom. Ieder punt geeft 1 jaar weer.

Om meer inzicht te kunnen krijgen in de impact van de visserij op verschillende vaste afstanden van de intrekpunten, is besloten deze vraagstelling in de enquête te verwerken. De geënquêteerden werd gevraagd om aan te geven of meer trekvisseren bijgevangen werden in de buurt (minder dan 500 m) van de sluisen. Negen fuikenvissers hebben deze vraag kunnen beantwoorden waarvan er zes bij zoet-zout overgangen vissen en drie bij sluisen in het zoete water. De twee van de drie vissers in het zoete water geven aan dat er geen trekvisseren worden gevangen bij de sluisen, één visser geeft aan dat er inderdaad (vroeger) op de rivieren meer trekvisseren bij sluisen werden gevangen. Vijf van de zes vissers die bij zoet-zoutovergangen vissen geven aan dat er niet meer trekvisseren bij sluisen of kunstwerken worden gevangen, één geeft aan dat dit aan de rivierstand ligt en lijkt daarmee aan te geven dat er soms wel, soms niet meer trekvisseren gevangen worden bij de zoet-zout overgangen. In tegenstelling tot onze monitoringsdata (zie hierboven), geeft het merendeel van de geënquêteerde vissers dus aan dat er niet meer trekvisseren worden gevangen bij sluisen en kunstwerken bij zoet-zout overgangen. Tijdens gesprekken met vissers werd ook aangegeven dat verder bij sluisen en spuikommen vandaan meer trekvis wordt gevangen. Dit lijkt tegenstrijdig te zijn met Jansen et al. (2007, 2008) en Griffioen & Winter (2014a) die vonden dat op basis van het diadrome vissen programma bij Kornwerderzand er meer trekvis in de spuikom (fuiken 1-5, Figuur 5.15) voor kwam dan buiten de spuikom langs de afsluitdijk (fuiken 6-7, Figuur 5.15). Aan de andere kant hebben Griffioen et al. (2014a) onderzocht wat de verspreidingsdynamiek en het voorkomen van trekvis is bij Kornwerderzand en hebben daarbij ook twee extra fuiken geplaatst aan de buitendijkse kant van de spuikom (fuiken 8-9, Figuur 5.15). Hieruit bleek dat voor fint en rivierprik (niet voor houting of zeeprik), er inderdaad aanzienlijk meer trekvisseren werden gevangen in deze twee extra fuiken aan de buitendijkse kant van de spuikom vergeleken met de fuiken aan de binnenkant van de spuikom. Voor zalm en zeeforel zijn er geen of te weinig individuen gevangen tijdens dit onderzoek om hier uitspraak over te doen. Naast bovenstaand onderzoek hebben Griffioen et al. (2014b) ook het aanbod van diadrome vis onderzocht. Hieruit bleek dat de fuikvangsten in de spuikom van Kornwerderzand in veel gevallen slechts een fractie (0-1%) weergeven van het werkelijke aanbod in de spuikom van Kornwerderzand. Zo zijn soorten als houting (n=63) en fint (n=556), beiden gevangen tijdens de voor onderzoek ingezette zegenvisserij in het najaar van 2013 en het voorjaar van 2014, in dezelfde periode niet tot nauwelijks gevangen in de fuiken. Ditzelfde lijkt ook zo te zijn voor rivierprik waarbij Griffioen & Winter (2014b) suggereren op basis van mark-recapture experimenten dat de fuiken in Kornwerderzand slechts een fractie vangen van wat er werkelijk in de spuikom aan prikken aanwezig is. Uit het bovenstaande blijkt dat zowel de precieze locatie, de soort, als het vistuig van belang zijn om te bepalen of trekvisseren meer bij sluisen en kunstwerken bij zoet-zoutovergangen worden gevangen dan verder de rivier/zee op.



Figuur 5.15 Locaties (1 – 7) van de fuiken die sinds 2001 worden gemonitord in het diadrome vissen programma bij Kornwerderzand. De fuiken 8 – 10 zijn in het najaar van 2013 en het voorjaar van 2014 extra geplaatst t.b.v. aanvullende onderzoeken voor de Vismigratierivier (Griffioen et al. 2014a).

Tabel 5.6 *Vangsten gecategoriseerd naar de gemiddeld grootste vangst per locatie. Hoe donkerder de cel hoe groter de gemiddelde vangst is geweest ten opzichte van de andere locaties (Griffioen et al. 2014a).*

		Buitendijks fuiik 889	Afsluitdijk fuiik 6&7	Oost fuiik 1&2	West fuiik 3,4&5	Schutsluis fuiik 10
Bot	najaar					
Driedoornige stekelbaars	najaar					
Fint	najaar					
Houting	najaar					
Rivierprik	najaar					
Spiering	najaar					
Bot	voorjaar					
Driedoornige stekelbaars	voorjaar					
Fint	voorjaar					
Houting	voorjaar			n=1		
Rivierprik	voorjaar					
Spiering	voorjaar					

Kornwerderzand

Om de vangfrequentie te berekenen zijn voor het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren de 12 hokfuiiken bij Kornwerderzand geselecteerd; voor de passieve fuikenmonitoring zijn de fuiken rondom de spuithaven (IJsselmeer kant) geselecteerd en de eerste zeven fuiken (Figuur 5.15) van het diadrome vissen programma bij Kornwerderzand zijn geselecteerd. Om de totale bijvangst van trekvisseren bij Kornwerderzand te benaderen zijn de gemiddelde vangsten per fuiketmaal vermenigvuldigd met het aantal gebruikte tuigen (8) gebaseerd op de enquêtes (n=2). Vervolgens is dit weer vermenigvuldigd met aantal dagen dat gevist wordt gebaseerd op de enquêtes (52) en het aantal bij WMR bekende actieve vissers rondom dit intrekpunt (5). Dit resulteert in totale geschatte gevangen aantallen trekvisseren zoals gepresenteerd in Tabel 5.7. Verder is ook nog aan de hand van de specifiek voor dit onderzoek uitgevoerde veldwaarnemingen op deze locatie, het totaal aantal gevangen trekvisseren per jaar geschat. Hierbij wordt het aantal gevangen trekvisseren per visser per week vermenigvuldigd met het aantal weken dat gevist wordt rondom Kornwerderzand en dat weer vermenigvuldigd met het aantal actieve vissers. De totale bijvangst van zalm is nog onderverdeeld in het aantal stroomopwaarts en stroomafwaarts migrerende dieren; voor de passieve fuikenmonitoring en het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren stroomafwaarts (smolts) 100%, stroomopwaarts (adult) 0%, voor het diadrome vissen programma bij Kornwerderzand is het stroomafwaarts (smolts) 0%, stroomopwaarts (adult) 100%, alhoewel dit maar op 2 vangsten is gebaseerd.

Totale aantallen bijgevangen vissen zijn laag op basis van de diadrome vissen programma's en gemiddeld iets hoger op basis van de passieve fuikenmonitoring. De andere en hogere vangstsamenstelling heeft onder andere te maken met de locatie (de passieve fuikenmonitoring gebeurt aan de IJsselmeer-zijde, het diadrome vissen programma's aan de Waddenzee-zijde). Dit is bijvoorbeeld te zien aan het relatief hoge aantal houting gevangen in de passieve fuikenmonitoring. Deze komt meer voor in het IJsselmeer dan in de Waddenzee. Daarnaast wordt er het hele jaar door gevist met fuiken binnen de passieve fuikenmonitoring waardoor er een hogere vangkans ontstaat. Deze bemonstering loopt echter tot 2013 terwijl het aantal gevangen trekvisseren de laatste jaren lijkt af te nemen.

De aantallen die worden vermeld in de enquêtes komen over het algemeen overeen met de aantallen van de onafhankelijke veldwaarnemingen en de monitoringen wat kan duiden op redelijk betrouwbare schattingen van de daadwerkelijk vangsten op basis van zowel de monitoring als de enquêtes.

Tabel 5.7 Geschatte aantallen bijgevangen trekvissen per jaar door hokfuike bij Kornwerderzand, berekend aan de hand van het diadrome vissen programma bij Kornwerderzand, in de Zoete Rijkswateren, de passieve fuikenmonitoring en enquêtes. Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

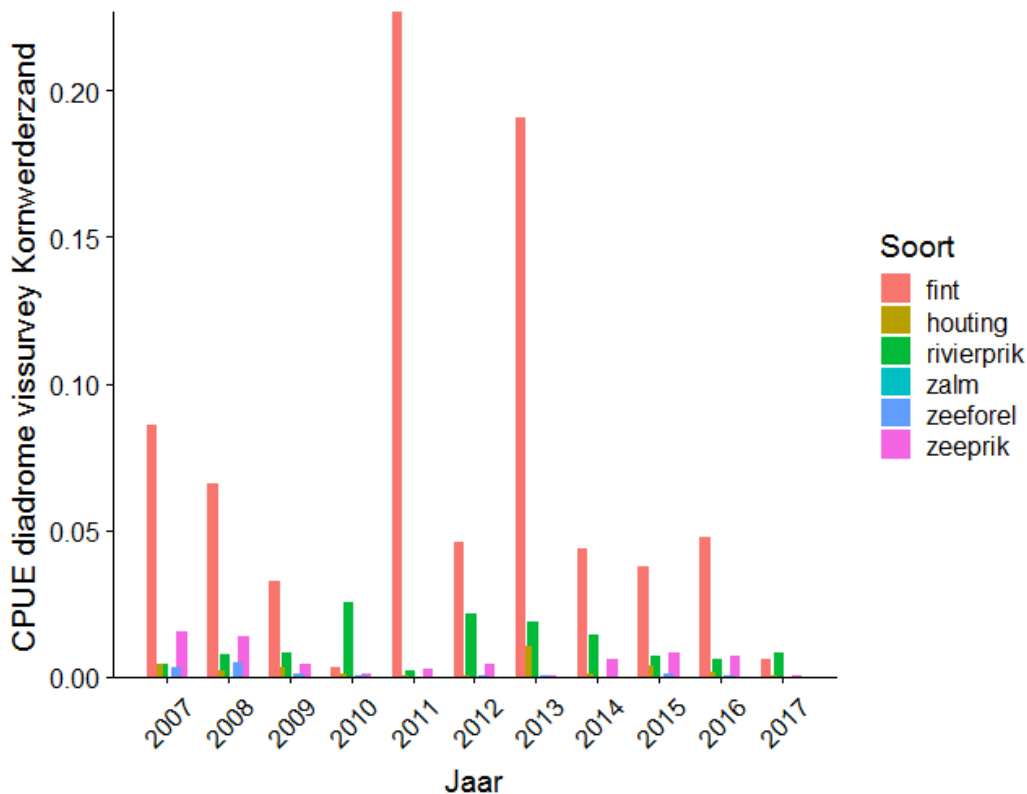
Soort	Aantal (diadrome vissen programma Kornwerderzand)*	Aantal (diadrome vissen programma Zoete Rijkswateren)*	Aantal (passieve fuiken-monitoring)**	Aantal (veld-waarnemingen)	Aantal (enquête)	Sterfte
Elft	0	0	0	0	0	50-100%
Fint	126	40	21	35	31	50-100%
Houting	6	43	412	41	6	0-25%
Rivierprik	20	102	13	61	18	0-10%
Zalm <25 cm					3	0-25%
Zalm 25-50cm					1	0-25%
Zalm >50 cm					0	0-25%
Zalm (smolt)	0***	2	10	0		0-25%
Zalm (adult)	1***	0	0	0		0-25%
Zalm totaal	1	2	10	0	4	0-25%
Zeeforel	2	2	155	46	2	0-25%
Zeeprik	10	12	165	128	6	0-10%

*Aantallen zullen een overschatting zijn aangezien deze fuiken gezet worden tijdens de migratieperiode van de vissen.

**Aantallen zullen een overschatting zijn aangezien deze gebaseerd zijn op fuiken die geselecteerd zijn vanwege een hoge vangstdiversiteit en op vangsten van eerdere jaren.

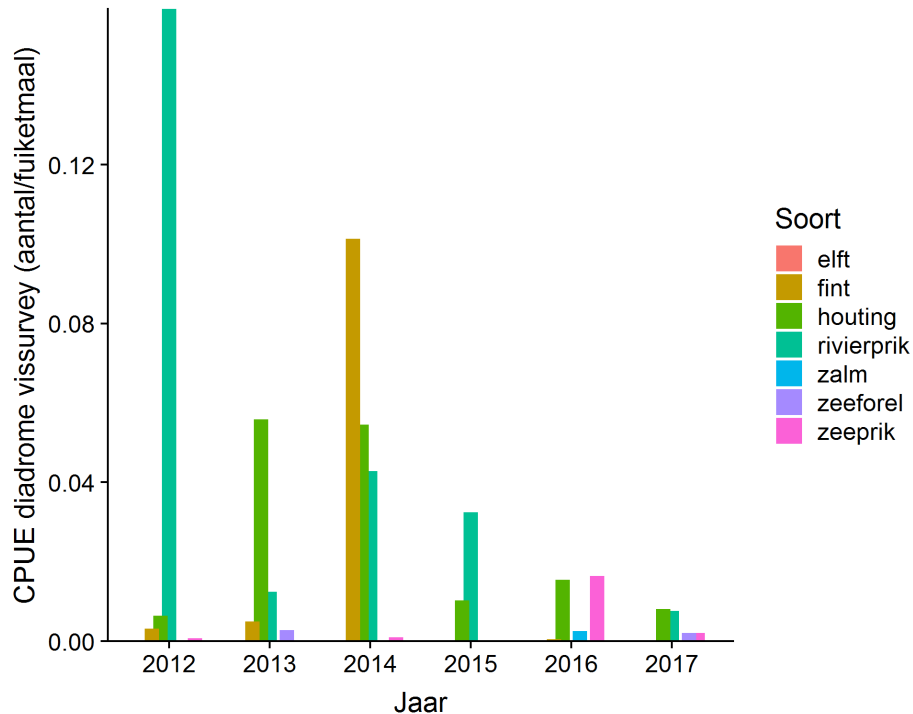
***Verdeling adult/smolt is wellicht niet representatief aangezien deze maar op twee vangsten is gebaseerd.

In het diadrome vissen programma bij Kornwerderzand worden relatief weinig trekvissen gevangen, waarbij fint relatief nog het meeste wordt gevangen op afstand gevolgd door rivierprik en zeeprik. De laatste vijf jaar lijkt het aantal gevangen trekvissen in het diadrome vissen programma voornamelijk af te nemen met relatief grote fluctuaties in de aantallen finten (Figuur 5.16).



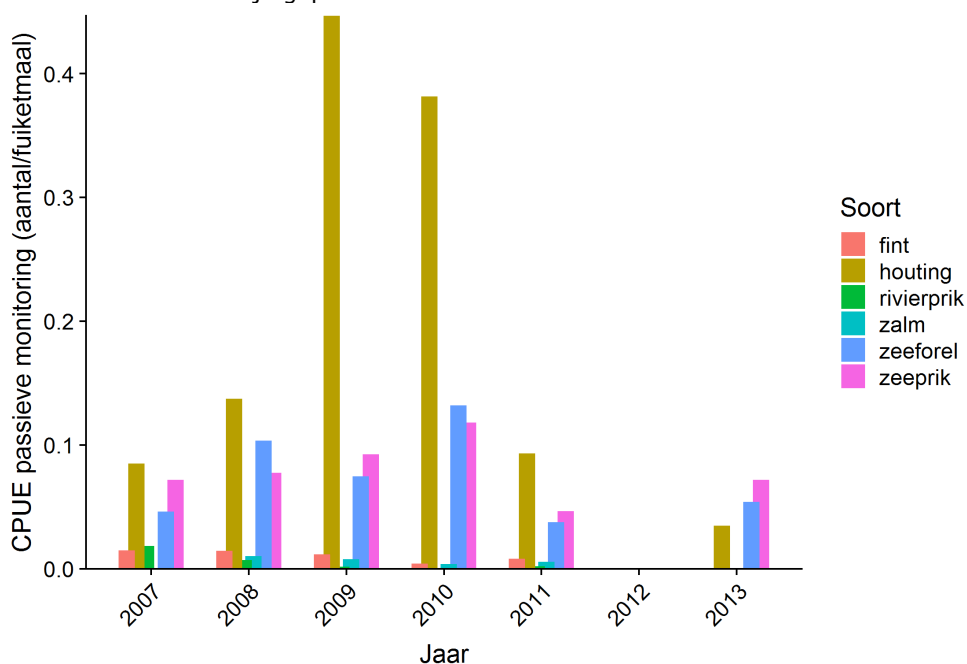
Figuur 5.16 CPUE per jaar van de hokfuike die gebruikt worden voor het diadrome vissen programma bij Kornwerderzand (in de spuikom), data geplot vanaf 2007.

In het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren worden bij Kornwerderzand relatief weinig trekvisen gevangen waarbij rivierprik relatief nog het meeste wordt gevangen op afstand gevolgd door fint, houting en rivierprik. De laatste jaren lijkt het aantal rivierprikken af te nemen (alhoewel dit deels komt doordat er vanaf 2014 ook in het voorjaar wordt bemonsterd wanneer rivierprikken niet meer trekken). Daarnaast zijn er relatief grote fluctuaties in de aantallen finten (Figuur 5.17).



Figuur 5.17 CPUE per jaar van de hokfuiken die gebruikt worden voor het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren voor de locatie IJsselmeer (Kornwerderzand). NB vanaf 2014 is zowel in het voorjaar als in het najaar gemonitord i.p.v. alleen in het najaar.

In de passieve fuikenmonitoring werden relatief veel trekvisen gevangen, met name houting waarvan de aantallen sterk fluctueren (Figuur 5.18). De vangstsamenstelling wijkt sterk af van de diadrome vis programma's aangezien de fuiken van de passieve fuikenmonitoring alleen aan de IJsselmeer zijde van Kornwerderzand zijn geplaatst.



Figuur 5.18 CPUE per jaar van de hokfuiken die gebruikt worden tijdens de passieve fuikenmonitoring bij Kornwerderzand (data geplot vanaf 2007). In 2012 werd geen data verzameld bij Kornwerderzand.

Haringvlietsluizen

Om de vangfrequentie te berekenen zijn voor het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren de hokfuiken bij locatie Haringvliet-west geselecteerd; voor de passieve fuikenmonitoring zijn de fuiken bij locaties Haringvliet-estuarium (32 & 34, voor locaties zie van der Sluis et al. 2018) en Haringvliet-west geselecteerd. Om de totale bijvangst van trekvissen bij de Haringvlietsluizen te benaderen zijn de gemiddelde vangsten per fuiketmaal vermenigvuldigd met het aantal gebruikte tuigen (20) gebaseerd op de enquêtes (n=2). Vervolgens is dit weer vermenigvuldigd met aantal dagen (130) dat gevist wordt gebaseerd op de enquêtes en het aantal bij ons bekende actieve vissers rondom dit intrekpunt (3). Dit resulteert in totale geschatte gevangen aantallen trekvissen zoals gepresenteerd in Tabel 5.8. Verder is ook nog aan de hand van de specifiek voor dit onderzoek uitgevoerde veldwaarnemingen op deze locatie, het totaal aantal gevangen trekvissen per jaar geschat. Hierbij wordt het aantal gevangen trekvissen per visser per week vermenigvuldigd met het aantal weken dat gevist wordt rondom de Haringvlietsluizen en dat weer vermenigvuldigd met het aantal actieve vissers. De totale bijvangst van zalm is nog onderverdeeld in het aantal stroomopwaarts en stroomafwaarts migrerende dieren, voor de passieve fuikenmonitoring is dit stroomopwaarts (smolts) 72%, stroomopwaarts (adult) 28%; voor het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren is dit stroomafwaarts (smolts) 20%, stroomopwaarts (adult) 80%. Het grote vangstverschil tussen beide monitoringen zal waarschijnlijk met de fuiklocaties te maken hebben waarbij de fuiken van de passieve fuikenmonitoring aan de zoute zijde en de fuiken van het diadrome vissen programma aan de zoete zijde van de Haringvlietsluizen staan.

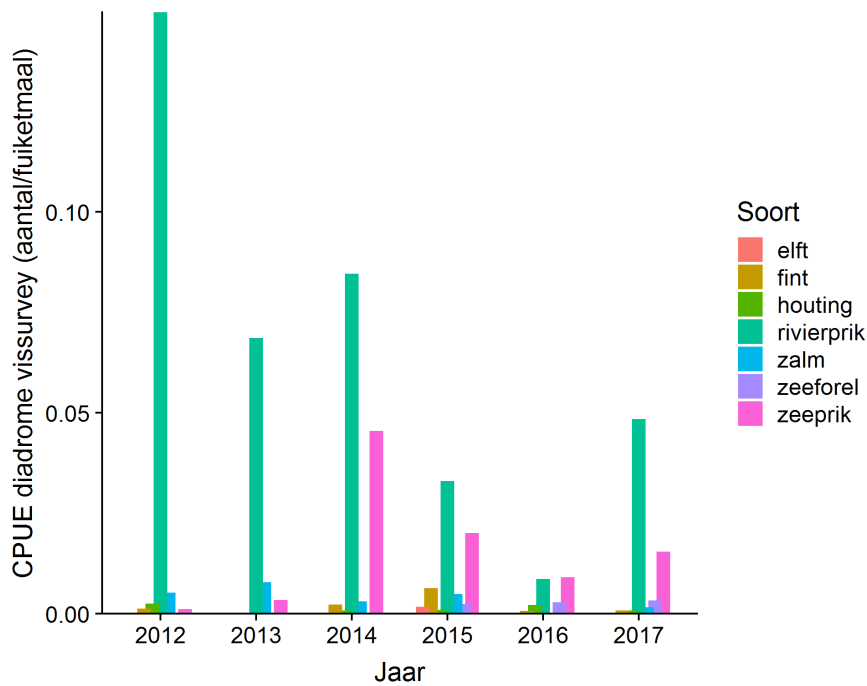
Totale aantallen bijgevangen vissen op basis van de passieve fuikenmonitoring zijn hoger dan geobserveerd in het veld. Dit komt waarschijnlijk doordat met de fuiken van de passieve fuikenmonitoring het hele jaar door gevist wordt terwijl de veldwaarnemingen alleen gedurende het voor- en najaar zijn uitgevoerd. De aantallen die worden vermeld in de enquêtes liggen over het algemeen tussen de aantallen gebaseerd op de passieve fuikenmonitoring en de veldwaarnemingen in wat kan duiden op redelijk betrouwbare schattingen van de daadwerkelijk vangsten op basis van zowel de monitoringen als de enquêtes.

Tabel 5.8 Geschatte aantallen bijgevangen trekvissen per jaar door hokfuiken bij de Haringvlietsluizen, berekend aan de hand van de passieve fuikenmonitoring, het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren, onafhankelijke veldwaarnemingen en enquêtes. Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

Soort	Aantal (passieve fuikenmonitoring)*	Aantal (diadrome vissen programma)	Aantal (veld waarnemingen)	Aantal (enquête)	Sterfte
Elft	0	3	0	0	50-100%
Fint	1781	17	103	165	50-100%
Houting	51	10	7	8	0-25%
Rivierprik	1677	488	35	450	0-10%
Zalm <25 cm				17	0-25%
Zalm 25-50cm				17	0-25%
Zalm >50 cm				17	0-25%
Zalm (smolt)	161	5	0		0-25%
Zalm (adult)	62	21	0		0-25%
Zalm totaal	223	26	0	51	0-25%
Zeeforel	41	14	18	90	0-25%
Zeeprik	1524	149	0	1200	0-10%

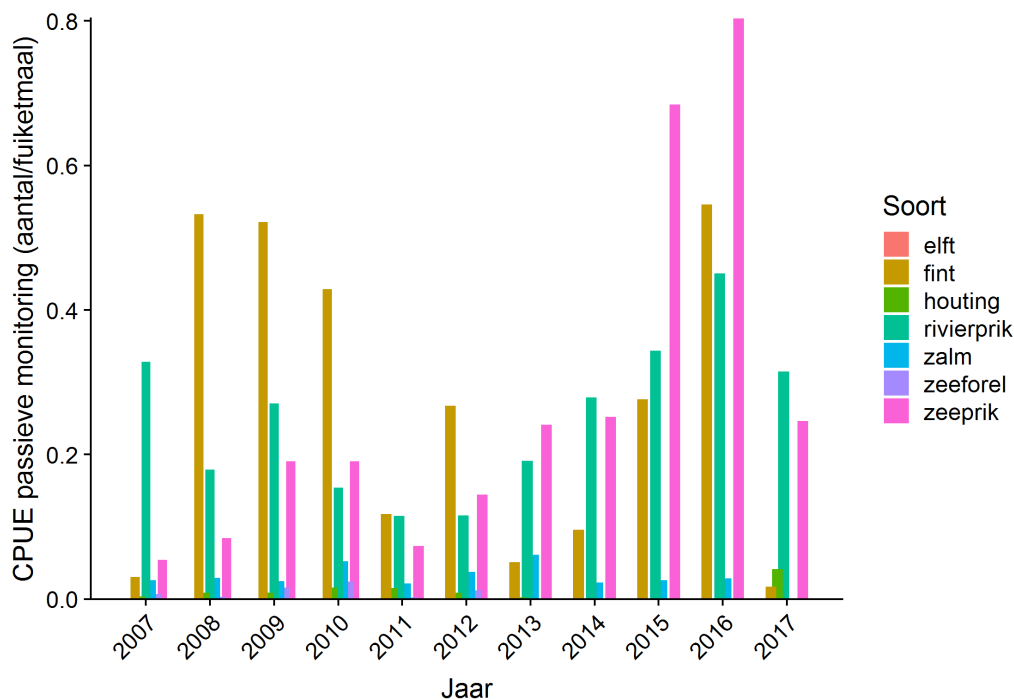
*Aantallen zullen een overschatting zijn aangezien deze gebaseerd zijn op fuiken die geselecteerd zijn vanwege een hoge vangstdiversiteit (veel trekvissoorten) en op vangsten van eerdere jaren.

In het diadrome vissen programma van de Zoete Rijkswateren bij Haringvlietsluizen worden ongeveer even veel trekvissen gevangen als bij Kornwerderzand. Rivierprik wordt relatief het meeste gevangen op afstand gevolgd door zeeprik. De laatste jaren lijkt het aantal gevangen prikken af te nemen (Figuur 5.19).



Figuur 5.19 CPUE per jaar van de hokfuiken die gebruikt worden voor het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren voor de locatie Haringvliet-west.

In de passieve fuikenmonitoring bij de Haringvlietsluizen worden relatief meer trekvisen gevangen dan bij Kornwerderzand waarbij fint, rivierprik en zeeprik relatief nog het meeste wordt gevangen op afstand gevolgd door zeeprik. De laatste jaren lijkt het aantal gevangen prikken toe te nemen (Figuur 5.20). Deze toename is in contrast met de afname van prikken in het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (Figuur 5.19). Dit komt waarschijnlijk door de verschillende locaties van beide monitoringen waarbij gegevens van de passieve fuikenmonitoring voornamelijk van de buitenzijde van de Haringvlietsluizen komen (zoute kant) en de gegevens van het diadrome vissen programma aan de binnenzijde (zoete kant) worden verzameld.



Figuur 5.20 CPUE per jaar van de hokfuiken die gebruikt worden voor in de passieve fuikenmonitoring rondom de Haringvlietsluizen (32 & 24 Haringvliet est. en 18 Haringvliet-West, van der Sluis et al. 2014), data geplot vanaf 2007. NB data vanaf 2011 is alleen afkomstig van de Noordzeekant van de Haringvlietsluizen, data vanaf 2014 is afkomstig van 1 locatie (34 Haringvliet-estuarium).

6 Resultaten standwantvisserij per deelgebied

Standwant wordt gebruikt in het IJsselmeer, de Waddenzee, de Delta en de Kustzone. In het rivierengebied en binnenwateren vist een klein aantal vissers in de winter met standwant. Hierbij wordt niet op de hoofdstroom maar vooral in de zijwateren of in wielen en kolken in de uiterwaarden gevestigd. De doelsoorten van de standwantvisserij in het IJsselmeer zijn vooral baars en snoekbaars. Bij een standwant visvergunning in het IJsselmeer moet gekozen worden of men met nylon, monofiel of wijde netten (maaswijdte > 140mm) vist. De visserij met standwant in de Waddenzee, Delta en Kustzone is gericht op verschillende doelsoorten en vindt plaats met verschillende soorten standwant met verschillende maaswijdten (Jongbloed et al. 2014). Er worden verschillende vistuigen onderscheiden: geankerde kieuwnetten (GNS), schakels (GTR), gecombineerde kieuwnetten en schakels (GTN), kieuwnetten (GN), kieuwnetten en warnetten (GEN), staande kieuwnetten met palen (GNF), drijfnetten (GND) en omcirkelende kieuwnetten (GNC). In de Noordzee wordt, afhankelijk van de doelsoorten en locatie, gevestigd met enkele en meervoudige netten, van monofiel of multifiel materiaal. Doelsoorten zijn onder andere platvis (tong, tarbot, schol, schar), kabeljauw en zeebaars.

6.1 IJsselmeer

Inspanning van de standwantvisserij in het IJsselmeer

De visserij met staande netten in het IJsselmeer is het laatste decennium door verschillende visserijbeheersmaatregelen substantieel afgenomen (De Leeuw et al., 2006). Sinds visseizoen 2014/2015 is het aantal staande netten dat elke standwantvisser mag gebruiken met 85% gereduceerd. In de standwantvisserij vist men met nettenmerken: één nettenmerk heeft betrekking op maximaal 100 meter net, met een minimale maaswijdte van 101 mm. Er is geen maximale maaswijdte. Er waren tot en met visseizoen 2013/2014 jaarlijks 3850-3900 nettenmerken uitgegeven door het Ministerie van Economische Zaken. Jaarlijks wordt aan de vergunninghouder een vergunning en een schriftelijke toestemming uitgegeven. Daarin zijn opgenomen het aantal en de nummers van de netten in eigendom, en het aantal en de nummers van de toegestane nettenmerken waarmee dat seizoen gevestigd mag worden. Op de meeste vergunningen hebben de vergunninghouders 50, 100 of 150 nettenmerken in eigendom. De vergunninghouders mogen sinds visseizoen 2014/2015 nog maar ca. 15,5% van hun nettenmerken gebruiken. (Daarnaast mogen de ca. 85% resterende nettenmerken ingezet worden voor visserij op wolhandkrab in een 'lage opstelling', bedoeld om schubvisbijvangsten te vermijden). Een vergunninghouder kan zijn totaal aan nettenmerken per jaar verhuren of verkopen aan andere vergunninghouders. De producentenorganisatie (PO) geeft in principe wekelijks certificaten uit. Dit houdt in dat de vergunninghouders bij de PO aangeven of ze van plan zijn te gaan vissen. Als een vergunninghouder een certificaat voor een bepaalde visserij aanvraagt, loopt de visserij conform deze aanvraag door totdat de vergunninghouder een ander certificaat aanvraagt, of tot een gesloten seizoen. Het gesloten seizoen voor de standwantvisserij loopt van 16 maart t/m 31 juni. Een visweek bestaat uit 4 nachten, omdat er een verbod is op standwantvisserij tussen vrijdagmiddag en maandagochtend.

In 2016 waren 34 van de 77 vergunninghoudende vissers actief op het IJsselmeer (Zaalmink et al. 2017). Uit de verleende vergunningen, de schubvisregistratie, afslaggegevens en de PO-gegevens kan worden afgeleid dat er 10 gespecialiseerde aalbedrijven waren (dus zonder staande netten en zegen), 8 bedrijven die gespecialiseerd zijn in de schubvisvisserij met netten en zegen en 16 gemengde bedrijven (aal- en schubvisvissers, Zaalmink et al. 2019). Op grond van deze gegevens was het aantal netnachten (nachten*aantal 100-meter netten) 36.587 in 2016. Dit is toegenomen naar 45.358 in 2017 (Tabel 6.1).

Tabel 6.1 De hoeveelheid inspanning van de staandwantisserij met 101 mm en de staandwantisserij met grote mazen zoals genoteerd in de logboeken. Netnachten zijn het aantal nachten maal het aantal netten (van 100 meter) waarmee gevist is (Zaalmlink et al. 2019).

Soort		2016	2017
Staadwantisserij 101	(#netnachten)	32.031	43.551
Staadwantisserij overig	(#netnachten)	4.556	1.807

Vangfrequentie en totale vangsten van de staandwantisserij in het IJsselmeer

Op basis van de gegevens uit de staandwantisserij monitoring is de gemiddelde vangst per netnacht berekend voor de netten met een maaswijdte van 101 mm aangezien er tijdens 88-96% van de netnachten in 2016 en 2017 met deze maaswijdte gevist is. Om de totale bijvangst van trekvis in het IJsselmeer te benaderen zijn de vangsten per netnacht, voor de 101 mm netten, vermenigvuldigd met het gemiddeld aantal netnachten van de staandwantisserij met 101 mm uit 2016 en 2017. Dit resulteert in de totale geschatte gevangen aantallen trekvis zoals gepresenteerd in Tabel 6.2. Tijdens de staandwantisserij monitoring is er sinds 2014 één zeeforel gevangen in een net met een maaswijdte van 140 mm, vandaar dat de totale bijvangst voor zeeforellen op deze maaswijdte is gebaseerd.

Daarnaast is op basis van de ingevulde enquêtes (n=4) ook een schatting gemaakt van het totaal aantal bijgevangen trekvis door het aantal met staandwantisserij gevangen vissen per jaar over de periode 2015-2017 te vermenigvuldigen met het aantal actieve staandwantisserij (33) in 2016-2017 gebaseerd op de logboeken. Zowel in de totale vangsten op basis van de staandwantisserij monitoring als in de vangsten gebaseerd op de enquêtes is houting de trekvissoort die veruit het meest wordt gevangen met staandwantisserij in het IJsselmeer (Tabel 6.2). Op basis van de staandwantisserij monitoring wordt ook af en toe een zeeforel gevangen maar geen zalm; en op basis van de enquêtes af en toe een zalm maar geen zeeforel. Dit verschil zou kunnen liggen aan de determinatie vaardigheden van de geënquêteerden die zelf al aangaven niet goed het verschil te kunnen zien tussen zalm en zeeforel.

Tabel 6.2 Geschatte aantallen bijgevangen trekvis per jaar door staandwantisserij (101 mm) in het IJsselmeer, berekend o.b.v. de staandwantisserij monitoring en het aantal netnachten gerapporteerd in Zaalmlink et al. (2019); en o.b.v. de enquêtes (n=4). Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

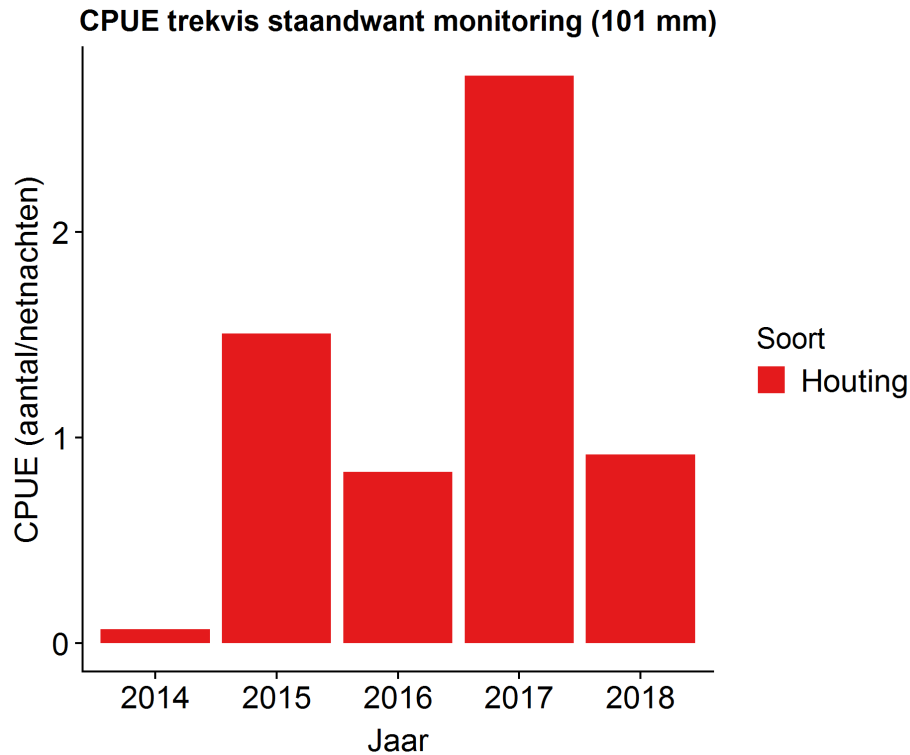
Soort	Aantal (staandwantisserij monitoring)*	Aantal (enquête)**	Sterfte
Elft	0	0	90-100%
Fint	0	0	90-100%
Houting	46019	13328	50-90%
Rivierprik	0	0	0-50%
Zalm <25 cm		46	90-100%
Zalm 25-50cm		137	90-100%
Zalm 50 cm		0	90-100%
Zalm	0	183	90-100%
Zeeforel***	73	0	90-100%
Zee-prik	0	0	0-50%

*Aantallen kunnen wellicht niet representatief zijn aangezien de staandwantisserij monitoring is gebaseerd op 42-78 netnachten per jaar in de herfst wat maar een fractie is van het aantal jaarlijkse netnachten van de visserij.

** Aantallen zullen niet representatief zijn aangezien ze gebaseerd zijn op vier enquêtes.

***Aantal kan een overschatting zijn aangezien het aantal netnachten gebaseerd is op alle netten met een maaswijdte groter dan 101 mm terwijl er in de staandwantisserij monitoring één zeeforel was gevangen in een 140 mm net.

Van de zeven onderzochte trekvissoorten worden alleen houting in de staandwantisserij monitoring met 101 mm maaswijdte gevangen (Figuur 6.1). In 2014 is er gedurende de staandwantisserij monitoring één zeeforel gevangen in een net met een maaswijdte van 140 mm. De overige vijf trekvissoorten zijn niet gevangen. Alleen in het eerste jaar van de monitoring (2014) werd er relatief weinig houting gevangen. Het vangen van houting in het IJsselmeer is overigens erg locatie afhankelijk wat voor sterke fluctuaties in de CPUE van de monitoring kan zorgen.



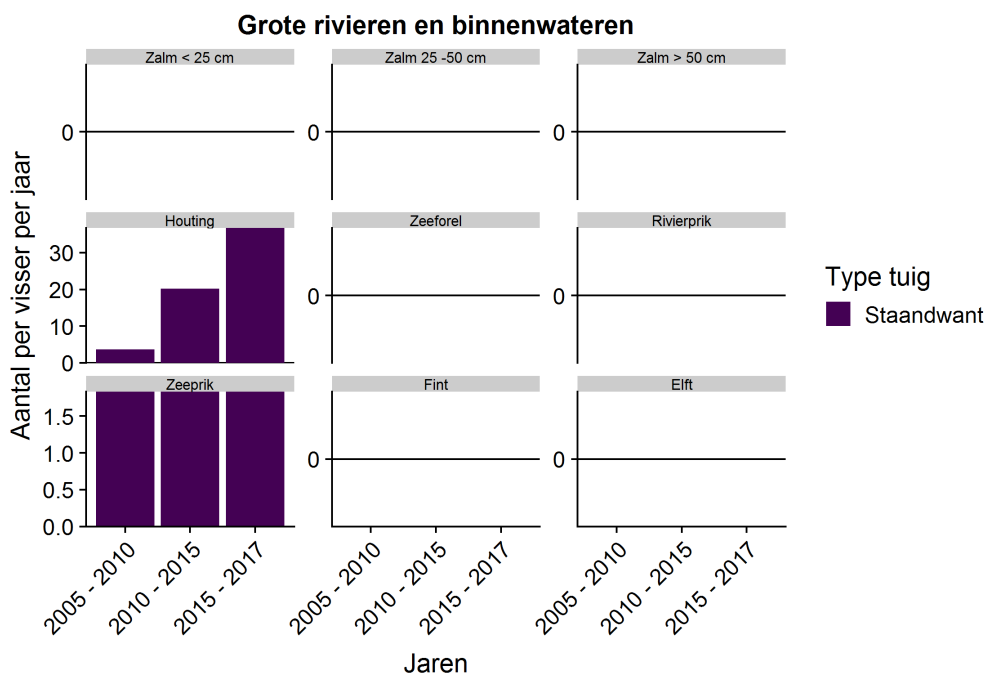
Figuur 6.1 CPUE van de standwant monitoring (101 mm) in het IJsselmeer. Elft, fint, rivierprik, zeeprik en zalm worden niet gevangen in deze monitoring en zeeforel is eenmaal in een net met 140 mm maaswijdte gevangen in 2014.

6.2 Rivierengebied en binnenwateren

Er zijn geen recente gegevens bekend over het gebruik van standwant op de rivieren en binnenwateren. In de zijwateren van de rivieren en in wielen en kolken in de uiterwaarden wordt met standwant door een klein aantal vissers in de winter gevestigd. CPK (1996) rapporteerde dat in 1996, door vissers die hiervoor een private toestemming hadden, gemiddeld 40 km standwant per visser per jaar geplaatst werd in het benedenrivierengebied. Omdat het standwant op de rivieren niet op de hoofdstroom geplaatst wordt en daardoor waarschijnlijk geen/weinig bijvangsten van trekvisserij heeft, wordt aangenomen dat deze vorm van visserij in de rivieren geen tot zeer weinig bijvangsten van trekvisserij veroorzaakt (Jansen et al. 2008).

Vangfrequentie en totale vangsten van de standwantvisserij in het rivierengebied en binnenwateren

Op basis van de ingevulde enquêtes (n=3) is ook een schatting gemaakt van het aantal per jaar bijgevangen trekvisserij per visser (Figuur 6.2). Alleen houting en verassend genoeg ook zeeprik (al zij het in zeer lage aantallen) wordt met het standwant gevangen, waarbij het aantal gevangen houtingen met de jaren toeneemt. Op basis van de enquêtes wordt er gemiddeld 50 keer per jaar gevestigd met het standwant. Alhoewel de representativiteit van deze data twijfelachtig is door het lage aantal enquêtes (3) waar deze op gebaseerd zijn. In 2018 waren er negen vergunningen uitgegeven in de binnenwateren waarmee met standwant gevestigd kan worden. Wanneer de aantallen per jaar uit de periode 2015-2017 vermenigvuldigd worden met deze negen vergunninghouders kan er een schatting gemaakt worden van de aantallen bijgevangen trekvisserij (Tabel 6.3). Alhoewel de aantallen waarschijnlijk niet representatief zijn aangezien ze zijn gebaseerd op drie enquêtes.



Figuur 6.2 Aantal gevangen trekvissen per visser per jaar met het staandwagt in het rivierengebied en binnenwateren gebaseerd op drie enquêtes. N.B. door het lage aantal enquêtes waar bovenstaande figuur op gebaseerd is zouden de grafieken wellicht niet representatief kunnen zijn.

Tabel 6.3 Geschatte aantallen bijgevangen trekvissen per jaar door staandwagt in het rivierengebied en binnenwateren, berekend o.b.v. de enquêtes (n=3). Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement. Aantallen zullen waarschijnlijk niet representatief zijn aangezien ze zijn gebaseerd op drie enquêtes.

Soort	Aantal (enquête)*	Sterfte
Eift	0	90-100%
Fint	0	90-100%
Houting	360	50-90%
Rivierprik	0	0-50%
Zalm <25 cm	0	90-100%
Zalm 25-50cm	0	90-100%
Zalm 50 cm	0	90-100%
Zalm	0	90-100%
Zeeforel	0	90-100%
Zeeprik	18	0-50%

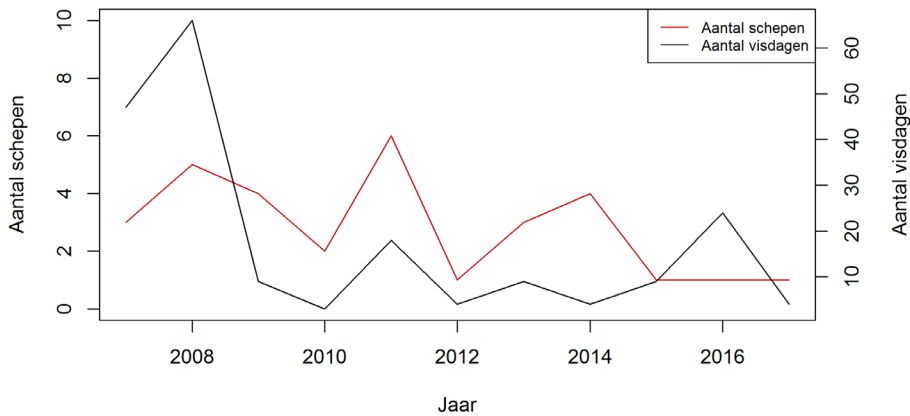
*Aantallen zullen niet representatief zijn aangezien ze gebaseerd zijn op drie enquêtes.

6.3 Delta

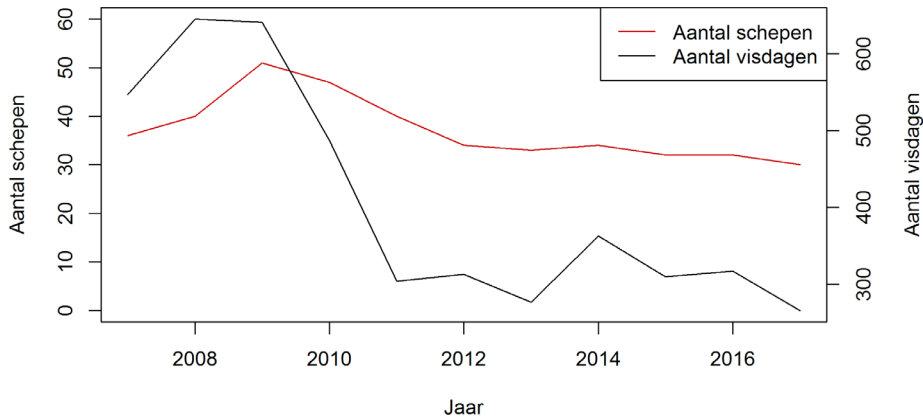
Inspanning met staandwagt in de Delta

In de periode 2013-2015 was het aantal vergunningen in de Delta in totaal 25. Hiervan waren er 3 voor de Westerschelde, 15 voor de Oosterschelde, 1 vergunning voor beide wateren, 3 vergunningen voor de Maasmond/Nieuwe Waterweg/Calandkanaal/Beerkanaal en 3 vergunningen voor het Brouwershavense Gat/Zeegat van Goeree (RVO). De vergunningen uitgegeven in de Delta hebben een restrictie betreffende het maximaal aantal meters dat uitgezet mag worden. Het grootste deel van de vergunningen bestaat uit vergunningen waarmee maximaal 500 meter staandwagt geplaatst mag worden (Ooster- en Westerschelde). Bij de vergunningen rondom de Maas en de Nieuwe Waterweg is dit 2500 meter, en in de uitmonding van het Haringvliet varieert dit van 2500-5000 meter. Echter, slechts in beperkte mate wordt actief gebruik gemaakt van de vergunningen (56%, Tabel 6.4)

Uit de logboek gegevens gecombineerd met de VMS-gegevens die zeevarende schepen moeten bijhouden blijkt dat er voornamelijk met geankerde kieuwnetten (GNS, 99%) wordt gevist, en daarnaast voor 0,5% met ongespecificeerde kieuwnetten (GN). Het aantal schepen dat in de Voordelta viste fluctueerde in 2007-2014 van 1-6; na 2014 was er nog maar 1 schip actief (Figuur 6.3). Het aantal visdagen is bepaald door het aantal unieke vertrekdagen per schip per jaar bij elkaar op te tellen. Hierbij is de aanname gedaan dat een standwantnet in de Delta niet langer dan 24 uur staat (Jongbloed et al. 2014). Net zoals bij het aantal schepen, lijkt er sinds 2008 een afname te zijn in het aantal visdagen (Figuur 6.3). Dat het aantal schepen in de Voordelta erg laag is, zou kunnen komen doordat alleen grotere schepen (vanaf 12 meter lengte) verplicht zijn om VMS-gegevens door te geven. Echter, in de logboekgegevens (dat is wel inclusief kleinere schepen) zien we ook een duidelijke afname in het aantal schepen en visuren in de Delta sinds 2009 (Figuur 6.4), alhoewel deze gegevens niet alleen voor de Voordelta gelden, maar gebaseerd zijn op de gehele Delta op grond van ICES kwadranten.



Figuur 6.3 Aantal schepen en het aantal dagen gevist door standwantvissers gebaseerd op logboek en VMS-gegevens in de Voordelta zoals weergegeven in Figuur 8.1



Figuur 6.4 Aantal schepen en het aantal dagen gevist van de standwantvissers in de Delta gebaseerd op logboek gegevens en ICES kwadranten.

Het gemiddeld aantal visdagen (o.b.v. de logboek gegevens) over de periode 2013-2017, vermenigvuldigd met het gemiddeld aantal meters dat maximaal uitgezet mag worden op basis van de vergunningen uit 2013-2015, levert een maximale inschatting van het aantal meters standwant dat per jaar in de Delta uitgezet mag worden. Op basis van bovenstaande gegevens werd maximaal 147 km standwant per jaar uitgezet in 2013-2017 (Tabel 6.4). Het gemiddeld aantal visdagen per jaar in Tabel 6.4 verschilt van het aantal visdagen uit Figuur 6.3 aangezien er in deze laatste met ICES kwadranten is gerekend waarbij ook veel vissers zitten die verder uit de kust met standwant vissen en geen vergunning voor standwant aan de kust hebben. Het grootste deel van de visserij-inspanning vindt plaats in de Oosterschelde. De Voordelta en de Westerschelde zijn van veel minder groot belang voor deze vorm van visserij. In totaal zijn zes vergunningen uitgegeven voor visserij met standwant in de Voordelta. Uit de logboeken blijkt dat hiervan vier actief gevist hebben.

Tabel 6.4 Inspanning standwantvisserij in de Delta op basis van vergunningen van standwant aan de kust (2013-2015) en logboek gegevens (2013-2017). Totaal aantal uitgegeven en actief gebruikte vergunningen (actief=meer dan 1 reis waargenomen in de logboeken), het gemiddeld aantal visdagen en het gemiddeld aantal gezette km net per jaar van de actieve vergunninghouders. Het aantal km gezette net is berekend aan de hand van het maximaal toegestane aantal meters uit de vergunningen.

Netlengte	Vergunningen		Inspanning	
	Totaal	Actief	Aantal visdagen per jaar	Aantal km per jaar*
500 meter	17	9 (53%)	56	28
1000 meter	0	0		
2500 meter	6	3 (50%)	28	70
3500 meter	1	1 (100%)	1	3,5
5000 meter	1	1 (100%)	9	45
Totaal	25	14 (56%)	94	146,5

*Aantallen zullen een overschatting zijn aangezien uit gegaan is van het maximaal aantal km net dat aan de hand van de vergunning uitgezet mag worden.

Vangfrequentie en totale vangsten van de standwantvisserij in de (voor)delta

Er zijn geen recente gegevens bekend over de vangfrequentie van trekvis in de standwantvisserij in de Delta. Jansen et al. (2008) gebruikte gegevens uit een onderzoek van AquaTerra waarbij de standwantvissers aangaven weinig trekvis bij te vangen. In totaal waren vier finten gevangen in de Delta in 2007 (aan de buitenzijde van de Oosterschelde); overige trekvis zijn niet gerapporteerd. De Oosterschelde, Westerschelde en Grevelingen worden van minder groot belang geacht als doortrekroute voor trekvis dan de Voordelta. De totale aantallen zullen in deze wateren waarschijnlijk niet hoger zijn dan enkele exemplaren per visser per jaar. De Voordelta is mogelijk wel een belangrijk gebied voor trekvis, omdat hier een concentrerende werking van vis nabij de zoet-zoutovergangen optreedt. De inspanning met standwant is relatief laag in de Voordelta (4 actieve vergunningen met gemiddeld 35 visdagen per jaar) en daarom zullen de totale aantallen gevangen trekvis per jaar gering zijn. In de Voordelta wordt door de vier actieve vissers hoofdzakelijk op zeebaars en harder gevist (53%: in 91 van de 172 vangsten in 2013-2017 was de hoeveelheid gevangen vis in kilo's meer dan 50% zeebaars en/of harder), daarnaast werd er het meest op platvis en (met het spuiwater mee naar buiten gekomen) zoetwater rondvis gevist (beide 19%), de overige 12% bestaat onder andere uit kabeljauw. Blijkbaar zijn er in 2013/2014 in de Voordelta vijf keer finten aangeland (variërend van 2-12kg, in totaal 32 kg). Wanneer we aannemen dat 1 kilo fint gelijk staat aan 2 finten, betekent dit dat er in 172 visdagen in de Voordelta 64 finten zijn gevangen in de periode 2013-2017. Daarnaast blijkt er uit de enquêtes (n=1) dat er houting en zalm wordt bijgevangen in de Voordelta, alhoewel de zalmvangsten waarschijnlijk zeeforellen betreffen (kijkend naar het habitat en omdat de visser zelf aangaf dat hij het onderscheid tussen zalm en zeeforel moeilijk kan maken) (Tabel 6.5). In het rapport van Jansen et al. (2008) werd er ook in interviews aangegeven dat er een enkele keer een zeeforel werd gevangen in de Voordelta.

Tabel 6.5 Geschatte aantallen bijgevangen trekvisserij per jaar door staandwantvisserij in de Voordelta over de periode 2013-2017, berekend aan de hand van de logboeken data, enquêtes en gegevens uit Jansen et al. 2008. Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

Soort	CPUE (aantal/km)	Inspanning (km) per jaar	Totale vangst per jaar	Sterfte
Elft	0	118	0	90-100%
Fint	0,017*-0,108**	118	2-13	90-100%
Houting	0,014***	118	1,7	50-90%
Rivierprik	0	118	0	0-50%
Zalm	0	118	0	90-100%
Zeeforel	0,014****	118	1,7	90-100%
Zeeprik	0	118	0	0-50%

*Uit Jansen et al. 2008

**Gebaseerd op logboek gegevens

***Gebaseerd op enquêtes (n=1)

**** Gebaseerd op enquêtes (n=1) en geïnterpreteerd als zeeforel terwijl zalm in de enquête staat aangegeven, zie tekst.

6.4 Waddenzee

Inspanning met staandwant in de Waddenzee

In de Waddenzee wordt door drie actieve vissers hoofdzakelijk op zeebaars en harder gevist (86%: 219 van de 254 vangsten in 2013-2017 bestond meer dan 50% van de hoeveelheid gevangen vis in kilo's uit zeebaars en/of harder), daarnaast werd er het meest op platvissen (4%) en andere rondvis gevist (10%). In de periode 2013-2015 was het aantal vergunningen in de Waddenzee in totaal 13 (net zoals in 2005, Jansen et al. 2008). Het maximale aantal meters dat volgens de vergunning gebruikt mag worden ligt hoger dan in de Delta; de meeste vergunninghouders mogen 2.500 meter staandwant uitzetten (Tabel 6.6). Het aantal reizen vermenigvuldigd met het aantal meters dat maximaal uitgezet mag worden levert een maximale inschatting van het aantal meters staandwant dat per jaar in de Waddenzee uitgezet kan/mag worden. Op basis van bovenstaande gegevens is maximaal 97,5 km staandwant per jaar uitgezet in de periode 2013-2017 (Tabel 6.6).

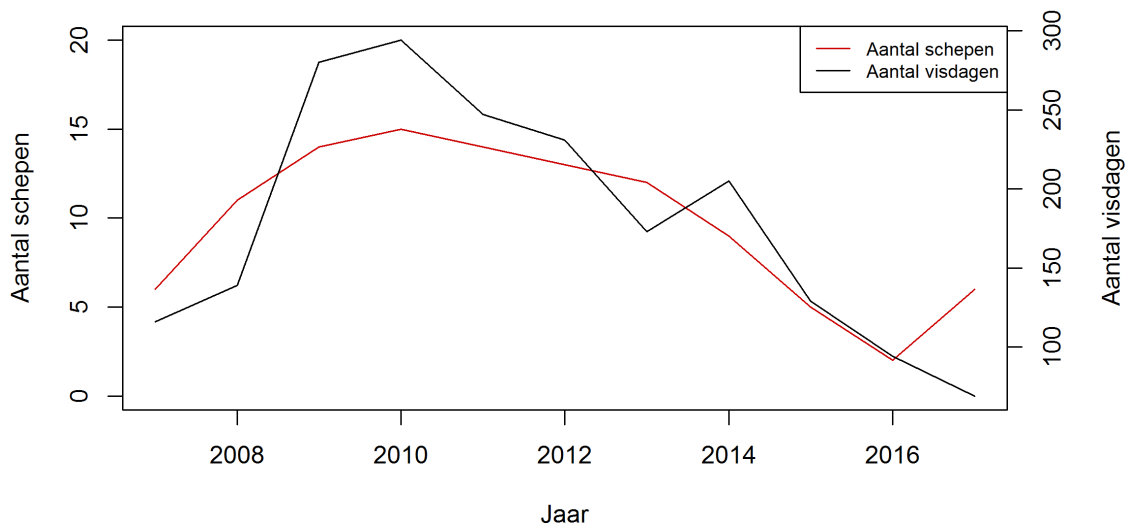
Tabel 6.6 Inspanning staandwantvisserij in de Waddenzee op basis van vergunningen van staandwant aan de kust (2013-2015) en logboek gegevens (2013-2017). Totaal aantal uitgegeven en actief gebruikte vergunningen (actief=meer dan 1 reis waargenomen in de logboeken), het gemiddeld aantal visdagen en het gemiddeld aantal gezette km net per jaar van de actieve vergunninghouders. Het aantal km gezet net is berekend aan de hand van het maximaal toegestane aantal meters uit de vergunningen.

Netlengte	Vergunningen		Inspanning	
	Totaal	Actief	Aantal visdagen per jaar	Aantal km per jaar*
500 meter	1	0		
1000 meter	1	0		
2500 meter	11	3 (28%)	39	97,5
3500 meter	0	0		
5000 meter	0	0		
Totaal	13	3 (28%)	39	97,5

*Aantallen zullen een overschatting zijn aangezien uit gegaan is van het maximaal km net dat aan de hand van de vergunning uitgezet mag worden

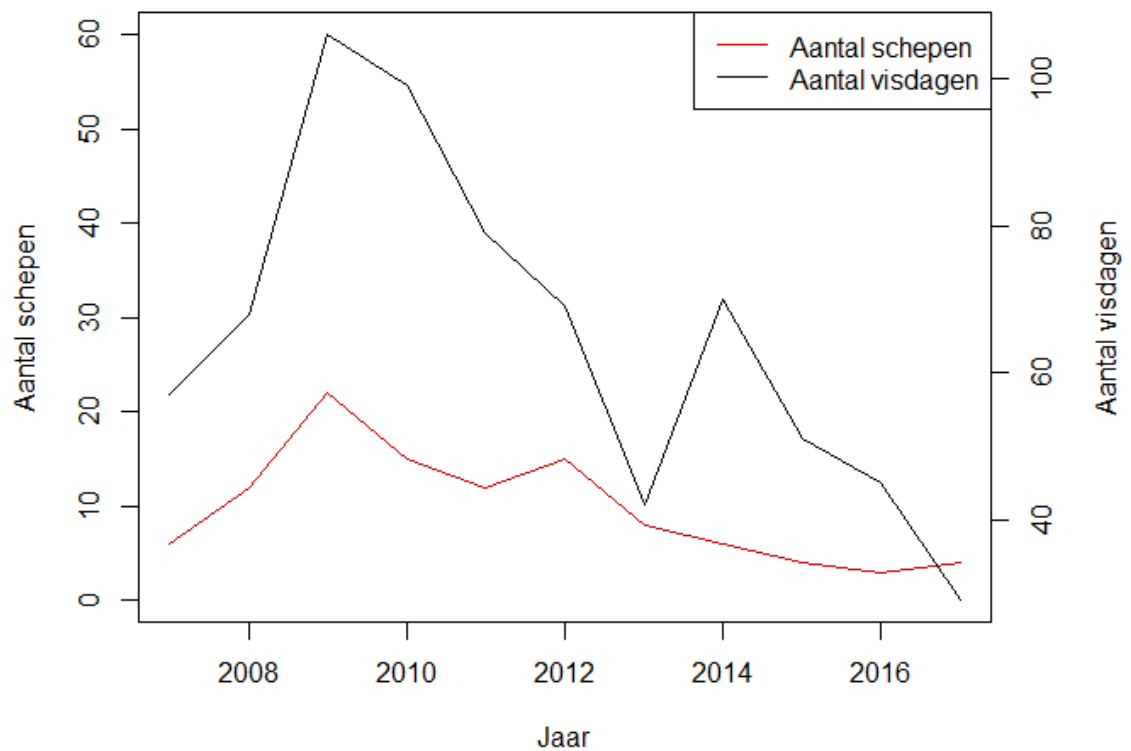
Uit de logboeken in combinatie met VMS-gegevens die zeevarende schepen moeten bijhouden blijkt dat er, net als in de Delta, voornamelijk met geankerde kieuwnetten (GNS, 99,8%) wordt gevist; de overige 0,2% met ongespecificeerde kieuwnetten (GN) en met schakels (GTR). Het aantal schepen dat per jaar met kieuwnetten vist is sinds 2010 aan het afnemen (Figuur 6.5). Het aantal visdagen is bepaald door het aantal unieke vertrekdagen per schip per jaar bij elkaar op te tellen. Hierbij is de aanname gedaan dat een staandwant net in de Waddenzee niet langer dan 24 uur staat (Jongbloed et

al. 2014). Sinds 2010 laat ook dit een afname zien, wat samenhangt met het lagere aantal schepen in de laatste jaren (Figuur 6.5).



Figuur 6.5 Aantal schepen en het aantal dagen gevist door standwantvissers in de Waddenzee gebaseerd op logboek gegevens en ICES kwadranten.

Dat het aantal schepen in de Waddenzee relatief laag is, zou kunnen doordat alleen grotere schepen (vanaf 12 meter lengte) verplicht zijn om VMS-gegevens door te geven. Echter, in de logboekgegevens (dat is wel inclusief kleinere schepen) zien we ook een duidelijke afname in het aantal schepen en visuren in de Waddenzee sinds 2009 (Figuur 6.6).



Figuur 6.6 Aantal schepen en het aantal dagen gevist door standwantvissers in de Waddenzee gebaseerd op logboek gegevens.

Vangfrequentie en totale vangsten van de staandwantvisserij in de Waddenzee

Er zijn geen recente gegevens bekend over de vangfrequentie van trekvisserij in de staandwantvisserij in de Waddenzee behalve een recent onderzoek van 2016-2018 waarbij 1,5 jaar lang de vangsten van vaste vistuigen werden geregistreerd aan de hand van logboeken. In totaal waren er van zes vissers 147 geregistreerde visreizen waarvan er 16 visreizen van drie vissers met het staandwant geregistreerd waren. Aan de hand van deze gegevens zijn er geen trekvisserij met het staandwant gevangen.

Jansen et al. (2008) gebruikte gegevens uit een onderzoek van AquaTerra waarbij in 2007 een fint en zeven zeeforellen gevangen zijn in de Waddenzee, dit leidde uiteindelijk tot het rapport van Klinge (2008a). Daarnaast blijkt er uit de recent ingevulde enquêtes van dit onderzoek (n=2) dat er nog steeds fint en zeeforel wordt bijgevangen in de Waddenzee, al is het op zeer kleine schaal (Tabel 6.7). Deze lage bijvangsten komen naast de relatief lage inspanning waarschijnlijk ook doordat de actieve staandwantvissers in de Waddenzee vaak in ondieptes op harder en zeebaars vissen waarbij de netten ook maar maximaal 3 uur staan.

Tabel 6.7 Geschatte aantallen bijgevangen trekvisserij per jaar door de staandwantvisserij in de Waddenzee, berekend aan de hand van de logboeken data, enquêtes en gegevens uit Jansen et al. 2008 over de periode 2013-2017. Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

Soort	CPUE (aantal/km)	Inspanning (km) per jaar	Totale vangst per jaar	Sterfte
Elft	0	97,5	0	90-100%
Fint	0,014*-0,015**	97,5	1,4*-1,5**	90-100%
Houting	0	97,5	0	50-90%
Rivierprik	0	97,5	0	0-50%
Zalm	0	97,5	0	90-100%
Zeeforel	0,095*-0,015**	97,5	9*-1,5**	90-100%
Zeeprik	0	97,5	0	0-50%

*Uit Jansen et al. 2008

**Gebaseerd op enquêtes (n=2)

6.5 Kustzone

Inspanning met staandwant in de Kustzone

In de Kustzone gelden geen beperkingen ten aanzien van de maximaal toegestane lengtes middels vergunningen. Informatie hieromtrent is dus niet beschikbaar. Aan de hand van de logboek gegevens is vast te stellen dat in de Kustzone in 2013-2017 door 116 verschillende vissers wordt gevist, hoofdzakelijk op platvis (tong met name) (82%: in 6565 van de 8044 vangsten in 2013-2017 bestond meer dan 50% van de hoeveelheid gevangen vis in kilo's uit platvis); daarnaast werd er het meest op zeebaars en harder gevist (14%) en op kabeljauw (3%) en ongeveer 1% andere rondvis.

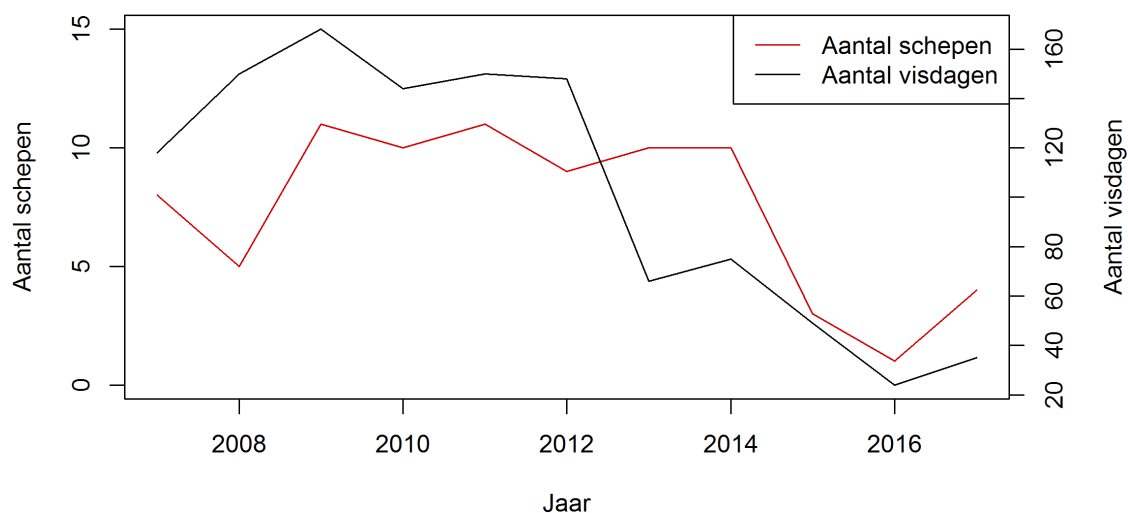
De tongvisserij vindt voornamelijk plaats van april t/m november wanneer de tong dicht onder de kust te vinden is. De netten worden geplaatst bij zonsondergang en gehaald bij zonsopkomst. De tongvisserij vindt plaats tussen 0 en 12 mijl uit de kust, afhankelijk van waar de vis zich bevindt en kan daarom sterk fluctueren. De netten worden op de bodem geplaatst en hebben een maximale hoogte van 100 cm (25 cm met gangbare stroming), de minimale maaswijdte in de nettensvisserij op platvis is 90 mm (Jongbloed et al. 2013).

Kabeljauw wordt vooral bevestigd op locaties waar ze samenscholen. In de Noordzee gaat het dan met name om de scheepswrakken verder uit de kust. De netten zijn maximaal 2,5 meter hoog en worden in de waterkolom geplaatst (niet op de bodem). De minimale maaswijdte in de kabeljauwvisserij is 130 mm (Jongbloed et al. 2013). De netten zijn beduidend minder lang dan de tongnetten en staan slechts maximaal één tij (soms maar enkele uren, Jansen et al. 2008).

Standaardvisserij met spiegelnetten wordt uitgevoerd bij Scheveningen en IJmuiden. De dubbele netten hebben een maaswijdte van circa 60 mm en zijn niet langer dan 50 meter. Er worden verschillende netten achter of naast elkaar geplaatst waarbij maximaal 40 netten per visser geplaatst worden. De doelsoorten van deze visserij zijn tarbot, griet en kabeljauw en de visserij vindt plaats in maart en april (Jansen et al. 2008; Jongbloed et al. 2014).

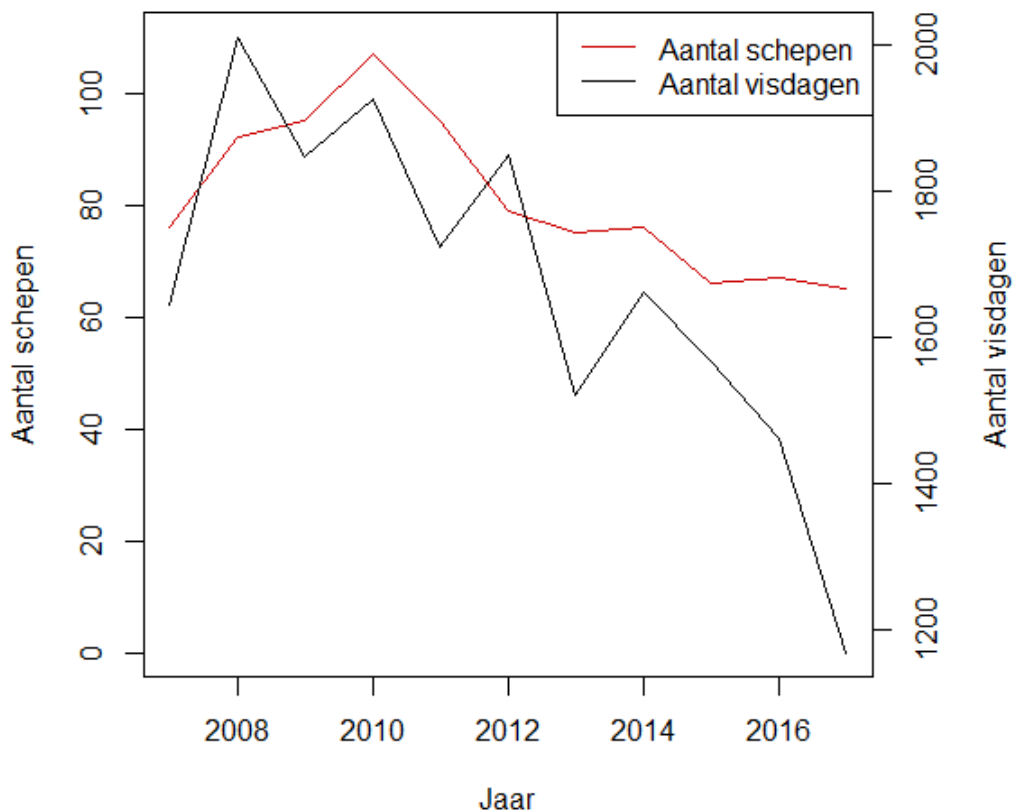
Rondom Petten en Egmond zijn een aantal vissers actief die tussen april en half oktober vanaf het strand vissen met kleine bootjes. Zij richten zich specifiek op de vangst van zeebaars en harder. De netten worden dicht langs de kust geplaatst (waterhoogte max 1 meter). De netten zijn circa 80 cm hoog en de maaswijdte van de netten is 110 mm. In deze vorm van visserij wordt een zeer korte visduur gehanteerd; maximaal een half uur (tijdens het keren van het tij, Jansen et al. 2008).

Uit logboeken en VMS-gegevens die zeevarende schepen moeten bijhouden blijkt dat er voornamelijk met geankerde kieuwnetten (GNS, 93%) wordt gevist, daarnaast voor 6% met schakels (GTR) en 1% met ongespecificeerde kieuwnetten (GN). Sinds 2009 is het aantal schepen dat met staandwant vist aan het afnemen in de Kustzone (Figuur 6.7). Het aantal visdagen is bepaald door het aantal unieke vertrekdagen per schip per jaar bij elkaar op te tellen. Hierbij is de aanname gedaan dat een staandwant net in de Kustzone niet langer dan 24 uur staat (Jongbloed et al. 2014). Net zoals bij het aantal schepen, en net zoals in de Delta en in de Waddenzee, lijkt er sinds 2009 een afname te zijn in het aantal visdagen (Figuur 6.6).



Figuur 6.7 Aantal schepen en het aantal dagen gevist door staandwantvissers gebaseerd op logboek en VMS-gegevens in de Kustzone zoals weergegeven in Figuur 8.1

Dat het aantal schepen in de Kustzone relatief laag is, zou kunnen komen doordat alleen grotere schepen (vanaf 12 meter lengte) verplicht zijn om VMS-gegevens door te geven. Echter, in de logboekgegevens (dat is wel inclusief kleinere schepen) zien we ook een duidelijke afname in het aantal schepen en visuren in de Kustzone sinds 2010 (Figuur 6.8).



Figuur 6.8 Aantal schepen en het aantal dagen gevist door standwantvissers in de Kustzone gebaseerd op logboek gegevens en ICES kwadranten.

Het aantal actieve vissers met standwant in de Kustzone in 2013-2017 bedraagt 116. Deze vissers hebben gemiddeld bij elkaar per jaar 1476 dagen gevist, wat neer komt op bijna 13 dagen per jaar per visser. Op basis van Jansen et al. (2008) is er uitgegaan van een gemiddelde netlengte van 1768 m, waarbij we aannemen dat de gemiddelde netlengte in de afgelopen 10 jaar weinig is veranderd (wat het geval is voor de Delta en de Waddenzee). Door de gemiddelde netlengte te vermenigvuldigen met het gemiddeld aantal visdagen per jaar wordt berekend dat er jaarlijks 2610 km standwant geplaatst wordt in de Kustzone in 2013-2017.

Vangfrequentie en totale vangsten van de standwantvisserij in de Kustzone

In vergelijking met de Waddenzee en de Delta ligt het totaal aantal uitgezette meters standwant het hoogst in de Kustzone. Dit wordt veroorzaakt door het relatief grote aantal reizen dat gemaakt wordt met standwant in de kustzone.

Van de vangfrequentie met standwant in de kustzone zijn geen gegevens bekend vanuit monitoringsprogramma's. Uit de enquêtes (n=1) bleken 1-10 zeeforellen per jaar in 2015-2017 en 1-10 finten per jaar in 2010-2015 in het standwant te zijn gevangen in de Kustzone.

6.6 Intrekpunten Haringvliet en Kornwerderzand

Op basis van de enquêtes (n=1) vindt er geen bijvangst van trekvis plaats bij Kornwerderzand met het staandwant. Er zijn ook maar 3 vissers actief die met staandwant vissen rondom Kornwerderzand. Op basis van de voor dit onderzoek uitgevoerde onafhankelijke veldwaarnemingen met de staandwantvisserij bij Kornwerderzand zijn er bij drie waarnemingen maar 1 trekvis gevangen (houting) en deze is ruim 4 km bij Kornwerderzand vandaan gevangen en wordt daarom niet gerekend als gevangen in de buurt van Kornwerderzand.

Uit de enquêtes is geen informatie gekomen die betrekking heeft op de staandwantvisserij bij de Haringvlietsluizen. Volgens Heinen (2018) zijn er twee staandwantvissers actief in de directe nabijheid van de Haringvlietsluizen. De intensiteit waarmee deze vissers vissen is afhankelijk van de waterafvoer bij de sluisen. Ze zijn voornamelijk actief gedurende periodes met veel afvoer van rivierwater zodat voornamelijk uitgespoelde zoetwatervis wordt gevangen. Minder dan 1% van de vangsten bestaat uit trekvis zoals houting en zalm/zeeforel (Heinen 2018). De vissers geven aan dat op jaarbasis twee zalmen/zeeforellen en vijf houtingen worden gevangen.

In 2013-2015 werd daarnaast op 1 vergunning voor staandwant gevist bij IJmuiden. Hierover zijn verder geen gegevens bekend.

7 Resultaten zegenvisserij per deelgebied

De zegenvisserij wordt uitgeoefend in het IJsselmeer, het rivierengebied en binnenwateren, de Waddenzee en de Delta. De zegenvisserij in het IJsselmeer wordt uitgevoerd met de standaard ringzegen. De visserij richt zich vooral op de vangst van brasem en blankvoorn voor de pootvishandel. De zegenvisserij is een wintervisserij. Het visseizoen loopt van 1 november tot 15 maart. In afwijking van de zegenvisserij in het rivierengebied en binnenwateren wordt de zegenvisserij in de Waddenzee en de Delta niet uitgevoerd door de vis te vangen middels een omtrekkende beweging. Door de stromingen op het Wad is dit niet mogelijk. Zegenvisserij op het Wad en in de Delta lijkt daarom sterk op staandwantvisserij met het verschil dat de visser verplicht is altijd bij het net aanwezig te zijn. Dit betekent dat in deze visserij het net dus niet een hele nacht zal blijven staan.

7.1 IJsselmeer

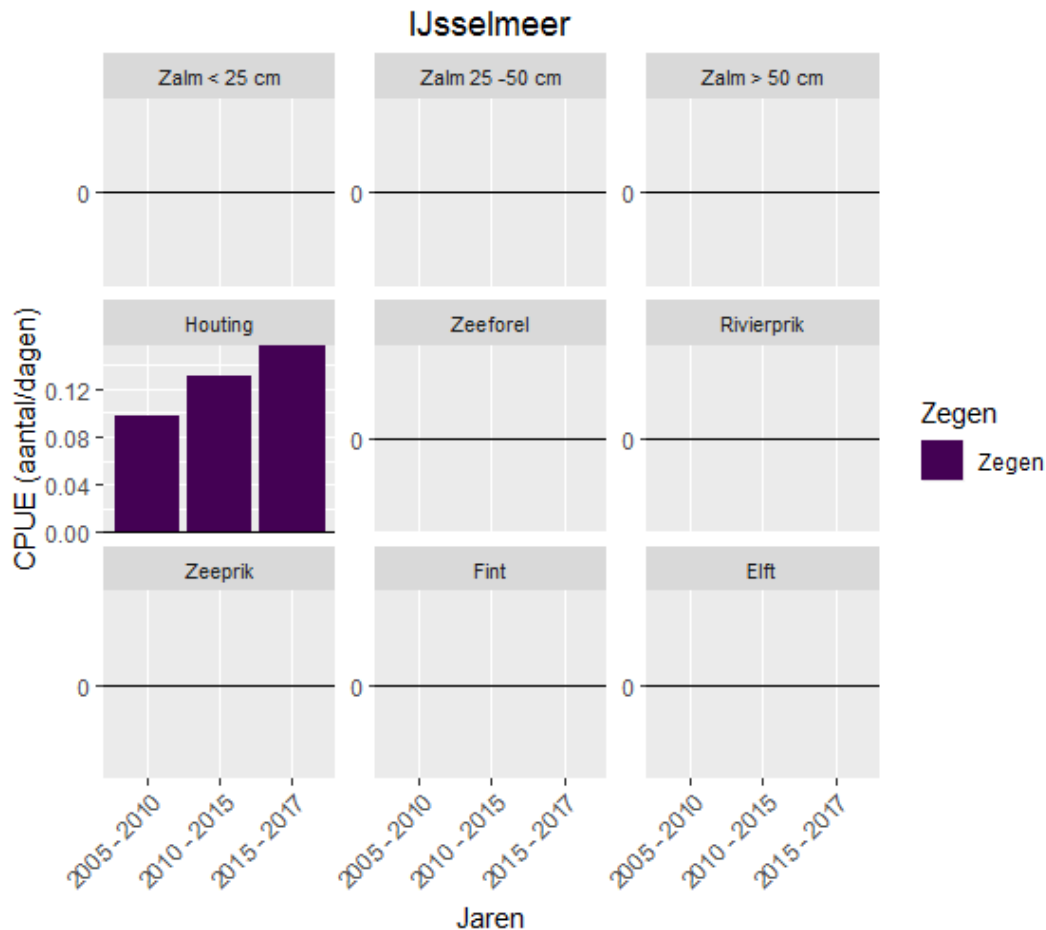
Inspanning van de zegenvisserij op het IJsselmeer

De zegenvisserij op het IJsselmeer wordt maar in beperkte mate toegepast en vangt vrijwel alleen maar brasem. Uit de logboeken blijkt dat gemiddeld over 2016 en 2017, van de vijf geregistreerde schubvissoorten, 99,8% van de zegenvangsten uit brasem bestonden. De zegenvisserij vindt hoofdzakelijk tijdens de eerste maanden van een kalenderjaar plaats, met een piek in de periode van half februari tot half maart (Zaalmink et al. 2019). In 2016 zijn in totaal 126 zegendagen toegekend aan 18 vergunninghouders (iedere vergunninghouder zeven visdagen, Zaalmink et al. 2017). Uit de logboeken blijkt dat het aantal vissers dat actief met de zegen vist 5 bedraagt, zowel in 2016 als in 2017. Het aantal dagen dat er met de zegen wordt gevist kan als maat voor de visserij-inspanning gebruikt worden aangezien de zegen net zo vaak op een dag wordt uitgezet totdat er een aanzienlijke hoeveelheid pootvis (brasem) gevangen is. In 2016 bedroeg het aantal zegendagen 27, dit aantal nam toe tot 80 in 2017 (Zaalmink et al. 2019).

Vangfrequentie en totale vangsten van de zegenvisserij in het IJsselmeer

Uit enquêtes onder zegenvissers (n=1) bleek dat de bijvangsten aan trekvissering gering zijn. Alleen houting wordt met enige regelmaat gevangen (Figuur 7.1). Wanneer de CPUE van 2015-2017 vermenigvuldigd wordt met het aantal visdagen in 2017 werden er in 2017 in totaal 13 houtingen bijgevangen met de zegen in het IJsselmeer. Hierbij moet opgemerkt worden dat deze opwerking gebaseerd is op de ingevulde enquêteresultaten van 1 van de 5 actieve zegenvissers op het IJsselmeer en dus waarschijnlijk niet als volledig representatief gezien kan worden.

In het verleden is gericht gevist op houting in het kader van telemetrie (zender)-onderzoeken. Het was toen mogelijk voldoende aantallen houtingen te vangen in slechts enkele trekken met de zegen op specifieke locaties. Dit vistuig werd in dit kader ingezet omdat de vissen relatief onbeschadigd uit dit tuig komen. Dit bevestigt het beeld dat de overleving van trekvissering in de zegenvisserij goed is wat ook al uit een sterfte schatting van 0-10% bleek aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement (Hoofdstuk 4). Alleen wanneer de trekvissering terecht komen in een grote partij pootvis en niet goed uit gesorteerd worden, is het mogelijk dat zij aan het systeem onttrokken worden. Bovenstaande geeft aan dat het onwaarschijnlijk is dat deze visserij een probleem vormt voor de populaties trekvissering.



Figuur 7.1 CPUE per jaar van de zegenvisserij in het IJsselmeer gebaseerd op enquêtes (n=1).

7.2 Rivierengebied en binnenwateren

Inspanning van de zegenvisserij in het rivierengebied en binnenwateren

In de afgelopen 10 jaar (2009-2018) is het aantal vissers met een schriftelijke toestemming om met een zegen op de binnenwateren te vissen ongeveer gelijk gebleven, variërend tussen de acht en de 10 toestemmingen (RVO). Er is 1 enquête door een zegenvisser ingevuld die sinds een aantal jaar niet meer commercieel vist en deze gaf aan in het verleden 20 dagen per jaar met de zegen te vissen. In 1995 is een onderzoek uitgevoerd naar de beroepsvisserij in de benedenrivieren. Hieruit bleek dat de gemiddelde visserij-inspanning 30 zegendagen per visser per jaar betrof (CPK, 1996). De inspanning varieerde niet veel tussen 1986 en 1995 en bleef ook relatief gelijk na 1995 (Jansen et al. 2008) wat ook blijkt uit de ingevulde enquête. Mogelijk is dat sinds het verbod op het gebruik van aalvistuigen op de rivieren als gevolg van de dioxineproblematiek in 2011, wel een toename van de zegenvisserij op de rivieren heeft plaatsgevonden. Hiervan zijn echter geen gegevens bekend.

Vangfrequentie en totale vangsten van de zegenvisserij in het rivierengebied en binnenwateren

De vangsten van de zegenvisserij in de het rivierengebied en binnenwateren worden niet geregistreerd. Uit de ingevulde enquête (n=1) bleek geen bijvangst van trekvissen. Omdat dit type visserij niet mogelijk is in stromende rivieren, vindt deze niet plaats op de hoofdstroom van de Rijn en de Maas. Naar verwachting worden in de zijtakken en stilstaande gedeelten niet veel trekvissen gevangen, omdat deze zich vooral in de hoofdstroom bevinden. Daarnaast wordt verwacht dat de overleving van trekvissen in deze visserij goed is. Alleen wanneer de trekvissen terechtkomen in een grote partij pootvis en niet goed uit gesorteerd worden is het mogelijk dat zij aan het systeem onttrokken worden. Bovenstaande geeft aan dat het onwaarschijnlijk is dat deze visserij een probleem vormt voor de populaties trekvissen.

7.3 Delta

Inspanning van de zegenvisserij in de Delta

In de periode 2013-2015 was het aantal vergunningen voor de zegenvisserij in de Delta zeven, waarbij een net van maximaal 1500 m gebruikt mag worden. Bij vier van deze vergunningen mag alleen in de Oosterschelde gevestigd worden, bij de drie andere vergunningen mag er zowel in de Oosterschelde als de Westerschelde gevestigd worden waarbij 1 visser ook in het Zeegat van Goeree en het Brouwershavense Gat mag vissen. In de Oosterschelde wordt de zegenvisserij over het algemeen anders beoefend dan in het IJsselmeer. De zegen wordt uitgevaren door één zijde van het net met een anker aan de bodem te verbinden en daarna al varende het net uit te zetten door het overboord te laten vieren. Het net wordt in een rechte lijn gezet met aan beide uiteinden een krul. Hierna wordt de vis actief opgedreven door zigzaggend met een bootje of door meerdere personen te voet, wadend door het water, naar het staande zegennet te gaan. Dit gebeurt vaak in ondiep water. De vis verwacht zich in het net terwijl de naar de zijkant ontwijkende vissen zich vast zwemmen aan de zijkanten in de geplaatste krul van het net. Hierbij wordt voornamelijk op harders en zeebaars gevestigd. De zegenvisserij op de Oosterschelde is wettelijk het hele jaar toegestaan, maar wordt in de praktijk uitgevoerd vanaf begin mei tot medio oktober (Wijsman & Goudswaard 2015).

De visserij met de zegen is slechts mogelijk op plaatsen met een min of meer vlakke bodem. Daar waar de bodem morfologie grillig is en waar plaatranden stijl lopen, is vissen met de zegen moeizaam of onmogelijk. Voorafgaande aan het uitzetten van een zegen speurt de visserman op zicht naar plaatsen waar harders aan het oppervlak worden waargenomen. Dit gebeurt meestal bij opkomend getij op plaatsen die bekend zijn als geschikte locatie bij de visser of waar deze in een verleden succesvol heeft gevestigd. Dit waarnemen gebeurt meestal vanuit een boot in een geul. Soms worden ook op "goed geluk" de netten uitgezet op plaatsen waarvan bekend is dat er harders en/of zeebaars voorkomen, maar die op dat moment niet aan het wateroppervlak zichtbaar zijn. De vissers laten de netten tijdens het vissen niet onbeheerd achter (Wijsman & Goudswaard 2015).

Er wordt daarbij veelal gebruik gemaakt van monofilament netten waardoor de kans dat de vissen de netten zien en deze ontwijken verminderd. Als de vis zich in de mazen van de zegen heeft verstrikt wordt het net al dan niet handmatig dan wel met een powerblock aan boord genomen en wordt de gevangen vis al dan niet ter plaatse uit het net gehaald, gesorteerd en op ijs gezet. Afhankelijk van de hoeveelheid gevangen vis kan dat enige uren tijd in beslag nemen. Het is geen gebruik dat de zegen daarna op dezelfde plaats – waar de meeste harders immers zijn weggevestigd – opnieuw wordt gezet. In de praktijk komt men op een beviste locatie in dezelfde week meestal niet meer terug (Wijsman & Goudswaard 2015).

Vangfrequentie en totale vangsten van de zegenvisserij in de Delta

Uit de enquêtes (n=1) en uit de onafhankelijke veldwaarnemingen blijkt dat er geen trekvisserij wordt bijgevangen met de zegen in de Delta. In het kader van dit onderzoek zijn in het voorjaar van 2018 veldwaarnemingen uitgevoerd waarbij acht keer een opstapper is mee geweest om de bijvangst van trekvisserij te registreren voor de enige visser die zegenvisserij aan de zeezijde van de Haringvlietsluizen beoefend. Hierbij zijn geen trekvisserij bijgevangen wat overeenkomt met de gegevens uit de enquête.

7.4 Waddenzee & Kustzone

Inspanning met zegen in de Waddenzee en Kustzone

In de periode 2013-2015 was het aantal vergunningen voor de zegenvisserij in de Waddenzee 15 waarbij een net van maximaal 1500 meter gebruikt mag worden. De zegenvisserij in de Waddenzee lijkt sterk op de staandwantvisserij, maar anders dan bij een staandwant is er altijd iemand actief aanwezig. De zegenvisserij wordt uitgevoerd tegen droogvallende platen en strekdammen en vindt plaats tussen april en november, met de grootste intensiteit in het late voorjaar en zomer. Er worden lange rechthoekige netten gebruikt waaraan zegenlijnen bevestigd zijn. Net zoals een staandwant net is de bovenkant van het net voorzien van drijvers en is de onderkant verzwaard. Hiertussen is het net gespannen die door deze constructie rechtop blijft staan. In het midden van het net bevindt zich een zak waarin de vangst zich verzamelt (Nicolai, 2016). Het aantal zegenvissers in de Kustzone is onbekend.

Vangfrequentie en totale vangsten van de zegenvisserij voor de Waddenzee en Kustzone

In het onderzoek waarbij de vangstregistratie van vaste vistuigen werd geregistreerd door zes vissers in de Waddenzee bleek dat één zegenvisser in totaal negen keer één of meerdere finten gevangen heeft en 10 keer een zeeforel met een hardernet voor de kust bij Petten. Er zijn geen enquêtes ingevuld door zegenvissers in de Waddenzee waardoor er geen schatting gemaakt kan worden over de visserij-inspanning, vangfrequentie en totale vangsten van trekvissen. Het is echter waarschijnlijk dat in deze qua omvang relatief kleine visserij, net als in de Delta, de bijvangst van trekvissen gering is en de overleving hoog. Dit komt ook overeen met de aannamen zoals die hierover zijn gemaakt in het Natura 2000 beheerplan van de Waddenzee (Nicolai 2016).

8 Resultaten sleepnetvisserij per deelgebied

In de mariene wateren vinden verschillende vormen van sleepnetvisserij plaats; boomkorvisserij, garnalenkorvisserij, enkelvoudige trawlvisserij, spanvisserij, twinrigvisserij en meer recent de pulsvisserij. De boomkorvisserij/pulsvisserij is de vismethode die in Nederland door het overgrote deel van de vloot in de mariene wateren wordt beoefend. Met de boomkor wordt vooral gevist op de platvissoorten schol, tong, schar, tarbot en griet op de zeebodem. De Waddenzee kent enkele gesloten gebieden voor de sleepnetvisserij. Een oppervlakte ter grootte van 26% van de Waddenzee is permanent gesloten voor bodemberoerende visserij. In de voor bodemberoerende visserij gesloten gebieden is de garnalenvisserij niet toegestaan op de wadplaten (het litoraal). Daarnaast mogen zeegrasvelden in een omliggende straal van tenminste 40 meter niet worden bevestigd (Nicolai 2016).

In dit rapport zal de focus liggen op de sleepnetvisserijen die binnen 3 mijl van de Nederlandse kust opereren. Dit vanwege de aanname dat de kans dat trekvisserij gevangen worden, nadat ze eenmaal op open zee zijn, vrij laag zal zijn. De sleepnetvisserij die in deze zone verreweg het meest beoefend wordt is de garnalenvisserij. Daarnaast vindt er ook nog in beperkte mate kleinschalige sleepnetvisserij plaats; vaak juist dichtbij de kust en ook bij de intrekpunten (zoals bij de Haringvlietsluizen).

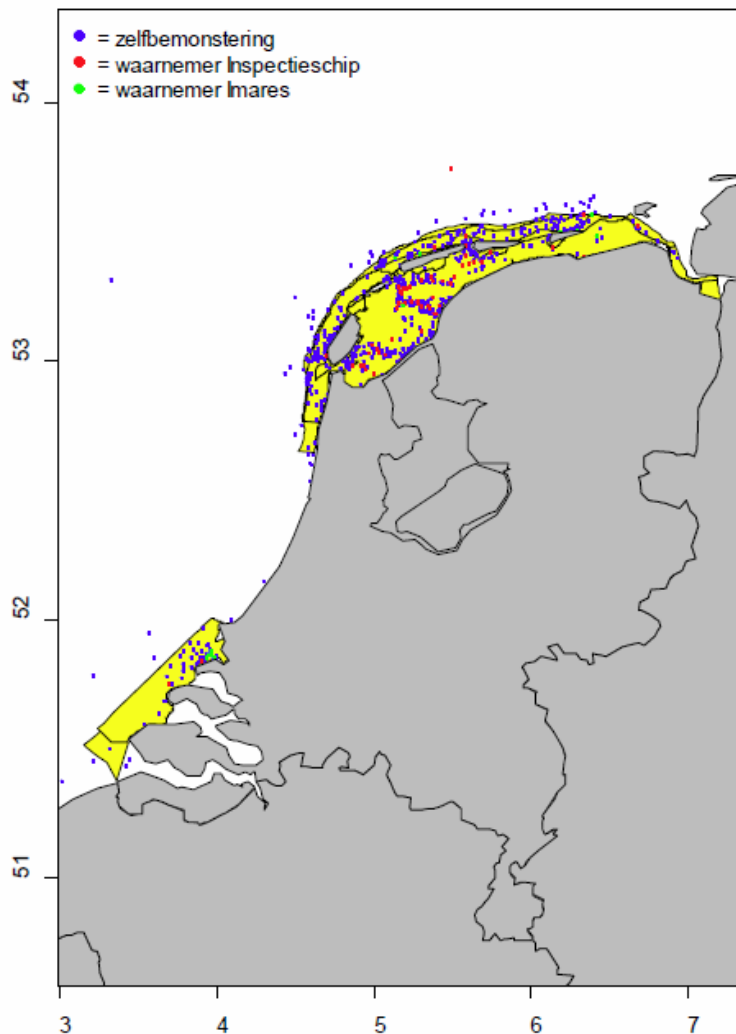
In de binnenwateren wordt alleen op het IJsselmeer beperkt met sleepnetten gevist; de zgn. spieringkuil waarmee in de zomer op spiering wordt gevist die gebruikt wordt als aas voor aalkistjes en hoekwant. Het aantal vissers dat dit doet is onbekend, maar het gebruik van aalkistjes en hoekwant is afgenomen en daarmee zal de visserij op de aassoorten voor deze visserijvormen waarschijnlijk ook beperkt zijn. Uit de enquêtes (n=1) blijkt dat er volgens de betreffende visser geen bijvangst van trekvisserij is bij deze vorm van visserij.

Voor de sleepnetvisserij (TBB; boomkor, SSC; Schotse zegen, OTB; bodemottertrawl) op platvis, rondvis en Noorse kreeft is informatie gehaald uit de discards monitoring op de Noordzee. In deze monitoring wordt sinds 2010 gebruik gemaakt van een 'referentie vloot' van ongeveer 20 schepen, bestaande uit een groep Nederlandse commerciële vissers die zich willen inzetten voor het onderzoek. Deze vissers wordt gevraagd om voor specifieke visreizen, die aan het begin van het jaar zijn vastgesteld, een deel van de discards aan boord te houden, waarna dit wordt opgehaald en geanalyseerd door WMR. Jaarlijks worden er via "self-sampling" ongeveer 130-175 visreizen bemonsterd. Fint is de enige van de aandachtsoorten in dit onderzoek die wordt bijgevangen, alhoewel die in deze visserij dus verder uit de kust worden gevangen. In de Delta, Waddenzee en de Kustzone worden op basis van de discards monitoring geen trekvisserij door deze schepen bijgevangen.

De vangsten in de garnalenvisserij zijn bepaald aan de hand van de gegevens verkregen uit Glorius et al. (2015). In dit onderzoek is aan de hand van zelfbemonstering bepaald wat de bijvangst is van de garnalenvisserij en is gewerkt met een referentievloot van schepen, ervan uitgaande dat dit een representatieve afspiegeling is van de garnalenvloot en visserij-inspanning. Voor het zelfbemonsteringsprogramma zijn 24 schepen geselecteerd die maandelijks monsters namen van hun bijvangsten van 2012-2014. Ter validatie van de zelfbemonsteringsreizen zijn ook nog controletochten uitgevoerd met de inspectieschepen van directie Regio en Ruimtelijke Economie van het toenmalige Ministerie van Economische Zaken (nu LNV) (Glorius et al. 2015).

In totaal zijn 827 monsters verzameld, waarvan 64 door de inspectieschepen van LNV en 17 door waarnemers van Wageningen Marine Research. In alle deelgebieden van de Noordzeekust zijn: 203 monsters in de Kustzone genomen, 77 monsters in de Voordelta/Vlakte van de Raan, 445 in de Waddenzee, en 102 in gebieden buiten Natura 2000 zones. Niet alle monsters zijn meegenomen in de analyse. Door opschoning van de data zijn 56 trekken verwijderd. Daarnaast zijn alleen trekken meegenomen die in de Natura 2000 zones lagen waardoor er 85 extra trekken zijn verwijderd (de

meeste van deze trekken liggen verder uit de kust en ver buiten de deelgebieden waar in dit rapport de focus op ligt, Figuur 8.1). In totaal zijn 686 trekken meegenomen in de analyse. De schattingen van de bijvangsten in de garnalenvisserij zijn gemaakt op basis van de data uit 2012-2014.



Figuur 8.1 Locaties zelfbemonstering en waarnemersreizen van het garnalenvisserijonderzoek gehouden in 2012-2014 (Glorius et al. 2015)

In de garnalenvisserij wordt een kleine maaswijdte (ca. 20 mm) gebruikt en daardoor kan de bijvangst van onder andere juveniele platvissoorten aanzienlijk zijn (Revill en Holst 2004). Om de bijvangst van deze soorten te verminderen zijn garnalenvissers in Nederland verplicht tot het gebruik van de zeeflap. De zeeflap voorkomt vangst van vissen groter dan 10 cm (Catchpole et al. 2008). Kleinere vissen worden vaak alsnog bijgevangen. Soms bemoeilijken hoge dichtheden wieren en/of kwallen het gebruik van de zeeflap. Tot het jaar 2013 kon daarom in de zomermaanden een ontheffing worden aangevraagd om zonder de zeeflap te vissen. Sinds 1 januari 2013 dient de zeeflap het hele jaar rond gebruikt te worden (Glorius et al. 2015). Van een aantal trekken in het garnalenvisserij onderzoek (Glorius et al. 2015) is bekend dat er geen zeeflap is gebruikt en van een groot aantal schepen is het gebruik van een zeeflap niet geregistreerd (Tabel 8.1). De trekken waarbij aangegeven is dat er geen zeeflap is gebruikt zijn vooral afkomstig uit de Voordelta (13); 5 uit de Kustzone, 3 uit de Waddenzee en 3 van buiten het Natura 2000 gebied.

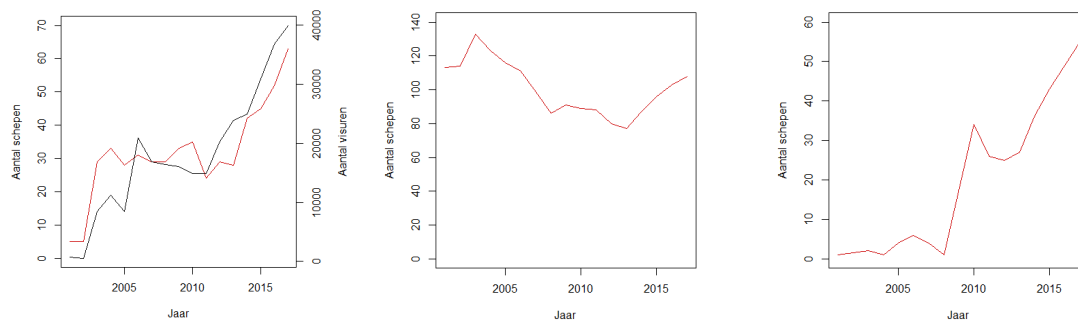
Tabel 8.1 Aantal trekken met zeeflap, zonder zeeflap en trekken waarbij het gebruik van de zeeflap onbekend was voor de totale data van het onderzoek (Glorius et al. 2015).

Soort	2012	2013	2014
Zonder zeeflap	8	10	7
Zeeflap onbekend	199	260	57
Met zeeflap	14	161	111

8.1 Delta

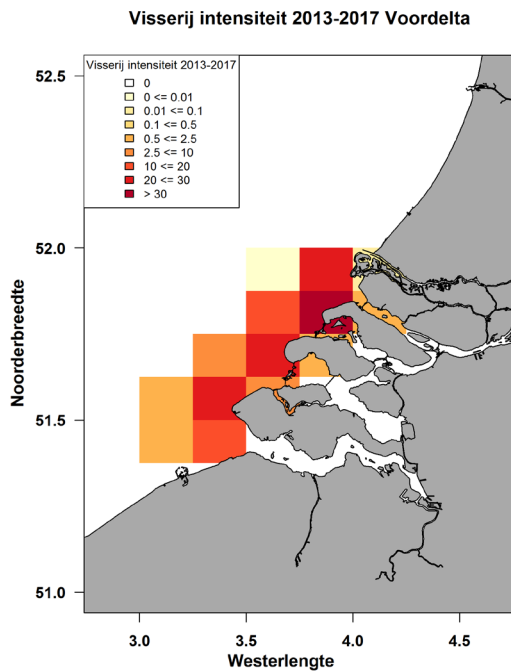
Inspanning door de sleepnetvisserij in de Delta

Aan de hand van logboeken gekoppeld met VMS-gegevens blijkt dat 95% van de sleepnetvisserij in de Delta bestaat uit garnalenvisserij. De overige 5% bestaat voornamelijk uit de visserij met dreggen (mosselvisserij). Zowel het aantal schepen als het aantal visuren is de afgelopen jaren behoorlijk toegenomen (Figuur 8.2). Hierbij moet wel in acht worden genomen dat sinds 2000 schepen (groter dan 24 meter) verplicht zijn om VMS-gegevens te verstrekken; sinds 2005 is dit ook verplicht voor schepen groter dan 15 meter (Hintzen et al. 2012) en sinds 2012 voor schepen groter dan 12 meter (https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/control/technologies_en). Dit betekent dat gedurende deze jaren steeds meer schepen VMS-gegevens hebben gedeeld in vergelijking met de eerdere jaren. Om dit te controleren is ook naar de data van logboeken alleen (zonder koppeling met VMS-gegevens) gekeken en daarbij is te zien dat de stijging van het aantal schepen van de laatste paar jaar volgt, na een daling van het aantal schepen in de jaren ervoor (Figuur 8.2). Vervolgens is er, aan de hand van alleen de logboeken, gekeken naar het aantal schepen dat meer dan 50% van het totale vangstgewicht aan garnaal aanlandde (waarbij dan wordt aangenomen dat dit garnalenvissers zijn). Hierbij zien we een soortgelijke sterke stijging van het aantal schepen als in de data waarbij logboek gegevens en VMS-gegevens gekoppeld zijn (Figuur 8.2). Dit houdt in dat de stijging van het aantal sleepnetvissers voornamelijk voortkomt uit een stijging in het aantal garnalenvissers.



Figuur 8.2 Aantal schepen en het aantal geviste uren van de sleepnetvissers in de Delta gebaseerd op logboek en VMS-gegevens gecombineerd (links); aantal schepen van de sleepnetvissers in de Delta gebaseerd op de logboek gegevens (midden); aantal schepen van sleepnetvissers in de Delta die voornamelijk garnaal aanlanden (rechts).

De visserij-intensiteit (het gemiddeld aantal keer dat een gebied is bevestigd door bodemberoerende visserij, voornamelijk garnalenvisserij) in de Voordelta over de periode 2013-2017 verschilt aanzienlijk binnen het gebied. Zo vindt de meeste visserij plaats relatief dichtbij de kust van de Zeeuwse en Zuid-Hollandse schiereilanden, met de hoogste intensiteit rondom Goeree-Overflakkee (Figuur 8.3).



Figuur 8.3 Overzichtskaart van de visserij-intensiteit per jaar over de periode 2013-2017 in de Voordelta door de bodemberoerende visserij (95% garnalenvisserij).

Vangfrequentie en totale vangsten van de sleepnetvisserij (garnalenvisserij) in de Delta

Op basis van de logboek gegevens zijn alleen in november en december 2005 trekvisserijen aangeland; 1 schip lande in totaal 1689 kg fint aan. Wanneer we aannemen dat iedere kg fint gelijk staat aan twee finten zijn er in 2005 3378 finten uit de Delta aangeland. In de overige jaren zijn geen finten aangeland door schepen die in de Delta visten.

Voor alle bijgevangen vissoorten zijn aantallen per soort per jaar over de periode 2012-2014 berekend uit de gegevens van Glorius et al. (2015). Dit is daarna vermenigvuldigd met het gemiddeld aantal uur dat per jaar gevist is in de Voordelta over de periode 2013-2017 (zoals aangegeven in Figuur 8.2 en Figuur 8.1). Op basis van deze gegevens worden alleen fint en rivierprik bijgevangen, met name de grote hoeveelheden bijgevangen fint vallen op (Tabel 8.2). Deze aantallen zijn berekend aan de hand van gemiddelden over 2013-2017 terwijl de laatste jaren de inspanning nog is toegenomen, waardoor er op dit moment mogelijk nog meer finten worden bijgevangen dan hier wordt gerapporteerd. Aan de andere kant, is de zeeflap met name in de Voordelta relatief weinig toegepast tijdens de onderzoeksperiode (2012-2014, zie boven). Het gebruik van de zeeflap is sinds 2013 verplicht en voorkomt vangst van vissen groter dan 10 cm (Catchpole et al. 2008). De meerderheid van de gevangen finten is tussen de 8-13 cm lang wat overeen komt met de maat van juveniele finten tijdens het eerste en tweede groeiseizoen. Fint kan tot 55 cm groot worden, maar grotere juvenielen en volwassen dieren zijn niet bijgevangen (Glorius et al. 2015). Jonge finten worden dus, ondanks het gebruik van een zeeflap, toch nog op grote schaal bijgevangen. Ondanks dat de geschatte aantallen bijgevangen fint wellicht gebaseerd zijn op jaren met relatief veel fint voor de Nederlandse kust (zie paragraaf 8.3), geven deze aantallen desalniettemin aan dat de garnalenvisserij in potentie grote hoeveelheden finten kan bijvangen. Hierbij moet wel vermeld worden dat jonge finten waarschijnlijk een hogere natuurlijke mortaliteit zullen ondervinden dan volwassen finten, waardoor een deel van deze jonge finten bij voorbaat niet zou hebben bijgedragen hebben aan de finten populatie.

Naast de gegevens van Glorius et al. (2015) zijn de aantallen gevangen trekvisserijen per jaar berekend op basis van de enquêtes (n=6). Het aantal gevangen trekvisserijen per jaar in de periode 2015-2017 is vermenigvuldigd met het aantal sleepnetvisserijen (107 schepen) in de Delta uit 2017 gebaseerd op logboek gegevens (Tabel 8.2) om het totaal aantal bijgevangen trekvisserijen te benaderen.

Tabel 8.2 Aantallen bijgevangen trekvissen per jaar door de garnalenvisserij in de Voordelta, berekend aan de hand van de gegevens uit Glorius et al. (2015) en de enquêtes (n=6). Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

Soort	Aantal visuren	Aantal per uur	Totaal (Glorius et al. 2015)*	Aantal per jaar (enquête)	Aantal vissers	Totaal (enquête)**	Sterfte
Elft	31331	0	0	28	107	2943	80-100%
Fint	31331	14,1	441.586	21	107	2158	80-100%
Houting	31331	0	0	21	107	2158	30-40%
Rivierprik	31331	0,05	1670	21	107	2158	0-10%
Zalm <25 cm				3	107	295	
Zalm 25-50cm				3	107	295	
Zalm 50 cm				3	107	295	
Zalm	31331	0	0	9	107	885	0-25%
Zeeforel	31331	0	0	3	107	295	0-20%
Zeeprik	31331	0	0	21	107	2158	0-10%

*Aantallen zijn gebaseerd op bijvangst-onderzoek in de garnalenvisserij uit 2012-2014, een periode met mogelijk veel finten voor de Nederlandse kust. In dit onderzoek is onduidelijk in hoeverre er met de zeeflap is gevestigd. Dit kan hebben geleid tot een overschatting van de bijvangsten.

**Aantallen zullen een aanzienlijke overschatting zijn aangezien het aantal schepen (vissers) gebaseerd is op de logboeken waarbij de Delta in ICES-kwadranten is ingedeeld waardoor het geselecteerde gedeelte veel groter is en meer vissers zal bevatten dan het deelgebied Delta zoals aangegeven in dit rapport. Daarnaast zullen de aantallen niet representatief zijn aangezien ze gebaseerd zijn op zes enquêtes.

Ook de enquête gehouden onder de kleinschalige sleepnetvissers en garnalenvissers in de Delta (n=6) geeft inzicht in de vangfrequentie van de sleepnetvissers (Tabel 8.2). Op basis van de enquêtes worden er veel minder finten gevangen in deze sleepnetvisserij dan in de garnalenvisserij op basis van de data uit 2012-2014. Het aantal gevangen rivierprikken lijkt wel overeen te komen tussen de twee verschillende opwerkingen. Verder valt op dat er relatief veel andere trekvissen worden bijgevangen op basis van de enquêtes. Dit zou veroorzaakt kunnen worden doordat vijf van de zes geënuquêteerden in de buurt van de Haringvlietsluizen vissen waar een grotere kans is om trekvissen zoals zalm en zeeforel aan te treffen. Bovendien betreft de visserij die de geënuquêteerden beoefenen ook de sleepnetvisserij op wolhandkrabben die op een andere wijze wordt uitgevoerd dan de garnalenvisserij wat ook voor andere aantallen bijgevangen trekvis gezorgd kan hebben. Daarnaast valt de hoeveelheid elft op. Vangsten van elft worden door één visser aangegeven en door het lage aantal ingevulde enquêtes en het relatief hoge aantal vissers komt het totaal aantal gevangen elften op bijna 3000, wat waarschijnlijk niet erg realistisch is.

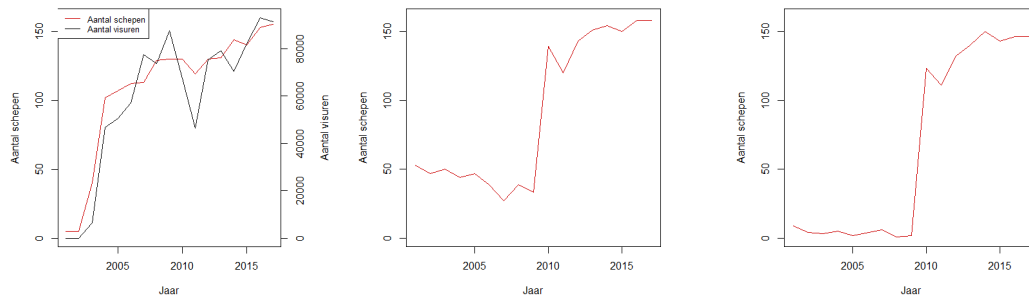
In het verleden hebben de terug-vangsten van gezenderde salmoniden ook inzicht gegeven in de vangsten door de sleepnetvisserij in de kustzone (Jansen et al. 2008), alhoewel er het laatste decennium geen terug-vangsten meer gemeld zijn. Mogelijk is dat de visserij met sleepnetten in de Nederlandse kustwateren, maar ook de visserij op haring en makreel in de Noordzee en Noorse zee smolts bij vangt (Carter et al. 2004). In de DFS welke jaarlijks uitgevoerd wordt door WMR worden alleen van fint en rivierprik met enige regelmaat vangsten gedaan (Figuur 15.6, Figuur 15.10). Sinds 1970 is slechts eenmaal een zalm gevangen in deze survey. In de overige surveys uitgevoerd door WMR (IBTS, BTS) worden, op fint na, slechts sporadisch vangsten van trekvissen gedaan.

8.2 Waddenzee

Inspanning door de sleepnetvisserij in de Waddenzee

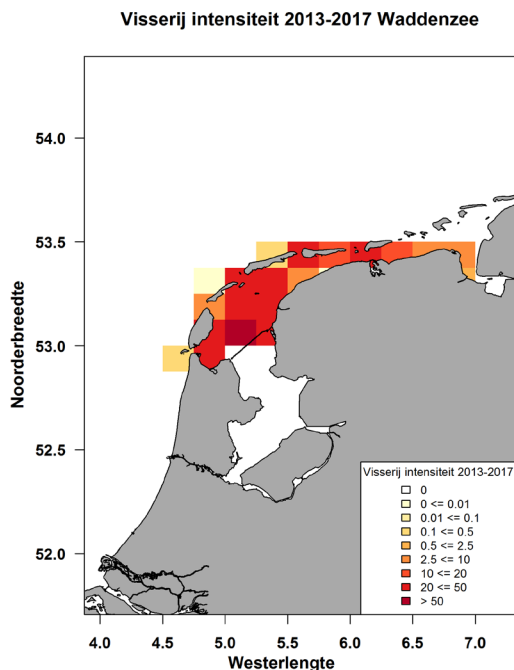
Aan de hand van de gegevens uit logboeken gekoppeld met VMS-gegevens blijkt dat 99,9% van de sleepnetvisserij in de Waddenzee bestaat uit garnalenvisserij. De overige 0,1% bestaat voornamelijk uit visserij met dreggen (mosselvisserij). Zowel het aantal schepen als het aantal visuren is de afgelopen jaren behoorlijk toegenomen (Figuur 8.4). Hierbij moet wel in acht worden genomen dat

sinds 2000 schepen (groter dan 24 meter) verplicht zijn om VMS-gegevens te verstrekken; sinds 2005 is dit ook verplicht voor schepen groter dan 15 meter (Hintzen et al. 2012) en sinds 2012 voor schepen groter dan 12 meter (https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/control/technologies_en). Dit betekent dat gedurende deze jaren steeds meer schepen VMS-gegevens hebben gedeeld in vergelijking met de eerdere jaren. Om dit te controleren is ook naar de data van logboeken alleen (zonder koppeling met VMS-gegevens) gekeken en daarbij is te zien dat de stijging van het aantal schepen van de laatste paar jaar volgt na 2010 (Figuur 8.4). Vervolgens is er, aan de hand van alleen de logboeken, gekeken naar het aantal schepen dat meer dan 50% van het totale vangstgewicht aan garnaal aanlandde (waarbij dan wordt aangenomen dat dit garnalenvissers zijn). Hierbij zien we een soortgelijke sterke stijging van het aantal schepen als in de data waarbij logboek gegevens en VMS-gegevens gekoppeld zijn (Figuur 8.4). Dit houdt in dat de stijging van het aantal sleepnetvissers voornamelijk voortkomt uit een stijging in het aantal garnalenvissers.



Figuur 8.4 Aantal schepen en het aantal geviste uren van de sleepnetvissers in de Waddenzee gebaseerd op logboek en VMS-gegevens gecombineerd (links); aantal schepen van de sleepnetvissers in de Waddenzee gebaseerd op de logboek gegevens (midden); aantal schepen van sleepnetvissers in de Waddenzee die voornamelijk garnaal aanlandden (rechts).

De visserij-intensiteit (het gemiddeld aantal keer dat een gebied is bevestigd door bodemberoerende visserij, bijna volledig garnalenvisserij) in de Waddenzee over de periode 2013-2017 verschilt aanzienlijk binnen het gebied. De meeste visserij vindt plaats in het westelijke deel van de Waddenzee (Figuur 8.5).



Figuur 8.5 Overzichtsk kaart van de visserij-intensiteit per jaar over de periode 2013-2017 in de Waddenzee door de bodemberoerende visserij (99,9% garnalenvisserij).

Vangfrequentie en totale vangsten van de sleepnetvisserij (garnalenvisserij) in de Waddenzee

Op basis van de logboek gegevens zijn geen trekvissen aangeland, ook geen finten.

Voor alle bijgevangen soorten vissen zijn aantallen uur per soort per jaar over de periode 2012-2014 berekend uit de gegevens van Glorius et al. (2015). Dit is daarna vermenigvuldigd met het gemiddeld aantal uur dat per jaar gevist is in de Waddenzee over de periode 2013-2017 (zoals aangegeven in Figuur 8.4 en Figuur 8.1). Op basis van deze gegevens worden alleen fint en rivierprik bijgevangen. Met name de grote hoeveelheden bijgevangen fint vallen op (Tabel 8.3). Ondanks de hogere inspanning in de Waddenzee is het aantal finten dat wordt gevangen wel lager dan in de Voordelta.

Op basis van de enquêtes zijn de aantallen gevangen trekvissen per jaar uit de periode 2015-2017 vermenigvuldigd met het aantal sleepnetvissers (155 schepen) in de Waddenzee uit 2017 gebaseerd op logboek gegevens. De enquête gehouden onder de sleepnetvissers in de Waddenzee (n=2) geeft een ander inzicht in de vangfrequentie van de sleepnetvissers (Tabel 8.3). Op basis van de enquêtes worden er veel minder finten gevangen in de sleepnetvisserij dan in de garnalenvisserij op basis van de data uit 2012-2014-onderzoek, terwijl het aantal rivierprikken in dezelfde orde van grootte ligt. Verder valt op dat er houting en zee-prik af en toe worden bijgevangen op basis van de enquêtes. Alhoewel ook hier, net als in de Delta, het aantal vissers gebaseerd is op het aantal schepen in de Waddenzee op basis van ICES kwadranten, verschilt het aantal vissers in dit geval niet veel met het aantal vissers dat zowel VMS-gegevens als logboek gegevens aanlevert en dus ook daadwerkelijk vist in de Waddenzee (Figuur 8.4).

Tabel 8.3 Aantallen bijgevangen trekvissen per jaar door de sleepnetvisserij (garnalenvisserij) in de Waddenzee, berekend aan de hand van de gegevens uit Glorius et al. (2015) en de enquêtes (n=2). Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

Soort	Aantal visuren	Aantal per uur	Totaal (Glorius et al. 2015)*	Aantal per jaar (enquête)	Aantal vissers	Totaal (enquête)**	Sterfte
Elft	83184	0	0	0	155	0	80-100%
Fint	83184	3,4	285.551	6	155	853	80-100%
Houting	83184	0	0	6	155	853	30-40%
Rivierprik	83184	0,13	10584	31	155	4689	0-10%
Zalm <25 cm				0	155	0	
Zalm 25-50cm				0	155	0	
Zalm 50 cm				0	155	0	
Zalm	83184	0	0	0	155	0	0-25%
Zeeforel	83184	0	0	0	155	0	0-20%
Zee-prik	83184	0	0	3	155	427	0-10%

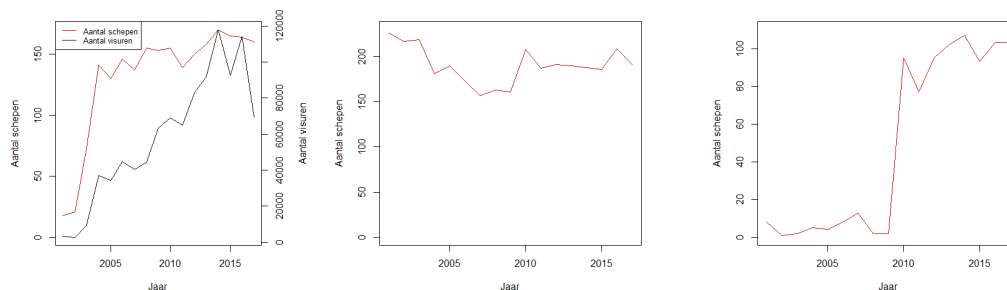
*Aantallen zijn gebaseerd op bijvangst-onderzoek in de garnalenvisserij uit 2012-2014, een periode met mogelijk veel finten voor de Nederlandse kust. In dit onderzoek is onduidelijk in hoeverre er met de zee-flap is gevist. Dit kan hebben geleid tot een overschatting van de bijvangsten (zie hiervoor verder paragraaf 8.1).

**Aantallen zijn gebaseerd op twee enquêtes en kunnen daardoor niet representatief zijn.

8.3 Kustzone

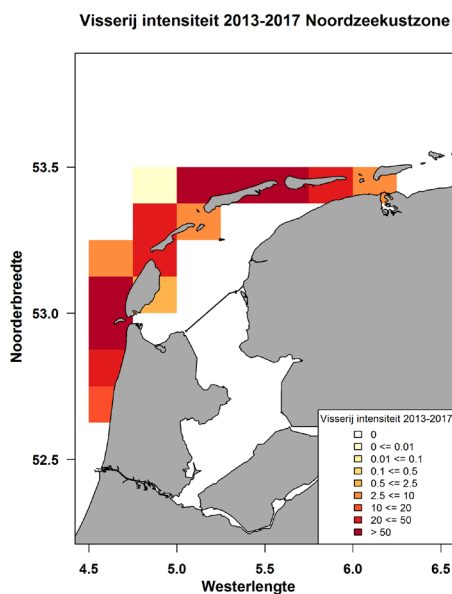
Inspanning door de sleepnetvisserij in de Kustzone

Aan de hand van de logboeken gekoppeld met VMS-gegevens blijkt dat 99% van de sleepnetvisserij in de Kustzone bestaat uit garnalenvisserij. De overige 1% bestaat voornamelijk uit bodemspantrawls en visserij met dreggen (mosselvisserij). Zowel het aantal schepen als het aantal visuren is de afgelopen jaren behoorlijk toegenomen (Figuur 8.6). Hierbij moet wel in acht worden genomen dat sinds 2000 schepen (groter dan 24 meter) verplicht zijn om VMS-gegevens te verstrekken; sinds 2005 is dit ook verplicht voor schepen groter dan 15 meter (Hintzen et al. 2012) en sinds 2012 voor schepen groter dan 12 meter (https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/control/technologies_en). Dit betekent dat gedurende deze jaren steeds meer schepen VMS-gegevens hebben gedeeld in vergelijking met de eerdere jaren. Om dit te controleren is ook naar de data van logboeken alleen (zonder koppeling met VMS-gegevens) gekeken en daarbij is te zien dat het aantal schepen redelijk gelijk blijft (Figuur 8.6). Vervolgens is er, aan de hand van alleen de logboeken, gekeken naar het aantal schepen dat meer dan 50% van het totale vangstgewicht aan garnaal aanlandde (waarbij dan wordt aangenomen dat dit garnalenvissers zijn). Hierbij zien we een sterke stijging van het aantal schepen (Figuur 8.6). Dit houdt in dat de stijging van het aantal sleepnetvissers voornamelijk voortkomt uit een stijging in het aantal garnalenvissers.



Figuur 8.6 Aantal schepen en het aantal geviste uren van de sleepnetvissers in de Kustzone gebaseerd op logboek en VMS-gegevens gecombineerd (links); aantal schepen van de sleepnetvissers in de Kustzone gebaseerd op de logboek gegevens (midden); aantal schepen van sleepnetvissers in de Kustzone die voornamelijk garnaal aanlandden (rechts).

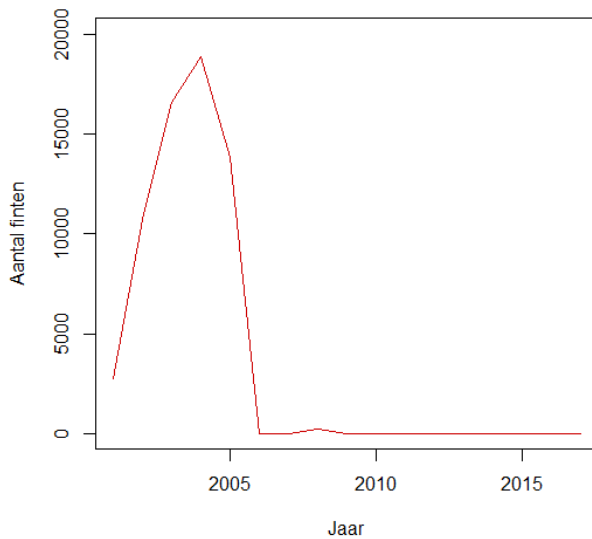
De visserij-intensiteit (het gemiddeld aantal keer dat een gebied is bevestigd door bodemberoerende visserij, bijna volledig garnalenvisserij) in de Kustzone over de periode 2013-2017 verschilt aanzienlijk binnen het gebied. De meeste visserij vindt plaats ten oosten van Texel en rondom Terschelling (Figuur 8.7).



Figuur 8.7 Overzichtskartaal van de visserij-intensiteit per jaar over de periode 2013-2017 in de Kustzone door de bodemberoerende visserij (99% garnalen visserij).

Vangfrequentie en totale vangsten van de sleepnetvisserij (garnalenvisserij) in de Kustzone

Op basis van de logboek gegevens zijn voornamelijk vanaf 2001 tot en met 2005 relatief veel finten aangeland door acht verschillende schepen, met name in de herfst maanden (oktober, november, december). Behalve in 2008, zijn er in de overige jaren geen finten aangeland door schepen die in de Kustzone visten (Figuur 8.8).



Figuur 8.8 Aantal finten op basis van de logboek gegevens. Hierbij is de aanname gemaakt dat iedere kilo gevangen fint gelijk staat aan twee finten.

Voor alle bijgevangen soorten vissen zijn aantallen per soort per jaar over de periode 2012-2014 berekend uit de gegevens van Glorius et al. (2015). Dit is daarna vermenigvuldigd met het gemiddeld aantal uur dat per jaar gevist is in de Waddenzee over de periode 2013-2017 (zoals aangegeven in Figuur 8.6 en Figuur 8.1). Op basis van deze gegevens worden alleen fint en rivierprik bijgevangen. Met name de grote hoeveelheden bijgevangen fint vallen op (Tabel 8.4). Ondanks de hogere inspanning in de Kustzone is het aantal finten dat wordt gevangen lager dan in de Voordelta en ook lager dan in de Waddenzee. Het aantal bijgevangen rivierprikken is daarentegen een stuk hoger dan in de Waddenzee en de Voordelta. Aangezien de overleving van rivierprikken vrij hoog zal zijn zal dit geen grote, directe impact op de populatie hebben. Wel moet bij deze aantallen rekening gehouden worden met het feit dat een deel van de Kustzone niet in bovenstaande analyse is meegenomen (Figuur 8.1) waardoor het aantal bijgevangen trekvis hoger zou kunnen zijn dan nu uit de analyse blijkt.

Op basis van de enquêtes (n=3) zijn de aantallen bijgevangen trekvis per jaar uit de periode 2015-2017 vermenigvuldigd met het aantal sleepnetvissers (190 schepen) in de Kustzone uit 2017 gebaseerd op logboek gegevens. Op basis van de enquête gehouden onder de sleepnetvissers in de Kustzone worden er veel minder finten gevangen in de sleepnetvisserij dan blijkt uit de data uit het garnalenvisserij-onderzoek van 2012-2014. Ook het aantal rivierprikken is een orde van grootte lager dan in het 2012-2014-onderzoek. Verder valt op dat er meer andere trekvis worden bijgevangen op basis van de enquêtes. Met name de hoeveelheid elft valt op. Vangsten van elft worden echter door één visser aangegeven en door het lage aantal ingevulde enquêtes en het relatief hoge aantal vissers leidt dit ertoe dat daarmee het cumulatieve aantal gevangen elften optelt tot boven de 5000, wat waarschijnlijk niet geheel realistisch is. Van de 190 actieve sleepnetvissers hebben totaal maar drie vissers de enquête ingevuld, waardoor de enquêteresultaten niet representatief voor de hele vloot hoeven te zijn. Daarnaast is het aantal schepen gebaseerd op de logboek gegevens en de ICES-kwadranten een stuk hoger dan het aantal schepen gebaseerd op logboek en VMS-gegevens gecombineerd langs de Nederlandse kust, waardoor er dus waarschijnlijk sprake is van een overschatting van het aantal schepen wat vist in de kustzone (zoals onderzocht in dit onderzoek); en daarmee dus van een mogelijke overschatting van de bijvangst die in deze zone plaatsvindt.

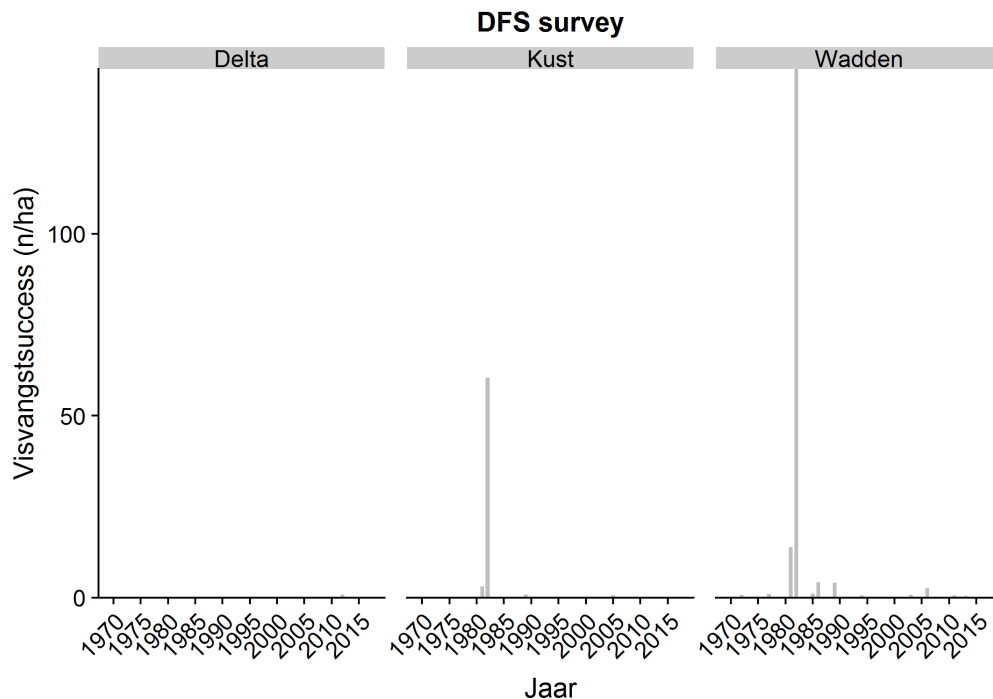
Tabel 8.4 Aantallen bijgevangen trekvisseren per jaar door de garnalenvisserij in de Kustzone, berekend aan de hand van de gegevens uit Glorius et al. (2015) en de enquêtes (n=3). Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

Soort	Aantal visuren	Aantal per uur	Totaal (Glorius et al. 2015)*	Aantal per jaar (enquête)	Aantal vissers	Totaal (enquête)**	Sterfte
Elft	83184	0	0	28	190	5225	80-100%
Fint	83184	2,2	211,186	31	190	5748	80-100%
Houting	83184	0	0	28	190	5225	30-40%
Rivierprik	83184	0,39	38033	21	190	3832	0-10%
Zalm <25 cm				0	190	0	0-25%
Zalm 25-50cm				3	190	523	0-25%
Zalm 50 cm				3	190	523	0-25%
Zalm	83184	0	0	6	190	1045	0-25%
Zeeforel	83184	0	0	3	190	523	0-20%
Zeeprik	83184	0	0	28	190	5225	0-10%

*Aantallen zijn gebaseerd op bijvangst-onderzoek in de garnalenvisserij uit 2012-2014, een periode met mogelijk veel finten voor de Nederlandse kust. In dit onderzoek is onduidelijk in hoeverre er met de zeeflap is gevestig. Dit kan hebben geleid tot een overschatting van de bijvangsten (zie hiervoor verder paragraaf 8.1).

**Aantallen zullen een aanzienlijke overschatting zijn aangezien het aantal schepen (vissers) gebaseerd is op de logboeken waarbij de Kustzone in ICES-kwadranten is ingedeeld waardoor het geselecteerde gedeelte veel groter is en meer vissers zal bevatten dan het deelgebied Kustzone zoals aangegeven in dit rapport. Daarnaast zullen de aantallen niet representatief zijn aangezien ze gebaseerd zijn op drie enquêtes.

Uit de DFS blijkt dat, over de afgelopen 10 jaar gezien, relatief veel finten zijn gevangen in de periode 2011-2013 (Figuur 15.6), dit blijkt ook uit de ankerkuil monitoring in de Eems (Figuur 15.7) en uit het diadrome vissen programma bij Kornwerderzand (Figuur 5.16). Dit zou kunnen betekenen dat het opwerken van de gegevens uit Glorius et al. (2015) naar vangsten per jaar een grove overschatting kunnen opleveren. Aan de andere kant zijn de vangstpieken van 2011-2013 relatief (Figuur 15.6), wanneer er over een periode van bijna 50 jaar naar de fintvangsten in de DFS wordt gekeken vallen deze pieken geheel weg (Figuur 8.9) waardoor 2011-2013 op de langere termijn niet een periode met extreem veel finten lijkt te zijn.



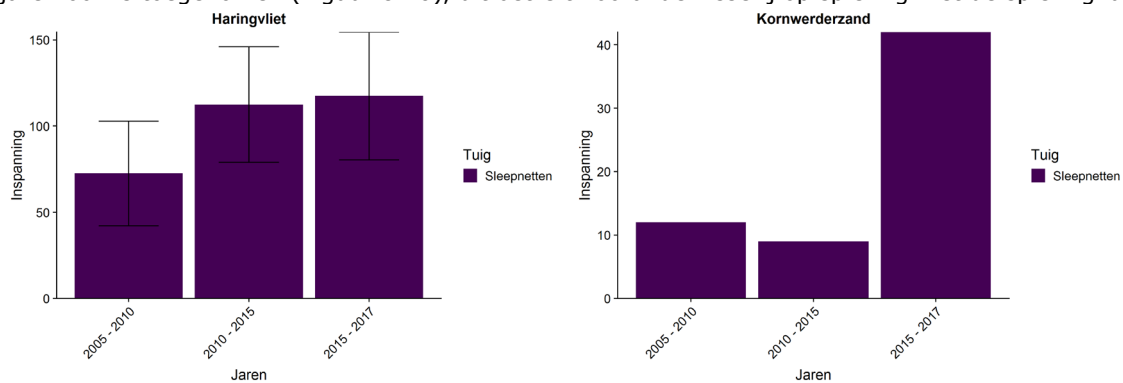
Figuur 8.9 CPUE (aantal per hectare) per jaar van fint gevangen in de Delta, Kustzone en de Waddenzee tijdens de DFS sinds 1970.

8.4 Intrekpunten Haringvliet en Kornwerderzand

Inspanning van sleepnetvisserij rondom intrekpunten Haringvliet en Kornwerderzand

Bij Kornwerderzand zijn zover bij ons bekend vier (kleinschalige) sleepnettenvisserij actief (visserij op wolhandkrab en spiering). Bij de Haringvlietsluizen zijn in ieder geval vijf kleinschalige sleepnettenvisserij actief (visserij op garnalen, op wolhandkrab en uitgespoelde snoekbaars). Daarbij wisselt de visserij-inspanning van deze borden- en sloffenvissers (met name voor wat betreft de visserij op wolhandkrab en uitgespoelde snoekbaars) behoorlijk van jaar tot jaar, afhankelijk van de vangsten op dat moment en het jaar daarvoor (Heinen 2018).

Uit de enquêtes (n=5) blijkt dat de inspanning (aantal keer gevist*aantal trekken) voor sleepnetten bij de Haringvlietsluizen is toegenomen de laatste paar jaar (Figuur 8.10). Gemiddeld wordt er door de garnalenvissers 10 trekken op een dag gedaan, de kleinschalige sleepnetvisserij komen gemiddeld op 25 trekken op een dag. De garnalenvisserij vindt voornamelijk in de herfst/winter plaats waarbij vissers gemiddeld vijf keer per maand vissen. De kleinschalige sleepnetvisserij vindt het gehele jaar door plaats, met een focus op de maanden met de meeste beschikbaarheid van wolhandkrab (najaar en (vroeg) winter). De kleinschalige sleepnetvisserij vissen gemiddeld ook vijf keer per maand, op basis van de enquêtes. Bij Kornwerderzand blijkt uit de enquêtes (n=1) dat de inspanning de laatste jaren ook is toegenomen (Figuur 8.10), dit betreft vooral de visserij op spiering met de spieringkuil.



Figuur 8.10 Gemiddelde inspanning in de sleepnetvisserij bij de Haringvlietsluizen (links) en Kornwerderzand (rechts) per periode gebaseerd op enquêtes (n=5 en n=1 respectievelijk).

Vangfrequentie en totale vangsten van de sleepnetvisserij rondom intrekpunten Haringvliet en Kornwerderzand

De vangfrequentie en totale vangsten bij de Haringvlietsluizen en bij Kornwerderzand zijn bepaald aan de hand van de enquêtes. Hierbij werd het aantal bijgevangen trekvissen in de periode 2010-2017 vermenigvuldigd met het aantal bij ons bekende actieve vissers rondom de intrekpunten. De aantallen bijgevangen trekvissen bij de Haringvlietsluizen zullen representatief zijn aangezien het aantal bij ons bekende vissers (5) allemaal de enquête hebben ingevuld (Tabel 8.5). Opvallend is dat zalm en met name grote zalm het meeste wordt bijgevangen, alhoewel dit ook zeeforellen zouden kunnen zijn aangezien drie van de vijf geënquêteerden aangeeft moeite te hebben met het onderscheid tussen zalm en zeeforel. Bij Kornwerderzand wordt geen zalm en slechts een enkele zeeforel bijgevangen in de spuikom met de spieringkuil. Verder worden fint, houting en rivierpik het meeste gevangen. Alhoewel de gevangen aantallen bij Kornwerderzand wel opgewerkt zijn is het niet duidelijk in hoeverre de opgegeven vangsten van één geënquêteerde visser representatief zijn voor de overige drie sleepnettenvisserij rondom Kornwerderzand.

De aantallen gevangen zalmen/zeeforellen door sleepnetvisserij bij de Haringvlietsluizen liggen hoger dan gerapporteerd door Heinen (2018). Voor de andere soorten liggen de aantallen in dezelfde orde van grootte. De geïnterviewde vissers geven in dat rapport aan zeven zalmen/zeeforellen te vangen op jaarbasis, 67 houtingen, 20 zeeprikken, 20 rivierprikken, één fint en geen elft (Heinen 2018).

Tabel 8.5 Overzicht van het aantal gevangen trekvisen bij intrekpunten Haringvliet en Kornwerderzand gebaseerd op enquêtes (n=5 en n=1 respectievelijk).

Soort	Haringvliet			Kornwerderzand			Sterfte
	Aantal vissers	Aantal per jaar	Totaal	Aantal vissers	Aantal per jaar	Totaal	
Elft	5	0	0	4	0	0	80-100%
Fint	5	3	14	4	31	121	80-100%
Houting	5	12	58	4	31	121	30-40%
Rivierprik	5	3	14	4	31	121	0-10%
Zalm_10	5	3	14	4	0	0	0-25%
Zalm_25	5	3	14	4	0	0	0-25%
Zalm_50	5	12	58	4	0	0	0-25%
Zalm	5	18	90	4	0	0	0-25%
Zeeforel	5	3	14	4	3	11	0-20%
Zeeprik	5	3	14	4	3	11	0-10%

9 Recreatieve staandwantvisserij

In de kustzone vindt een recreatieve visserij plaats met verschillende kleine vistuigen. Op basis van de regeling *Beschikking visserij visserijzone, zeegebied en kustwateren* is de recreatieve visserij met vaste vistuigen in de kustwateren slechts toegestaan als daarvoor een vergunning is afgegeven. Deze visserij is vanaf eind 2011 toegestaan voor recreatieve vissers in de kustwateren Westerschelde en Waddenzee en sinds 2012 eveneens in de visserijzone Noordzeestrand, aan de Waddeneilanden en de gemeenten Zijpe (Schagen), Zandvoort, Katwijk, en Westland. Gemeenten kunnen om cultuurhistorische redenen een vrijstelling van het verbod op het recreatief gebruik van staandwant aanvragen. Gemeenten langs de Noordzeekust kunnen recreatief staandwant toestaan indien er 'historisch' of 'van oudsher bestaand' gebruik was. Er mag per visser, indien de gemeente ontheffing heeft verleend, op de Waddeneilanden met één recreatief staandwant met een lengte van 100m, of in de overige kustgebieden met één recreatief staandwant met een lengte van 30m gevist worden. Vergunningen voor deze vorm van visserij moeten worden aangevraagd bij de gemeente.

Om de inspanning en vangsten van de recreatieve visserij met vaste vistuigen in kaart te brengen is er in het kader van dit onderzoek een enquête gestuurd naar de bovenstaande gemeenten. Alleen de gemeentes op de Waddeneilanden hebben de enquête uiteindelijk verspreid onder de recreatief staandwantvissers. Daarnaast worden er sinds 2012, om het jaar, door een aantal recreatief staandwantvissers langs de gehele kust logboeken ingevuld waarin zij de inspanning en vangsten bijhouden. De periode waarin de logboeken worden bijgehouden loopt van het voorjaar tot aan het volgende voorjaar.

Inspanning van de recreatief staandwantvisserij

Om inzicht te krijgen in het aantal verleende vergunningen en om deelnemers voor het logboekonderzoek te werven zijn eerst de gemeentes van de kustprovincies door WMR benaderd met de vraag hoeveel vergunningen er zijn uitgegeven in 2015. Vervolgens zijn door de gemeentes contactverzoeken gedaan, waarbij de staandwantvissers via een antwoordkaart konden reageren of zij mee wilden doen aan een 1-jarig logboekonderzoek van WMR. Drieënveertig vissers hebben meegedaan (37 mannen, 3 vrouwen en 3 onbekend, T. van der Hammen ongepubliceerde data). Daarnaast heeft WMR voor het huidige onderzoek contact opgenomen met de bovengenoemde gemeentes die de afgelopen jaren relatief veel aanmeldingen hebben gehad om de meest recente aantallen aanmeldingen te verkrijgen (Tabel 9.1).

In 2015 waren er 472 recreatief staandwantvissers bij de gemeentes aangemeld om met staandwant te mogen vissen (Tabel 9.1). Het overzicht van het aantal aanmeldingen in 2016 en 2017 is nog niet volledig aangezien nog niet van alle gemeentengegevens bekend zijn. Op basis van eerdere aanmeldingen zouden hier nog ongeveer 60 vissers bij kunnen komen. Dit houdt in dat sinds 2013 het aantal recreatief staandwant aanmeldingen is afgenomen van bijna 800 naar een aantal dat varieert tussen de 400-500 in de periode 2015-2017. Hierbij moet wel vermeld worden dat, in het eerste jaar dat men zich moest aanmelden om met het recreatief staandwant te mogen vissen, relatief veel staandwantvissers zich hebben aangemeld omdat de angst bestond dat er mogelijk visrechten verloren zouden gaan. Verschillende gemeenten hebben aangegeven dat zij inschatten dat ongeveer 10-60% van de recreatief staandwant-aanmeldingen ook daadwerkelijk met het staandwant vist. Aan de andere kant wordt er mogelijk niet door alle gemeenten even streng op de handhaving van alle bepalingen gecontroleerd. Van de logboek-deelnemers zeggen de meeste vissers dat ze in 2015 1-5 keer hebben gevist. Een aantal vist meer dan 50 keer per jaar. Van de 43 logboek-deelnemers heeft iets meer dan de helft (24) daadwerkelijk gevist in de periode van de survey.

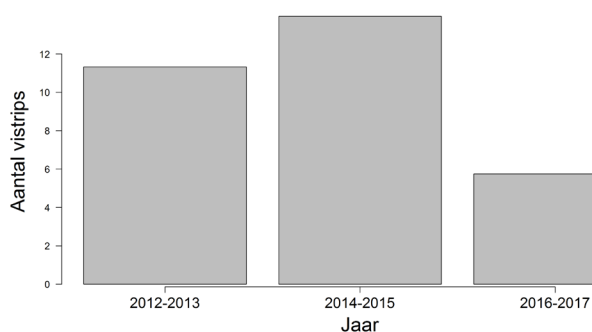
In totaal zijn er 687 vistrrips met staandwant door 55 verschillende vissers geregistreerd in de periode 2012-2017. Gemiddeld werd door de vissers tussen de 5-14 keer per jaar gevist (afhankelijk van het jaar), waarbij de frequentie in de laatste jaren lijkt te zijn afgenomen (Figuur 9.1).

Tabel 9.1 Aantal aangemelde vissers bij gemeentes met een recreatief staandwant-vergunning, gebaseerd op gegevens van T. van der Hammen (ongepubliceerde data). Onb. = onbekend.

Gemeente	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Schiermonnikoog	42**	36**	24**	24	22	21
Ameland	393**	255**	212**	152	188	162
Terschelling	15	15	15	12	21	14
Vlieland	52	28	30	13	15	
Texel	nvt	nvt	nvt	21	13	19
Katwijk	114	119	59	60	52	130
Westland	18	onb.	19	onb.	onb.	
Zandvoort	16	20	20	20	20	
Schagen (Zijpe)	53	23	21	40	33	60-70
Borsele	5	4	4	3	3	
De Marne	3	4	3	onb.	onb.	
Dongeradeel	10	7	9	onb.	8	
Eemsmond	4	7	4	4	4	
Delfzijl	4	1	1	1	1	
Ferwerderadeel	3	2	4	onb.	3	
Franekeradeel	0	0	1	2	2	
Harlingen	13	16	16	17	14	
Kapelle	0	3	2	2	1	
Reimerswaal	6	8	5	onb.	onb.	
Sluis	2	8	0	10	10	
Terneuzen	3	onb.	onb.	onb.	onb.	
Hollands Kroon	10	10	10	6	6	
Sudwest Fryslan	2	0	0	onb.	onb.	
Het Bildt	1	1	1	2	2	
Vlissingen	15	onb.	onb.	onb.	onb.	
Hulst	5	10	12	15	16	
Totaal	789**	577**	472**	404*	434*	346*

*Totalen zijn lager doordat (nog) geen gegevens van alle gemeentes bekend zijn.

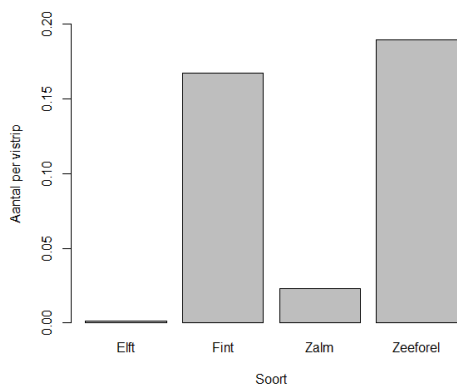
** Aantallen zijn gebaseerd op recent verkregen gegevens van de gemeentes en wijken af van gegevens in T. van der Hammen (ongepubliceerde data)



Figuur 9.1 Aantal vistrrips per jaar per visser op basis van de logboeken ingevuld door recreatief staandwantvissers.

Vangfrequentie en totale vangsten van de recreatief staandwantvisserij

Van alle genoteerde trips werd in 106 trips (15,4%) 1 of meerdere trekvisseren bijgevangen. Bij 86 trips was de locatie dusdanig nauwkeurig ingevoerd dat deze in deelgebieden kon worden ingedeeld. Bijna de helft van de bijvangsten vond plaats in de Kustzone (48%), 41% in de Waddenzee en 11% in de Delta. In deze periode (2013-2017) werd zeeforel het vaakst bijgevangen: 126 keer (53%), gevolgd door fint: 97 keer (40%). Zalm werd 16 keer gevangen (7%) en één keer is er één elft gevangen. Houting, rivierprik en zee-prik zijn volgens de logboeken niet gevangen. Qua hoeveelheden worden de zeeforel en fint ook het meeste gevangen, met de hoogste aantallen gevangen vis per vistrip (Figuur 9.2)



Figuur 9.2 Aantal gevangen trekvissen per vistrip door recreatief standwantvissers gebaseerd op de logboeken.

Op basis van de gegevens uit de logboeken is de bijvangst per trip berekend. Om de totale bijvangst van trekvissen in de visserij met recreatief standwant te benaderen zijn de vangsten per trip vermenigvuldigd met het gemiddeld aantal trips over de periode 2013-2017 (Waddenzee: 8,3; Delta: 10; Kustzone: 11,4) wat weer vermenigvuldigd is met het gemiddeld aantal recreatief standwant aanmeldingen over deze periode. Dit resulteert in totale geschatte gevangen aantallen trekvissen zoals gepresenteerd in (Tabel 9.2). De totale bijvangst van zalm is nog onderverdeeld in dieren <25 cm, 25-50 cm en >50 cm. In de totale bijvangst berekening wordt geen rekening gehouden met de schattingen van gemeenten dat ongeveer 10-60% van de aangemelde recreatief standwantvissers ook daadwerkelijk vist.

Tabel 9.2 Geschatte aantallen bijgevangen trekvissen per jaar door recreatieve standwantvisserij, berekend aan de hand van logboeken en enquêtes. Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

Soort	Aantal per vistrip			Aantal vissers			Aantal per jaar (logboeken)*			Enquête (Wadden)**	Sterfte
	Delta	Wadden	Kust	Delta	Wadden	Kust	Delta	Wadden	Kust	Aantal per jaar	
Elft	0	0,005	0	48	378	153	0	16	0	237	90-100%
Fint	0,15	0,07	0,25	48	378	153	70	221	435	3548	90-100%
Houting	0	0	0	48	378	153	0	0	0	0	90-100%
Rivierprik	0	0	0	48	378	153	0	0	0	0	0-50%
Zalm <25 cm							0	0	0	0	
Zalm 25-50 cm							0	0	26	237	
Zalm > 50 cm							0	79	43	473	
Zalm	0	0,025	0,04	48	378	153	0	79	69	710	90-100%
Zeeforel	0	0,29	0,08	48	378	153	0	913	48	2602	90-100%
Zeeeprik	0	0	0	48	378	153	0	0	0	0	0-50%

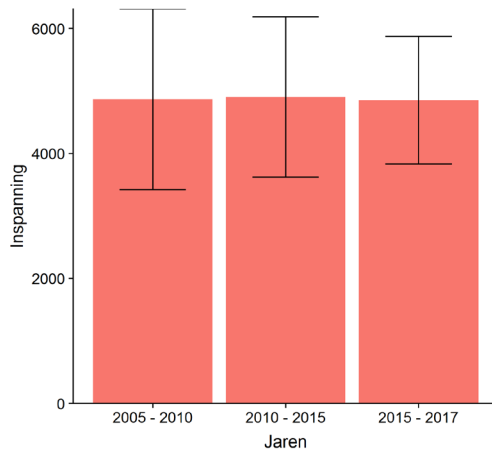
*Aantallen zullen een overschatting zijn aangezien ervan uit is gegaan dat alle vissers die zich hebben aangemeld voor recreatieve standwantvisserij deze visserij ook daadwerkelijk beoefenen in dat jaar terwijl door gemeenten geschat wordt dat tussen de 10-60% van de aangemelde recreatief standwantvissers daadwerkelijk ook vist.

**Betreft enquêtes gehouden onder recreatief standwantvissers op de Waddeneilanden, ook hiervoor geldt dezelfde overschattingsmogelijkheid als voor de aantallen gebaseerd op de logboeken.

Enquêteresultaten - Waddenzee

Op basis van de enquêtes (n=12) wordt er gemiddeld gedurende 9,7 uur met 37,5 meter recreatief standwant en 12,7 keer per jaar gevestigd. Dit laatste is vergelijkbaar met wat ingevuld is in de logboeken (10,6 keer). Negen van de 12 ingevulde enquêtes betreffen recreatief standwantvisserij in de Waddenzee, bij drie enquêtes wordt als locatie "Noordzee" gegeven en is het onduidelijk of de visserij plaats vindt in het Waddengebied of aan de Nederlandse kust. Aangezien we alleen toezeggingen van de Wadden-gemeentes hebben gekregen met betrekking tot de verspreiding van de enquête, is het aannemelijk dat het gebied aangeduid in deze drie enquêtes ook (de Noordzeekant

van) het Waddengebied betreft. De inspanning per visser (aantal uur*aantal meter net*aantal keer vissen) in de 12 enquêtes is naar eigen zeggen over de afgelopen jaren gelijk gebleven voor de Waddenzee (Figuur 9.3).

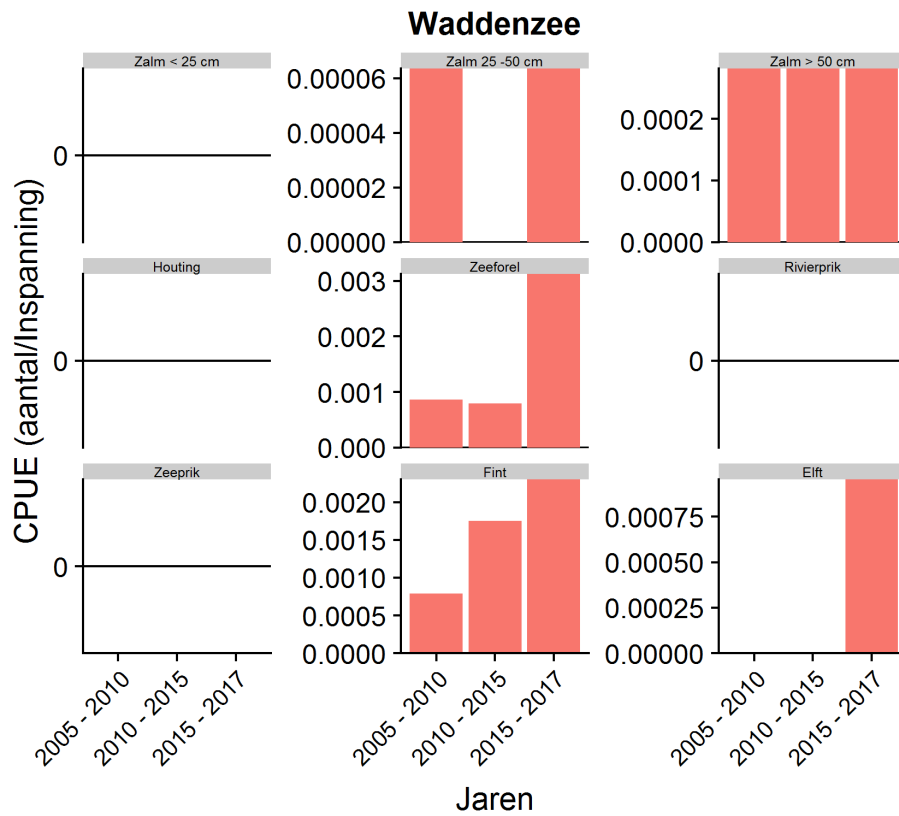


Figuur 9.3 Inspanning recreatief staandwantvisserij per visser (aantal uren*meter net*aantal keer vissen) in de Waddenzee gebaseerd op 12 ingevulde enquêtes.

Op basis van de enquêtes worden in de Waddenzee voornamelijk zeeforel en fint bijgevangen door de recreatief staandwantvissers. Naast zeeforel en fint wordt ook af en toe een zalm en een enkele keer een elft gevangen. Per jaar is het mogelijk dat enkele honderden zalmsmolts en volwassen zalmen per jaar vangen worden in de recreatieve staandwantvisserij, alhoewel dit waarschijnlijk een overschatting is, zouden dit mogelijk ook nog zeeforellen kunnen zijn aangezien de determinatie van de twee verschillende soorten als lastig wordt ervaren door de geënquêteerden en naar verhouding het aantal zeeforellen in de kustzone veel hoger zal liggen dan het aantal zalmen (Tabel 9.2).

Gebaseerd op de enquêtes laten zowel zeeforel als fint een toename in de CPUE zien in de laatste paar jaar (Figuur 9.4). Wanneer we het gemiddeld aantal recreatief staandwantvissers over 2013-2017 (559) vermenigvuldigen met de in de enquête aangegeven hoeveelheden gevangen trekvis per jaar in 2015-2017 kunnen de totale hoeveelheden gevangen trekvis worden geschat (Tabel 9.2). Dit levert een onrealistische overschatting, aangezien het aantal recreatief staandwantvissers in de Waddenzee een stuk hoger ligt dan voor de Delta bijvoorbeeld. Bovendien wordt er in deze benadering vanuit gegaan dat de bijvangsten aan trekvis in de Waddenzee qua aantallen en soorten representatief zouden zijn voor de overige kustwateren (en dus hiernaar doorberekend zouden kunnen worden), wat ook niet realistisch is.

Tot slot zijn schattingen van de vissers over wat ze lang geleden (2005-2010) hebben gevangen vaak onnauwkeurig, omdat ze dit waarschijnlijk niet goed meer kunnen herinneren.



Figuur 9.4 CPUE van de recreatieve standwantvisserij in de Waddenzee gebaseerd op 12 ingevulde enquêtes.

10 Sportvisserij

Met sportvisserij wordt de visserij met de hengel bedoeld, waarbij de vangst moet worden teruggezet of voor eigen consumptie wordt gebruikt, met de daarbij horende beperkingen op dit vistuig zoals aangegeven in de visserijwet 1963. Het aantal sportvissers in de binnenwateren werd in 2017 geschat op 1 miljoen en is de laatste jaren afgenomen (in 2009 waren dit er nog 1,48 miljoen; van der Hammen, 2019). Het aantal sportvissers in de kustwateren bedroeg in 2017 529.498 wat een lichte toename is ten opzichte van 2013 (491.936). Het totaal aantal sportvissers in 2017 wordt geschat op 1,12 miljoen wat een afname is vergeleken met 2009 (1,66 miljoen; van der Hammen, 2019). Het totaal aantal sportvissers is lager dan het aantal sportvissers van de binnen en kustwateren bij elkaar opgeteld aangezien de meeste sportvissers die in de kustwateren vissen ook in de binnenwateren vissen. Alles bij elkaar hebben zij de beschikking over zo'n 350.000 hectare viswater in de binnenwateren. De grote variatie aan leefgebieden voor vissen en aan viswateren voor de sportvisserij heeft geleid tot de ontwikkeling van allerlei verschillende vormen van sportvisserij. Meestal zullen trekvisserijen als toevallige vangsten bij het vissen op andere soorten worden gevangen.

Om te mogen sportvissen in de binnenwateren moet men in het bezit zijn van een VISpas. Op de binnenwateren mag men vissen met maximaal 2 hengels, of met 3 indien hier een aparte VISpas voor wordt aangevraagd. Ook de aassoorten, de vissoorten en maten die mogen worden bevestigd, en de periodes waarin mag worden gevestigd zijn onderhevig aan wetgeving. Van 1 april tot de laatste zaterdag in mei geldt een verbod voor sommige aassoorten en voor de visserij op een aantal roofvis-soorten; voor het IJsselmeer is dit t/m 31 mei. De specifieke gesloten periodes per soort zijn veelal gebaseerd op de paaitijd van de betreffende soort.

In de Visserijwet worden drie verschillende zeevisgebieden onderscheiden: 'visserijzone', 'kustwateren' en 'zeegebied'. In deze gebieden gelden verschillende regels voor de hengelsport. In de kustwateren geldt de beperking van (maximaal) twee hengels, voor de overige zeevisgebieden geldt deze beperking niet. In de visserijzone, de kustwateren en het zeegebied is voor het vissen met hengels geen visvergunning nodig. In het zoute water wordt op verschillende manieren gevestigd:

- Vanaf de kust/kant: Hiervoor zijn pieren, havenhoofden en golfbrekers van belang in verband met de mogelijkheid zonder (ruimte)concurrentie van andere recreanten op dieper water te kunnen vissen.
- Vanuit kleine sportvisbootjes.
- Vanaf grote sportvisserijsschepen (opstapvisserij): Vanwege de afnemende vangsten en strengere regelgeving wat betreft de uitrustingsvoorschriften is het aantal opstapvisserijsschepen op de Noordzee en Waddenzee aan het afnemen.

Voor een aantal plaatsen (IJmuiden, Scheveningen), regio's (Kop van Noord-Holland, Voordelta) en op provinciaal niveau (Zeeland) is de zeesportvisserij een belangrijke aanvulling op het toeristische aanbod en van belang voor de regionale economie (Smit & de Vos, 2004).

De Nederlandse overheid heeft verplichtingen opgelegd gekregen door de Europese Commissie met betrekking tot het rapporteren van vangsten door recreatieve vissers. Deze regelingen verplichten Nederland tot het verzamelen van gegevens over de omvang van de vangsten in de recreatieve visserij op kabeljauw, aal, haaien en roggen. In opdracht van het toenmalige Ministerie van Economische Zaken (thans LNV) is IMARES (thans WMR) hiermee in 2009 begonnen. Het Recreatieve Visserij Programma wordt uitgevoerd in samenwerking met Sportvisserij Nederland en recreatieve vissers. Sinds 2017 zijn aan dit programma zeebaars, koolvis en zalm toegevoegd (EU Data Collection Framework Council Regulation 1004/2017 and Council Decision 1251/2016). In dit programma wordt te weinig trekvis geregistreerd om op grond van deze cijfers iets te kunnen zeggen over de totale bijvangsten van trekvisserijen in de verschillende sportvisserijvormen.

10.1 Binnenwateren

Inspanning van de sportvisserij in de binnenwateren

In 2017 waren er 1 miljoen sportvissers in de binnenwateren die gemiddeld 5,9 keer per jaar vissen (gebaseerd op een gewogen gemiddelde per avidity groep, van der Hammen 2019). Het aandeel vissers dat vaak vist (>25 keer per jaar) is gering (15%). De seizoensritmiek in de inspanning is afhankelijk van het soort visser. Sportvissers zijn vooral actief in de zomermaanden en de inspanning in de maanden april en mei is voor enkele groepen lager, wat waarschijnlijk verklaard wordt door het vangstverbod op snoek, snoekbaars, baars, barbeel, kopvoorn en winde dat van kracht is in deze maanden.

Vangfrequentie en totale vangsten van de sportvisserij in de binnenwateren

Voor de vangfrequentie van trekvis door sportvissers in de binnenwateren zijn we teruggevallen op gegevens uit Jansen et al. (2008) aangezien de opgestelde enquête voor sportvissers niet via Sportvisserij Nederland verspreid kon worden en daardoor geen representatief beeld geeft. Vergeleken met Jansen et al. (2008) zijn de inspanningscategorieën net wat anders dan gerapporteerd in van der Hammen (2019). Op grond van het eerdere onderzoek is het aantal finten dat wordt gevangen in de binnenwateren veruit het hoogste van alle bijgevangen trekvis-soorten, wat opvallend is aangezien finten voornamelijk voor de kust foerageren (Tabel 10.1). Daarnaast werden op basis van de vangfrequentie uit het 2008-onderzoek op jaarbasis 23.301 zeeforellen en 5.352 zalmen gevangen. Houting werd 10.744 keer gevangen rivierprik 5.352 keer en zeeprik 16.227 keer. Dit zijn opvallend hoge aantallen van gevangen trekvissen in de binnenwateren en vormen waarschijnlijk een onrealistische overschatting. Dit komt voornamelijk omdat de vangfrequentie uit Jansen et al. (2008) gebaseerd is op enquêtes waarop sportvissers gereageerd hebben die veel vaker vissen dan het landelijk gemiddelde; en uiteraard is de vangkans hoger voor mensen die vaker vissen. Daarnaast hebben destijds voornamelijk (72%) gespecialiseerde vissers op de enquête gereageerd, terwijl uit eerder onderzoek van TNS-NIPO blijkt dat slechts 33% van de sportvissers tot deze groep behoort (TNS NIPO, 2004). Bovendien vist het gros van de sportvissers op de binnenwateren op locaties waar het überhaupt niet mogelijk is om trekvissen te vangen. Het bovenstaande zorgt ervoor dat de gegevens in de onderstaande tabel aanzienlijke overschattingen opleveren.

Tabel 10.1 Samenvattend overzicht sportvisserij in de binnenwateren. Totale inspanning (in aantal vissers in 2017), vangfrequentie (in aantal vissen per visser per jaar) en totale vangsten voor de verschillende inspanningscategorieën (in aantal keer vissen per jaar). De vangfrequentie is bepaald aan de hand van gegevens uit Jansen et al. (2008). Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

	1-5 keer*	6-11 keer*	11-25 keer*	Meer dan 25 keer*	Totaal**	Sterfte
Inspanning (aantal vissers)	376.860 (37%)	248.453 (25%)	231.730 (23%)	147.519 (15%)	1.004.561 (100%)	
Vangfrequentie (aantal per visser)						
Fint	0,33	0,02	0,57	1,65		
Houting	0	0	0,04	0,01		
Rivierprik	0	0	0,004	0,03		
Zalm	00	0	0,004	0,03		
Zeeforel	0,004	0,004	0,007	0,13		
Zeeprik	0	0	0	0,11		
Totale vangst						
Fint	124.364	4.969	132.086	243.406	504.825**	0-100%
Houting	0	0	9.269	1.475	10.744**	0-80%
Rivierprik	0	0	927	4.426	5.352**	0-10%
Zalm	0	0	927	4.426	5.352**	0-80%
Zeeforel	1507	994	1.622	19.177	23.301**	0-80%
Zeeprik	0	0	0	16.227	16.227**	0-10%

**Inspanningscategorieën verschillen van Jansen et al. (2008) (1-6 keer, 7-14 keer, 15-39 keer, meer dan 40 keer) en geven daardoor geen exact beeld van de juiste vangfrequentie uit 2008*

***Getallen zijn gebaseerd op de vangfrequentie uit Jansen et al. (2008), wat kan leiden tot een overschatting van de werkelijke totale vangsten. Deze overschatting wordt voornamelijk veroorzaakt doordat in het toenmalige onderzoek de resultaten vooral gebaseerd zijn op vissers die qua vis-intensiteit en -locaties niet volledig representatief zijn voor de totale groep sportvissers.*

Naast de gegevens uit Jansen et al. (2008) hebben we de gegevens uit de logboeken gebruikt die verzameld zijn voor het Recreatieve Visserij Programma. Aan de hand van een online screening survey uitgevoerd onder ~50.000 huishoudens zijn deelnemers geworven voor een logboek survey. Dit leidde tot ongeveer 2400 deelnemers en daarnaast werden nog ongeveer 50-100 fanatieke recreatieve vissers geworven via sportvisserij websites (van der Hammen, 2019). Deze logboek survey is inmiddels drie keer gehouden; van april 2012-maart 2013, van april 2014-maart 2015 en van maart 2016-april 2017. Zalmen en zeeforellen zijn lastig uit elkaar te houden en zijn daarom samengevoegd. Aangezien zalm/zeeforel voornamelijk in visvijvers gevangen worden, en wij voor dit rapport alleen in vangsten van wilde zalm/zeeforel geïnteresseerd zijn, zijn voor de binnenwateren alleen zalm/zeeforel vangsten meegenomen die gevangen zijn in rivieren en kanalen.

Het aantal vissers dat heeft aangegeven zalm en/of zeeforel te hebben gevangen in de binnenwateren staat weergegeven in Tabel 10.2. Onderstaande gegevens zijn het minimum aantal gevangen zalm/zeeforel.

Tabel 10.2 Aantal vissers die zalm/zeeforel gerapporteerd hebben in de binnenwateren en het aantal gehouden en teruggezette vangsten van de laatste logboek survey. Alleen gevangen zalmen/zeeforellen in rivieren en kanalen zijn geselecteerd (van der Hammen, 2019). Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

	2016-2017		Sterfte
Aantal vissers	2		
Vangsten	Gehouden	Teruggezet	
Zalm/ Zeeforel	0	2	0-80%

Ondanks dat de enquêtes van dit huidige onderzoek niet verspreid konden worden via Sportvisserij Nederland, hebben zeven sportvissers de enquête ingevuld. Van deze zeven was er één visser die aangaf in de binnenwateren te vissen. Deze visser viste gemiddeld 15 uur per jaar en gaf aan geen trekvisser te vangen.

10.2 Zee en kustwateren

Inspanning van de sportvisserij in de zee- en kustwateren

In totaal waren in 2017 529.498 vissers actief in de Nederlandse zee- en kustwateren (van der Hammen 2019). In 2009 waren dit nog 604.000 vissers, vervolgens nam dit aantal af tot 492.000 in 2013, en is dus de laatste paar jaar weer iets toegenomen. Deze vissers vissen gemiddeld 4 keer per jaar (gebaseerd op een gewogen gemiddelde per avidity groep, van der Hammen, 2019).

Vangfrequentie en totale vangsten van de sportvisserij in de zee en kustwateren

Voor de vangfrequentie van trekvisser door sportvissers in de zee- en kustwateren vallen we, om dezelfde reden als eerder aangegeven, ook terug op Jansen et al. (2008) die hun gegevens baseren op een onderzoek van TNS-NIPO (767 geënquêteerde sportvissers). In dit onderzoek geeft in totaal 4,3% van de zeehengelsporters aan weleens zalm/zeeforel te vangen en 1,8% geeft aan fint te vangen. Het verschil tussen beide soorten is opvallend. De overige trekvisser zijn niet meegenomen in het TNS-NIPO-onderzoek. Er lijkt geen effect van de manier van vissen te zijn op de kans op bijvangst (strand, boot, sportvisserijschip of een combinatie van methoden). Relatief gezien wordt de meeste zalm/zeeforel gevangen in de Kustzone (~68%), gevolgd door de Waddenzee (~20%) en daarna in de Delta (~12%) (Jansen et al. 2008).

In totaal gaf destijds 85% van de respondenten, die weleens zalm/zeeforel vangen, aan hier gericht op te vissen. Slechts 15% gaf aan niet gericht op deze soort te vissen, maar hem weleens bij te vangen. Dit laat zien dat in het toenmalige onderzoek het grootste deel van de vangsten in de zeehengelsport blijkbaar niet plaatsvonden als bijvangst maar dat het gerichte vangsten waren. Hetzelfde geldt voor de fint waarbij ruim 64% van de respondenten die weleens een fint vangt, aangaf hier gericht op te vissen. Dit hoeft overigens niet tegenstrijdig te zijn met de terugzetverplichting zoals die geldt voor deze vissen. Kernpunt is niet of (bij)vangst plaatsvindt, maar dat de gevangen vissen worden teruggezet.

Wanneer het aantal sportvissers vermenigvuldigd wordt met de vangfrequentie kunnen er totale aantallen gevangen trekvis geschat worden. Op grond van Jansen et al. (2008) zou dit betekenen dat een kleine 23.000 vissers weleens een zalm/zeeforel en ruim 9.500 vissers weleens een fint vangt. Waarschijnlijk zijn deze getallen echter een aanzienlijke overschatting aangezien deze gebaseerd zijn op enquêtegegevens-waarbij 85% van de geënquêteerden, die weleens een zalm/zeeforel vangt, aangaf hier ook gericht op te vissen. Het percentage sportvissers dat dit daadwerkelijk doet zal ordes van grootte lager liggen.

Tabel 10.3 Samenvattend overzicht zeehengelsport. Totale inspanning (in aantal vissers), vangfrequentie (in % vissers die zalm/zeeforel & fint vangt) en totale vangsten. De vangfrequentie is bepaald aan de hand van gegevens uit Jansen et al. (2008). Aangezien zalm en zeeforel moeilijk uit elkaar te halen zijn, zijn deze gegroepeerd. Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

	Totaal	Sterfte
Inspanning (aantal vissers)	529.498	
Vangfrequentie (aantal per visser)		
Zalm/Zeeforel	4,3%*	
Fint	1,8%*	
Totale vangst		
Zalm/Zeeforel	22768*	0-84%
Fint	9531*	0-100%

*Getallen zijn gebaseerd op de vangfrequentie uit Jansen et al. (2008), wat kan leiden tot een overschatting van de werkelijke totale vangsten. Deze overschatting wordt voornamelijk veroorzaakt doordat in het toenmalige onderzoek de resultaten vooral gebaseerd zijn op vissers die qua visserij (gerichte visserij op genoemde trekvissoorten) niet representatief zijn voor de totale groep zeehengelsportvissers.

Het aantal vissers dat in de logboeken survey heeft aangegeven zalm en/of zeeforel te hebben gevangen in de zee en kustwateren staat weergegeven in (Tabel 10.4). Onderstaande gegevens zijn het minimum aantal gevangen zalm/zeeforel (van der Hammen, 2019).

Tabel 10.4 Aantal vissers die zalm/zeeforel gerapporteerd hebben in de zee en kustwateren en het aantal gehouden en teruggezette vangsten van de laatste logboek survey (van der Hammen, 2019). Het sterftepercentage is bepaald aan de hand van literatuuronderzoek, enquêtes en expert-judgement.

	2016-2017		Sterfte
Aantal vissers	7		
Vangsten	Gehouden	Teruggezet	
Zalm/ Zeeforel	8	26	0-80%

Uit de enquêtes van het huidige onderzoek blijkt dat twee van de zeven geënquêteerde sportvissers in de Kustzone vist en vijf in de Waddenzee. De inspanning van deze vissers is gemiddeld bijna 20 uur per jaar en ze hebben allemaal aangegeven geen trekvisserij bij te vangen.

10.3 Intrekpunten

Rond de intrekpunten Kornwerderzand, IJmuiden, Scheveningen, Maasvlakte en Haringvlietdam en daarnaast bij Breezanddijk (geen intrekpunt) zijn door Jansen et al. (2008) veldinterviews uitgevoerd, waarbij individuele sportvissers ter plaatse werden benaderd over inspanning, vangsten en overleving van de trekvissen. Daarnaast hebben zij ook telefonische interviews gehouden met contactpersonen van plaatselijke hengelsportverenigingen.

Inspanning rond intrekpunten en bij Scheveningen

Zeer uiteenlopende schattingen zijn daarbij gedaan waar het gaat om inspanning (in aantal vissers) per intrekpunt. Omdat de inspanning weersafhankelijk is, kan een gemiddelde niet goed gegeven worden. Daarom geven we per intrekpunt een range aan (Tabel 10.5).

Tabel 10.5 Aantal vissers per dag verdeeld over weer/tijd categorieën (Jansen et al. 2008).

	Slecht weer	Dagelijks	Vakantie/ mooi weer	Opmerkingen
Kornwerderzand	0	5 en meer	100	
Breezanddijk	0	0	15-20	Vooraf campingbezoekers
IJmuiden	15	60	400-500	Schatting geldt voor de zuidpier, de noordpier en de sluizen samen.
Scheveningen	0	20-35	125	Schatting betreft zowel de havenhoofden als de pier. De pier is alleen toegankelijk voor leden van de Pierewaaiers, maximaal 25. De havenhoofden zijn vrij toegankelijk.
Maasvlakte	25	50	Geen kwantitatieve schatting mogelijk maar naar verwachting veel	
Sluizen en Haringvlietdam	0	5-10	30	De blokkendam wordt niet meegenomen in deze schatting omdat deze visplek is afgeschaft

Vangsten bij intrekpunten - 2008

Net als bij de inspanning zijn daarbij zeer uiteenlopende antwoorden gegeven over de vangsten. Wat opvalt is dat in het toenmalige onderzoek werd aangegeven dat op verschillende plekken nog gericht op zalm/zeeforel wordt gevist (IJmuiden, de Maasvlakte, het mondingsgebied van het Haringvliet (het zee-gedeelte ten westen van de Haringvlietdam)). Het bleek moeilijk om onderscheid tussen zalm en zeeforel te maken. Hieronder wordt een kort overzicht gegeven van de vangstgegevens zoals verkregen uit de interviews (Jansen et al. 2008).

Kornwerderzand: Van de vissers bij Kornwerderzand vangt 0,5% van de vissers in het seizoen weleens een zalm/zeeforel. Vangsten van fint en andere trekvissen zijn niet bekend. Tegenwoordig lijkt er niet of nauwelijks meer door sportvissers rondom Kornwerderzand gevist te worden.

Breezanddijk: Geen bijvangst bekend.

IJmuiden: In het spuikanaal is het mogelijk om 40 tot 50 finten per uur te vangen. Het is niet duidelijk hoeveel vissers dit ook werkelijk doen. Door alle vissers samen werden 5 tot 10 vangsten van zalm/zeeforel per week gemeld.

Scheveningen: Naar schatting acht tot tien zalmen/zeeforellen werden per jaar bijgevangen. De andere trekvissen werden voor zover bekend niet gevangen.

Maasvlakte: Naar schatting werden slechts vier zalmen en/of zeeforellen gevangen per jaar. De vangsten van fint kunnen sterk oplopen, tot wel 40 tot 50 per uur. Op deze soort werd gericht gevist, maar het is moeilijk te zeggen hoeveel finten totaal per jaar gevangen worden.

Sluizen en Haringvlietdam: Aangegeven werd dat op deze locatie met dreggen gevist werd, wat inhoudt dat een goede kans bestaat op het (bij)vangen van zalm/zeeforel. Hoeveel dit precies is, is niet te zeggen.

Uit gesprekken met vissers in het huidige onderzoek bleek dat er de laatste paar jaar niet meer door sportvissers bij Kornwerderzand gevist wordt, op een hele enkele keer na. Dit wordt bevestigd door dat bij de veldwaarnemingen hier geen sportvissers zijn waargenomen. Bij de Haringvlietssluisen vindt wel enige sportvisserij plaats waarbij in sommige gevallen gericht op zeeforel of fint wordt gevist.

Voor zeeforel (en zalm) en fint zijn een aantal hotspots bekend onder de sportvissers: IJmuiden, Haringvliet en de Maasvlakte (inclusief Europoort gebied). Het is bekend dat er door een selecte groep sportvissers gericht op deze soorten wordt gevist, het aantal sportvissers dat dit doet is onbekend. Op houting, elft, rivierprik en zee-prik wordt niet gericht gevist door sportvissers.

11 Onafhankelijke veldwaarnemingen

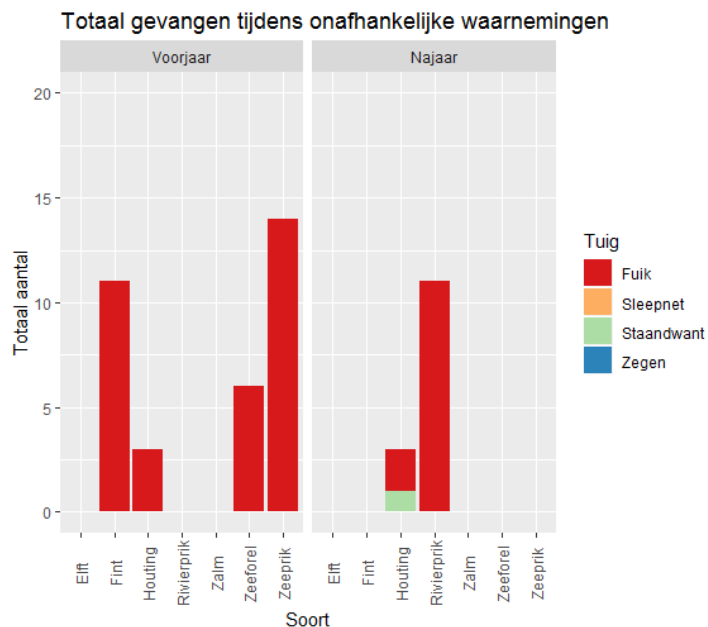
Enquêtes en interviews zullen niet in alle gevallen tot een 100% betrouwbaar en objectief beeld leiden en leiden daarnaast niet voor alle visserijen tot kwantitatief volledige datasets. Hierdoor is er voor sommige visserijvormen alleen een schatting mogelijk van zowel visserij-inspanning als vangkans. Om deze reden zijn in dit onderzoek gedurende het voor- en najaar van 2018 onafhankelijke veldwaarnemingen in de verschillende visserijvormen uitgevoerd door FishNED in opdracht van WMR. Hierbij is een opstapper mee geweest op twee locaties: bij de Haringvlietsluizen (zeekant) en bij Kornwerderzand (zowel aan de binnen als aan de buitenkant van de sluisen). Deze twee locaties zijn gekozen met het oog op het 'Kierbesluit' bij het Haringvliet en de voorgenomen 'vismigratierivier' bij Kornwerderzand.

De opstapper identificeerde en fotografeerde iedere trekvis en noteerde de lengte. Tabel 11.1 geeft het aantal veldwaarnemingen per tuig per locatie weer. De verdeling over de tuigen is niet homogeen en het zwaartepunt ligt voornamelijk bij de fuiken, waar ook relatief veel mee gevist wordt bij beide intrekpunten. Aan de binnenkant van de Haringvlietsluizen zijn geen veldwaarnemingen gedaan aangezien hier niet wordt gevist door beroepsvissers. Dit hangt samen met het visserijverbod op aal en wolhandkrab in de grote rivieren vanwege te hoge dioxine en PCB-gehalten. Verder waren de opstappers afhankelijk van welke vissers wilden meewerken en van welke visserij er werd beoefend in het betreffende jaar(getijde) en van de weersomstandigheden. Per locatie, per seizoen, per visserijvorm was telkens 1 visser geselecteerd met uitzondering van de garnalenvisserij bij de Haringvlietsluizen, waarbij bij twee verschillende vissers veldwaarnemingen zijn gedaan. In totaal zijn bij zeven verschillende vissers onafhankelijke veldwaarnemingen verricht.

Tabel 11.1 Overzicht van het aantal onafhankelijke veldwaarnemingen per locatie per tuig.

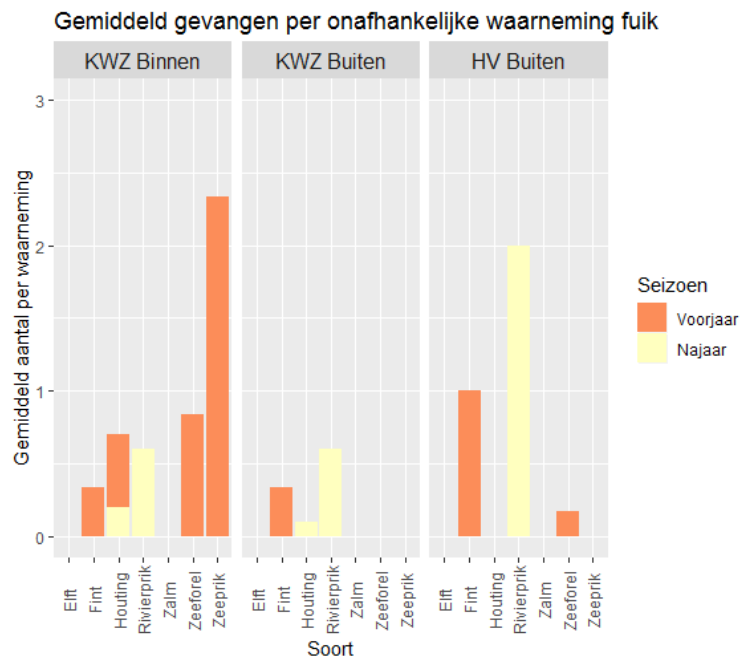
	Seizoen	Fuik	Standaard	Sleepnet (garnalen)	Zegen	Totaal
Kornwerderzand binnen	Voorjaar	6	-	-	-	6
	Najaar	5	3	-	-	8
Kornwerderzand buiten	Voorjaar	9	-	-	-	9
	Najaar	10	-	-	-	10
Haringvliet buiten	Voorjaar	6	-	-	8	14
	Najaar	1	-	7	-	8
Totaal		37	3	7	8	55

In Figuur 11.1 is het totaal aantal gevangen trekvis per seizoen per tuig te zien. Hieruit blijkt dat er geen bijvangst van trekvis waren in de zegen- en garnalenvisserij en maar 1 vis (houting) werd gevangen in het standaard (n=3, Kornwerderzand binnen). Tijdens de in totaal 55 onafhankelijke veldwaarnemingen zijn er in totaal 14 zeeprikken, 11 rivierprikken, 11 finten, 6 zeeforellen en 3 houtingen gevangen. Zalm en elft zijn niet gevangen. Fint, zeeforel en zeeprrik werden alleen in het voorjaar gevangen en rivierprrik alleen in het najaar. Het is opvallend dat er geen bijvangsten zijn geobserveerd in de garnalenvisserij terwijl deze op grond van het onderzoek van Glorius et al. (2015) op jaarbasis, alleen al in de Voordelta honderdduizenden finten vangen (maar wel berekend over een veel groter visgebied, wat voor een groot deel ook veel verder van de kustlijn ligt; zie verder hoofdstuk 8.1).



Figuur 11.1 Totaal aantal gevangen trekvisen per tuig per seizoen tijdens 55 onafhankelijke veldwaarnemingen.

Aangezien de veldwaarnemingen van bijvangsten voornamelijk in de fuikenvisserij plaatsvonden is het gemiddeld aantal vissen per waarneming per locatie per seizoen in fuiken weergegeven in Figuur 11.2. Gemiddeld werden de meeste trekvisen aan de binnenkant van Kornwerderzand gevangen, hier werd ook de hoogste diversiteit aan trekvisen gevangen (vijf van de zeven geselecteerde soorten). Alhoewel er relatief veel trekvisen bij Kornwerderzand lijken te zijn gevangen, zijn al deze vissen in onderzoeksfuiken van WMR gevangen en niet in de eigen fuiken van de vissers zelf. De fuikenvisser aan de buitenkant van Kornwerderzand vist met zeven onderzoeksfuiken en drie a vier eigen fuiken. De fuikenvisser aan de binnenkant van Kornwerderzand vist met 12 onderzoeksfuiken en vier eigen fuiken. De fuikenvisser aan de buitenkant van het Haringvliet vist alleen met eigen fuiken: drie hokfuiken en zes schietfuiken.



Figuur 11.2 Gemiddeld aantal gevangen trekvisen in fuiken per locatie per seizoen per onafhankelijke waarneming.

12 Cumulatieve effecten van de visserij

In dit hoofdstuk wordt een samenvattend overzicht gegeven van de voorgaande hoofdstukken. Paragraaf 12.1 geeft een overzicht van de trekvisvangsten. De representativiteit van de gepresenteerde gegevens wordt bediscussieerd in paragraaf 12.2.

12.1 Cumulatieve vangsten trekvissen

Tabel 12.1 geeft een overzicht van de vangsten van trekvissen in de verschillende visserijen en gebieden. Waar mogelijk is onderscheid gemaakt naar de verschillende levensstadia voor zalm (smolt/volwassen). De vangsten zijn een combinatie van totale inspanning en de vangfrequentie. Voor de berekening van de weergegeven vangsten wordt verwezen naar voorgaande hoofdstukken. De vangsten representeren echter niet direct wat aan een populatie onttrokken wordt. Overleving van de vissen in de tuigen speelt hierbij een belangrijke rol. Uit de enquêtes blijkt dat de terugzetverplichting voor trekvissen bij het merendeel van de beroepsvissers en recreatief staandwantsvissers bekend is. Voor de sportvissers is dit onduidelijk. Het lijkt er echter wel op dat bekendheid met betrekking tot de terugzetverplichting over de afgelopen jaren is toegenomen in vergelijking met Jansen et al. (2008). Daarnaast zullen ook niet alle gevangen trekvissen, ondanks de terugzet verplichting, worden teruggezet. De combinatie van sterfte in de tuigen en het aandeel trekvissen dat illegaal mee naar huis wordt genomen of wordt verhandeld bepaalt de totale sterfte.

Fint wordt relatief veel gevangen in de kustzone. Houting wordt veel gevangen in het IJsselmeer en de Waddenzee. Prikken worden vrijwel alleen in fuiken gevangen en lijken het talrijkst in de rivieren.

Over het algemeen worden in alle visserijen zowel bovenstrooms als benedenstrooms meer zeeforellen dan zalmen gevangen. De fuikenvisserij in het IJsselmeer vangt meer smolts dan volwassen zalmen. In de onderzoeksfuiken in de rivieren is de verhouding smolts/volwassen dieren 50:50.

Voor de staandwantsvisserij is de totale inspanning in de verschillende gebieden bepaald. Gegevens over vangfrequentie waren echter niet bekend en daarom kan er geen goede kwantitatieve inschatting gegeven worden voor totale vangsten door de staandwantsvisserij. Voor de Delta en de Waddenzee zijn de vangstregistraties in 2007 uit een onderzoek van Witteveen + Bos en AquaTerra meegenomen (zie bijlage 10 in Jansen et al. 2008). Vangsten in de staandwantsvisserij in de kustzone (zowel commercieel als recreatief) blijven echter onbekend. Voor de commerciële visserij is een inschatting gemaakt voor de inspanning. Omdat de vangfrequentie waarschijnlijk sterk verschilt tussen de verschillende groepen staandwantsvissers, is ook hier geen opschaling naar totale vangsten te maken. Aan de andere kant zien we dat er bij de recreatieve staandwantsvisserij met enige regelmaat trekvissen worden bijgevangen. Het ligt in de lijn der verwachting dat de commerciële staandwantsvisserij minstens even veel bijvangst van trekvissen zal hebben en dat de gepresenteerde cijfers mogelijk een onderschatting zijn.

De invloed van de zegenvisserij was niet kwantitatief vast te stellen. Op basis van interviews verwachten wij dat deze visserijvorm een gering effect heeft, omdat de overleving van de vissen relatief goed zal zijn.

De vangkans van salmoniden in de sleepnetvisserij (garnalenvisserij) lijkt laag te zijn, maar aan de hand van de enquêtes blijkt dat salmoniden toch af en toe worden bijgevangen.

Tabel 12.1 Cumulatieve effecten van visserij op trekvisserij in de verschillende visserijen en gebieden. Per gebied en visserij is het aantal vissen dat per jaar wordt bijgevangen aangegeven.

		IJsselmeer	Rivieren/ Binnen- wateren	Delta	Wadden- zee	Noordzee- kust	Sterfte
Fuiken	Elft	0-1	0	0-29	0	-	50-100%
	Fint	22-1020	0-186	1155-5924	726	-	50-100%
	Houting	888-19000	8-569	0-181	132	-	0-25%
	Rivierprik	159-14250	35-621	0-4569	429	-	0-10%
	Zalm	S 26-767	5-52	18-459	99	-	0-25%
		A 3-384	9-569	4-178	0	-	0-25%
	Zeeforel	168-1797	55-192	116-124	33	-	0-25%
	Zeeprik	250-2212	0-52	9-10477	132	-	0-10%
Staan- d-want	Elft	0	0	0	0	0	90-100%
	Fint	0	0	2-13	2	1-10	90-100%
	Houting	13328-46019	360	2	0	0	50-90%
	Rivierprik	0	0	0	0	0	0-50%
	Zalm	S 0-183	0	0	0	0	90-100%
		A 0	0	0	0	0	90-100%
	Zeeforel	0-73	0	2	2-9	1-10	90-100%
	Zeeprik	0	18	0	0	0	0-50%
Zegen	Elft	0	-	0	-	-	0-10%
	Fint	0	-	0	-	-	0-10%
	Houting	13	-	0	-	-	0-10%
	Rivierprik	0	-	0	-	-	0%
	Zalm	S 0	-	0	-	-	0-10%
		A 0	-	0	-	-	0-10%
	Zeeforel	0	-	0	-	-	0-10%
	Zeeprik	0	-	0	-	-	0%
Sleepnetten (garnalen- visserij)	Elft	0	-	0-2943	0	0-5225	80-100%
	Fint	0	-	2158-441586*	853-285551*	5748-211186*	80-100%
	Houting	0	-	0-2158	0-853	0-5225	30-40%
	Rivierprik	0	-	1670-2158	4689-10584	3832-38033	0-10%
	Zalm	S 0	-	0-590	0	0-523	0-25%
		A 0	-	0-295	0	0-523	0-25%
	Zeeforel	0	-	0-295	0	0-523	0-20%
	Zeeprik	0	-	0-2158	0-427	0-5225	0-10%
Recre- atief staan- d-want	Elft	-	-	0	16-237	0	90-100%
	Fint	-	-	70	221-3548	435	90-100%
	Houting	-	-	0	0	0	50-90%
	Rivierprik	-	-	0	0	0	0-50%
	Zalm	S -	-	0	0-237	26	90-100%
		A -	-	0	79-473	43	90-100%
	Zeeforel	-	-	0	913-2602	48	90-100%
	Zeeprik	-	-	0	0	0	0-50%
		Binnenwateren		Zee en kustwateren			
Sport- visserij**	Elft	0		0		0-100%	
	Fint	504.825		9531		0-100%	
	Houting	10.744		0		0-80%	
	Rivierprik	5.352		0		0-10%	
	Zalm	5.352		11384		0-80%	
	Zeeforel	23.301		11384		0-80%	
	Zeeprik	16.227		0		0-10%	

*Hoogste aantallen gebaseerd op bijvangsten van fint in de garnalenvisserij in jaren met relatief veel fint voor de Nederlandse kust, desalniettemin geven deze hoge aantallen weer dat de garnalenvisserij veel jonge finten (kunnen) bijvangen.

**Aantallen gebaseerd op vangfrequentie Jansen et al. (2008)

Op basis van de beschikbare gegevens bleek het niet mogelijk een goede inschatting te maken van de vangsten in de sportvisserij beoefend in de binnenwateren. De gepresenteerde waarden zijn afkomstig van een eerdere internetenquête (uit Jansen et al. 2008). Het is echter zeer waarschijnlijk dat voornamelijk vissers die veel vissen en vissers die trekvisserij bijvangen gereageerd hebben op de internetenquête. De enquête heeft daarom betrekking op een niet representatieve groep. Na correctie hiervoor lijken de waarden nog steeds vrij hoog. Opvallend zijn de hoge vangsten zalm/zeeforel in de zeehengelsport. Deze waarden zijn gebaseerd op een TNS NIPO enquête (TNS NIPO, 2007). Voor bepaling van de vangsten door de zeehengelsport was het niet mogelijk onderscheid te maken tussen zalm en zeeforel. Daarom wordt een gecombineerde waarde voor beide soorten én levensstadia

(volwassen en smolt) gepresenteerd. Determinatie van zalm en zeeforel is een probleem dat vrijwel in alle monitoringsreeksen aan de orde is.

Onderzoeken laten zien dat barrières een sterk concentrerende werking hebben op trekvis (Winter 2009). Trekvis loopt vertraging op bij dergelijke barrières omdat zij zoeken naar een doortrekmogelijkheid. Door de langere verblijftijd en verhoogde activiteit wordt de vangkans per vistuig groter dan bij vrij optrekbare situaties. Van de intrekpunten langs de Nederlandse kust geven de Nieuwe Waterweg, de Westerschelde en de Eems-Dollard een vrije doorgang naar de migratieroutes die verder stroomopwaarts lopen. Andere belangrijke migratieroutes starten bij de intrekpunten Haringvliet en Afsluitdijk. Bij deze intrekpunten valt een concentratie optrekkende vis te verwachten. De vangkans van trekvis is dan ook hoger nabij deze intrekpunten zoals aangetoond bij Kornwerderzand en in de Delta (paragraaf 5.5, Winter 2009). Het Noordzeekanaal lijkt voor de hier beschouwde trekvis nauwelijks van belang (zie Bij de Vaate & Breukelaar 2003 voor zeeforel en zalm). Doordat geen bemonsteringen zijn gedaan waarbij de vangsten van trekvis op verschillende regelmatige afstanden van intrekpunten zijn vastgesteld, zijn over de bijvangst kansen op verschillende afstanden van intrekpunten geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. Een kwantitatieve schatting van de inspanning en de vangsten op verschillende afstanden van de intrekpunten kon daarom niet gemaakt worden.

12.2 Representativiteit van de data

Over het algemeen geldt dat de trends van zeldzamere vissoorten/trekvis in de binnenwateren goed in kaart worden gebracht door de verschillende monitoringsprogramma's. Bijvangst gegevens en inspanningsgegevens van de vissers zijn echter beperkt beschikbaar. In de kustzone is over de vangsten van trekvissoorten weinig bekend (behalve voor de garnalenvisserij), maar is de inspanning via logboeken en VMS-gegevens juist relatief goed in kaart gebracht.

Zoals aangegeven representeren de vangsten niet direct wat aan een populatie onttrokken wordt. Overleving van de vissen in de tuigen speelt hierbij een belangrijke rol, evenals de bereidheid om de trekvis terug te zetten in het betreffende water. Voor de Nederlandse situatie zijn geen goede schattingen over de sterftekans bekend. De weergegeven waarden zijn bepaald op basis van literatuuronderzoek (die mogelijk afwijken van de Nederlandse situatie), enquêtes en expert-judgement.

Binnenvisserij

Voor de fuikenvisserij waren verschillende gegevenssets beschikbaar waarmee de vangkans in de rivieren (waar inmiddels overigens geen fuikenvisserij meer plaatsvindt) en het IJsselmeer bepaald kon worden. Deze gegevens zijn gebaseerd op werkelijke vangsten en zijn daarmee betrouwbaar (alhoewel de opwerkingen op basis hiervan vaak niet representatief zijn). De inspanningsgegevens zijn bepaald op basis van enquêtes en vergunningsgegevens. Over het algemeen was de respons op de enquêtes vrij laag. Daarnaast zijn we in de enquêtes uitgegaan van de informatie die vissers op basis van hun kennis met ons deelden. Dit houdt in dat de vissers niet speciaal voor dit onderzoek een logboek van de vangsten hebben bijgehouden, maar dat informatie is gegeven op basis van schattingen van inspanning en vangsten in het verleden. De totale vangsten per fuikenvisser in de binnenwateren, berekend op basis van de inspanningsgegevens uit de enquêtes vermenigvuldigd met vangfrequenties uit de monitoringsfuiken, liggen regelmatig in dezelfde ordegrottes als de vangsten zoals die zijn aangegeven in de enquêtes. Voor enkele soorten liggen de berekende waarden op basis van de fuikenmonitoringen iets hoger dan op basis van de enquêtes, wat te verklaren is door het feit dat monitoringsfuiken relatief een betere vangkans hebben voor de doelsoorten (zeldzame vis en trekvis) dan gewone (reguliere) fuiken. In de berekening wordt echter aangenomen dat de vangkans van de monitoringsfuiken representatief is voor alle fuiken. Dit zal daarom een overschatting van de

totale vangsten geven. Daarnaast vindt de monitoring voornamelijk plaats op de grote rivieren waar sinds 2011 niet meer met fuiken gevist mag worden op aal en wolhandkrab vanwege te hoge dioxine- en PCB-gehalten. Doordat de monitoring voornamelijk op de grote rivieren plaats vindt, is de vangfrequentie voor alle binnenwateren bepaald op basis van fuiken in de grote rivieren waardoor dit geen representatief beeld geeft (immers, trekvis komt vooral voor in de rivieren en daarbuiten nauwelijks). Daarnaast zijn sommige monitoringen gestopt in 2013 waardoor de vangfrequentie is bepaald op verouderde gegevens. In sommige gevallen, echter, geven de opwerkingen die gebaseerd zijn op de enquêtes hogere bijvangsten weer. Waarschijnlijk komt dit doordat het aantal geënquêteerde vissers per deelgebied vaak niet representatief is waardoor hoge trekvis bijvangsten door één visser zwaar mee tellen in de opwerkingen.

Voor de vangfrequentie in de fuikenvisserij in het IJsselmeer zijn gegevens uit zowel het zeldzame-vissen programma, passieve fuikenmonitoring, als uit het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren gebruikt. Het grote verschil tussen de uitkomsten van het diadrome vissen programma en de passieve fuikenmonitoring komt voor een groot deel voort uit verschillen tussen de twee monitoringen. De passieve fuikenmonitoring werd van 2007-2013 op drie locaties (2 in het IJsselmeer en 1 op het IJmeer) gedurende het hele jaar uitgevoerd, terwijl het diadrome vissen programma op 2 specifieke intrek-locaties (Den Oever, Kornwerderzand) sinds 2012 gedurende het voorjaar en het najaar (wanneer de meeste trek plaatsvindt) wordt uitgevoerd. Naast het verschil in jaren, wat voornamelijk verschillen tussen soorten verklaart, is het de selectie van fuiklocaties (en -periodes) die veel bijdraagt aan de vangstverschillen. Bij de opzet van de passieve fuikenmonitoring is daarbij vooral geselecteerd op fuikenplaatsen die een hoge diversiteit aan soorten vangen. De vangfrequentie van trekvis in deze monitoringsfuiken zal daarom hoger liggen dan de vangfrequentie van het gehele fuikenarsenaal. De lagere aantallen in het zeldzame vissen programma t.o.v. de fuikenmonitoringen kunnen mogelijk verklaard worden doordat binnen de fuikenmonitoringen niet gecorrigeerd kon worden voor het gebruik van alle fuiken. In de schatting van de fuikenmonitoringen wordt ervan uitgegaan dat alle fuiken waarvoor vergunningen uitgegeven zijn net zo vaak en intensief ingezet worden als de monitoringsfuiken. In werkelijkheid zullen de monitoringsfuiken vaker gebruikt worden dan de fuiken in de visserij. In het zeldzame vissen programma is hier voor gecorrigeerd. Hier blijkt het belang van goede gegevens over zowel de vangsten als de inspanning, omdat in de opwerking naar totale aantallen de totale inspanning een belangrijke rol speelt.

De totale vangsten van de sportvisserij in dit onderzoek zijn hoog maar zijn gebaseerd op oud onderzoek uit 2008 Jansen et al. (2008). Omdat Jansen et al. (2008) een specifieke enquête uitgevoerd hebben naar de vangsten van trekvis (waaronder ook aal) is het beeld dat vooral door vissers gereageerd is die af en toe trekvis vangen. De mensen die nooit trekvis (inclusief aal) vangen zijn daardoor waarschijnlijk onvoldoende meegenomen in de analyse. Ondanks correctie van Jansen et al. (2008) voor het aandeel vissers dat relatief veel vist en de oververtegenwoordiging van specialistische vissers, is de kans groot dat de gepresenteerde getallen een overschatting van de vangsten beschrijven doordat de waarden gebaseerd zijn op een niet selecte steekproef. Bovendien stammen de gegevens uit 2008 en is de sportvisserij sindsdien (zowel qua aantallen beoefenaars als qua typen sportvisserij) veranderd, waarmee de eerdere gegevens ook op dit punt dus niet meer volledig representatief zijn.

Kustvisserij

De bijvangst in de garnalenvisserij is gebaseerd op een onderzoek onder garnalenvissers in de periode 2012-2014. Hieruit bleek dat er destijds honderdduizenden (jonge) finten werden bijgevangen in zowel de Delta, de Waddenzee, als in de Kustzone (Hoofdstuk 8), waarmee de garnalenvisserij voor de grootste bijvangst van trekvis zorgt. Hierbij moet echter worden aangetekend dat de data gebruikt voor de opwerking afkomstig zijn uit de jaren 2012-2014. Dit waren jaren waarin fint ook relatief veel in de DFS, in de ankerkuil monitoring in de Eems en in het diadrome vissen programma bij Kornwerderzand gevangen werd. Blijkbaar was in deze jaren sprake van een grote aanwezigheid van (jonge) finten in de totale Noordzeekustzone, wat uiteraard van invloed is op de omvang van de bijvangst van deze soort in de garnalenvisserij.

Opwerkingen van de vangsten van verschillende visserijvormen in de Delta zijn soms niet representatief aangezien sommige visserijen voornamelijk in de Voordelta plaatsvinden (sleepnetten bijvoorbeeld) terwijl andere visserijen (zegen bijvoorbeeld) voornamelijk in de Oosterschelde plaatsvinden. Daarbij is net als bij de binnenvisserij het aantal ingevulde enquêtes per visserijvorm per deelgebied vrij laag, waardoor de opgewerkte aantallen niet altijd representatief zullen zijn voor de visserijvorm in een bepaald deelgebied. Met name gegevens over de sleepnetvisserij (op plat- en rondvis) en de standwantvisserij voor de kust zijn slechts heel beperkt beschikbaar.

Vangsten van de zeehengelsport zijn bepaald aan de hand van een eerdere TNS NIPO-enquête gericht op de zeevisserij (TNS NIPO, 2007; Jansen et al. 2008). Net als in de binnenwateren zijn de vangsten van trekvisserij in de kustzone relatief hoog (met name zalm/zeeforel en fint). Jansen et al. (2008) concludeerde dat, doordat deze enquête is uitgevoerd door TNS NIPO, de enquête representatief geacht mag worden. Echter, ook hier geldt dat wellicht toch een oververtegenwoordiging van vissers die trekvisserij vangen heeft plaatsgevonden. De gerapporteerde aantallen gevangen trekvisserij liggen weliswaar lager dan in de binnenwateren en lijken daarmee realistischer dan de waardes zoals die destijds voor de binnenwateren zijn bepaald. Desondanks is de verwachting dat ook voor de zeehengelsport de werkelijke (en actuele) aantallen bijgevangen zalm/zeeforel en fint lager liggen dan hier gerapporteerd.

Vangstgegevens over de vaste-tuigvisserij in de Waddenzee zijn gebaseerd op een recent onderzoek van 2016-2018 waarbij 1,5 jaar lang de vangsten van vaste vistuigen werden geregistreerd aan de hand van logboeken. Aan dit onderzoek werkten zes vissers mee waarbij de meerderheid van de geregistreeerde visreizen van twee vissers komen. Deze twee vissers hebben niet alle reizen ingevuld en één van de twee heeft de reizen zonder vangst niet geregistreerd. De geregistreeerde tijden leken in veel gevallen niet te kloppen waardoor de inspanning alleen op het niveau van visreizen is berekend. Met deze gegevens is alleen een schatting van de minimale, absolute vangst mogelijk (M. Verweij, N. Tien & I. Tulp, ongepubliceerde data).

Het verstrekken van logboekgegevens is verplicht voor schepen die op zee vissen. Het verstrekken van VMS-gegevens is verplicht voor schepen vanaf 12 meter lengte. Hierdoor worden kleinere schepen in de analyses, gebaseerd op gecombineerde logboek- en VMS-gegevens, buiten beschouwing gelaten (doordat zij alleen in de logboek gegevens voorkomen). Aangezien de logboekgegevens geen GPS-coördinaten van de vangsten bevatten en de vangstlocatie wordt aangegeven door middel van ICES-kwadranten kan voor de kleinere schepen alleen op het niveau van ICES-kwadranten de inspanning bepaald worden. Doordat de ICES-kwadranten vaak veel groter zijn dan de geselecteerde kust deelgebieden (Delta, Waddenzee, Kustzone) leidt dit ertoe dat de inspanning gebaseerd op alleen de logboeken overschat wordt. Daarnaast zijn vissers alleen verplicht om vangstgegevens van de gequoteerde soorten te noteren in de logboeken waardoor de vangsten van trekvisserij over het algemeen niet uit de logboekgegevens zijn af te leiden.

13 Overige aspecten van invloed op de populatie van salmoniden en overige trekvis

13.1 Paai- en opgroeihabitat – zalm en zeeforel

Ruimtelijke beperkingen

Om tot een zichzelf in stand houdende zalmopopulatie in de Rijn te komen, is een bepaalde hoeveelheid paai- en opgroeihabitat nodig. In de Rijn is in totaal 1237 ha potentieel opgroeihabitat aanwezig waarvan 256,3 ha paaihabitat voor zalm (ICBR 2018). Eén hectare opgroeihabitat kan naar schatting een populatie van 10 tot 30 volwassen terugkerende zalmen per jaar opleveren (ICBR, 2004). In theorie betekent dit dat in de Rijn jaarlijks tussen de 12.000 en 37.000 volwassen zalmen terug zouden kunnen keren om in de (zij)rivier te paaien. Een deel van deze opgroeihabitats is echter nog niet bereikbaar voor de zalmen door het ontbreken van vistrappen bij stuwen.

In totaal is 256,3 hectare potentieel paaihabitat aanwezig in de Rijn. De opgroeihabitats moeten ongeveer 10 keer groter zijn dan de paaihabitats om geen belemmering te geven voor het terugkerende aantal volwassen zalmen (ICBR, 2004). Op basis van alleen de paaihabitats in de Sieg is al een grotere populatie terugkerende zalmen mogelijk, dan op basis van het totaal beschikbare oppervlak opgroeihabitat. De hoeveelheid opgroeihabitat zal daarom eerder een beperkende factor zijn dan het paaiareaal. Op basis van de huidige aantallen terugkerende zalmen (440-940 exemplaren per jaar) lijkt dit nog geen beperking op te leveren.

Habitatkwaliteit

De conditie van vele stroompjes en beken, welke van oudsher de paaihabitats van de zalm en zeeforel waren, zijn veranderd door menselijk ingrijpen (van de Ven, 1976). Door met name landbeheer blijkt de toevoer van fijn sediment (zand, slib en klei) toe te nemen (Theurer et al., 1998; Walling & Amos, 1999). Door de soms kunstmatig hoge waterniveaus kunnen opgeloste stoffen zich op het sediment afzetten. Hierdoor wordt direct het natuurlijke zuurstofniveau in het sediment beïnvloed. Mortaliteit van de zalm-eieren is significant gecorreleerd met de gemiddelde zuurstofconcentratie in de sedimentlaag (Ingendahl, 2001) en zal hierdoor dus negatief beïnvloed worden. Het huidige paaisucces lijkt in de meeste zijrivieren die bereikbaar zijn lager dan in de natuurlijke historische situatie.

13.2 Waterkwaliteit

De verslechterde waterkwaliteit in de 20e eeuw wordt vaak aangemerkt als reden van de verdwijning van de zalm uit de Rijn. Rond 1975 heeft een kentering in de waterkwaliteit opgetreden. De zuurstofhuishouding van de Rijn verbeterde (Willemsen, 1983) en giftige verbindingen als zware metalen en een scala van organische microverontreinigingen als PCB's liepen in concentratie terug (Cazemier, 1988; Van Drimmelen, 1987; Hagel, 1987; Kerkhoff et al., 1986; Nijssen, 1985; Pieters et al., 1983). Over het algemeen wordt aangenomen dat de waterkwaliteit van de Rijn tegenwoordig goed is en dat dit geen belemmeringen met zich meebrengt voor de zalm.

13.3 Migratiebelemmeringen

Gedurende het proces van industrialisatie en urbanisatie hebben in de stroomgebieden van de Rijn en de Maas de afgelopen eeuw vele morfologische veranderingen plaatsgevonden zoals bedijkingen, verstuwingen, kanalisatie, uitdiepingen en stormvloedkeringen. Nederland is van oorsprong één grote delta met estuaria met natuurlijke overgangen van de rivieren naar de zee en een geleidelijke overgang van zoete naar zoute wateren. Trek van zoet naar zout en omgekeerd kon ongelimiteerd plaatsvinden en natuurlijke dynamiek zorgde voor een diversiteit aan opgroei- en paaimogelijkheden voor vissen van allerlei ecologische groepen. In het kader van waterbeheer zijn gaandeweg steeds meer van deze natuurlijke overgangen tussen zoet en zout afgesloten. Bedijking en inpoldering hebben ervoor gezorgd dat ons land weliswaar beschermd is tegen overstromingen, maar de meeste doorgangen zijn hierdoor moeilijk passeerbaar voor vissen. Ongehinderd naar binnen of naar buiten trekken, zonder fysieke obstakels is in het Maas-Rijn stroomgebied alleen nog mogelijk via de monding van de Nieuwe Waterweg. De optrekmogelijkheden via de sluizen in de Afsluitdijk en het Haringvliet zijn beperkt. Langs de Friese en Groningse kust zijn kunstmatige intrekmogelijkheden. De estuaria in de Westerschelde en Eems-Dollard bieden nog vrije optrekmogelijkheden.

Stroomopwaarts in de rivieren bevinden zich nog meer obstakels: stuwen en waterkrachtcentrales vormen barrières. In de Neder-Rijn en Lek bevinden zich drie stuwen. Alle drie de stuwen (Driel, Amerongen en Hagestein) zijn omstreeks 1970 aangelegd om de waterafvoer richting de IJssel te kunnen regelen (Dijkstra & De Laak, 2003). De stuwen bij Amerongen en Hagestein zijn voorzien van een waterkrachtcentrale, alhoewel WKC Hagestein momenteel langdurig buiten bedrijf is. Voor de zijrivieren in bovenstroomse gebied van de Rijn is de situatie niet anders. In deze zijrivieren bevinden zich vele stuwen, maar slechts een deel hiervan is voorzien van waterkrachtcentrales. De voor de zalm-herintroducties gebruikte zijrivier de Sieg is tot honderd kilometer vrij optrekbaar. De totale lengte van de Sieg bedraagt 155 km. Ook het begin van de Wupper is optrekbaar voor zalm.

In toenemende mate zijn maatregelen genomen om met name de stroomopwaartse migratie van trekvis te faciliteren, bijvoorbeeld door de aanleg van vistrappen. Voor de hoofdstroom geldt dat de stuwen in de Nederrijn/Lek allen voorzien zijn van een vispassage. In 2001 werd de passage in Driel aangelegd, terwijl Amerongen en Hagestein in 2004 voorzien werden van een vispassage. Deze vistrappen worden weliswaar gebruikt door een breed scala aan vissoorten, maar heffen de barrièrewerking niet helemaal op (de Leeuw & Winter 2006, Winter 2006). Onderzoeken laten zien dat barrières een sterk concentrerende werking hebben op trekvis. Trekvis loopt vertraging op bij dergelijke barrières omdat zij zoeken naar een optrekmogelijkheid. Winter & Jansen (2007) lieten aan de hand van zalmsteekgegevens en telemetriegegevens (bij de Vaate & Breukelaar 2001, Jurjens, 2006) zien dat de aanleg van vistrappen in de Lek de migratiemogelijkheden heeft verbeterd maar dat migratiehinder nog steeds ondervonden wordt door de aanwezigheid van barrières met vistrappen. Ook onderzoek bij de vistrap van Hagestein (Winter, 2006) en andere stuwen (de Leeuw & Winter, 2006) laat zien dat vistrappen doortrek mogelijk maken, maar de barrièrewerking zeker niet volledig wegnemen. Bovenstaande onderzoeken laten zien dat als gevolg van het effect van 'zoekgedrag' van de vissen, en de hiermee samenhangende concentratiewerking van de vissen in de nabijheid van de stuwen en migratievoorzieningen, de vangkans van de vissen in de nabijheid van de barrières toeneemt.

In de Maas zijn inmiddels alle zeven stuwen in het Nederlandse stroomgebied voorzien van V-vormige bekkenvistrappen.

13.4 Waterkracht

Zoals in bovenstaande paragraaf beschreven, bevinden zich twee waterkrachtcentrales in het Nederlandse gedeelte van het Rijnstroomgebied. Wanneer de vissen in de turbines van de waterkrachtcentrale terecht komen kunnen ze beschadigd worden. De mate van beschadiging hangt onder andere af van het type turbine dat gebruikt wordt, het verval, de soort vis en de lengte van de

vis. Sterfte door mechanische beschadiging is bij waterkrachtcentrales een probleem voor de zalm. Desoriëntatie speelt naast beschadiging een grote rol, wat komt door drukverschillen en sterke veranderingen in stroomsnelheid. De aanwezigheid van dammen kan de smolt-migratie vertragen, wat vervolgens tot desmoltificatie kan leiden (desmoltificatie; het terugdraaien van de interne lichamelijke aanpassingen die de osmotische tolerantie van zoet naar zoutwater vergroten, Aerestrup & Koed, 2003).

De directe schade voor zalm- en zeeforelsmolts in de turbines wordt geschat op 5% (Hadderingh & Bakker, 1998). De cumulatieve sterfte van molts door waterkrachtcentrales in de Nederrijn is daarmee naar schatting 10%. Voor grote vissen ligt de sterftekans hoger. Voor stroomafwaarts migrerende volwassen zalmen zal de directe sterfte daarom vele malen hoger liggen. Dit laatste geldt echter alleen voor kelts: zalmen die de paai overleven en voor een tweede keer naar zee gaan. Voor de Rijn-populatie zalm bedraagt het aantal kelts minder dan 10% van het totaal aantal paaiers. Voor stroomopwaarts migrerende zalmen/zeeforellen wordt geschat dat er ongeveer 10% verlies is per stuwdam/turbine (Vriese 2016).

In de zijrivieren gelegen in het bovenstroomse gedeelte van de Rijn bevinden zich meerdere waterkrachtcentrales. Zo liggen er bijvoorbeeld in de Wupper alleen al acht waterkrachtcentrales. De impact van waterkracht op sterfte van molts in deze gebieden is afhankelijk van het aantal waterkrachtcentrales tussen het opgroeigebied en de hoofdstroom en de totale aantallen wegtrekkende molts. In zijrivieren waar veel molts wegtrekken (bijv. Sieg) zullen de cumulatieve effecten van waterkracht belangrijker zijn dan in zijrivieren met een gelijk aantal waterkrachtcentrales maar waar minder molts wegtrekken (minder uitzettingen en/of natuurlijke paai).

13.5 Koelwaterinlaten

Energiecentrales langs de Rijn onttrekken water wat gebruikt wordt als koelwater. In de Rijndelta zijn circa 30 locaties met koelwaterinlaten. Zalmsmolts zijn gevoelig voor acute temperatuurstijgingen tijdens de stroomafwaartse migratie, wat tot een temperatuurschok kan leiden (Nolan et al., 2000). Het maximale temperatuurverschil dat zalmsmolts kunnen verdragen is 7°C in de zomer en 15 °C in de winter (Kerkum et al., 2004). Naar verwachting zal echter weinig contact tussen de molts en het verwarmde water zijn, omdat het warme water vooral aanwezig is langs de oevers, terwijl de molts vooral via de hoofdstroom trekken (Kerkum et al., 2004).

13.6 Predatie

Kunstmatige meren

In Denemarken bleek dat na aanleg van kunstmatige meren een grote predatie van aalscholvers op zalm- en zeeforelsmolts plaatsvond (Koed et al., 2006). Op basis van telemetriegegevens werd aangetoond dat de mortaliteit na aanleg van het meer verdubbeld was. De predatie op zalmsmolts was hoger dan op zeeforelsmolts. Dergelijke observaties zijn ook gedaan in een meer in Zweden (Olsson et al., 2001). Ook hier werden in een kunstmatig meer vertraagde migratie en verhoogde mortaliteit waargenomen, waarbij als belangrijke oorzaak voor de verhoogde mortaliteit ook hier de toegenomen predatiedruk in het meer werd benoemd.

Ook in het Rijn-stroomgebied is door de aanleg van de Afsluitdijk een groot kunstmatig meer gecreëerd, het IJsselmeer. In dit meer zijn twee belangrijke predatoren aanwezig: de aalscholvers en de snoekbaars. In het IJsselmeer is de omvang van de broedpopulatie aalscholvers sinds de jaren tachtig zeer sterk toegenomen. Ook zijn de aalscholvers steeds noordelijker gaan broeden. Het aantal broedparen in zowel het IJsselmeer en Markermeer wordt op ~22.000 geschat in 2017 (sovon.nl). Naast de aalscholvers zijn de snoekbaarzen een (van origine onnatuurlijke) predator die vroeger niet aanwezig was in het Rijnsysteem. De introductie van snoekbaars aan het einde van de 19e eeuw wordt gezien als een van de meest succesvolle introducties van uitheemse soorten (de Groot, 1985; Nijssen & De Groot, 1987). In de jaren zeventig was de aanvoer van in de visserij gevangen snoekbaars uit het IJsselmeer en Markermeer met ruim 670 ton het hoogst, in de volgende decennia

nam de aanvoer gestaag af tot 60 ton in 2006 (Jansen et al., 2007), na een korte opleving in 2007-2009, toen er weer meer dan 200 ton snoekbaars werd aangeland, namen de aanlandingen weer af sinds 2010. De aanlandingen in de laatste jaren nemen echter wel weer iets toe (Tien et al. 2018). Over de predatie van smolts in het IJsselmeer is niet veel bekend. Resten van zalm- of zeeforelsmolts zijn echter nooit aangetroffen in de braakballen van aalscholvers in het IJsselmeer (van Rijn & van Eerden, 2001). Wel is bekend dat zowel aalscholvers als snoekbaars een wezenlijk predatierisico vormen voor salmonidensmolts in andere gebieden (o.a. Koed et al., 2002). Ondanks de mogelijk hoge predatie-risico's in het IJsselmeer lijkt het aantal zalmen dat via het IJsselmeer uittrekt (<1%, Hop en Vriese 2018) zo laag dat predatie van deze zalmen geen groot effect op de populatie zal hebben.

Zoet-zoutovergangen

Rond de zoet-zoutovergangen moeten vissen acclimatiseren aan nieuwe saliniteitniveaus, wat de risico's op predatie door zowel vissen als vogels verhoogt (Dieperinck et al., 2002; Jepsen et al., 2006). De osmotische waarden in de estuaria veroorzaken een stressreactie die het normale antipredatorgedrag blokkeren en dus het predatierisico in de eerste 24 uur na passage van de zoet-zoutovergang verhogen (Jarvi, 1989a, b, 1990; Handeland et al., 1996). Hierbij lijkt het dat de predatie op zalm-smolts hoger is dan op zeeforelsmolts (Dieperinck et al., 2002; McCormick et al., 1998). Het predatierisico is hoger voor smolts die een relatief vroege of late migratieperiode kennen: deze groepen hebben een langere acclimatisatieperiode in zoutwater nodig, wat de kans op predatie vergroot (McCormick et al., 1998).

Predatie (paai)gebieden-Rijn

Alhoewel het aantal aalscholvers op en rondom het IJsselmeer is toegenomen sinds de jaren '80 van de vorige eeuw, lijken de aantallen relatief constant de afgelopen 20 jaar (sovon.nl). Ondanks dat aalscholvers nauwelijks tot geen trekvisen lijken te eten in het IJsselmeer (het merendeel van de prooien bestaat uit pos, baars en blankvoorn, Klinge 2008b) betekent niet dat aalscholvers verder stroomopwaarts (in Duitsland bijvoorbeeld) geen trekvisen eten. De aalscholverpopulatie is sinds 1970 explosief toegenomen in Europa; van 225.000 in 1970 tot meer dan 1,5 miljoen in 2014 (exclusief Rusland, Kohl 2015).

Een recente studie uit Denemarken heeft het effect van predatie op zalm- en zeeforelsmolt-overleving onderzocht. San de hand van telemetrie en zender data, verkregen uit 24 studies in de afgelopen 20 jaar, is de mortaliteit door aalscholvers ingeschat (Jepsen et al. 2019). In alle 24 studies bleek dat de mortaliteit door aalscholver predatie meer dan 20% was met een gemiddelde van 47% met een variatie tussen de 23-88%. De hoogste mortaliteit door aalscholvers was gevonden voor zeeforelsmolts in 2017-2018 in de Skjern rivier, 80-90%. Predatie door snoek in deze rivier was de op een na hoogste oorzaak van de verdwijningen (Jepsen et al. 2019). Aan de andere kant hebben studies in Zweden een mortaliteit van ongeveer 2% op uitgezette zalm- en zeeforelsmolts gevonden (Bostrom 2013; Bostrom et al. 2009)

De aalscholver is een opportunistische jager die voornamelijk vis eet die veel voorkomt. In de paaiwateren van Duitsland vallen de opvallende zilverglinsterende smolts van de zalm en de zeeforel die dicht bij het oppervlak in scholen trekken dan ook regelmatig ten prooi aan aalscholvers. In de maag van overwinterende aalscholvers in het Siegsysteem werden jonge zalm-parrs aangetroffen (in drie van tien onderzochte magen, Schneider, 2005). Blasel (2004) geeft aan dat de aalscholver in de oude loop van de Rijn een zware predatiedruk veroorzaakt. In 2004 zouden op dit Rijntraject 1.200 individuen hebben overwinterd, wat heeft geleid tot een duidelijke reductie van de lokale visstand. Aan de Duits-Franse Bovenrijn zijn de afgelopen jaren bovendien meerdere nieuwe broedkolonies tot ontwikkeling gekomen. In de snelstromende wateren van het vlagzalmgebied zijn salmoniden, vlagzalmen en reofiele karperachtigen de belangrijkste prooien van de aalscholver. De afgelopen jaren is er bovendien op beperkte schaal in een aantal aalscholverkolonies in de buurt van uitzetlocaties in de Sieg, de Wupper en de Dhünn gezocht naar transponders van gemerkte, tweejarige smolts. Voorlopige resultaten laten zien dat op jaarbasis tussen de 10 en 20% van de gemerkte, tweejarige smolts wordt weggevangen door aalscholvers die zich ophouden in

broedkolonies direct in de omgeving van de uitzetlocaties. Er moet echter in acht worden genomen dat het hier gekweekte, tweejarige smolts betreft die niet eerder aan natuurlijke omstandigheden zijn blootgesteld en dus geen ervaring hebben met predatoren. Deze onderzoeksresultaten kunnen dus niet zonder meer worden toegepast op "wilde populaties" (ICBR 2018).

Onder de roofvissen in de migratiewateren is de in het open water jagende roofblei naar alle waarschijnlijkheid een van de hoofdpredatoren (vóór meerval, snoekbaars en snoek). Deze soort wordt meestal tussen de 60 en 80 cm lang (zelden meer dan 100 cm). In de vispassage Iffezheim behoort de roofblei met circa 14% van de tellingen tot de dominante vissoorten. De sinds ongeveer tien jaar vastgestelde duidelijke toename en ruimtelijke verspreiding (van de Hoogrijn tot de Delta) van de roofbleipopulaties in de Rijn wordt als serieus te nemen factor beschouwd. Benedenstrooms van de stuwen speelt waarschijnlijk ook de meerval een rol als predator voor de terugkeerders. Exemplaren groter dan 150 cm komen in de Rijn vaak voor; deze roofvissen jagen op prooidieren tot 80 cm (ICBR 2009).

Predatie bij waterkrachtcentrales

Naast directe sterfteoorzaken van waterkrachtcentrales kunnen ook indirecte effecten van de waterkrachtcentrales gevolgen hebben voor de overleving van salmonidensmolts. Desoriëntatie maakt smolts in de uitstroom van de waterkrachtcentrales vatbaarder voor predatie door snoekbaars, snoek en watervogels (Koed et al., 2002). Uit deze studie bleek dat 70% van de gemerkte zalmsmolts door predatie van roofvis en watervogels verdwenen was.

Zeehonden

Tijdens gesprekken met vissers worden zeehonden vaak aangewezen als mogelijke predatoren van trekvis, met name rondom de Haringvlietsluizen. Recent is er een rapport van WMR gepubliceerd waarbij de toename van de gewone zeehond (*Phoca vitulina*) en de grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) wordt beschreven aan de hand van de jaarlijkse monitoring. Sinds de jaren '90 van de vorige eeuw is er een sterke toename van beide soorten zeehonden in de Waddenzee geconstateerd, van minder dan 1000 getelde exemplaren in het begin van de jaren '90 tot meer dan 8000 in 2017 (Cremer et al. 2017). Momenteel wordt het totaal aantal gewone zeehonden in Nederland geschat op meer dan 12.000. Voor de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta is de toename van gewone zeehonden pas later zichtbaar, sinds de beginjaren 2000, dankzij import vanuit onder andere de Waddenzee. In 2016/2017 werden er in de Voordelta 437 gewone zeehonden en 1478 grijze zeehonden geteld (Arts et al. 2018). Het is lang niet duidelijk geweest wat de gewone zeehonden in de Waddenzee eten maar daar is recent onderzoek naar gedaan aan de hand van vissen otolieten in zeehondenuitwerpselen (Aarts et al. 2018). Hieruit bleek dat gewone zeehonden voornamelijk demersale vis eten zoals platvis (bot, tong, schol, schar) maar ook zandspiering, kabeljauw, vijfdradige meun en wijting. Er werden volgens dit onderzoek geen otolieten van trekvis in de zeehondenuitwerpselen gevonden. Alhoewel er uit dit onderzoek blijkt dat trekvis niet door zeehonden worden gegeten kan dit, op basis van dit onderzoek, nog niet worden uitgesloten. Ten eerste gaat dit onderzoek over gewone zeehonden in de Waddenzee terwijl er in de Voordelta (waar bijvoorbeeld een grotere kans is op het treffen van een salmonide) meer grijze zeehonden aanwezig zijn die wellicht een afwijkend dieet hebben op basis van voorkeur en voorkomen van prooivissen in de Voordelta, alhoewel ze volgens Brown et al. (2012) voornamelijk zandspiering eten in de Noordzee. Ten tweede wordt in het onderzoek van Aarts et al. (2018) het dieet gebaseerd op otolieten. Er zijn verschillende observaties geweest van vissers die koppen van harders, zeebaars of salmoniden in hun netten vinden waarbij het waarschijnlijk is dat de kop van de vis door een zeehond is afgebeten en niet wordt opgegeten. Wanneer dit regelmatig gebeurt bij trekvis zoals zalm en zeeforel zullen de otolieten van deze soorten nooit gedetecteerd worden in de uitwerpselen van zeehonden. Aan de andere kant blijkt uit een Zweedse studie dat, gedurende het migratie seizoen in het noorden van de Baltische zee, 20% van de grijze zeehonden salmoniden gegeten hadden op basis van gevonden otolieten in de maagdarmstelsels van zeehonden. Hieruit blijkt dat veel salmoniden in zijn geheel kunnen worden opgegeten door zeehonden, alhoewel er één grote salmonide van ongeveer 1 meter was gevonden zonder hoofd in de maag van een grijze zeehond (Suuronen & Lethonen 2012).

Scheepvaart

De scheepvaart in de Rijntakken kent een hoge intensiteit, welke een negatief effect op de migratie van zalm kan hebben. De goederenoverslag is toegenomen van 200.000 ton in 1820 tot 56 miljoen ton in 2002 (de Laak, 2002 in Jurjens, 2006), wat inhoudt dat er gemiddeld 300 schepen per dag passeren. Geen onderzoeken zijn bekend waarbij gekeken is naar de effecten van scheepvaart op migratiepatronen van salmoniden. Wel is aangetoond dat zalmen vluchtgedrag vertonen in reactie op het geluid geproduceerd door schepen (de Laak, 2002).

13.7 Ziekten en conditie

Uitzettingen hebben waarschijnlijk de genetische weerstand tegen ziektes verzwakt (Bakke & Harris, 1998). Myxozoans, furunculosis, *G. salaris* en zeeluis zijn pathogenen die zowel de natuurlijke als de uitgezette bestanden bedreigen. Ook smolts die afkomstig zijn van een kwekerij hebben meer zeeluis dan wilde bestanden (de Laak, 2002). Er zijn enkele studies geweest die de effecten van zeeluis op zalm onderzocht hebben. Een van deze studies toont aan dat zeeluis ervoor zorgen dat Noorse zalmen op latere leeftijd volwassen worden en daardoor ervoor zorgen dat de terugkerende zalmen ook ouder zijn (Vollset et al. 2014). Er is recentelijk ook door Susdorf et al. (2018) gesuggereerd dat de lichaamsconditie van terugkerende zalmen mogelijk negatief beïnvloed wordt door zeeluis. Verschillende studies hebben onlangs aangetoond dat het gewicht en de lichaamsconditie van terugkerende zalmen naar Schotse en Franse wateren met de jaren steeds meer afneemt (Bal et al. 2017; Bacon et al. 2006), alhoewel dit waarschijnlijk ook te maken zal hebben met de veranderingen in het voedselaanbod op zee (Renkawitz et al. 2015; Jonsson et al. 2016; Jacobson et al. 2018).

Voor de volwassen zalmen en zeeforellen die Nederland intrekken is in het verleden geconstateerd dat de conditie van gezenderde vissen die niet gedetecteerd werden veelal lager was dan van vissen die wel gedetecteerd werden, hoewel dit niet significant was (Bij de Vaate & Breukelaar 2001). Dit suggereert dat vooral de dieren met een gemiddeld betere conditie dus aan de stroomopwaartse trek beginnen en dieren met een verminderde conditie hiervan afzien. In een recente studie van Hop & Vriese (2018), die salmoniden in de Voordelta van een zender voorzien hadden, hadden de gezenderde volwassen zalmen een gemiddelde conditie van 0,87 (0,41-1,40). De gezenderde zeeforellen hadden een gemiddelde conditie van 0,98 (0,52-1,51). De vissen die uiteindelijk tijdens de stroomopwaartse trek gedetecteerd werden hadden gemiddeld een hogere conditie van 1 (0,81-1,40) voor zalm en 1 (0,74-1,50) voor zeeforel (Hop & Vriese 2018), alhoewel onduidelijk is of deze verschillen significant zijn. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de conditie tijdens het merken niet noodzakelijkerwijs gelijk is aan de conditie op het moment van intrek. Desalniettemin zou de lagere conditie deels kunnen verklaren waarom er in de laatste jaren een lagere detectie is van intrekende salmoniden (Tabel 14.7). Een slechte lichaamsconditie van terugkerende zalmen is ook waargenomen voor zalmen in de Rijn (E. Lammens, persoonlijk commentaar).

Een slechte lichaamsconditie kan ervoor zorgen dat zalmen minder vruchtbaar zijn, later volwassen worden of nakomelingen met een lagere fitness produceren (Burton et al. 2013a, b; Reimers et al. 1993; Todd et al. 2012). Naast de studies naar zeeluis, is er recent ook meer aandacht gekomen voor de myxozoan, *Tetracapsuloides bryosalmonae*. Deze endoparasiet veroorzaakt proliferatieve nierziekte (PKD). Deze ziekte is aangewezen als een van de mogelijke oorzaken van de recente dalingen in wilde zalmopopulaties (Sterud et al. 2007), aangezien het onder andere de osmoregulatie (met name belangrijk voor migratie naar zeewater) en andere fysiologische processen ontregelt (Foot et al. 2005). Een recente studie uit Finland heeft aangetoond dat verminderde aerobe processen en warmte tolerantie als gevolg van PKD voor een hogere mortaliteit van zeeforel kunnen zorgen (Bruneax et al. 2017). Met name in de context van klimaatveranderingen zou het bovenstaande grote gevolgen kunnen hebben voor zalm en zeeforel populaties.

13.8 Klimaatveranderingen

Recent is veel aandacht voor de mogelijke invloed van klimaatveranderingen op ecologische processen. Temperatuur heeft effect op verschillende levensstadia van zalm en kan daarmee van invloed zijn op het ecologisch herstel van zalm in de Rijn. Hieronder wordt alleen het effect van temperatuur op de migratie van smolts en volwassen zalmen besproken.

Hoge temperaturen hebben aanzienlijk effect op de sterfte van smolts en op de timing van de migratie (McCormick et al., 1998). Door een verlaagde Na, K, ATP-ase-activiteit en saliniteit-tolerantie bij hoge temperaturen, treedt vertraagde migratie en hogere sterfte op in warmere rivieren.

Watertemperatuur is ook een kritische factor tijdens de migratie van volwassen zalmen, omdat de vissen vasten tijdens de migratie en dus volledig afhankelijk zijn van energiereserves om de migratie te voltooien (Berman & Quinn, 1991; Countant, 1999). Hoge watertemperaturen leiden tot afgebroken migratiepatronen bij verschillende zalmsoorten (Beschta et al., 1987; Major & Mighell, 1967). Deze hogere temperaturen zorgen ervoor dat het metabolisme en de energiebehoefte van deze dieren toeneemt wat ervoor zorgt dat de energiereserves, nodig voor de migratie, vroegtijdig worden opgebruikt (Morgan et al. 2001). Alabaster (1990) en Alabaster et al. (1991) toonden aan dat de stroomopwaartse migratie van volwassen zalmen in twee rivieren in Engeland wordt afgeremd, of soms zelfs wordt gestaakt bij temperaturen boven de 22-25 °C. Tevens kan langdurige blootstelling aan verhoogde temperaturen tijdens de stroomopwaartse migratie een verhoogde mortaliteit voorafgaand aan het paaien tot gevolg hebben. Daarnaast kan de toegenomen energiebehoefte de energiereserves uitputten voordat de zalmen de paaigronden bereikt hebben, met een afname van de eigrooite en het aantal eieren tot gevolg (Sauter et al., 2001). Ten slotte heeft een hogere temperatuur effect op de gevoeligheid voor stress en ziekten (Rand et al., 2006).

13.9 Genetische (on)geschiktheid uitgezette zalmen

De ICBR heeft de afgelopen jaren ook het effect van uitzetting door verschillende zalmstammen op een rijtje gezet. In de afgelopen decennia zijn zalmen uit verschillende landen en van verschillende stammen in de Rijn uitgezet (Ierland, Zweden, Noorwegen, Denemarken, Schotland, Frankrijk, Duitsland; ICBR, 1999; ICBR, 2004).

In 2014 zijn er in opdracht van de Duitse deelstaten Rijnland-Palts en Hessen weefselmonsters van 79 zalmen (jonge uitzetvissen van dezelfde leeftijd, generatie 2013) uit de kwekerij Hasper Talsperre naar het Agri-Food and Biosciences Institute Northern Ireland (AFBINI) in Belfast gestuurd voor onderzoek op basis van zestien microsatellietmarkers conform de SALSEA-Merge-methode. De meeste monsters konden worden ingedeeld bij de donorpopulatie uit de Åtran (Zweden), een paar monsters kwamen overeen met de naburige rivier Lagan en met Ierse zalmopulaties. Slechts één monster clusterde enigszins met de Franse "Allier"-stam. Er zijn dus kennelijk nauwelijks dwaalgasten en ook de gemengde uitzet die in de jaren negentig van de twintigste eeuw heeft plaatsgevonden, heeft wellicht geen sporen nagelaten, behalve de paar individuen die kunnen worden toegeschreven aan Ierse zalmopulaties. Evenmin waren er indicaties van substantieel verlies van genetische variabiliteit, inteelt of toename van verwantschap. De analyse van elf zalmen uit de Nette, waar geen dieren worden uitgezet, leverde als herkomsten Groot-Brittannië, Ierland en Noorwegen (1 keer) op (ICBR 2018).

In 2016 zijn er in opdracht van de Duitse deelstaat Noordrijn-Westfalen, ook door AFBINI, analyses uitgevoerd op monsters van ongeveer zevenhonderd zalmen uit het trekvisserij programma van Noordrijn-Westfalen uit de periode 2004-2015 (SALSEA-Merge-methode). Het onderzoek had betrekking op zalmen die zijn teruggekeerd naar de Sieg en op hun nakomelingen uit het centrum voor wilde zalm Rijn-Sieg en de viskwekerij/ouderdierhouderij Albaum (LANUV NRW). Uit de eerste resultaten bleek dat de meeste dieren afkomstig waren uit het Verenigd Koninkrijk & Ierland en Zweden & Oost Noorwegen, wat overeenkomt met de donorpopulaties die in de loop der jaren zijn

gebruikt (Burrishole/Ätran), sporadisch waren er indicaties dat zalmen een Franse herkomst hadden (Loire/Allier). Daarnaast was geconstateerd dat er op dit moment geen sprake van is dat er genetische variabiliteit dreigt verloren te gaan als gevolg van de kweekactiviteiten (ICBR 2018).

In het kader van de genetische monitoring van zalmen in Nederland (Rijndelta) konden 46 van de 75 geanalyseerde monsters uit de jaren 1999-2013 met een hoge waarschijnlijkheid van >80% worden toegewezen aan een van de achttien SALSEA-Merge oorsprongsgebieden (studie 2014: Dennis Ensing AFBI NI). De meeste dieren hoorden thuis in de Ierse groep; deze zalmen zouden nakomelingen kunnen zijn van Ierse zalmen die in het verleden zijn gebruikt voor uitzetmaatregelen in de Rijn en de Maas. Twaalf individuen zijn ingedeeld bij de Loiregroep en komen bijgevolg vermoedelijk voort uit uitzetmaatregelen in de Duits-Franse Bovenrijn (Allier-stam). Voor 29 dieren kon er geen oorsprongsgebied worden aangewezen. Deze individuen zouden een samengesteld genoom kunnen hebben, bestaande uit een mix van Noord- en Zuid-Europese types. De vier dieren die zijn ingedeeld bij groepen uit Noorwegen of Rusland zijn hoogstwaarschijnlijk ontsnapt uit aquaculturen (ICBR 2018).

Alhoewel de ICBR concludeert dat er geen (grote) negatieve genetische effecten zijn van het uitzetten van meerdere zalm stammen uit verschillende landen lijken er toch wel negatieve effecten te kunnen zijn wanneer uitgezette zalmen worden vergeleken met wilde zalmen. In een review van Johnson & Johnson (2006) worden deze effecten op een rijtje gezet en hieruit blijkt dat uitgezette zalm o.a. lagere overlevingskansen hebben, een minder accuraat "homing" mechanisme bevatten en mogelijk zelfs een overall lagere fitness hebben (Milot et al. 2013)

14 Populatieperspectief zalm en zeeforel

In dit hoofdstuk worden, met name voor de zalm (omdat hiervoor de meeste onderzoeksgegevens beschikbaar zijn), kengetallen uit monitoringreeksen en uitzettingsprogramma's gekoppeld aan telemetrisch onderzoek (met zenders), om een indicatie van het aantalsverloop te krijgen, van zowel uittrekkende jonge zalm (smolts) als intrekkende volwassen zalmen over (met name) het Rijnstroomgebied.

14.1 Trends en ontwikkelingen in zalm en zeeforel

Trends in zalm en zeeforel worden gemonitord in de zalmsteken monitoring. Zalmsteken zijn specifieke fuiken die ontworpen zijn voor de vangsten van salmoniden. Tegenwoordig worden deze alleen nog ingezet voor onderzoeksdoeleinden. De zalmsteken monitoring op de grote rivieren is specifiek opgezet voor de bemonstering van zalm en zeeforel en loopt sinds 1997 (Tabel 14.1).

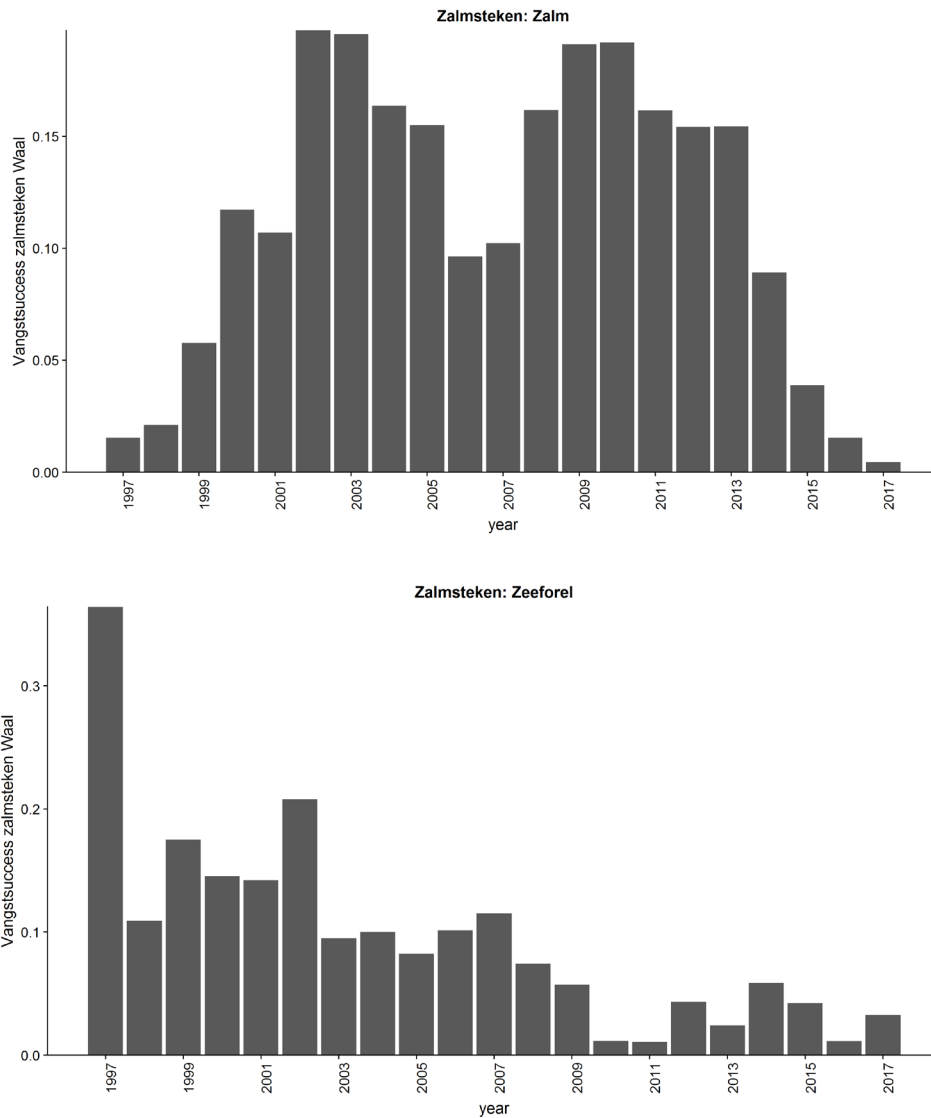
Tabel 14.1 Inspanning (duur dat de onderzoeksfuiken hebben gestaan in fuiketmalen) per jaar voor de verschillende gebieden.

Monitoring	Jaar	Gelderse IJssel	Getijden Lek	Maas	Pannerdens Kanaal	Waal
Zalmsteken	1997	274	638	480		615
Zalmsteken	1998	388	708	411		682
Zalmsteken	1999	609	996	444		1,104
Zalmsteken	2000	308	997	331	383	1,183
Zalmsteken	2001	252	816	117	315	1,125
Zalmsteken	2002	244	676	498	305	721
Zalmsteken	2003	293	895	526	376	1,088
Zalmsteken	2004	332	989	498	415	919
Zalmsteken	2005	324	1,173	504	405	1,170
Zalmsteken	2006	338	974	489	422	1,387
Zalmsteken	2007	308	1,007	513	389	1,298
Zalmsteken	2008	325	1,493	516	403	1,265
Zalmsteken	2009	334	945	495	405	1,618
Zalmsteken	2010	316	969	501	395	1,235
Zalmsteken	2011	325	1,003	468	406	1,460
Zalmsteken	2012	331	961	366	411	1,548
Zalmsteken	2013	282	921	499	345	1,475
Zalmsteken	2014			701		1,236
Zalmsteken	2015	424				1,305
Zalmsteken	2016			559		1,500
Zalmsteken	2017	623				1,280

De monitoring wordt uitgevoerd in migratiemaanden die belangrijk zijn voor deze soorten: juni, juli, oktober en november. Daarnaast worden ook nog de andere treksoorten gevangen (Bijlage 1). De monitoring wordt uitgevoerd met de traditionele zalmsteek, een vistuig dat bestaat uit een stuk net dat rechtop in het water staat (de schut of keerwand), waaraan een grofmazige fuik is bevestigd, die haaks op de schutwand staat en met twee vierkante hoepels wordt opgehouden.

Gebaseerd op de geregistreerde aantallen en de duur dat de fuiken hebben gestaan (vangstinspanning) wordt per fuiklichting de vangst per lichting (trek) per fuiketmaal berekend. De gestandaardiseerde aantallen worden per soort per trek bij elkaar opgeteld. Van de locaties in dit programma wordt voor de landelijke trend de Waal als 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 de zalmvangsten van de Waal is er na een stijgende trend tussen 2006-2010, vanaf 2010 een dalende trend waar te nemen. Voor de zeeforel is er sinds het begin van de monitoring in 1997 een dalende trend te zien (Figuur 14.1).



Figuur 14.1 Vangstsucces van zalm en zeeforel in de zalmsteken monitoring van de Waal tussen 1997–2017. De zalmsteken monitoring op de Waal wordt als representatief gezien voor de trends in de zalm- en zeeforel-populatie.

14.2 Uitzetprogramma's in heden en verleden

De trends en ontwikkelingen van de zalm populatie zijn rechtstreeks afhankelijk van de uitzettingen die sinds eind jaren tachtig in de bovenlopen van het Rijn-stroomgebied worden uitgevoerd, als onderdeel van een grootscheeps herintroductieprogramma. Dit programma is gestart nadat de Rijnzalm in de loop van de vijftiger jaren was uitgestorven. Het uitzetten van jonge zalmen is niets nieuws. Al in

1861 zijn de eerste experimenten met uitzetten van zalmbroed uitgevoerd. Aan het einde van de 19e eeuw en het begin van de 20e eeuw zijn grote hoeveelheden broed en juveniele dieren uitgezet in de Rijn. Zo hebben bijvoorbeeld Zwitserland en Duitsland tussen 1879 en 1912 circa 160 miljoen jonge zalmen uitgezet. Daarnaast zijn in het verleden ook in het Nederlandse gedeelte van de Rijn circa 13 miljoen jonge zalmen uitgezet in de periode 1861-1987 (De Groot, 2002). De uitzettingen van jonge zalm van verschillende levensstadia, uitgedrukt in smoltequivalenten (tussen 2010-2017) in de bovenstroom van de Rijn, staan in Tabel 14.2 (ICBR, 2018; ICBR, 2009; Jurjens, 2006).

Tabel 14.2 Overzicht van het totale aantal uitgezette eieren, parr en smolts uitgedrukt in smoltequivalenten (ICBR, 2009).

	Eieren/fry	Parr/presmolt	Smolt	Totaal
2010	54.630	30.036	16.940	101.606
2011	56.108	19.180	15.229	90.516
2012	73.744	86.780	8.500	169.024
2013	67.505	62.413	11.935	141.854
2014	83.049	61.101	15.604	159.754
2015	53.194	76.100	8.738	138.033
2016	73.919	103.152	9.468	186.539
2017	59.418	55.510	925	115.853
Totaal	521.568	494.272	87.339	1.103.179
Gemiddeld per jaar	65.196	61.784	10.917	137.897

In overleg met Jörg Schneider (Büro für Fischökologische Studien) en Armin Nemitz (Rheinischer Fischereiverband), zijn de smoltequivalenten in het huidige rapport anders uitgerekend dan in het voorgaande rapport (Jansen et al., 2008). De aantallen uittrekkende smolts per deelgebied kunnen daarom niet vergeleken worden met de aantallen in het voorgaande rapport en dienen slechts als een indicatie voor de fracties die stroomafwaarts migreren. Op basis van deze berekening schatten we dat er gemiddeld per jaar maximaal 137.897 smolts worden uitgezet ten behoeve van uittrek en herstel van de populatie.

14.3 Historische aantallen

Wanneer de visserij op zalm is begonnen is onbekend, maar de oudste geschreven bronnen gaan terug tot 1100 (De Groot, 1989). Tot de 20e eeuw was de Rijn dé zalmrivier van Europa. De visserij op zalm was een grote bedrijfstak met een eigen verwerkende industrie. De Rijnpopulatie was één van de grootste van Europa en is al sinds de late middeleeuwen in aantal achteruit gegaan (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). In 1997-2002 namen de aantallen weer iets toe, gevolgd door een redelijk stabiele fase (2003-2009) en daarna een afname vanaf 2010 (Figuur 14.1). Deze trend komt overeen met de trend stroomopwaarts in de belangrijkste paai-zijrivier in Duitsland, de Sieg (ongepubliceerde gegevens van de 'Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V.').

De sterftepercentages over de gehele levenscyclus, 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 Maasstroomgebied is daarmee dus nog volledig afhankelijk van uitzettingen en daarmee zal ook de trend in aantallen en populatie-omvang dus vooral bepaald worden door trends in de uitzettingen. Om de zalm als een zichzelf in stand houdende populatie te laten terugkeren zijn substantiële aanvullende maatregelen noodzakelijk in zowel zoete als zoute watersystemen (Schneider, 2011; Bijlsma et al. 2019). Er zijn nog veel obstakels die migratie bemoeilijken en die moeten worden aangepakt. Er vindt nog een te grote sterfte plaats door factoren als visserij, predatie, en mogelijke andere factoren als waterkwaliteit en temperatuur, zowel op zee als tijdens de trek. Daarnaast is de habitatkwaliteit van paai- en opgroeigebieden, en op de trekroutes, op veel plaatsen nog te gering (Schneider, 2011).

14.4 Schatting van de zalmopopulatie in het Rijnstroomgebied

Om een indicatie te krijgen van de totale aantallen uittrekkende jonge zalmen (smolts) en intrekkende volwassen zalmen binnen het stroomgebied van de Rijn zijn gegevens gebruikt van zowel uitzettingsprogramma's, monitoringsreeksen als van telemetrisch onderzoek. Met behulp van de telemetrie-experimenten is voor elk van de segmenten (delen van de rivier tussen detectiestations voor de zenders) ingeschat welke 'fractie' van de aanwezige hoeveelheid zalmen doortrekt naar een volgend segment en welke fractie 'verdwijnt' binnen het segment. Vervolgens is op basis van uitzettingsgegevens (smolts) en monitoringsgegevens (van ICBR) van terugkerende volwassen zalmen in de zijrivieren van de Rijn, een schatting gemaakt van de totale aantallen in het bovenstroomse deel. Deze aantallen zijn vervolgens op basis van de met telemetrie gemeten 'verdwijningsfracties' doorberekend naar totale aantallen in de opeenvolgende benedenstroomse segmenten.

Smolts (migratie naar zee)

Wanneer alle uitzettingen van eieren, larven en smolts in de bovenstroomse delen van de Rijn worden omgerekend tot de hoeveelheid smolts die dit oplevert, de zogenaamde 'smoltequivalenten' (zie Jurjens, 2006 en Bijlage 2), dan zijn gedurende 2010-2017 naar schatting gemiddeld per jaar maximaal 137.897 smolts in de bovenlopen van de Rijn uitgezet, die beginnen aan hun stroomafwaartse trek naar zee (Tabel 14.2). Het minimum aantal uittrekkende smolts is berekend aan de hand van de 56% van het totaal aantal gezenderde smolts dat gedetecteerd werd bij de monding van de Wupper (Tabel 14.3, Vriese, 2018).

Tabel 14.3 Aantallen zalm smolts per deelgebied geschat op basis van uitzettingsgegevens, natuurlijke paai en telemetrie-data. De berekende aantallen zijn omwille van de controleerbaarheid exact weergegeven, maar moeten worden gezien als niet meer dan een indicatie voor de orde van grootte. De gedetecteerde percentages zijn de percentages van het aantal gezenderde zalmen die per station gedetecteerd worden t.o.v. het vorige station.

	% Gedetecteerd	Minimum aantal	Maximum aantal
Paaigebieden	56*	78631	140413
Rijn (Duitsland)	74	58187	103906
Waal	49	38529	68802
Lek	1	786	1404
Haringvlietdam	12	9436	16850
Nieuwe waterweg	2	1573	2808
IJssel	1	786	1404
Afsluitdijk	0-0,27	0	379

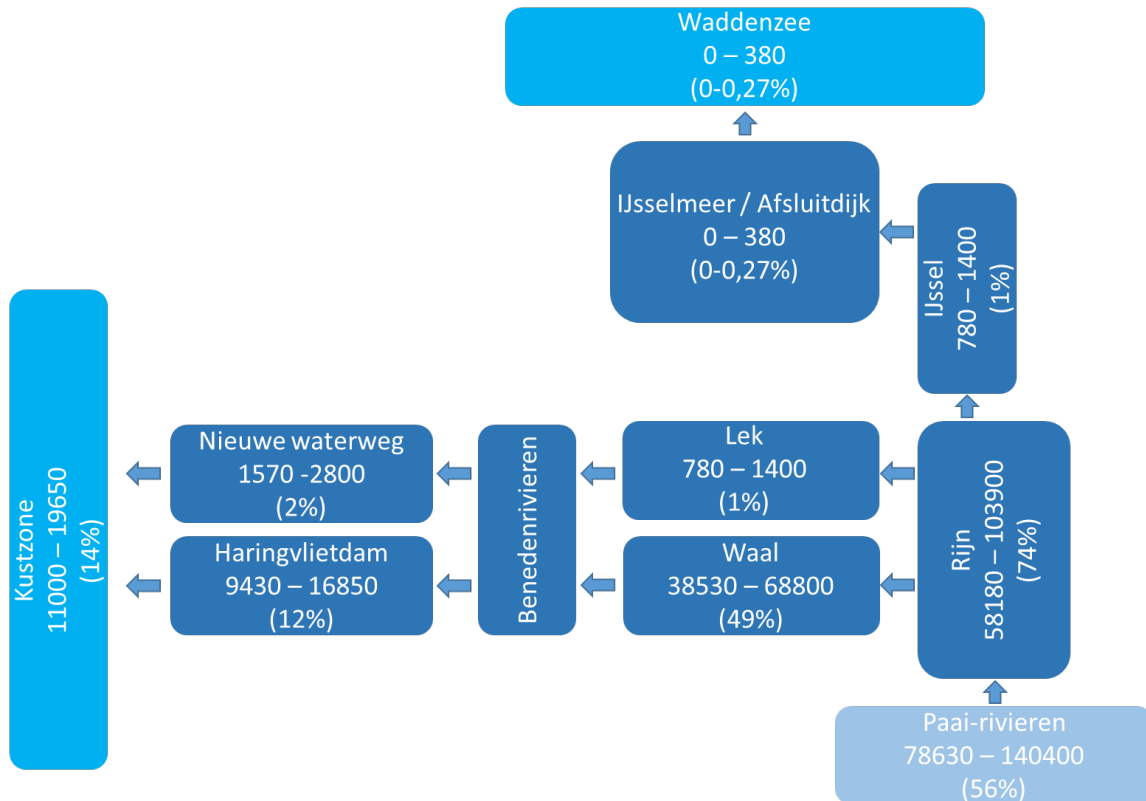
**56% is het percentage van het totaal aantal gezenderde zalmen dat gedetecteerd is bij detectiestation de Wupper. De minimale aantallen zijn gebaseerd op de percentages die die worden gedetecteerd bij ieder station. De maximale aantallen zijn gebaseerd op 100% van de aantallen dieren uit natuurlijke paai + uitgezette smolts (dus aantal zonder sterfte en verdwijningen).*

Hierdoor ligt de range van uittrekkende smolts per jaar tussen 77.222-137.897. De natuurlijke paai in de periode 2010-2017 wordt geschat op gemiddeld 1.141 smolts per jaar in de Saynbach, 759 in de Sieg en 616 in de Ahr (persoonlijke communicatie Jörg Schneider). Als we dit optellen bij de uitzettingsdata komen we op een gemiddelde van 78.631-140.413 smolts die per jaar de paaigebieden verlaten en richting de Noordzee trekken (Figuur 14.2).

Vanuit de hoofdstroom van de Rijn kunnen de smolts zich in Nederland over drie Rijntakken verdelen (Lek, Waal en IJssel). Het grootste aantal smolts verplaatst zich stroomafwaarts via de Waal. Een klein gedeelte van de smolts gaat stroomafwaarts via de IJssel en de Lek. Omdat er geen data van de overleving van smolts op het IJsselmeer beschikbaar is, hebben we aangenomen dat de maximale overlevingskans op het IJsselmeer hetzelfde is als op de benedenrivieren (27%). In het voorgaande rapport (Jansen et al. 2008) werd uitgegaan van een maximale overlevingskans van 89% (gebaseerd op de maximale overleving in het rivierengebied) op het IJsselmeer. Een mogelijke verklaring voor dit

verschil is de toevoeging van detectiestations bij riviermondingen (Nieuwe Waterweg en Hartelkanaal) in 2010. Een andere verklaring zou kunnen zijn dat de misdetectiekans bij een aantal stations hoger is aangezien er uit schieraal studies ook blijkt dat er op dit traject relatief veel verdwijningen zijn. Voorheen werd aangenomen dat vissen die de meer stroomopwaarts gelegen detectiestations gepasseerd waren ook daadwerkelijk de Noordzee hadden bereikt. In werkelijkheid zou een gedeelte van deze vissen nog verloren kunnen gaan door predatie, visserij (hoewel deze juist grotendeels is gestopt in de rivieren sinds 2011), of andere sterfte-oorzaken, voor het bereiken van de Noordzee. Hierdoor is het percentage zalm dat daadwerkelijk de zee bereikt heeft voorheen mogelijk overschat (Vriese, 2018).

Verder dienen deze aantallen met voorzichtigheid bekeken te worden. Het telemetrie-onderzoek is gedaan met relatief grote smolts die zijn opgegroeid in kwekerijen en die daarom mogelijk een andere 'verdwijning' per segment laten zien dan voor de totale (en natuurlijke) populatie uittrekkende smolts.



Figuur 14.2 Overzicht van de geëxtrapoleerde aantallen smolts in ieder van de segmenten op basis van het aantal stroomafwaarts migrerende smolts. Tussen haakjes staat het percentage overleving per segment weergegeven. De berekende (afgeronde) aantallen zijn omwille van de controleerbaarheid exact weergegeven, maar moeten worden gezien als niet meer dan een indicatie voor de orde van grootte.

Volwassen zalmen (migratie naar rivieren)

Jaarlijks worden in monitoringsprogramma's van ICBR volwassen zalmen waargenomen die bovenstroomse zijrivieren optrekken of op de paaigronden aanwezig zijn, waarvan gemiddeld 64% in de Sieg en 36% in de overige zijrivieren samen (Tabel 14.4).

Tabel 14.4 Overzicht van het aantal volwassen zalmen waargenomen in de bovenstroomse zijrivieren of op de paaigronden (ICBR, 2018)

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Gemiddeld
Sieg	385	196	127	154	206	258	142	210 (64%)
Overige zijrivieren	58	87	61	43	126	277	187	120 (36%)
Totaal	443	283	188	197	332	535	329	330

Tussen 2010 – 2017 werden gemiddeld 330 terugkerende zalmen per jaar waargenomen, op basis van de aanname dat tussen de 35-75% waargenomen wordt (pers. comm. Armin Nemitz), komt dit neer op een minimum van 439 en een maximum van 942 terugkerende zalmen.

Omdat de telemetrie-gegevens van zalm beperkt zijn hebben we in dit rapport ook gebruik gemaakt van telemetrie-gegevens van zeeforellen. In het voorgaande rapport (Jansen et al. 2008) is berekend dat deze aanname redelijk is omdat vergelijkbare fracties zalm en zeeforel de paairivieren bereiken. Ook het percentage zalm dat intrekt (het percentage dat daadwerkelijk begint aan de stroomopwaartse migratie de rivieren op, na zending en terugzet op zee) is vergelijkbaar met het percentage intrekende zeeforel; 28% van de gemerkte zeeforellen werd gedetecteerd ten opzichte van 27% van de gemerkte zalmen (Tabel 14.5).

Tabel 14.5 Overzicht van het aantal gezenderde en gedetecteerde stroomopwaarts migrerende zalm en zeeforel (Hop, 2018; Van Giels & Breukelaar, 2011; Vriese & Breukelaar, 2011).

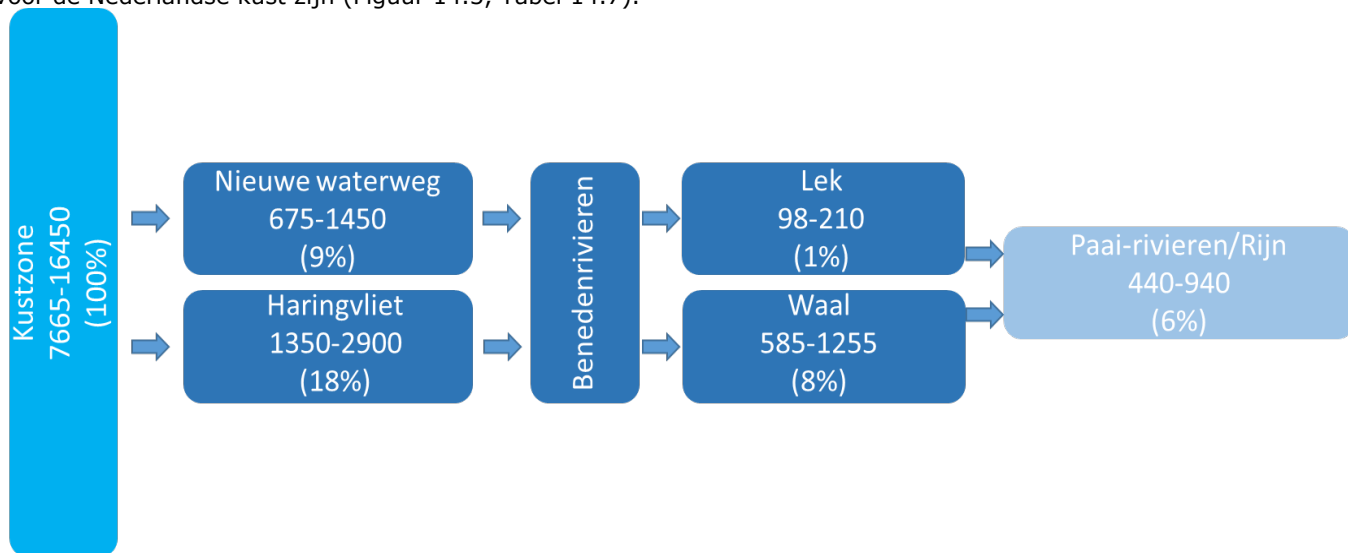
	Eieren/fry	2001-2008	2009-2010	2010-2016	Totaal
Gemerkt	Zeeforel	280	229	417	926
	Zalm	105	30	60	195
	Totaal	385	259	477	1121
Gedetecteerd	Zeeforel	117	81	61	259
	Zalm	35	11	7	53
	Totaal	152	92	68	312
Percentage gedetecteerd	Zeeforel	42%	35%	15%	28%
	Zalm	33%	37%	12%	27%
	Totaal	39%	36%	14%	28%

In het voorgaande rapport (Jansen et al., 2008) werd gerapporteerd over een verschil in detectie tussen gezenderde zalm en zeeforel. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de zalmen waar in het 2008-rapport naar verwezen werd afkomstig waren van andere populaties (bijvoorbeeld uit meer zuidelijk gelegen streken) en daarmee een verminderde motivatie hadden om het Rijnsysteem in te trekken, of een grotere sterftekans hadden voor de kust.

Voor de drie telemetrie-onderzoeken naar volwassen salmoniden, gebruikt in de huidige studie, geldt dat sprake is van verschillen in de detectiepercentages over de verschillende periodes (intrekpercentages na zending en terugzet op zee). Voor de periode 2010-2016 was dat 14%, voor 2009-2010 36%, en voor 2001-2008 was het 39%. Een mogelijke verklaring voor dit verschil is een afwijkende uitzetlocatie in de jaren 2010-2014 (Hop 2018). Het valt op dat, ondanks er sinds 2011 geen fuikenvisserij meer plaats vindt op de grote rivieren, het percentage terugkeerders in de grote rivieren niet is toegenomen in recente jaren (Tabel 14.6).

Het grootste aantal terugkerende zalmen trekt in via het Haringvliet en de Nieuwe Waterweg (Figuur 14.3). Net zoals bij de stroomafwaarts migrerende smolts, verplaatst het grootste gedeelte stroomopwaarts migrerende volwassen zalmen zich via de Waal en een kleiner gedeelte via de Lek. Uiteindelijk bereikt 6% van de stroomopwaarts migrerende volwassen zalmen de paaigronden (Figuur

14.3). Op basis van de gebruikte methode kunnen we schatten dat er ongeveer 7.665-16.450 zalmen voor de Nederlandse kust zijn (Figuur 14.3, Tabel 14.7).



Figuur 14.3 Overzicht van de geëxtrapoleerde aantallen volwassen zalmen die aanwezig zijn in de verschillende segmenten, teruggerekend op basis van het geschatte aantal zalmen dat de paairivieren bereikt en telemetriegegevens. Bij de telemetriegegevens is aangenomen dat de overlevingskans per segment, zoals bepaald voor zeeforel, ook indicatief is voor zalm. De berekende aantallen zijn omwille van de controleerbaarheid exact weergegeven, maar moeten worden gezien als niet meer dan een indicatie voor de orde van grootte.

Tabel 14.7 Aantallen ingetrokken volwassen zalm per deelgebied geschat op basis van terugkeergegevens en telemetrie-data van drie onderzoeksrapporten (2001-2008, 2009-2010 en 2010-2016) samen (Hop, 2018; Van Giels & Breukelaar, 2011; Vriese & Breukelaar, 2011). Het minimale en maximale aantal zalm is berekend op basis van de monitoringsdata in de zijrivieren en teruggerekend in de stroomafwaarts gelegen deelgebieden. Het percentage terugkeerders is per deelgebied uitgerekend op basis van het totaal aantal gezenderde zalmen. De berekende aantallen zijn omwille van de controleerbaarheid exact weergegeven, maar moeten worden gezien als niet meer dan een indicatie voor de orde van grootte.

	2001- 2008	2009- 2010	2010- 2016	Totaal	% terug- keerders	Min aantal zalm	Max aantal zalm
Totaal gezenderd	380	249	471	1100	100%	7665	16448
Ingetrokken zalm	147	82	62	291	27%	2028	4351
Haringvliet	98	61	35	194	18%	1352	2901
Nieuwewaterweg	49	21	27	97	9%	676	1450
Lek	9	4	1	14	1%	98	209
Waal	41	28	15	84	8%	585	1256
Rijn (NL)			11				
Rijn (DL)/zijrivier	37	24	2	63	6%	439	942

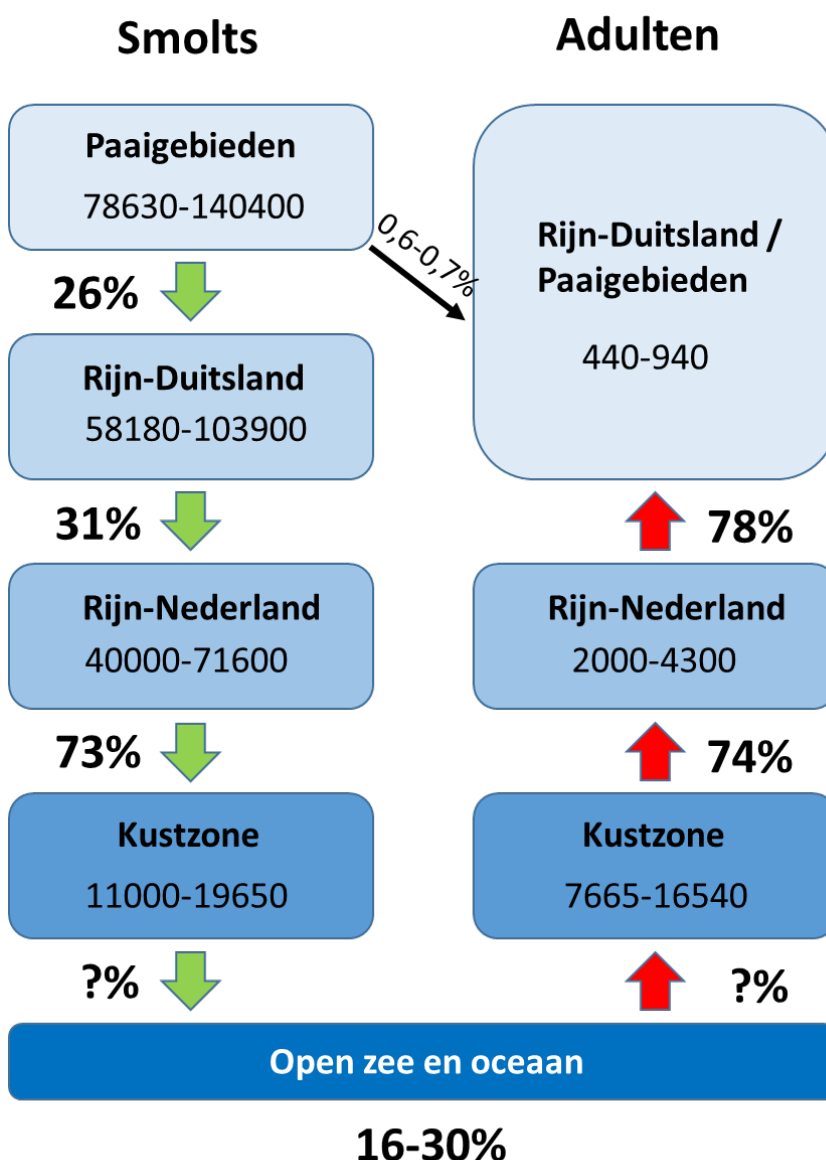
14.5 Conclusie: Factoren van invloed op de zalm populatie

In deze paragraaf zal op basis van de levenscyclus van de zalm een overzicht geschetst worden van de factoren die mogelijk van invloed zijn op de populatie-ontwikkelingen in de verschillende levensstadia van deze soort. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de gegevens uit hoofdstuk 12 (cumulatieve invloed visserij), hoofdstuk 13 (overige sterftefactoren) en paragraaf 14.4 (populatieschatting). Omdat weinig gegevens bekend zijn over de exacte aantallen (uitgezette) smolts en volwassen zeeforellen in de paaigebieden, was het niet mogelijk ook een dergelijke (kwantitatieve) populatieschatting voor deze soort te maken. Omdat binnen de (zee)forelpopulatie zowel niet-migrerende als migrerende individuen naast elkaar voorkomen, is het overzicht voor deze soort ook

complexer dan voor zalm. De wegtrekkende zeeforelsmolts en terugkerende zeeforellen hebben in principe te maken met dezelfde sterftefactoren. Daarbij is wel het beeld dat de bijvangst in de kustzone voor zeeforel groter zullen zijn dan die voor zalm. Omdat de populatiegrootte van zeeforel echter niet goed is vast te stellen, is ook niet goed aan te geven wat het effect van visserij op de populatie van deze soort is.

Voor zalm hebben we onderscheid gemaakt in smolts en adulten aangezien wegtrekkende smolts een veel hogere natuurlijke mortaliteit zullen hebben dan intrekkende adulten die een grotere kans hebben tot bijdrage aan natuurlijke paai.

Wanneer we voor zalm onderscheid maken tussen de deelgebieden 'bovenstroomse paaigebieden'; paai- en opgroeigebieden in zijriviertjes van de Rijn; 'Duitse deel van de Rijn'; 'Nederlandse deel van de Rijn'; 'Kustzone' en 'Open oceaan', komen we tot de indicatieve schattingen van doortrekkende aantallen smolts en volwassen zalm en het percentage aantal 'verdwijningen' per deelgebied en levensfase zoals weergegeven in Figuur 14.4.



Figuur 14.4 Samenvattend schema met de geschatte aantallen doortrekkende smolts en volwassen zalm en de verdwijningen in percentages tussen deelgebieden op basis van telemetriegegevens en aantal uitgezette smolts en waargenomen volwassen zalm op de paaigronden. Voor paaigebieden is ook de verhouding tussen aantal uittrekkende smolts en volwassen zalm die de paaigebieden bereikt berekend (0,6-0,7%). De percentages verdwijningen in de open zee en oceaan zijn gebaseerd op de zalm aantallen in de kustzone. De aantallen in dit figuur moeten worden gezien als een schatting voor de orde van grootte.

Voor smolts is het percentage verdwijningen het hoogste in de overgang van de Nederlandse Rijn naar de kustzone (73%). Voor adulten is dit percentage ook vrij hoog. Voordat volwassen zalmen de Nederlandse Rijn bereikt hebben is 74% verloren gegaan; en daarna vormt ook de route naar het Duitse rijngedeelte en de paaigronden een groot obstakel waarbij 78% verlies optreedt. Voor smolts leveren de routes tussen de paaigronden en de Duitse Rijn en tussen de Duitse en de Nederlandse Rijn percentueel minder grote verliezen met respectievelijk 26-31%. Echter, wanneer er naar absolute aantallen wordt gekeken, vinden hier wel de grootste verliezen plaats: 20.000-36.000 smolts tussen de paaigronden en de Duitse Rijn en 18.000-29.000 smolts tussen de Duitse en de Nederlandse Rijn. Afgezet tegen de geschatte vangsten van smolts in de beroepsvisserij in het Nederlandse deel lijkt dit geen grote factor van belang. De vangsten van de beroepsvisserij en sportvisserij in Duitsland zijn onbekend, maar het is onwaarschijnlijk dat deze hoog zullen zijn. Het lijkt aannemelijk dat het merendeel van de verdwijningen van smolts aan natuurlijke oorzaken als predatie door visetende vogels en roofvis kan worden toegeschreven, waarbij indirect wel een menselijke impact te verwachten is als gevolg van de grootschalige veranderingen in de morfologie van de rivier en de introductie van 'onnatuurlijke' predatoren als de snoekbaars (zie ook de bespreking van predatie in paragraaf 13.6). Daarbij komt ook dat de verdwijningen gemeten zijn aan de hand van gezenderde (grotere) smolts die gekweekt zijn en wellicht daardoor een hogere kans hebben om ten prooi te vallen aan predatoren. Het verdwijnen van smolts/jonge adulten, en adulte zalmen in de open zee en/of oceaan wordt aan de hand van de berekende getallen in bovenstaand figuur geschat op 16-30% (deze schatting berust dus niet op telemetrie onderzoek).

Wanneer het berekende maximale aantal gevangen zalmsmolts in de verschillende vormen van beroepsvisserij (2673) afgezet wordt tegen de verliezen van smolts in het Nederlandse Rijngedeelte dan lijkt de impact die hier in absolute zin van uitgaat beperkt te zijn. De impact op populatieniveau is echter groter bij het maximaal aantal gevangen volwassen zalmen (1949) die mogelijk (na terugkeer in het bovenstroomse paaigebied) weer zouden kunnen bijdragen aan de natuurlijke reproductie. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat het hier om maximale aantallen gaat die veelal gebaseerd zijn op overschattingen. Daarnaast is het aantal bijgevangen zalmen iets anders is dan het aantal dat daadwerkelijk onttrokken wordt aan de populatie. Dit hangt immers af van de mate van overleving na terugzet én van de mate waarin terugzet plaatsvindt.

Paai en opgroei

Het percentage teruggekeerde zalmen ligt, op basis van de absolute aantallen vertrekkende smolts (78.630-140.400) en de absolute aantallen teruggekeerde zalmen op de paaigronden (440-940), zeer laag op 0,55% tot 0,67%.

Om tot een zichzelf in stand houdende zalmopopulatie in de Rijn te komen, is een bepaalde hoeveelheid paai- en opgroeihabitat nodig. Op basis van de huidige (lage) aantallen terugkerende zalmen in de paaigebieden lijkt zowel het paaiareaal als het areaal beschikbaar voor opgroei van juvenielen nog geen beperking op te leveren (paragraaf 13.1). De toegenomen sediment- en slibgehalten zorgen er wel voor dat sprake is van een suboptimaal opgroeihabitat. Ook dit zal vooral een beperkende werking kunnen hebben wanneer de aantallen volwassen exemplaren die terugkeren naar de paaigebieden hoger worden.

Smoltmigratie

Gedurende de migratie van smolts door de Nederlandse wateren zijn verschillende sterfte-/verdwijningsfactoren van belang. Hoofdstukken 5 t/m 11 beschrijven de vangsten van zalm in de verschillende typen visserijen. Verwacht wordt dat sportvisserij een marginaal effect zal hebben op de vangsten van zalmsmolts. De fuikvisserij in het IJsselmeer vangt, op basis van de enquêtes en de onafhankelijke veldwaarnemingen, relatief veel zalmsmolts. Volwassen zalmen weten fijnmazige fuiken goed te ontwijken, vandaar dat er zalmsteken, met veel grotere maaswijdtes, worden gebruikt om zalmen te monitoren. Op basis van de gegevens in dit rapport zouden er echter potentieel bijna net zoveel zalmsmolts kunnen worden bijgevangen in fuiken in het IJsselmeer (26-767) dan dat er het IJsselmeer bereiken via de IJssel (780-1400). Dit zou kunnen betekenen dat de inschatting van de totale hoeveelheid bijgevangen zalm op het IJsselmeer wordt overschat. Wat ook kan is dat de fractie zalmen die via het IJsselmeer probeert uit te trekken wordt onderschat aangezien de berekende

doortrek door het IJsselmeer in dit rapport substantieel lager is dan eerder gerapporteerd in Jansen et al. (2008). Het is echter waarschijnlijker dat de doortrek van zalmen in het IJsselmeer in het verleden werd overschat. Voorheen werd het percentage smolts dat via de IJssel en het IJsselmeer probeerde uit te trekken op 11% geschat, op basis van de debiet-verdeling (waterverdeling) over de verschillende Rijn-takken (Jansen et al. 2008). Op basis van de telemetrie gegevens van 2006-2016 zou dit percentage via de IJssel en IJsselmeer uittrekkende smolts echter minder dan 1% zijn (Hop en Vriese 2018). De standwantvisserij in het IJsselmeer vangt 0-183 smolts bij op jaarbasis waarbij deze visserijvorm 0-23% van de smolts die via het IJsselmeer proberen op te trekken bijvangt. In de binnenwateren wordt slechts een beperkt deel van zalm smolts bijgevangen in de (fuiken)visserij (maximaal 0,1%). Ondanks de lage vangkans van zalmen in de sleepnetvisserij wordt verwacht dat in deze visserij wel af en toe smolts bijgevangen worden door de hoge totale inspanning van deze sector (grote vloot).

Gebaseerd op resultaten uit buitenlandse onderzoeken, lijkt predatie een rol van betekenis te kunnen spelen in de verklaring van de verdwijningen van smolts gedurende de migratie. Door de aanleg van het IJsselmeer is een groot kunstmatig meer gecreëerd waar zowel aalscholvers als snoekbaars als predatoren aanwezig zijn. Smolts kunnen gedesoriënteerd zijn wanneer zij het IJsselmeer bereiken (stilstaand water), de migratie vertraagd waardoor het predatierisico's groter wordt. Ondanks het feit dat er nooit resten van smolts in braakballen van aalscholvers in het IJsselmeer zijn aangetroffen, betekent dit niet dat zij niet gegeten worden door aalscholvers. Omdat de bestanden aan andere vissoorten in het IJsselmeer echter vele malen groter zijn dan de hoeveelheid aanwezige smolts, zal de trefkans voor de smolts wel laag zijn. Ook de predatiedruk bij barrières en zoet-zoutovergangen, waar de vis zich als gevolg van concentratiewerking vaak ophoopt, kan van invloed zijn op de verdwijningen van smolts (paragraaf 13.6).

Migratiebarrières veroorzaken een vertraagde migratie. Zoals hierboven aangegeven is de predatiedruk bij barrières waarschijnlijk hoger door de concentrerende werking van de obstakels. Enkele migratiebarrières zijn uitgerust met waterkrachtcentrales. In Nederland zijn voor het Rijnstroomgebied alleen in de Lek/Nederrijn twee van dergelijke centrales aanwezig, alhoewel WKC Hagestein momenteel langdurig buiten bedrijf is. Naar schatting vindt een directe sterfte van 5% plaats door de aanwezigheid van deze turbines (5% mortaliteit per turbine). Als gevolg van desoriëntatie kan er ook indirecte sterfte door predatie optreden na passage door de waterkrachtcentrales. Over de effecten van koelwaterinlaten, ziekte en scheepvaart op migrerende zalm-smolts is minder bekend.

Opgroeifase van smolt tot adult op oceaan

Naast de problematiek in de paai- en opgroehabitats en de sterftefactoren tijdens de stroomafwaartse (smolts) en stroomopwaartse (volwassen) migratie, is de oceaanfase een belangrijke schakel voor het succes van de herintroductie van de zalm in de Rijn. Momenteel is weinig bekend over de overleving in de oceaan. De invloed van de oceaanvisserij, het voedselaanbod en/of bijvoorbeeld de klimaatsveranderingen tijdens deze fase zijn onbekend, alhoewel er steeds meer aanwijzingen zijn dat deze factoren een belangrijke rol kunnen spelen (Renkawitz et al. 2015; Jonsson et al. 2016; Jacobson et al. 2018). Wel is het duidelijk dat er verliezen optreden tijdens deze fase: de populatieschattingen op basis van het telemetrieonderzoek laten zien dat 70-84% van de volwassen zalmen terugkeren voor de Nederlandse kust van de smolts die weggetrokken zijn (Figuur 14.4). Niet alleen het aantal terugkerende exemplaren is van belang, maar ook de conditie van de terugkerende zalmen. Rand et al (2006) lieten zien dat zowel de terugkompercentages als de conditie van de zalmen laag was bij een lage oceaanproductiviteit. Lage conditiefactoren bepalen vervolgens het succes van het bereiken van de paaigronden (zie paragraaf 13.7).

Volwassen migratie

Ook voor de verdwijningen van volwassen zalmen tijdens de migratie in de Nederlandse wateren zijn verschillende factoren van belang. Hoofdstukken 5 t/m 11 beschrijven de vangsten van zalm in de verschillende typen visserijen. De intrek van zalm via het IJsselmeer is niet in beschouwing genomen omdat er geen recente telemetrie-gegevens van intrek via deze route zijn. Desondanks lijken er op

basis van de enquêtes wel volwassen zalmen gevangen te worden in de fuiken (opgeteld 384 op jaarbasis voor de totale IJsselmeervisserij, alhoewel dit voor een groot deel ook zeeforellen kunnen zijn). Aangezien de aantallen migrerende volwassen zalmen via het IJsselmeer niet hoog zullen zijn zal de fuikennisserij mogelijk toch een aanzienlijke rol spelen bij de verdwijningen van (het op zich kleine aantal) zalmen dat migreert via het IJsselmeer. Op basis van de enquêtes wordt aangegeven dat er geen volwassen zalmen worden gevangen in de staandwantisserij op het IJsselmeer. Op basis van de enquêtes worden er maximaal 569 volwassen zalmen gevangen in de fuiken in de binnenwateren. Omdat in dit gebied ook relatief veel zalmen aanwezig zullen zijn betreft het nog steeds maximaal 10% van het totaal aantal verdwijningen (569 van de minimaal 5665 verdwijningen). Hierbij moet wel vermeld worden dat deze schattingen hoogstwaarschijnlijk overschattingen zijn aangezien er nauwelijks nog fuikennisserij plaats vindt op de grote rivieren waar de vangkans van salmoniden het grootst is. De vangsten van zalm in staandwant in de kustzone zijn op basis van de huidige gegevens nul alhoewel hiervoor weinig gegevens beschikbaar waren. Het grootste deel van de staandwantvissers in de Kustzone vist met tongnetten, terwijl in de Delta en de Waddenzee meer met hardernetten wordt gevestigd. In de tongnetten zal de vangst van zalm relatief gering zijn. De vangsten van zalm in harder-/zeebaars-netten zullen waarschijnlijk hoger zijn, maar hierover zijn weinig gegevens bekend. Uit enquêtes blijkt dat de recreatieve staandwantisserij wel volwassen zalmen en/of zeeforellen vangt waardoor we mogen aannemen dat dit ook in de commerciële staandwantisserij plaats vindt. In tegenstelling tot de enquêtes gehouden onder sleepnetvissers door Jansen et al. (2008) blijkt uit de enquêtes van het huidige rapport dat er wel volwassen zalmen gevangen worden door de sleepnetvissers. Hierbij moet wel worden aangetekend dat een groot deel van de geënquêteerden dicht bij de Haringvlietsluizen vist, waar de vangkans op zalm groter is. Geëxtrapoleerd naar de totale sleepnetvisserij zou dit betekenen dat er totaal maximaal volwassen 818 zalmen door de sleepnet vissers gevangen zouden worden. Hoewel dit een overschatting zal zijn, zou dit maximaal 14% van het totale aantal verdwijningen kunnen betekenen. De recreatieve visserij met vaste vistuigen (staandwant) in de Waddenzee en de Delta vangt maximaal enkele tientallen tot honderden volwassen zalmen per jaar. Het is opvallend dat, met name in de Waddenzee, meer adulte zalmen worden bijgevangen, alhoewel het waarschijnlijk is dat deze adulte zalmen ook zeeforellen zouden kunnen zijn aangezien de recreatief staandwantvissers in de Waddenzee over het algemeen hebben aangegeven moeite te hebben met het verschil te zien tussen de twee salmoniden. De sportvisserij in de binnenwateren en in de kustwateren lijkt ook van belang, al kan de exacte invloed op basis van de nu beschikbare gegevens niet bepaald worden. De verwachting is dat smolts minder vaak door sportvissers gevangen zullen worden dan adulten.

Over de totale vangsten bij intrekpunten zijn geen gegevens bekend behalve bij Kornwerderzand en de Haringvlietsluizen (Hoofdstuk 16). Hieruit blijkt dat er op jaarbasis bij Kornwerderzand nauwelijks zalmen worden bijgevangen (0-10) en af en toe een zeeforel (2-155) in de fuikennisserij. In de fuikennisserij bij het Haringvliet worden volwassen zalmen vaker bijgevangen (0-223) dan bij Kornwerderzand en lijkt het aantal zeeforellen in dezelfde orde van grootte te liggen voor beide intrekpunten (14-90 en 2-155 respectievelijk, Tabel 16.2). Daarnaast worden er bij het Haringvliet 0-58 volwassen zalmen bijgevangen door de garnalennisserij en 7-90 salmoniden door de wolhandkrabvisserij (van Giels & Vriese 2016).

Het blijkt dat de vangsten per eenheid inspanning in de nabijheid van intrekpunten hoger liggen dan verder weg van de intrekpunten, alhoewel dit sterk afhankelijk is van het vistuig en de exacte locatie, en dit dan weer niet blijkt uit de (door vissers ingevulde) enquêtes (paragraaf 5.5). Ook barrières in de hoofdstroom van de rivier zorgen voor een toename in dichtheden van zalm en zeeforel op deze locaties (paragraaf 13.3). Het blijkt dat vistrappen deze barrière-werking niet geheel weg nemen, met gevolg dat vissen 'zoekgedrag' vertonen voor een migratiebelemmering, wat de vangkans om hier in een vistuig terecht te komen vergroot. Daarnaast is het mogelijk dat deze migratiebelemmeringen terugkeergedrag vergroten (de vis keert om en vindt in sommige gevallen alsnog een mogelijkheid om uit te trekken). Uit het telemetrieonderzoek is gebleken dat een aanzienlijk deel van de optrekkende zalmen en zeeforellen dergelijk gedrag vertonen (Jurjens, 2006; Vriese & Breukelaar 2011; van Giels & Breukelaar 2011; Hop & Vriese 2018; Vriese 2018): zij worden eerst gedetecteerd bij een meer bovenstrooms gelegen detectiestation waarna ze vervolgens toch weer bij één of meerder benedenstrooms gelegen stations gedetecteerd worden.

In het benedenrivierengebied en in de kustzone komen niet alleen zalmen afkomstig van de Rijnpopulatie voor. Het telemetrieonderzoek liet zien dat ook zalmen de Maas opzwommen, of zelfs helemaal geen gebruik maakten van de Nederlandse rivieren en teruggevangen werden in de Franse kustzone en dus duidelijk kozen voor andere potentiële paaigebieden (Jurjens, 2006; Hop & Vriese 2018), alhoewel het goed mogelijk is dat deze zalmen van origine uit de Franse wateren komen. Daarnaast is het mogelijk dat in de kustzone ook ontsnapte zalmen uit kwekerijen voorkomen. Ook deze zullen niet tot de Rijnpopulatie behoren en hieraan ook niet bijdragen. Het aandeel verdwijningen van de 'kustzone-->benedenrivierengebied' en van het 'benedenrivierengebied-->Lek/Waal' zal daarom niet allemaal veroorzaakt zijn door sterfte, maar ook doordat sommige individuen uiteindelijk gebruikmaken van een ander stroomgebied. Tenslotte zou een deel van de verdwijningen in de kustzone ook nog veroorzaakt kunnen worden door een onderzoeks-effect als gevolg van het inbrengen van de transponders.

Omdat de meeste volwassen zalmen in de lente en zomer trekken (Jurjens, 2006; Hop & Vriese 2018) en hoge temperaturen (22-25°C) migratie kunnen vertragen of zelfs stilleggen, is het tot slot ook mogelijk dat klimaatverandering van invloed is op de herintroductie van zalm in de Rijn. De exacte effecten op de populatie hiervan zijn echter niet bekend. Over de effecten van scheepvaart op migrerende volwassen zalm is eveneens weinig bekend. De verslechterende lichaamsconditie van terugkerende zalmen (Bal et al. 2017; Bacon et al. 2006) zal mogelijk een negatief effect hebben op de populatie en is waarschijnlijk deels toe te schrijven aan zeeluizen infecties (voor Schotse en Noorse populaties, Susdorf et al. 2018; Vollset et al. 2014) en aan veranderde leefomstandigheden op zee (Renkawitz et al. 2015; Jonsson et al. 2016; Jacobson et al. 2018).

15 Populatieperspectief overige trekvissoorten

Tien et al. (2018) hebben voor zes van de zeven (niet voor zeeforel) geselecteerde trekvissoorten landelijke trends over de afgelopen 12 jaar beschreven aan de hand van WMR-monitoringsprogramma's in de Zoete Rijkswateren. Deze landelijke trends zullen in dit rapport aangehouden worden om de populatietrends van soorten te bepalen. Daarnaast zullen de gegevens van overige monitoringsreeksen en evt. visserijgegevens besproken worden om een compleet beeld te geven van het voorkomen van een bepaald soort.

Tien et al. (2018) gebruikte een aantal selectiecriteria om de landelijke trend te bepalen. De belangrijkste selectiecriteria hierbij zijn dat (a) het gebruikte bemonsteringstuig 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 zijn de gegevens van monitoringsprogramma's met passieve vistuigen (diadrome vissen programma, passieve fuikenmonitoring en zalmsteken monitoring) het meest geschikt. Omdat trekkende vis weinig tijd doorbrengt op een specifieke locatie en omdat dit sowieso vaak soorten zijn die vrij weinig voorkomen, is de trefkans voor deze soorten veel hoger met een passief vistuig (dat lange tijd in het water aanwezig is), dan met een actief vistuig (waarmee kortdurend wordt gemonsterd).

(b) Vervolgens werd voor de afzonderlijke soorten een selectie van de locaties gemaakt, waar een soort mogelijk zou kunnen voorkomen en van de maanden, waarin de soort migreert. Omdat de monitoringsinspanning meestal niet evenwichtig over de maanden, jaren en/of locaties verdeeld is, werden vervolgens aannames gedaan voor missende maanden/jaren. Daarna werd een landelijke trend in vangstsucces (aantal per fuiketmaal of km) berekend.

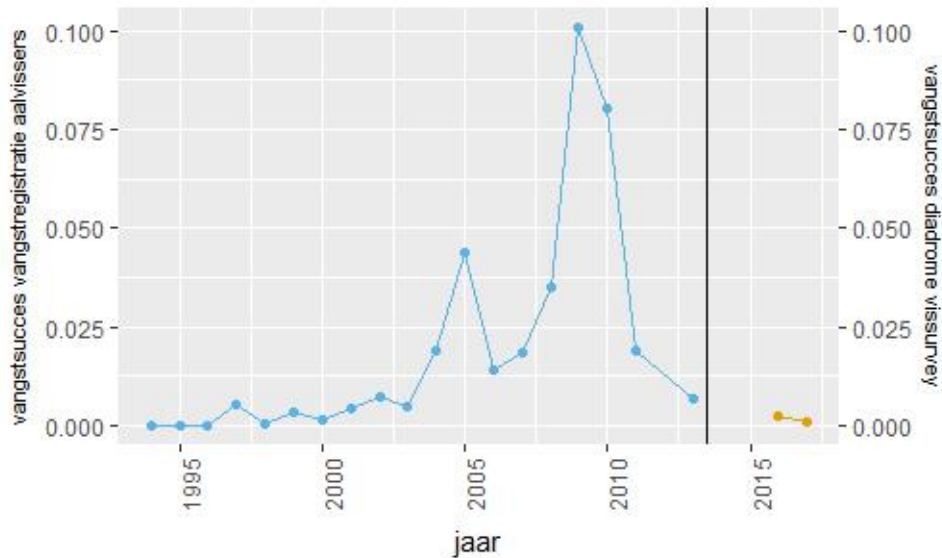
15.1 Houting

In Duitsland (in de Rijn en Lippe nabij de Nederlandse grens) werden in 1992-2006 jaarlijks 10- tot 100-duizenden houtingen uitgezet. Dit programma is succesvol gebleken: de overgrote meerderheid van houting in het IJsselmeer is tegenwoordig afkomstig uit natuurlijke paai (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). Omdat de primaire migratiemaanden voor houting (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 houting 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 houting 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, Borcherding 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 zeezijde) een Rijn-eigen populatie houting bestaat, die geen menging laat zien met buitenlandse populaties. De houting-vangsten buiten het migratie seizoen zijn daarmee dus ook een goede weerspiegeling van de populatietrend van de (eigen) houting populatie in het Nederlandse Rijn-stroomgebied.

Landelijke trend

Houting wordt bij het Haringvliet, de Nieuwe Waterweg, en in Maas en Rijn in stabiele en zeer lage aantallen aangetroffen (minder dan 0,02 houting per fuiketmaal). Alleen bij Kornwerderzand wordt houting in hogere aantallen aangetroffen, met een maximum van 0,5 houting per fuiketmaal in 2009. De landelijke trend (gemiddeld over de vijf locaties) wordt daarmee dus ook gedomineerd door de

trend bij Kornwerderzand: sinds 1996 wordt houting aangetroffen waarna het vangstsucces in de monitoringen vrij consistent toeneemt, met een maximum in 2009 (Figuur 15.1). Daarna nemen de vangsten in de passieve fuikenmonitoring weer scherp en consistent af.



Figuur 15.1 De landelijke trend wat betreft de bestandsgrootte van houting; het vangstsucces (aantal per fuiketmaal) per jaar van houting in de passieve fuikenmonitoring (blauw) en in het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (oranje), zoals geschat op vijf potentieel belangrijke opgroeiplekken van houting (Haringvliet, Kornwerderzand, Nieuwe Waterweg, Rijn (oost), Maas (zuid)). De verticale lijn geeft de scheiding aan tussen de passieve fuikenmonitoring en het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (Tien et al. 2018).

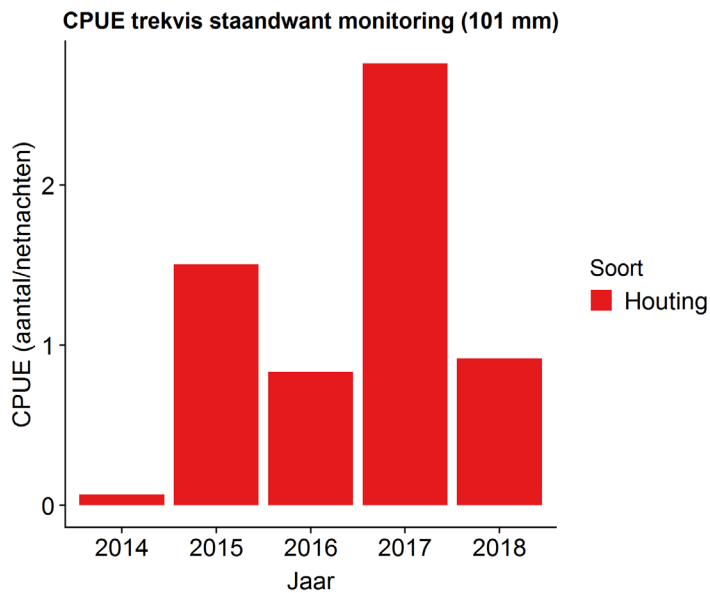
Welke reden aan de afnemende populatietrend sinds 2009 ten grondslag ligt is onbekend. Ook in het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (vanaf 2016) wordt houting gevangen. Omdat het vangstsucces in de twee surveys niet direct vergelijkbaar is, en de monitoringsreeks op basis van de passieve fuikenmonitoring sinds 2013 beëindigd is, is de trend sinds 2013 niet met zekerheid te bepalen.

Overige monitoring en visserijgegevens

Aanvullende informatie kan worden ontleend aan een aantal van de overige monitoringen in de Zoete Rijkswateren: de staandwant monitoring, de open water monitoring op het IJsselmeer, en de actieve monitoring op de grote rivieren.

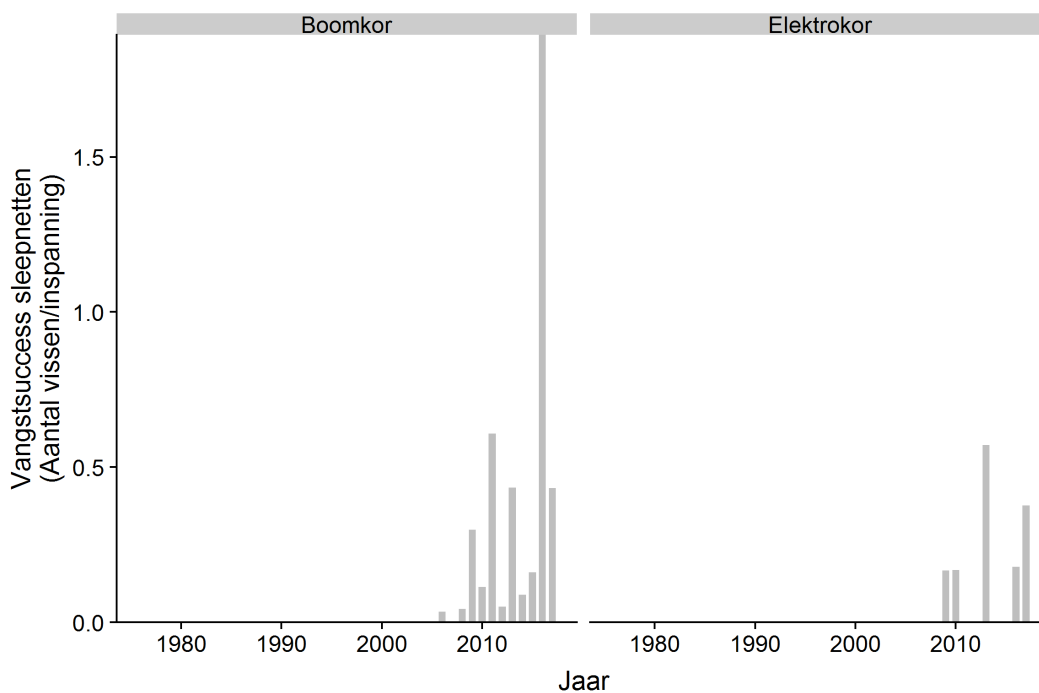
Staadwant monitoring IJsselmeer

De staandwant monitoring wordt sinds 2014 ieder jaar op 43-44 verschillende locaties in het IJsselmeer uitgevoerd, met hetzelfde aantal netten en gemiddelde stadsuur. Hierbij zijn alleen aan elkaar gebonden netten geselecteerd waarbij alle netten van verschillende maaswijdtes een gelijke vangkans hadden (aan elkaar gebonden netten waarbij sommige maaswijdtes niks vingen omdat deze netten bijvoorbeeld niet goed stonden zijn op deze manier niet meegenomen in de analyse). Op grond van deze monitoring wordt in onderstaande figuur vangstsucces van houting weer gegeven (Figuur 15.2).



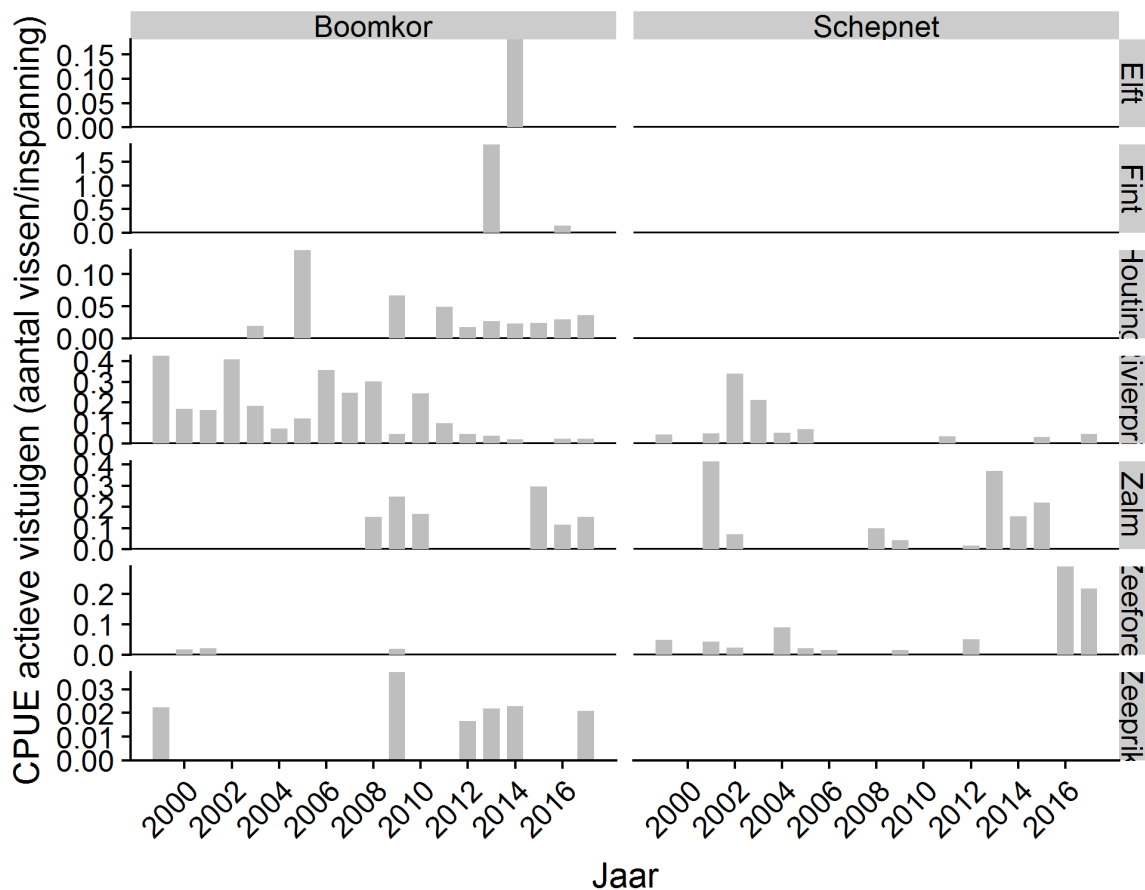
Figuur 15.2 CPUE voor houting in de standwants monitoring in het IJsselmeer.

Uit de standwants monitoring blijkt dat de houting de laatste paar jaar nog relatief vaak wordt gevangen in het IJsselmeer. Dit beeld blijkt ook uit de actieve open water monitoring op het IJsselmeer die met een boomkor en een elektrokor worden uitgevoerd (Figuur 15.3).



Figuur 15.3 CPUE (vangstsucces) per jaar van de boomkor en de elektrokor tijdens de open water monitoring voor houting in het IJsselmeer.

Uit de actieve monitoring op de grote rivieren blijkt dat houting ook daar de laatste jaren regelmatig wordt gevangen, alhoewel de piek van 2006 sindsdien niet meer is gehaald (Figuur 15.4). Hierbij is de meerderheid van de houtingen gevangen in de (met het IJsselmeer in verbinding staande) Gelderse IJssel.



Figuur 15.4 CPUE van trekvisserij per jaar gevangen met de boomkor of het elektroschepnet tijdens de actieve monitoring op de grote rivieren.

Visserijgegevens en impact visserij

Houting wordt regelmatig gevangen in de fuiken en vaak met het staandwant in het IJsselmeer (enkele tienduizenden, Tabel 12.1) en in veel mindere mate op het Markermeer. Op basis van de landelijke trend in de fuikenmonitoring op de rivieren en bij de intrekpunten van houting, lijkt over de laatste jaren geen sprake te zijn van een toename in aantallen en eerder van een consistente afname na 2013. Aan de andere kant lijken andere monitoringsreeksen en de visserijgegevens, voor met name het IJsselmeer, aan te geven dat houting in recente jaren nog is toegenomen en regelmatig wordt gevangen. De fuiken van het diadrome vissen programma en de passieve fuikenmonitoring staan voornamelijk bij intrekpunten. Wanneer een groot deel van de houtingpopulatie deze intrekpunten niet (meer) zoveel gebruikt omdat het zoutwater gedeelte van de levenscyclus wordt overgeslagen, waarvoor aanwijzingen zijn (paaier op de IJssel en opgroeien in het IJsselmeer, Borcharding et al. 2008; maar bijvoorbeeld ook in de Westeinderplassen), is de kans daarmee dus ook een stuk kleiner om houting bij intrekpunten te vangen. Daarmee geeft de fuikenmonitoring bij intrekpunten dus ook geen volledig beeld meer van de trendontwikkeling. Daarnaast is het vangen van houting in het IJsselmeer ook erg locatie-afhankelijk wat voor sterke fluctuaties in de CPUE van de monitoring kan zorgen. De populatie volwassen houting in de Nederlandse stroomgebieden zal inmiddels zeker in de orde van vele tienduizenden liggen, maar zou mogelijk nog groter kunnen zijn met het oog op de opgewerkte bijvangst gegevens. In de optelsom van factoren lijkt het, zeker voor het IJsselmeer, dat de huidige visserijdruk het herstel van de houting mogelijk vertraagd, maar is het onduidelijk of de visserijdruk ook tot de geconstateerde afname van de houting in de fuikenmonitoringen bij de intrekpunten heeft geleid.

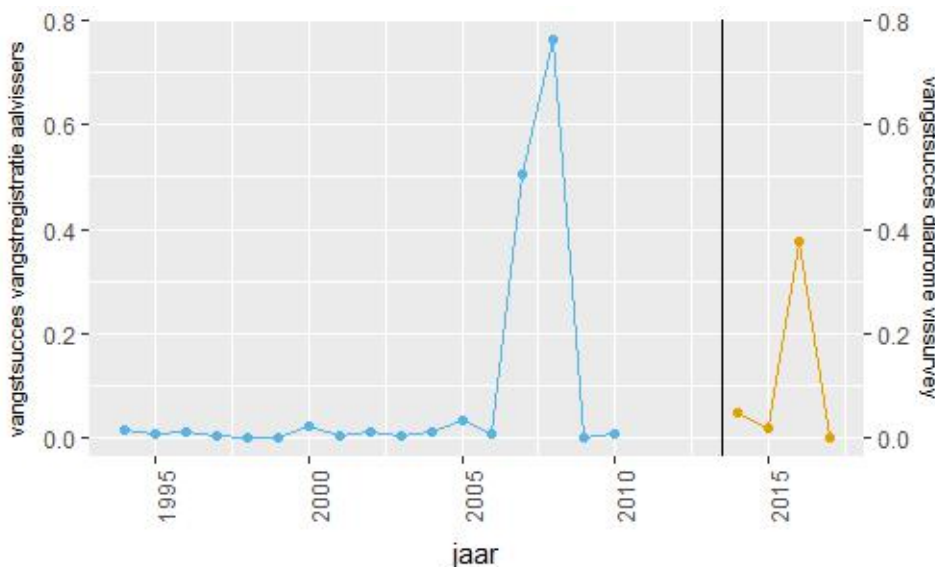
15.2 Fint en elft

Fint

In de 16^e en 17^e eeuw werd intensief op fint gevist. Ook tussen 1920 en 1950 bestond nog een intensieve (rivier)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 paaipopulatie 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 (en dus niet van optrekkende en paaiende populaties op de Nederlandse rivieren), maar van welke bronpopulaties is niet bekend. Grote populaties komen nog voor in de Elbe (Magrath & Thiel, 2013); en ook in de Schelde is de fint weer als paaipopulatie teruggekeerd in de afgelopen decennia (Breine *et al.*, 2017).

Landelijke trend

Voor de bepaling van de landelijke trend van fint wordt gebruik gemaakt van de monitoringsfuisen op de drie relevante intreklocaties; Haringvliet, Kornwerderzand en Nieuwe Waterweg. Bij het Haringvliet en Kornwerderzand worden in de (paai-)migratiemaanden (april-juni) alleen zeer lage aantallen fint gevangen (minder dan 0,05 fint per fuiketmaal), in zowel de passieve fuikenmonitoring (1994-2010) als het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (2014-2017). Bij de Nieuwe Waterweg was dit ook het geval tot en met 2006, maar sindsdien wordt fint in sommige jaren in hogere aantallen gevangen (meer dan één per fuiketmaal), in zowel de passieve fuikenmonitoring als het diadrome vissen programma. 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 en 2017 (Figuur 15.5). 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 twaalf jaar (2006-2017) te bepalen. Wel is het aannemelijk dat vanaf 2006 de aantallen intrekende fint tijdens de paaimigratie in Nederland in sommige jaren duidelijk hoger zijn in vergelijking met de jaren ervoor.



Figuur 15.5 De landelijke trend wat betreft de bestandsgrootte van fint; het vangstsucces (aantal per fuiketmaal) per jaar van fint in de passieve fuikenmonitoring (blauw) en in het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (oranje), zoals geschat over drie intrekplekken van fint (Haringvliet, Kornwerderzand en Nieuwe Waterweg). De verticale lijn geeft de scheiding aan tussen de passieve fuikenmonitoring en het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (Tien *et al.* 2018).

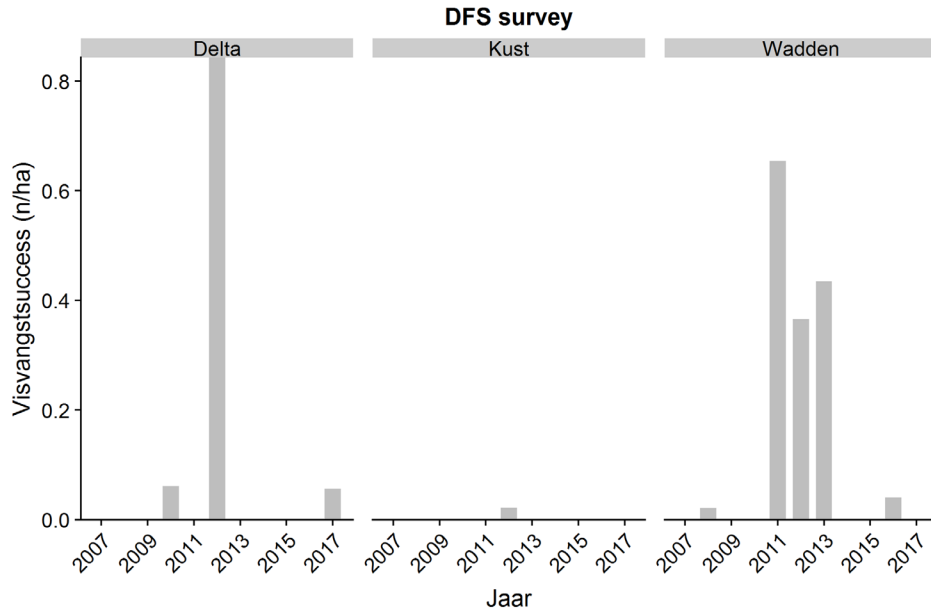
In het verleden paaide de fint in de Eems-Dollard, Merwede en de Bergse Maas, maar de werkelijke paagebieden zijn nooit achterhaald (de Groot, 1992). In de Eems werden in augustus 1999 in het midden van de rivier jonge finten van circa 10 cm aangetroffen (Kleef en Jager, 2002). In het voorjaar van 2005 werden paaiende finten waargenomen in de Beneden-Merwede (waarnemingen visserijbedrijf Klop). Of daadwerkelijk structureel in Nederland gepaaid wordt is echter nog steeds de

vraag, en als dat zo is, is het de vraag hoe substantieel deze paai is, en hoe succesvol de overleving van deze paai dan zal zijn.

Overige monitoring en visserijgegevens

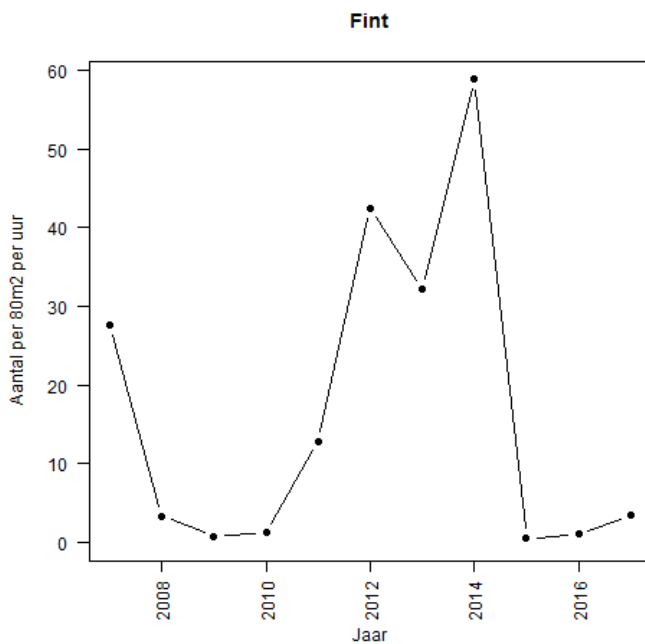
Overige monitoring

In de DFS lijkt het aantal finten sterk te fluctueren per jaar met relatief goede jaren in 2011-2013 in de Waddenzee; en in 2012 in de Delta. Door de sterke fluctuaties is een trend over de jaren heen niet goed te bepalen (Figuur 15.6).



Figuur 15.6 CPUE (aantal per hectare) per jaar van fint gevangen in de Delta, Kustzone en de Waddenzee tijdens de DFS.

Net als in de DFS fluctueert het aantal finten dat wordt gevangen in de ankerkuil monitoring in de Eems sterk, met ook hier relatief goede jaren in 2012-2014 (Figuur 15.7). Door de sterke fluctuatie is een trend over de jaren ook hier niet goed te bepalen, maar de laatste paar jaar worden er nog maar weinig finten gevangen in de Eems.



Figuur 15.7 Aantal finten per 80 m² per uur gevangen tijdens de ankerkuil monitoring in de Eems door de jaren heen.

Visserijgegevens

Fint wordt relatief veel gevangen langs de Noordzeekust, in zowel de Delta, als de Waddenzee, als de Kustzone. Cumulatief gaat het hierbij om een totale ordegrootte van vele honderdduizenden finten per jaar, met name door de garnalenvisserij (Tabel 12.1). De fint is gevoelig voor bijvangst omdat gevangen finten relatief slechte overlevingskansen hebben. Wel moet opgemerkt worden dat het hieraan ten grondslag liggende onderzoek naar bijvangsten in de garnalenvisserij gebaseerd is op de jaren 2012-2014; een periode waarin juist ook sprake was van relatief hoge aantallen finten in de verschillende monitoringen. Daarnaast moet ook vermeld worden dat jonge finten waarschijnlijk een hogere natuurlijke mortaliteit zullen ondervinden dan volwassen finten, waardoor een deel van deze jonge finten bij voorbaat niet zou hebben bijgedragen aan de finten populatie.

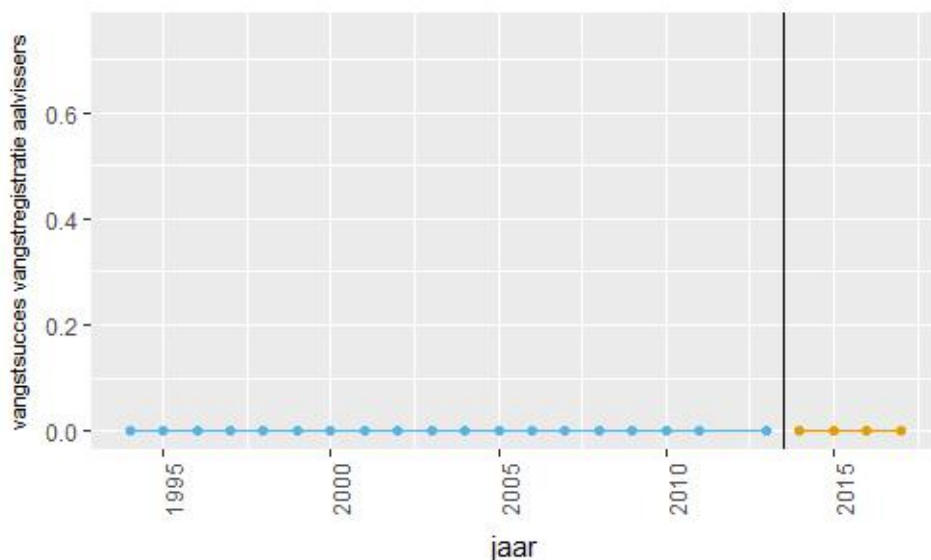
Impact visserij

De "Nederlandse" fint (optrekkend op de Nederlandse rivieren en daar paaiend) lijkt voornamelijk beperkt te worden door de afwezigheid van goed functionerende estuaria en dit zal vermoedelijk een grotere bottleneck voor het herstel van Nederlandse paaiopvolgers vormen dan de visserij. Dit zal door het Kierbesluit niet substantieel veranderen, omdat het openen van de Kier niet leidt tot een natuurlijke (en in de tijd bestendige) estuariene situatie in het Haringvliet. In een natuurlijk estuarium is de zoutindringing sterk afhankelijk van de afvoer van de rivier en de getijdeslag in het systeem. Juist in de periode dat in de natuurlijke situatie het zoute water het verste landinwaarts trekt (als de rivierafvoer laag is dus met name in de periode september-oktober), wordt de Kier gesloten en het Haringvliet weer zoet gespoeld. Hierdoor verdwijnt de estuariene situatie dan steeds weer en is de migratieroute voor deze periode ook geblokkeerd. Naast de directe gevolgen van de blokkade van de migratieroute heeft dit ook effect op de waterkwaliteit in het Haringvliet en op de aanwezige (macro-) flora en fauna. Ook de getijdeslag in het Haringvliet wijzigt nauwelijks ten opzichte van de huidige situatie en blijft dus zeer beperkt. Dit staat een werkelijk herstel van een zoetwatergetijde gebied, waar een soort als de fint afhankelijk van is, dus voorsnog in de weg (Griffioen et al. 2018).

Elft

De elft is over de afgelopen eeuw een steeds zeldzamere vis geworden in Nederland. Dit hangt samen met de visserij op deze soort aan het einde van de 19^e en begin van de 20^e eeuw, de verstuwning van de grote rivieren, en de oeververharding en grindwinning waardoor paaiplaatsen verdwenen. In de periode 1880-1890 werd in Nederland in de Rijn delta jaarlijkse tenminste 150.000-275.000 kilogram elft gevangen. De vangsten namen vervolgens sterk af, en al rond 1928 is de vangst naar nul kilo gedaald (De Groot, 2002). Paaiplaatsen lagen onder andere stroomopwaarts in de Rijn en in de zijrivieren. Na 1990 wordt nog melding gemaakt van een heel klein aantal optrekkende elften en mogelijke paaiplaatsen tussen Mannheim en Gamsheim (Kloppmann et al. 2003). Sinds de start van een herintroductieprogramma in de Duitse Rijn (Scharbert & Beeck 2010) trekken wel 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).

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 passieve fuikenmonitoring (1994-2013) als in het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (2014-2017, Figuur 15.8). Mocht elft in de toekomst weer in hogere aantallen terugkeren in Nederland, dan zal dit in de bestaande monitoring gedetecteerd moeten kunnen worden.



Figuur 15.8 De landelijke trend wat betreft de bestandsgrootte van elft; het gemiddelde vangstsucces (aantal per fuiketmaal) per jaar van elft in de passieve fuikenmonitoring (blauw) en in het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (oranje), zoals geschat over in- en uittrekplekken (Haringvliet, Kornwerderzand, Nieuwe Waterweg) en doortrekgebieden (Rijn (oost), Maas (zuid)). De verticale lijn geeft de scheiding aan tussen de passieve fuikenmonitoring en het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (Tien et al. 2018).

Overige monitoring en visserijgegevens

Overige monitoring

Een enkele elft wordt af en toe gevangen in de zalmsteken monitoring in de Lek bij sluizencomplex Hagestein (Bijlage 1).

Visserijgegevens

Elft wordt niet of nauwelijks bijgevangen door de visserij, op een hele enkele elft in het IJsselmeer en bij de Haringvlietssluzen na, en hoogstens enkele tientallen elften door de recreatieve staandwantvisserij in de Waddenzee. Mogelijk worden elften ook door de sleepnetvisserij gevangen, alhoewel dit eventueel ook finten zouden kunnen zijn (Tabel 12.1).

Impact visserij

Alhoewel het aantal bijgevangen elften zeer laag is, lijkt de elften populatie in Nederland ook nauwelijks waarneembaar waardoor er mogelijk een grote impact van de visserij op de elften populatie is. Helemaal wanneer de bijgevangen elften over het hoofd worden gezien doordat ze mogelijk samen met de duizenden bijgevangen jonge finten gevangen worden.

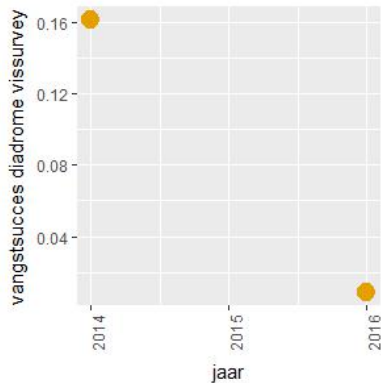
15.3 Rivierprik

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 veelvuldig waargenomen en lijkt in aantal te zijn toegenomen aan het einde van de 20^e eeuw, maar de kwaliteit van de data is gering of gebaseerd op vangsten binnen kortlopende projecten (Bijlsma et al. 2019). De soort komt wijdverspreid in Nederland voor (Patberg et al., 2005; De Leeuw et al., 2005). Paai is slechts bewezen voor een beperkt aantal plaatsen: 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).

Landelijke trend

Volwassen rivierprik migreert in oktober-december (soms tot in januari), waarbij met name de maanden november en december belangrijk zijn voor het bepalen van de landelijke trend. De locaties

van de passieve fuikenmonitoring zijn geen van alle in december consistent bemonsterd. Alleen de tijdreeks van het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren is daarom geschikt om bestandsontwikkelingen van rivierprik te volgen. Hierbij kunnen alleen die locaties en jaren waarin ook december is bemonsterd worden meegenomen: Haringvliet en Kornwerderzand. Aangezien beide locaties belangrijk zijn voor de intrek van rivierprik, worden de jaren waarin beide locaties zijn bemonsterd geselecteerd: 2014 en 2016 (Figuur 15.9). Op basis van deze korte tijdreeks kan echter geen trend worden bepaald.

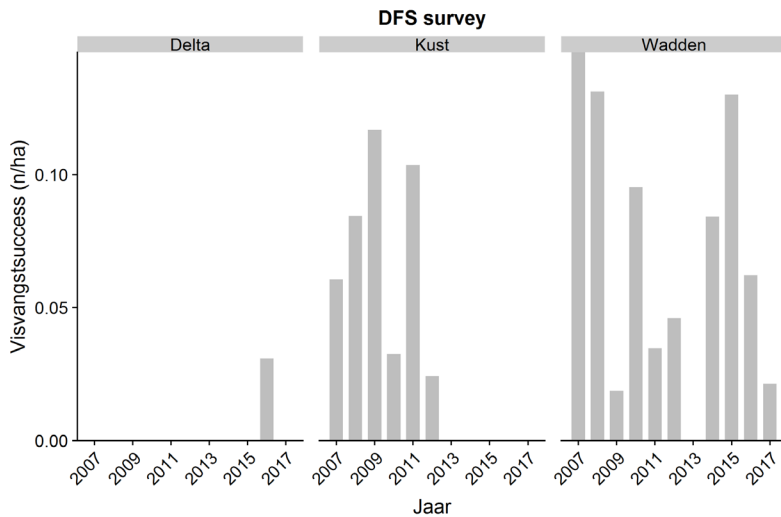


Figuur 15.9 De vangsten van rivierprik in aantal per fuiketmaal per jaar in het diadrome vissen programma, bij Haringvliet en Kornwerderzand (Tien et al. 2018)

Overige monitoring en visserijgegevens

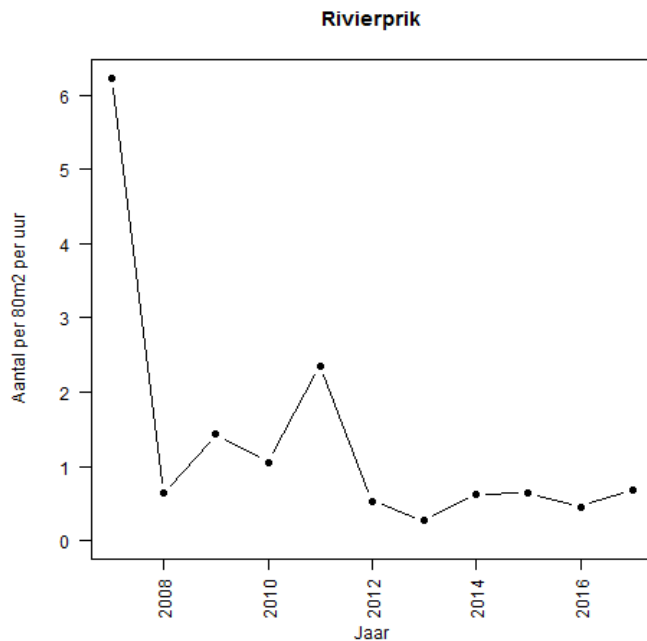
Overige monitoring

In de DFS lijkt het aantal rivierprikken sterk te fluctueren per jaar met een licht dalende trend in de laatste jaren (Figuur 15.10).



Figuur 15.10 CPUE (aantal per hectare) per jaar van rivierprik gevangen in de Delta, Kustzone en de Waddenzee tijdens de DFS.

In tegenstelling tot de schommelende aantallen in de DFS lijkt het aantal rivierprikken gevangen met de ankerkuil in de Eems sinds het begin van deze monitoring sterk te dalen (Figuur 15.11).



Figuur 15.11 Aantal rivierprikken per 80 m² per uur gevangen tijdens de ankerkuil monitoring in de Eems door de jaren heen.

In de actieve monitoring op de grote rivieren lijkt ook een duidelijke dalende trend te zijn voor rivierprik in de afgelopen 10 jaar (Figuur 15.4).

In de passieve fuikenmonitoring lijkt er op de meeste locaties een daling van het aantal rivierprikken te zijn (Figuur 5.1, Figuur 5.5) behalve in de Delta (Figuur 5.9). Alhoewel dit geen betrouwbaar beeld geeft over hoe de trend zich per locatie ontwikkeld aangezien er niet consistent in de migratie maanden is bemonsterd (zie kopje landelijke trend).

De aantallen rivierprikken in Nederland vertonen een zeer variabel beeld. In de periode rond 2005 werden jaarlijks nog enkele duizenden rivierprikken binnen de WMR-fuikenmonitoring gevangen. Wanneer wordt bedacht dat dit slechts een zeer klein deel van het totale fuikenbestand betrof, en dat de intrekperiode van rivierprik (zwaartepunt november-april, Jansen et al., 2007) zich ook nog eens voornamelijk buiten de registratieperiode (mei-oktober) voltrekt, dan is het duidelijk dat er toen grote aantallen rivierprikken Nederland introkken en de soort als vrij algemeen te beschouwen was. Illustratief is wat dit betreft ook dat gedurende twee fuiknachten tijdens een monitoring in het voorjaar van 2006 van de vistrap bij Hagestein, in totaal 1500 rivierprikken optrokken (Winter, 2006). Het Rijn- en Maasstroomgebied lijken dus vrij grote populaties te herbergen, die dus mogelijk over de afgelopen periode wel weer een wat afnemende trend laten zien. Over de uittrek van juveniele rivierprik naar zee is vrijwel niets bekend. Evenals voor de zeeprik is het aannemelijk dat vrij veel menging tussen 'populaties' rivierprikken van verschillende stroomgebieden plaatsvindt. Omdat de rivierprik minder ver de rivieren optrekt, de soort wereldwijd in een beperkt gebied voorkomt, en de Nederlandse rivieren hierbij een wezenlijke rol spelen, heeft ons land een internationale verantwoordelijkheid voor de instandhouding van de rivierprik.

Visserijgegevens

De garnalenvisserij in de Waddenzee en Kustzone vangt cumulatief enkele duizenden-tienduizenden rivierprikken op jaarbasis. Daarnaast wordt er door de totale fuikenvisserij in het IJsselmeer ook enkele duizenden rivierprikken gevangen; en enkele honderden door de garnalenvisserij in de Delta (Tabel 12.1).

Impact visserij

Ondanks de relatief hoge aantallen bijgevangen rivierprikken in sommige visserijvormen zal de impact van de visserij voor rivierprik gering zijn aangezien de overleving van bijgevangen rivierprikken naar verwachting goed is (het zijn relatief sterke dieren). Tabel 12.1 laat zien dat andere dan de genoemde vormen van visserij niet veel rivierprikken bijvangen, doordat de methoden veelal ongeschikt zijn om prikken te vangen (bijvoorbeeld staandwant) en door de bijzondere voedingswijze als parasiet op zee. Omdat ze niet eten bij binnentrek van de rivieren, wordt rivierprik eveneens nauwelijks in de sportvisserij gevangen. De jonge ingegraven rivierprikklarven komen ook niet in de diverse visserijen terecht.

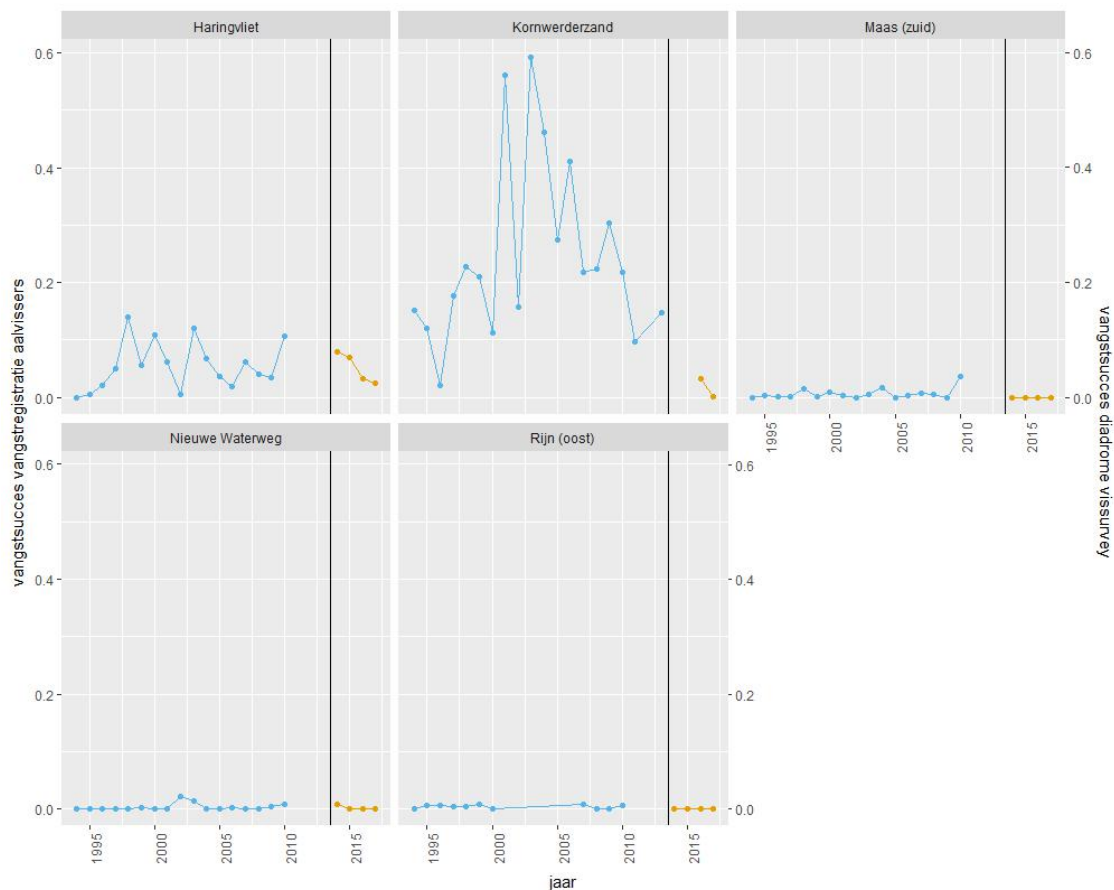
De populatie van de rivierprik is waarschijnlijk vele malen groter dan vaak wordt verondersteld (De Nie, 1996) en wordt geschat op 10.000-100.000, maar wellicht meer (Bijlsma et al. 2019; Griffioen & Winter 2019). Ondanks voornamelijk dalende trends in de afgelopen jaren is de inschatting dat de huidige visserijen een herstel van de rivierprik niet in de weg staan. Andere factoren zoals habitatkwaliteit en migratiebarrières zijn hierin waarschijnlijk belangrijkere factoren.

15.4 Zeeprik

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, onder andere door de sterk verbeterde waterkwaliteit en door de aanleg van vismigratievoorzieningen bij barrières, de aantallen weer toegenomen; hoewel pas sinds 1994 monitoringsgegevens beschikbaar zijn.

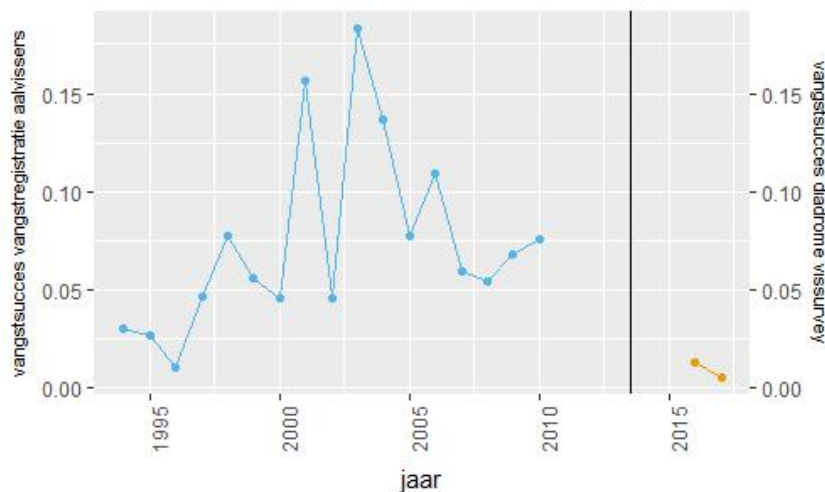
Landelijke trend

Volwassen zeeprik migreert in april-juni. Alle vijf in- en uittreklocaties van het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren zijn relevant voor zeeprik en worden in ieder geval in mei bemonsterd in zowel de passieve fuikenmonitoring als het diadrome vissen programma. 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 15.12).



Figuur 15.12 De trend van zeeprrik per locatie wat betreft het vangstsucces (aantal per fuiketmaal) per jaar in de passieve fuikenmonitoring (blauw) en in het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (rood), zoals gevangen bij vijf in- en uittrekplekken (Haringvliet, Kornwerderzand, Nieuwe Waterweg, Rijn (oost), Maas (zuid)). De verticale lijn geeft de scheiding aan tussen de passieve fuikenmonitoring en het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (Tien et al. 2018).

Op de andere locaties worden veel lagere aantallen gevangen. Het vangstsucces bij het Haringvliet is vrij stabiel over de jaren heen, maar laat bij Kornwerderzand een duidelijke trend zien, die zich ook vertaalt in de geschatte landelijke trend (Figuur 15.13): een toename tot en met 2003, gevolgd door een afname tot en met 2010. Tussen 2011-2015 is door gebrek aan gegevens geen landelijke trend in te schatten. Wel is voor de locatie Kornwerderzand duidelijk dat de afnemende trend sinds 2003 doorzet tot en met 2012. In het diadrome vissen programma in 2016-2017 wordt zeeprrik ook weer aangetroffen, met een afname van 2016 naar 2017, maar die reeks is te kort om een trendinschatting te maken. Voor het Haringvliet is deze afname al sinds 2014 in het diadrome vissen programma te zien. Samengevat lijkt zeeprrik tussen 2006-2012 dus af te nemen. Ook tussen 2014 en 2017 lijkt zeeprrik af te nemen, maar deze trend is meer onzeker.



Figuur 15.13 De landelijke trend van zeeprick wat betreft het gemiddelde vangstsucces (aantal per fuiketmaal) per jaar in de fuikenmonitoring (blauw) en in het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (rood), zoals geschat over in- en uittrekkplekken Haringvliet, Kornwerderzand, Nieuwe Waterweg, Rijn (oost), en Maas (zuid). De verticale lijn geeft de scheiding aan tussen de passieve fuikenmonitoring en het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren (Tien et al. 2018).

Overige monitoring en visserijgegevens

Overige monitoring

Zeeprick wordt alleen goed gevangen in de passieve fuikenmonitoring en het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren.

Visserijgegevens

Zeepricken worden voornamelijk in de fuikvisserij bijgevangen met name in het IJsselmeer (duizenden op jaarbasis) daarnaast worden ook enkele duizenden in Delta bijgevangen (Tabel 12.1).

Impact visserij

Net zoals bij de rivierprick zal ondanks de bijvangst in sommige visserijvormen de impact van de visserij voor zeeprick gering zijn, aangezien de overleving van bijgevangen zeepricken naar verwachting goed is. Tabel 12.1 laat zien dat andere dan de eerder genoemde vormen van visserij nauwelijks zeepricken bijvangen, doordat de methoden veelal ongeschikt zijn om prikken te vangen (bijvoorbeeld staandwant). Opvallend is dat door meerdere sportvissers aangegeven is dat weleens volwassen zeepricken gevangen werden (gegevens van Jansen et al. 2008). Door de bijzondere voedingswijze als parasiet op zee en het feit dat ze niet eten bij binnentrek van de rivieren is dit eigenlijk niet te verwachten en is onduidelijk hoe betrouwbaar deze waarnemingen zijn. De jonge ingegraven zeepricklarven komen ook niet in één van de visserijen terecht.

In de laatste decennia trekken mogelijk weer meer dan 10.000 zeepricken de Rijn op; en meer dan 1000 de Maas. Op de Schelde lijkt de soort nog slechts sporadisch voor te komen. Of gesproken kan worden van een rivierpopulatie is de vraag. Zeepricken trekken niet noodzakelijkerwijs terug naar hun geboorterivieren en waarschijnlijk vindt veel menging tussen prikken van verschillende oorsprong plaats. Dit verklaart ook dat zeeprick nooit helemaal uit het Rijnstroomgebied is verdwenen, maar dat altijd nog (geringe) optrek van prikken (die geboren waren op andere rivieren) plaatsvond. Wel oriënteert volwassen (optrekkende) zeeprick zich op feromonen die de larven uitscheiden. Een rivier waarin veel larven voorkomen zal hierdoor meer volwassen zeeprick aantrekken. Daarnaast is het de vraag of de zeeprick momenteel ook nog voornamelijk in de bovenlopen van onze rivieren paait, zoals in de historische situatie het geval was. De doortrek via series van vistrappen is niet groot, veel dieren blijven hangen in het benedenstroomse gebied (Winter, 2006). Wellicht kan het vele hier voorkomende kunstmatige harde substraat in de benedenstroomse delen van de rivieren ook als paaisubstraat fungeren. Hiervoor zijn slechts indicaties en geen bewijzen voorhanden.

Hoewel mogelijk sprake is van een iets afnemende trend over de meest recente periode is de inschatting, ook gelet op het feit dat de overleving van de bijgevangen zeepricken goed zal zijn en er geen commercieel belang is voor de vangst van deze soort, dat de visserij een herstel van zeeprick niet in de weg staat.

16 Impact visserij Kornwerderzand & Haringvliet

Visserijgegevens

De meest volledige gegevens komen van de **fuikenvisserij** waarbij rondom de sluizen van het Haringvliet iets meer trekvisserijen lijken te worden bijgevangen dan bij Kornwerderzand (Tabel 16.2). Dit geldt met name voor rivierprik, zeebek en fint. Zalm lijkt nauwelijks bij Kornwerderzand gevangen te worden en af en toe (tientallen per jaar) bij de Haringvlietsluizen. Enkele tientallen zeeforellen per jaar worden zowel bij Kornwerderzand als bij de Haringvlietsluizen gevangen. Houting lijkt iets meer bij Kornwerderzand gevangen te worden dan bij de Haringvlietsluizen, waarschijnlijk door de relatief grote houtingpopulatie in het IJsselmeer.

Volgens onze gegevens zijn er drie **staandwantsvissers** actief bij Kornwerderzand die niet of nauwelijks trekvisserijen bij vangen op basis van enquêtes en onafhankelijke veldwaarnemingen (n=3). Er was bij de onafhankelijke veldwaarnemingen één houting in het staandwant gevangen op ruim 4 km bij Kornwerderzand vandaan, die vanwege de grote afstand niet is meegenomen in de schattingen. Volgens Heinen (2018) zijn er twee staandwantsvissers actief in de nabijheid van de Haringvliet sluizen.

Er wordt zowel bij het Haringvliet als bij Kornwerderzand door één **zegenvisser** gevestigd. Uit acht onafhankelijke veldwaarnemingen (Haringvliet) en één ingevulde enquête (Kornwerderzand) blijkt dat er geen trekvis wordt bijgevangen met de zegen bij deze intrekpunten. Mocht dit sporadisch een keer wel het geval zijn, dan zijn de overlevingskansen van trekvis hoog met de zegen.

Sleepnetten worden door vier vissers gebruikt bij Kornwerderzand en door in ieder geval zeven vissers bij het Haringvliet (garnalenvissers en kleinschalige sleepnetvissers). Net als bij de fuikenvisserij worden de meeste zalmen gevangen door de sleepnetvisserij bij de Haringvlietsluizen. De soorten fint, rivierprik en houting worden het meeste bijgevangen bij Kornwerderzand.

Recentelijk is er door Aheinen Visserijadvies aan de hand van interviews een onderzoek naar de vangsten gedaan door vissers in het Goerese Gat, aan de zeezijde van de Haringvlietsluizen (Heinen 2018). Hieruit blijkt dat de vangsten van de sleepnetvisserij met sloffen, waarbij voornamelijk op wolhandkrab wordt gevestigd, voor 1% uit trekvisserijen bestaat waarvan 0,1% uit zalm/zeeforel. In de hokfuikvangsten wordt aangegeven dat 1% van de vangsten uit zalm/zeeforel bestaat en ongeveer ~0,5% uit overige trekvisserijen. De schietfuiken en eenwiekers rondom de buitenhaven van Stellendam vangen volgens de vissers geen trekvisserijen. De staandwantsvisserij wordt vrijwel alleen uitgevoerd gedurende periodes met veel afvoer van rivierwater maar vangt relatief veel trekvis bij (~4% houting, ~1% zalm/zeeforel). Net zoals bleek uit de onafhankelijke veldwaarnemingen wordt er aangegeven dat er geen trekvis wordt gevestigd met de zegen.

Gemiddeld over de afgelopen twee jaar (2017-2018) bestond de vangst van al deze visserijen, zoals in beeld gebracht in Heinen (2018), voor ongeveer ~0,3% uit houting, 0,2% uit zalm/zeeforel, ~0,15% uit zeebek, ~0,1% uit fint en 0,1% uit kleine migrerende vissoorten (haring, spiering en stekelbaars). In totale aantallen gaat het dan om 75 zalmen/zeeforellen per jaar waarbij de overleving op 80% wordt geschat (Tabel 16.1). Deze getallen liggen in dezelfde orde van grootte als geschat door het huidige onderzoek (Tabel 16.2). Voor de overige trekvissoorten lijken de vangstaantallen opgegeven door de vissers aan de lage zijde van de ranges te zitten, gebaseerd op de monitoringsgegevens en enquêtes uit het huidige onderzoek (Tabel 16.1, Tabel 16.2). Dit zou kunnen bevestigen dat gegevens gebaseerd op de monitoringsdata overschattingen zijn van de daadwerkelijke vangsten, maar ook kan er sprake van zijn dat de vissers hun vangsten van de betreffende soorten onderschatten.

Tabel 16.1 Overzicht van aantal gevangen trekvissen per jaar per visserij rondom de Haringvliet sluisen gebaseerd op interviews (Heinen 2018).

	Haringvliet						Totaal
	Hokfuisen	Schietfuisen	Eenwielders	Sleepnet (sloffen)	Sleepnet (borden)	Standaard	
Elft	-	-	-	-	0	-	0
Fint	55	-	-	-	1	-	56
Houting	14	-	-	-	67	5	86
Rivierprik	64	-	-	-	20	-	84
Zalm/zeeforel	66	-	-	-	7	2	75
Zee-prik	53	-	-	-	20	-	73

Bij Kornwerderzand is over de periode oktober 2014 - december 2015 door Altenburg & Wymenga een onderzoek gedaan naar de bijvangsten van de visserij met **korven** waarbij op wolhandkrab wordt gevestigd (van der Zee & Sikkema 2016). Hieruit bleek dat deze vorm van visserij geen trekvissen bijvangt bij Kornwerderzand. Vissen worden bij deze vorm van visserij überhaupt nauwelijks bijgevangen, doordat elk compartiment van de korven een ruif heeft met een (gestrekte) maaswijdte van 60 mm waardoor bijvangst kan ontsnappen. In de achterste ruif zit een ontsnappingsbuis van PVC met een diameter van 60 mm.

Tabel 16.2 Overzicht van de geschatte bijvangsten per visserij voor de intrekpunten bij Kornwerderzand en de Haringvlietluizen.

		Kornwerderzand		Haringvliet		Sterfte	
		Aantal vis	Aantal vissers	Aantal vis	Aantal vissers		
Fuiken*	Elft	0	5	0-3	3	50-100%	
	Fint	21-126	5	17-1781	3	50-100%	
	Houting	6-412	5	7-51	3	0-25%	
	Rivierprik	13-102	5	35-1677	3	0-10%	
	Zalm	S A	5	34	3	0-25%	
			0-10	5	0-223	3	0-25%
	Zeeforel		2-155	5	14-90	3	0-25%
	Zeeprik		6-165	5	0-1524	3	0-10%
Staan- want	Elft	0**	3	0 ^x	2	90-100%	
	Fint	0**	3	0 ^x	2	90-100%	
	Houting	0**	3	5 ^x	2	50-90%	
	Rivierprik	0**	3	0 ^x	2	0-50%	
	Zalm/Zeeforel	0**	3	2 ^x	2	90-100%	
	Zeeprik	0**	3	0 ^x	2	0-50%	
Zegen	Elft	0***	1	0****	1	0-10%	
	Fint	0***	1	0****	1	0-10%	
	Houting	0***	1	0****	1	0-10%	
	Rivierprik	0***	1	0****	1	0%	
	Zalm	S A	0***	1	0****	1	0-10%
			0***	1	0****	1	0-10%
	Zeeforel		0***	1	0****	1	0-10%
	Zeeprik		0***	1	0****	1	0%
Garnalenvisserij	Elft	?	4	0-0****	3	80-100%	
	Fint	?	4	0-14****	3	80-100%	
	Houting	?	4	0-58****	3	30-40%	
	Rivierprik	?	4	0-14****	3	0-10%	
	Zalm	S A	?	4	0-28****	3	0-25%
			?	4	0-58****	3	0-25%
	Zeeforel		?	4	0-14****	3	0-20%
	Zeeprik		?	4	0-14****	3	0-10%
Wolhandkrab- visserij	Elft	0 ^o	1	0-0 ^x	4	80-100%	
	Fint	0 ^o	1	1-14 ^x	4	80-100%	
	Houting	0 ^o	1	58-67 ^x	4	30-40%	
	Rivierprik	0 ^o	1	14-20 ^x	4	0-10%	
	Zalm/Zeeforel	0 ^o	1	7-90 ^x	4	0-25%	
	Zeeprik	0 ^o	1	14-20 ^x	4	0-10%	
Spieringkuil*	Elft	0	5	Nvt	0	80-100%	
	Fint	150	5	Nvt	0	80-100%	
	Houting	150	5	Nvt	0	30-40%	
	Rivierprik	150	5	Nvt	0	0-10%	
	Zalm	0	5	Nvt	0	0-25%	
	Zeeforel	15	5	Nvt	0	0-20%	
	Zeeprik	15	5	nvt	0	0-10%	
Sport- visserij	Elft	0	0 ^o	?	5-30 ^p	0-100%	
	Fint	0	0 ^o	?	5-30 ^p	0-100%	
	Houting	0	0 ^o	?	5-30 ^p	0-80%	
	Rivierprik	0	0 ^o	?	5-30 ^p	0-10%	
	Zalm	S A	0	0 ^o	?	5-30 ^p	0-80%
			0	0 ^o	100en [^]	5-30 ^p	0-80%
	Zeeforel		0	0 ^o	?	5-30 ^p	0-80%
	Zeeprik		0	0 ^o	?	5-30 ^p	0-10%

*Gebaseerd op WMR-fuikenmonitoringen, onafhankelijke veldwaarnemingen en enquêtes.

**Gebaseerd op één ingevulde enquête en drie onafhankelijke veldwaarnemingen bij één visser.

***Gebaseerd op één ingevulde enquête.

****Gebaseerd op acht onafhankelijke veldwaarnemingen.

****Gebaseerd op zeven onafhankelijke veldwaarnemingen bij 2 garnalenvissers en enquêtes.

◊Gebaseerd op gesprekken met beroepsvissers rondom Kornwerderzand.

▢Gebaseerd op Jansen et al. (2008).

×Gebaseerd op Heinen (2018) en enquêtes.

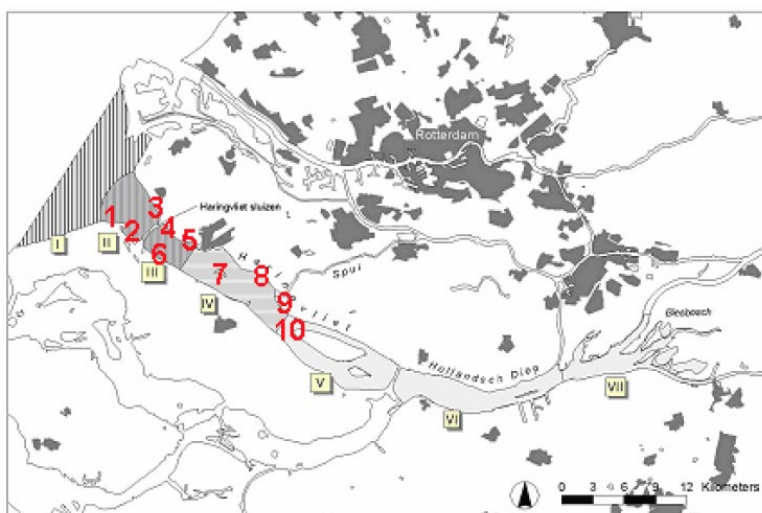
◊Gebaseerd op van der Zee & Sikkema (2016).

^Gebaseerd op van Giels & Vriese (2016), geschat aantal in de Voordelta.

*Gebaseerd op 1 enquête en opgewerkt naar vijf mogelijke spieringkuilvissers bij Kornwerderzand op basis van schattingen van de klankbordgroep.

Visstand Haringvliet

In de afgelopen jaren zijn verschillende onderzoeken gedaan naar de visstand in en rondom het Haringvliet en de Voordelta (Quak 2016; Hop et al. 2011; Hop & Vriese 2016; Kroes & Reeze 2017; Griffioen et al. 2018). In deze studies gaat het veelal om een kwalitatieve indicatie van het voorkomen van de verschillende vissoorten, alhoewel Hop & Vriese (2016) een meer kwantitatieve indicatie geven (Tabel 16.3). Op basis van actieve monitoring met boomkor, zegen en elektrovisserij (oeverbemonstering) is een poging gedaan om het aanwezige visbestand (abundantie) van het Haringvliet en de Voordelta te berekenen (Hop & Vriese 2016). Omdat er geen volledige kwantitatieve bestand-/aanbodsschattingen van trekvisseren zijn rondom de Haringvliet sluisen wordt alleen de visstand zoals weergegeven in Hop & Vriese (2016) besproken en niet de mogelijke impact van de trekvisbijvangsten op het lokale aanbod. Hop & Vriese (2016) hebben de omvang van het visbestand in de Voordelta vastgesteld middels de Actieve Monitoring Voordelta in de oeverzone. De bemonsterde locaties zijn Kwade Hoek, Kreek Stellendam en strand Rockanje (Figuur 16.1). De resultaten van deze bemonsteringen zijn opgewerkt tot bestandschattingen (Hop & Vriese 2016). Aan de hand hiervan wordt geschat dat in de oeverzone van de Voordelta ongeveer 23.500 vissen per hectare (60kg/ha) zijn. Zowel op basis van aantallen als op basis van biomassa bestaat dit visbestand grotendeels uit haring/sprot (respectievelijk 59% en 35%). Naast deze soorten komen ook diverse grondelsoorten (dikkopje/brakwatergrondel) veelvuldig voor met aandelen tot 29%. De visbiomassa bestaat naast haring/sport voornamelijk uit uitgespoelde snoekbaars (14%), grondels (12%) en vissoorten als bot, harder, fint, houting en zeeforel. Ruim 99% van het visbestand bestaat uit vissen met een maximale lengte tot 15 cm (Hop & Vriese 2016). Van de trekvisseren komen houting en fint het meeste voor bij de locatie Kreek Stellendam, terwijl zeeforel het meeste voorkomt bij het strand van Rockanje.



- 1) Kwade Hoek
- 2) Kreek Stellendam
- 3) Rockanje strand
- 4) Hellevoetsluis strand
- 5) Quackgors
- 6) Scheelhoek
- 7) Slijkplaat
- 8) Benninger slikken
- 9) Korendijkse slikken
- 10) Tiengemeten

Figuur 16.1 Bemonsterde onderzoek locaties (in rood) gebruikt in Hop & Vriese (2016) uit Kranenbarg & Backx (2004). Romeinse cijfers geven de potentiële estuariene gradiënt aan; I) Polyhalien, II&III) mesohalieu, IV) oligohalieu, V, VI&VII) zoetwatergetij.

Tabel 16.3 Bestandschatting voor de Voordelta in aantal en kilo per hectare voor de drie bemonsterde locaties afzonderlijk en in totaal (Hop & Vriese 2016).

Voordelta								
	Totaal		Kwade hoek (1)		Kreek Stellendam (2)		Strand Rockanje (3)	
	n/ha	kg/ha	n/ha	kg/ha	n/ha	kg/ha	n/ha	kg/ha
Elft	-	-	-	-	-	-	-	-
Fint	11 (0,05%)	2,8 (5%)	3 (0,02%)	1,3 (3,6%)	19 (0,06%)	4,1 (5%)	10 (0,05%)	2,9 (5%)
Houting	22 (0,09%)	2,3 (4%)	-	-	58 (0,19%)	6,5 (8%)	9 (0,04%)	0,3 (0,5%)
Rivierprik	-	-	-	-	-	-	-	-
Zalm	-	-	-	-	-	-	-	-
Zeeforel	3 (0,01%)	1,6 (3%)	1 (0,01%)	1,4 (3,8%)	1 (0,003%)	1,6 (2%)	6 (0,03%)	1,9 (4%)
Zeeprik	-	-	-	-	-	-	-	-

De visstand in het Haringvliet wordt geschat op 361 vissen per hectare (41 kg/ha, Hop & Vriese 2016) waarbij gecorrigeerd is voor het vangstrendement van de vistuigen. De meest voorkomende vissoort is de blankvoorn. Het grootste deel van dit bestand bestaat uit éénzomerige vis. Andere relatief veel voorkomende soorten zijn brasem, baars, snoekbaars, zwartbekgrondel en winde. Op basis van biomassa wordt het visbestand gedomineerd door brasem (57%). Andere soorten met een relevant aandeel in de biomassa zijn snoekbaars (11%), blankvoorn (10%), baars, karper, paling en houting (3% tot 7%). Houting is de enige trekvissoort, van de zeven geselecteerde trekvissoorten in dit rapport, waarvan het visbestand is gemeten in het Haringvliet door Hop & Vriese (2016) met 2 vissen per hectare (0,6%) of 3 kg per hectare (7,4%) van het totaal (Tabel 16.4). De grootste visbestanden in het Haringvliet bevinden zich tegen of nabij de oevers van het Haringvliet. De visstand heeft hier een omvang van circa 25.500 stuks/ha en 2.000 kg/ha (Hop & Vriese 2016). De visbiomassa in de oevers wordt gedomineerd door paling (69%) en karper (19%).

In het open water is de omvang van het visbestand aanzienlijk kleiner, in het bijzonder in de diepe delen van het Haringvliet (>15 meter). Houting werd vrijwel alleen in het open water met een diepte van <5m aangetroffen (Hop & Vriese 2016), waarbij houting alleen bij de locatie Scheelhoek werd gevangen.

Tabel 16.4 Bestandschatting voor het Haringvliet (binnenzijde) in totaal in aantal en kilo per hectare en voor de drie bemonsterde locaties dichtbij de Haringvlietsluizen (Hop & Vriese 2016). Aantallen in deze tabel kunnen niet gezien worden als een volledige bestandsschatting.

Haringvliet								
	Totaal		Strand Hellevoetsluis (4)		Quackgors (5)		Scheelhoek (6)	
	n/ha	kg/ha	n/ha	kg/ha	n/ha	kg/ha	n/ha	kg/ha
Elft	-	-	-	-	-	-	-	-
Fint	-	-	-	-	-	-	-	-
Houting	2 (0,6%)	3 (7,4%)	-	-	-	-	0*	0**
Rivierprik	-	-	-	-	-	-	-	-
Zalm	-	-	-	-	-	-	-	-
Zeeforel	-	-	-	-	-	-	-	-
Zeeprik	-	-	-	-	-	-	-	-

*Minder dan 0,5 vissen per hectare.

**Minder dan 0,05 kg/ha

Kornwerderzand

In de afgelopen jaren zijn er verschillende onderzoeken uitgevoerd door WMR waarbij verspreiding, voorkomen en aanbod van trekvissen rondom Kornwerderzand zijn geschat (Griffioen et al. 2014a, b; Griffioen & Winter 2014a, b, 2019). Griffioen et al. (2014b) en Griffioen & Winter (2019) geven met een aanbodschatting van trekvissen rondom Kornwerderzand het meest recente en volledige beeld van de aantallen trekvissen. Zij geven aan dat er enkele tientallen tot honderden zalmen bij Kornwerderzand op zoek gaan naar migratiekansen op weg naar de paaigronden. Voor zeeforellen ligt deze schatting wat hoger: honderden tot duizenden vissen die op zoek gaan naar migratiekansen, of die aan het foerageren zijn. Voor houting is er een grotere onzekerheid in de aantallen en lopen de schattingen uiteen van honderden tot tienduizenden voor grote houting; en van duizenden tot honderdduizenden voor kleine houting (<20cm). Ook voor fint is er een grotere onzekerheid waarbij het aantal grote finten wordt geschat op tientallen tot duizenden en het aantal kleine fint loopt uiteen van honderden tot honderdduizenden. Het aantal rivierprikken wordt, afhankelijk van de vangst-efficiëntie van de gebruikte spieringkuil (Griffioen & Winter 2014b), geschat op honderden tot honderdduizenden, alhoewel er recentelijk een schatting van ongeveer 27.000 is geweest in het rivierprik migratie-seizoen 2013-2014 (Griffioen & Winter 2019, Tabel 16.5). Het aantal zeeprikken wordt een stuk lager geschat, tientallen tot duizenden.

Aan de hand van bovenstaande schattingen is in Tabel 16.5 het percentage weergegeven van het aanbod van de verschillende vissoorten, wat door de hokfuikevisserij en spieringkuilvisserij bij Kornwerderzand wordt bijgevangen (de overige visserijen vangen geen trekvis bij of er zijn geen gegevens bekend zoals bijvoorbeeld voor de garnalenvisserij). Voor zalm, zeeforel en houting geldt dat maximaal 10% van het aanbod wordt bijgevangen, met een minimum van 0-0,01%. Rivierprikken worden percentueel het minste bijgevangen (0,01-1%) en hebben daarbij ook nog een hele hoge kans op overleving. Voor zeeprik geldt dat maximaal 100% van de zeeprikken wordt bijgevangen en in het gunstigste geval is dit 0,1%. Ook voor fint is het in theorie mogelijk dat 100% van de grote fint wordt bijgevangen, alhoewel dit zeer onwaarschijnlijk is; terwijl in het minimum-scenario er 0,01% van alle jonge finten wordt bijgevangen. Fint is op basis van overlevingskansen de meest kwetsbare soort, maar de aantallen bijgevangen finten bij Kornwerderzand vallen in het niet bij de mogelijk honderdduizenden finten zoals die mogelijk worden gevangen in de garnalenvisserij in de Waddenzee (op basis van het 2012-2014 onderzoek; zie Hoofdstuk 8). Alhoewel er in theorie een groot percentage van sommige soorten trekvissen kunnen worden bijgevangen zal het aantal bijgevangen trekvissen altijd in verhouding staan tot het aanbod. In vergelijking met het intrekpunt bij het Haringvliet lijkt het dat er, op basis van het aanbod, percentueel minder trekvissen worden bijgevangen bij Kornwerderzand. Daarnaast blijkt ook uit onderzoek van Griffioen et al. (2014b) dat de fuikvangsten in de spuikom van Kornwerderzand in veel gevallen slechts een fractie (0-1%) weergeven van het werkelijke aanbod in de spuikom van Kornwerderzand.

Tabel 16.5 Overzicht van het geschatte aantal bijgevangen trekvissen per jaar en het geschatte aanbod van trekvissen per jaar bij Kornwerderzand (Griffioen et al. 2014b; Griffioen & Winter 2019) met daarbij geschatte percentages van het aanbod (minimaal en maximaal) bij Kornwerderzand dat wordt bijgevangen door de visserij. De bijvangst van de spieringkuil visserij is gebaseerd op één ingevulde enquête. Sterftepercentages zijn gebaseerd op literatuur, enquêtes en expert-judgement.

	Kornwerderzand				Aanbod	Percentage
	Hokfuike vangst	Sterfte hokfuike	Spieringkuil vangst**	Sterfte sleepnet		
Elft	0	50-100%	0	80-100%	0	0
Fint	21-126	50-100%	150	80-100%	10en-100.000en	0,01-100%
Houting	6-412	0-25%	150	30-40%	100en-100.000en	0,01-10%
Rivierprik	13-102	0-10%	150	0-10%	26907*	0,01-1%
Zalm	0-10	0-25%	0	0-25%	10en-100en	0-10%
Zeeforel	2-155	0-25%	15	0-20%	100en-1.000en	0,01-10%
Zeeprik	6-165	0-10%	15	0-10%	10en-1000en	0,1-100%

*Meest recente schatting van Griffioen & Winter (2019) gebaseerd op de migratieperiode van 2 september 2013-28 februari 2014. Eerder schattingen lagen tussen de 1000en-100.000en (Griffioen et al. 2014b). Aanbod per jaar zal afhangen van de omvang van jaarklassen.

**De spieringkuil vangsten zijn gebaseerd op 1 enquête en opgewerkt naar vijf mogelijke spieringkuilvissers bij Kornwerderzand op basis van schattingen van de klankbordgroep.

17 Discussie & Conclusies

17.1 Algemeen:

Dit rapport geeft een overzicht van de bestaande gegevens over de bijvangsten van trekvisserij in de Nederlandse visserijen. Voor het bepalen van de invloed van visserij is het van belang zowel de inspanning, als de vangfrequentie, als de sterfte in kaart te brengen. De nadruk binnen deze inventarisatie lag op de trekvissoorten zalm, zeeforel, houting, fint, elft, rivierprik en zee-prik. Met het oog op het Kierbesluit en de Vismigratierivier is in dit rapport extra aandacht besteed aan de bijvangst van trekvisserij bij het Haringvliet en Kornwerderzand.

Het rapport geeft de contouren weer van de huidige kennis en beschikbare gegevens. Voor veel visserijvormen zijn echter slechts weinig gegevens over de omvang van de visserij en de vangkansen van trekvisserij binnen deze visserijen bekend. Kwantitatieve informatie over aantallen vissers (sport & commercieel) en vergunningen zijn wel beschikbaar. Echter, het daadwerkelijke gebruik van vergunningen en tuigen hoeft vaak niet te worden geregistreerd. Hierdoor zijn alleen schattingen mogelijk van inspanning en vangkansen, welke vaak zijn gebaseerd op enquêtes, interviews of expert-judgement. Bij interpretatie van de gepresenteerde schattingen over bijvangstpercentages moet dus rekening gehouden worden met de status van veel van deze getallen. Indien mogelijk, zijn onafhankelijke gegevens gebruikt om enquêteresultaten te valideren (zoals veldwaarnemingen). Echter, dit was niet altijd mogelijk.

Verdergaande conclusies dan in dit rapport vereisen een beter inzicht van de visserij-inspanning en vangsten. Hiervoor zou, meer en langjarig onderzoek nodig zijn, waarbij vangsten van trekvisserij en visserij-inspanning worden geregistreerd.

17.2 Kennislacunes en onzekerheden

Zoals hierboven aangegeven ontbreekt kwantitatieve informatie over inspanning en vangstkansen in de verschillende visserijen. Over het algemeen geldt dat de vangsten van zeldzame visserij en trekvisserij in de binnenwateren goed in kaart is gebracht door verschillende monitoringsprogramma's. Inspanningsgegevens van de binnenvissers zijn echter beperkt beschikbaar (behalve voor het IJsselmeer en indicatieve cijfers voor de aalvisserij). In de kustzone is over de vangsten van trekvissoorten juist weinig bekend (behalve voor de garnalenvisserij), maar is de inspanning via de logboeken en VMS-gegevens relatief goed in kaart gebracht.

De sterfte van trekvisserij na vangst en behandeling is veelal onbekend. Dit is sterk afhankelijk van vissoort, levensstadium, type vistuig, de duur dat met een vistuig wordt gevestigd, omgevingsparameters zoals watertemperatuur, en de behandeling van de gevangen vis door de vanger. De sterfte bepaald (tezamen met de mate waarin de terugzetverplichting wordt nageleefd) welk deel van de gevangen vis daadwerkelijk aan de populatie wordt onttrokken. Over de sterfte in relatie tot type vistuig is relatief nog het meeste bekend. Met name over de behandeling en de mate waarin terugzetting plaatsvindt is het minst bekend.

De nauwkeurigheid waarmee salmoniden tot op de juiste soort (zeeforel of zalm) worden gedetermineerd zal sterk variëren tussen verschillende groepen vissers of waarnemers. Dit determinatieprobleem speelt door zowel vangstregistraties, logboeken, als enquêtes heen. Het vergt veel aandacht en voorlichting om deze onnauwkeurigheid te verkleinen. Bovendien is de status van de salmoniden in de kustzone onbekend. Welk deel van de zeeforellen en zalmen die in de kustzone

zwemmen of gevangen worden ook daadwerkelijk behoren tot de populaties behorend bij de stroomgebieden van de Nederlandse rivieren, is onbekend. Hierdoor is de range voor de aantalsschattingen voor deze soorten erg groot.

De representativiteit van de verkregen gegevens varieert sterk en daarmee de precisie en betrouwbaarheidsintervallen. Dit is sterk afhankelijk van de gevolgde methode en bemonsteringsopzet. In hoeverre zijn de bemonsterde vistuigen representatief voor het gehele areaal aan vistuigen? Voor welk gebied is een monsterlocatie representatief? Hoe representatief is een steekproef of de respons bij bijvoorbeeld enquêtes? Hoe nauwkeurig en in overeenstemming met de werkelijke aantallen worden logboeken, vangstregistraties en enquêtes ingevuld? Voor vele gegevenssets die in deze rapportage zijn gebruikt zijn de onzekerheidsmarges groot en de schattingen moeten daarom veelal als indicatief voor de orde van grootte worden gezien. Dit bemoeilijkt het trekken van eenduidige conclusies en het onderscheidend vermogen of iets wel of geen probleem vormt.

17.3 Factoren van invloed op het herstel van de zalmpopulatie in de Rijn

Het succes van het herstel van salmoniden-populaties vanuit de Rijn is afhankelijk van een samenspel van factoren. Het is met de huidige gegevens niet mogelijk om een goede inschatting te maken van de relatieve sterfte vanuit de visserij ten opzichte van de totale verdwijningen.

Smolts

De percentages verdwijningen zijn tijdens de zeewaartse smolt-migratie geringer (26-73%) dan tijdens de stroomopwaartse migratie van de volwassen zalmen (74-78%). De bijvangsten van smolts lijken over het algemeen hoger te zijn dan het aantal adulten in de meeste vormen van de beroepsvisserij (Tabel 12.1) maar verklaren maar voor een klein deel de smolt verdwijningen. Het is waarschijnlijk dat ook de sportvisserij een geringe impact heeft op smolt verdwijningen. Predatie door visetende vogels en roofvis lijkt een meer aannemelijke factor die de verdwijningen in deze fase verklaart.

Adulten

Hoewel slechts een beperkt aantal volwassen zalmen zich aandient om weer aan de optrek te beginnen (op basis van terug berekeningen vanuit paaiplaatsen, zie Figuur 14.4) is de relatieve procentuele verdwijning in deze fase wel veel groter (74-78%). Hier zouden zowel beroepsvisserij als sportvisserij (in Nederland en Duitsland) een factor van betekenis in kunnen zijn. De onzekerheid in aantallen gevangen zalmen, en de impact hiervan op de populatie na terugzet, zijn echter groot. De enquêtegegevens suggereren weliswaar dat de beroepsvisserij een factor van belang kan zijn, maar deze gegevens zijn grotendeels bepaald aan de hand van vissers die niet (meer) op de grote rivieren vissen. Op dit moment vindt op de grote rivieren geen fuikvisserij meer plaats, en verdwijningen op de rivieren zijn daarmee op dit moment niet meer toe te schrijven aan de beroepsvisserij. Omdat recente, betrouwbare gegevens van de sportvisserij ontbreken kan ook niet met zekerheid iets gezegd worden over de mate waarin in de recente periode de sportvisserij bijdraagt aan zalm-verdwijningen.

Conclusie

Op basis van de informatie uit deze rapportage kan niet de conclusie worden getrokken dat ingrijpen in de beroepsvisserij of sportvisserij zou leiden tot een duidelijke (en zichtbare) verbetering van het herstel van salmoniden populaties; juist omdat het herstel van zoveel factoren lijkt af te hangen, en de doortrekverliezen groot lijken, met vaak nog onbekende oorzaak. Dit neemt niet weg dat waarschijnlijk zowel de sportvisserij als de beroepsvisserij salmoniden vangen in aantallen die effecten kunnen hebben, ook op populatieniveau.

17.4 Vergelijking van trends tussen de trekvissoorten

Op basis van ontwikkelingen in de (overigens dalende) trends van de populaties *rivierprik* en *zeeprik* hoeft visserij geen beletsel te zijn voor het optreden van herstel van genoemde soorten. Herstel zou er eventueel wel door kunnen worden vertraagd. Voor houting en fint is dit nog onduidelijk. Aan de ene kant laat *houting* een afname zien (in de fuiken- monitoringen), aan de andere kant lijkt de *houting* steeds vaker in actieve monitoringen en andere visserijvormen (staandwant bijvoorbeeld) voor te komen. Deze soort heeft op het eerste oog een vergelijkbare levenscyclus als zalm: paaïen in stromend zoet water en naar zee trekken om de belangrijkste groei te realiseren. Transponder- en schubbenonderzoek aan *houting* op het IJsselmeer (Winter et al. 2007) toont echter aan dat *houting* minder diep het stroomgebied intrekt dan zalm en dat *houting* in de Nederlandse kustzone blijft 'hangen', terwijl zalm tot ver op de open oceaan trekt. Daarnaast lijkt het erop dat een substantieel deel van de (Nederlandse) *houting*populatie het zoutwater gedeelte van de levenscyclus over slaat. Indien zou worden verondersteld dat de beroepsvisserij in Nederland het belangrijkste knelpunt zou zijn voor trekvisserij, dan is het onlogisch dat de zalm zich slechts met moeite kan handhaven (en dan nog voornamelijk middels uitzettingen), terwijl de *houting* (die gedurende een groter deel van zijn levenscyclus is blootgesteld aan de Nederlandse visserij) wel een toename of instandhouding van de populatieomvang kan realiseren. Aan de andere kant, is dit ook weer afhankelijk van de visserij inspanning en het seizoen wanneer de visserij plaats vindt, voor beide soorten kunnen deze een verschillend effect hebben. Intrekpunten bij zoet-zout overgangen zijn belangrijker voor zalm dan voor *houting* en de paaïmigratie van zalm vindt plaats van juni-november terwijl die van *houting* plaats vindt van oktober-december. Daarnaast kan het zo zijn dat, door verschillen in de levenscyclus, zalm kwetsbaarder is voor een verhoogde mortaliteit dan *houting*. Het aantal *finten* per jaar fluctueert sterk waardoor een landelijke trend moeilijk te bepalen is. Fint kan in sommige jaren met mogelijk honderdduizenden tegelijk worden bijgevangen door de garnalenvisserij. Het is onduidelijk of, en hoe, deze gevangen aantallen de *finten*populatie (in Nederland) heeft beïnvloed. Er is zeer weinig bekend over de paaï van fint in Nederlandse wateren op een aantal anekdotes na. Daarom is het ook waarschijnlijk dat de bijgevangen *finten* hun oorsprong niet in de Nederlandse rivieren hebben. Van elft kan geen trend bepaald worden aangezien deze niet of nauwelijks in de monitoringsprogramma's gevangen wordt en feitelijk nauwelijks voorkomt in de Nederlandse binnenwateren en kustwateren. De enige beschikbare trend is afkomstig van de vistrap bij Iffezheim in de Rijn (Figuur 1.2) waarbij de laatste jaren wat meer elften geteld worden. Deze aantallen lijken wel ieder jaar af te nemen, alhoewel een groot deel van de paaïplaatsen benedenstrooms van Iffezheim liggen.

17.5 Vergelijking met andere onderzoeken

Er zijn recentelijk twee onderzoeken gepubliceerd die de impact van de visserij op salmoniden/trekvisserij hebben onderzocht. Het eerste onderzoek heeft gekeken naar de huidige visserij in de potentieel kansrijke gebieden voor (bij)vangst van salmoniden (van Giels & Vriese 2016). Het tweede onderzoek betreft een advies over de bescherming van trekvisserij in het Haringvliet en de Voordelta tegen gevolgen van visserij (Kroes & Reeze 2017).

Vergelijking met van Giels & Vriese (2016)

Van Giels & Vriese (2016) hebben op basis van door RVO verkregen vergunningen en interviews met vissers de inspanning van de visserij rondom intrekpunten in de kustgebieden bepaald (dus niet van de binnenwateren). Daarnaast hebben ze de bijvangstkansen van salmoniden per visserijvorm geschat op basis van literatuur, omvang van de visserij en interviews.

Voor de garnalenvisserij concludeerden ze dat de bijvangstkans van salmoniden nihil is, gebaseerd op de karakteristieken van de garnalenvisserij (met name het gebruik van de zee flap), interviews en literatuur zoals Glorius et al. (2015). Op basis van de veldwaarnemingen zoals uitgevoerd voor het huidige onderzoek komt dit overeen met wat het huidige onderzoek heeft gevonden. Alhoewel op basis van de enquêtes van het huidige onderzoek blijkt dat er toch af en toe een salmonide wordt bijgevangen in de garnalenvisserij.

Voor de overige sleepnetvisserij concludeerden van Giels & Vriese (2016), gebaseerd op interviews en de discards sampling van WMR ook dat de bijvangstkans op salmoniden nihil is. Op basis van de enquêtes van het huidige onderzoek wordt geconcludeerd dat de overige sleepnetvisserij wel af en toe een salmonide bij vangt. Hierbij moet wel vermeld worden dat een deel van de geënquêteerden vlakbij de Haringvlietsluizen vist waar de vangstkans op salmoniden groter is dan iets verder uit de Noordzeekust.

Van Giels & Vriese (2016) geven aan dat de bijvangstkans van salmoniden in de fuikvisserij erg sterk af hangt van de grootte van de fuik, de locatie en hoe schoon deze wordt gehouden. Ze schatten dat er in de Waddenzee enkele tientallen salmoniden worden gevangen met hokfuiken en 37-625 in de Voordelta op basis van interviews. Deze waarden liggen in dezelfde orde van grootte als de geschatte aantallen in het huidige rapport (Tabel 12.1). Daarnaast geven ze ook aan dat er met schietfuiken in de Voordelta tientallen-honderden en in de Ooster- en Westerschelde enkele salmoniden worden gevangen. In het huidige rapport wordt de bijvangst in schietfuiken buiten beschouwing gelaten aangezien aangenomen wordt dat de vangstkans van trekvisseren daarin vaak te verwaarlozen is, wat dus niet overeenkomt met de resultaten van van Giels & Vriese (2016).

De trefkans van salmoniden in de zegenvisserij wordt door van Giels & Vriese (2016) lager geschat dan de trefkans in de staandwantvisserij en er wordt geschat dat er enkele salmoniden worden bijgevangen. Dit is slechts een iets hogere schatting dan de schattingen van het huidige rapport waarbij op basis van enquêtes en onafhankelijke veldwaarnemingen wordt geschat dat er geen salmoniden in deze visserij worden bijgevangen.

De staandwantvisserij wordt door van Giels & Vriese (2016) onderverdeeld in de tongvisserij (lage netten) en zeebaars/harder/kabeljauw visserij (hoge netten). Vanwege de geringe hoogte en omdat de netten vanwege de stroming vaak plat tegen de grond aan liggen wordt de kans op bijvangst van salmoniden in de lage-nettenvisserij als laag beschouwd. Alhoewel de vangstkans voor salmoniden hoger wordt geschat voor de rondvis staandwantvisserij, wordt er ook voor deze visserij geconcludeerd dat de vangstkans gering is. Voor de tongvisserij met het staandwant wordt er geschat dat er enkele salmoniden worden bijgevangen in de kustzone, Voordelta en Oosterschelde en dat er met de hoge netten tientallen salmoniden worden bijgevangen in de kustzone en de Voordelta en enkele salmoniden in de Waddenzee en de Oosterschelde. Deze aantallen liggen iets hoger dan de aantallen weergegeven in het huidige rapport (die gebaseerd zijn op enquêtes en het onderzoek van AquaTerra uit 2007).

Voor de recreatief staandwantvisserij vallen van Giels & Vriese (2016) terug op gegevens uit Jansen et al. (2008) en concluderen ze dat, ten opzichte van het jaar 2007, de bijvangst van salmoniden sterk is afgenomen door de verminderde visserijdruk. Het huidige rapport concludeert ook dat door een afname van inspanning de bijvangst van salmoniden is afgenomen in de recreatief staandwantvisserij op basis van enquêtes en logboek gegevens.

Voor de sportvisserij baseren van Giels & Vriese (2016) de bijvangst schattingen op basis van interviews en meldingen op internet en concluderen dat er in de Waddenzee tientallen en in de kustzone en Voordelta honderden salmoniden worden (bij)gevangen. Deze aantallen liggen een stuk lager dan de aantallen gerapporteerd in het huidige rapport waarbij, als aangegeven, sprake zal zijn van overschattingen van de vangfrequentie zoals die gebaseerd zijn op de oude gegevens uit Jansen et al. (2008).

Over het algemeen lijken de conclusies van het huidige rapport en de conclusies van van Giels & Vriese (2016) over de bijvangst van salmoniden behoorlijk overeen te komen. Het grootste verschil is te vinden in de bijvangst aantallen van salmoniden in de sportvisserij waarbij bekend is dat de aantallen gebruikt in het huidige rapport waarschijnlijk overschattingen zijn.

Vergelijking met Kroes & Reeze (2017)

Kroes & Reeze (2017) hebben aan de hand van de gegevens van Hop & Vriese 2016 het voorkomen van trekvissoorten in het Haringvliet en de Voordelta bepaald. Voor de populatietrends vallen zij terug op oudere gegevens van Jansen et al. (2007, 2008) en Hop et al. (2011). Daarnaast hebben ze de visserij-inspanning weergegeven aan de hand van de gegevens van van Giels & Vriese (2016).

Vervolgens is er, gebaseerd op een literatuurstudie (bijv. Jansen et al. 2008, Glorius et al. 2015, van Giels & Vriese 2016), per visserijvorm aangegeven wat de gevoeligheid voor visserij is van trekvisseren, waarbij overigens niet expliciet is gemaakt wat precies met gevoeligheid wordt bedoeld.

Tabel 17.1 geeft de gevoeligheid van trekvis soorten voor de verschillende visserij vormen weer zoals Kroes & Reeze (2017) die hebben vastgesteld. Wat opvalt is dat voornamelijk de gevoeligheid van trekvissen hoog is in de fuikvisserij (voor de prikken en salmoniden), daarnaast is de gevoeligheid hoog voor salmoniden in de standwantvisserij met 100-130mm maaswijdte, en is de gevoeligheid hoog voor elft en fint in de garnalenvisserij. Aangezien de term gevoeligheid onduidelijk is, is een vergelijking tussen het onderzoek van Kroes & Reeze (2017) en het huidige onderzoek lastig te maken. Wanneer we er ervan uitgaan dat gevoeligheid de vangkans van trekvissen inhoudt, kunnen we de vergelijking met het huidige rapport enigszins maken. Dat de gevoeligheid voor garnalenvisserij voor fint hoog is wordt ook beaamd in het huidige rapport waarbij er mogelijk honderdduizenden finten op jaarbasis kunnen worden bijgevangen in de Delta (Tabel 12.1). Verder blijkt ook dat de gevoeligheid van trekvissen in de fuikvisserij hoog is voor een aantal soorten wat we ook terugzien in de bijvangst van de fuikvisserij in de Delta en rondom de Haringvliet sluizen (Tabel 12.1, Tabel 16.2). De hoge gevoeligheid van salmoniden voor standwantvisserij met 100-130 mm netten wordt verder niet besproken in het rapport. Wanneer we ervan uit gaan dat het hier gaat om de zeebaars en hardvisserij (90-130mm, Jongbloed et al. 2014), komt deze hoge gevoeligheid niet overeen met de geringe vangkans van salmoniden in de zeebaars/harder standwantvisserij zoals gerapporteerd in van Giels & Vriese (2016) en de lage aantallen bijgevangen salmoniden gerapporteerd in het huidige rapport. Voor veel andere soorten wordt de gevoeligheid voor de standwantvisserij aangegeven als medium wat ook niet geheel lijkt overeen te komen met de geschatte relatief lage bijvangst aantallen van het huidige rapport. De gevoeligheid is medium voor een aantal soorten in de zegenvisserij wat ook niet overeenkomt met het huidige rapport waarbij wordt aangegeven dat deze trekvissen niet worden bijgevangen met de zegen. De gevoeligheid van houting en rivierprik in de garnalenvisserij worden beide als laag aangeduid terwijl er nauwelijks tot geen houtingen worden bijgevangen in de garnalenvisserij en enkele honderden rivierprikken in de Delta op basis van het huidige rapport. In de boomkor en bordenvisserij wordt de gevoeligheid voor fint en elft als medium aangeduid wat enigszins overeen komt met de aantallen bijgevangen finten door de sleepnetvisserij gebaseerd op enquêtes in het huidige rapport. De gevoeligheid van fint, elft, zalm en zeeforel in relatie tot de sportvisserij wordt als medium geschat in het Haringvliet en de Voordelta. Dit is in vergelijking met huidige onderzoek vrij laag, alhoewel de aantallen bijgevangen trekvissen door de sportvisserij in het huidige rapport overschattingen zijn.

Over het algemeen wordt de gevoeligheid voor verschillende soorten en visserijvormen hoger ingeschat dan de vangkans zoals gerapporteerd in van Giels & Vriese (2016) en de aantallen bijgevangen trekvissen zoals geschat in het huidige rapport. Kroes & Reeze (2017) concluderen op basis van hun analyse dat alle visserijen gevoelig zijn voor bijvangst van een of meerdere trekvissoorten en dat dit vooral geldt voor de visserij met het standwant, fuiken, de garnalenvisserij en de sportvisserij. Hierbij moet overigens wel vermeld worden dat Kroes & Reeze (2017) dit baseren op een bredere scala aan migrerende vissoorten. Zij hebben bijvoorbeeld ook gekeken naar soorten als haring en sprot die ook migratiegedrag kunnen vertonen, waar in dit onderzoek juist is gekeken naar een aantal specifieke trekvissoorten. Uit het huidige onderzoek blijkt dat niet alle visserijen een (grote) vangkans van trekvissen hebben (bijvoorbeeld de zegenvisserij) en dat de standwantvisserij niet een hele grote bijdrage levert aan de bijvangst van trekvissen (Tabel 12.1, Tabel 16.2).

Tabel 17.1 Gevoeligheid van trekvis soorten voor de verschillende visserijvormen in het Haringvliet en de Voordelta (uit Kroes & Reeze 2017). De standwantvisserij is ingedeeld in mm maaswijdte.

	Visserijvorm								
	Fuiken	Standwant			Zegen	Garnalenvisserij	Boomkor	Bordenvisserij	Sportvisserij
		100-110	110-160	100-130					
Elft	Laag	0	Medium	Medium	Medium	Hoog	Medium	Medium	Medium
Fint	Laag	0	Medium	Medium	Medium	Hoog	Medium	Medium	Medium
Houting	Medium	Laag	Medium	Medium	Medium	Laag	Laag	0	0
Rivierprik	Hoog	0	0	0	0	Laag	0	Laag	0
Zalm	Hoog	Medium	Medium	Hoog	Laag	Medium	Laag	Laag	Medium
Zeeforel	Hoog	Medium	Medium	Hoog	Laag	Medium	Laag	Laag	Medium
Zeeprik	Hoog	0	0	0	0	0	0	Laag	0

17.6 Impact visserij bij Kornwerderzand en de Haringvlietsluizen

Kornwerderzand

Aan de hand van alle beschikbare gegevens is in Tabel 16.5 het percentage van het aanbod van de verschillende vissoorten, wat door de visserij bij Kornwerderzand wordt bijgevangen, weergegeven. Voor zalm, zeeforel en houting geldt dat maximaal 10% van het aanbod wordt bijgevangen, met een minimum van 0-0,01%. Rivierprikken worden percentueel het minste bijgevangen (0,01-1%) en hebben daarbij ook nog een hele hoge kans op overleving. Voor zeeprik geldt dat maximaal 100% van de zeeprikken wordt bijgevangen en in het gunstigste geval is dit 0,1%. Ook voor fint is het in theorie mogelijk dat 100% van de grote fint wordt bijgevangen, alhoewel dit zeer onwaarschijnlijk is; terwijl in het minimum-scenario er 0,01% van alle jonge finten wordt bijgevangen. Fint is op basis van overlevingskansen de meest kwetsbare soort, maar de aantallen bijgevangen finten bij Kornwerderzand vallen in het niet bij de mogelijk honderdduizenden finten zoals die worden gevangen in de garnalenvisserij in de Waddenzee (op basis van het 2012-2014 onderzoek; zie Hoofdstuk 8). Alhoewel er in theorie een groot percentage van sommige soorten trekvis kunnen worden bijgevangen zal het aantal bijgevangen trekvisseren altijd in verhouding staan tot het aanbod. Het percentage volwassen zalmen dat wordt bijgevangen bij Kornwerderzand op de totale populatie adulten in Nederland, bedraagt maximaal 0,13%. Voor de overige soorten liggen de percentages bijgevangen vis t.o.v. het aanbod in Kornwerderzand tussen de 0,01-100% (Tabel 16.5). Alhoewel het lastig te bepalen is wat de populatiegrootte is voor de overige soorten zullen de percentages t.o.v. de gehele Nederlandse populatie nog lager liggen en zal de bijvangst bij Kornwerderzand hoogstwaarschijnlijk ook geen grote invloed hebben op de Nederlandse populaties van de overige trekvissoorten.

Haringvliet

Alhoewel de bijgevangen aantallen trekvis wat hoger liggen dan bij Kornwerderzand zijn de totale aantallen bijgevangen trekvis bij de Haringvlietsluizen, op basis van enquêtes en monitoringen, niet heel hoog. In tegenstelling tot bij Kornwerderzand wordt er op basis van het diadrome vissen programma in de Zoete Rijkswateren jaarlijks een enkele elft gevangen. Het aantal finten dat wordt bijgevangen loopt in de honderden. Wanneer we op populatieniveau naar de bijvangsten bij het Haringvliet kijken zien we dat maximaal 0,1% van de zalmsmolt verdwijningen toe te schrijven zijn aan de bijvangst rondom de Haringvlietsluizen en dat maximaal 4% van het aanbod adulte zalm als bijvangst wordt gevangen. Uitgaande van een sterfte van 25% zou dit betekenen dat de hieruit voorkomende percentages verdwijningen maximaal 0,3% en 1% zijn. Wanneer het aantal bijgevangen finten wordt afgezet tegen de populatie-omvang van mogelijk honderdduizenden tot miljoenen finten in de Noordzee, dan is de impact van het aantal bijgevangen finten bij het Haringvliet relatief laag. Alhoewel het onbekend is hoe groot de zeeforellen populatie is, wordt verwacht dat het percentage bijgevangen zeeforellen bij het Haringvliet t.o.v. de gehele populatie relatief laag is. Voor de overige onderzochte trekvissoorten (rivierprik en zeeprik) is er geen duidelijk beeld van de omvang van de gehele Nederlandse populatie (zie Hoofdstuk 15). Desondanks is niet de verwachting dat de bijgevangen aantallen van de beide soorten prikken bij de Haringvlietsluizen een grote invloed zullen hebben op populatieniveau, vanwege de hoge overlevingskansen van de prikken.

17.7 Impact van de visserij in relatie tot de afstand tot de kunstwerken (stuwen, sluisen) op migratiepunten

Hoewel één van de onderzoeksvragen zich richtte op het punt in hoeverre de kans om trekvisseren bij te vangen afhankelijk is van de afstand tot de stuw of sluis waar vismigratie plaatsvindt, is eerder in het rapport aangegeven dat in het huidige onderzoek te weinig aanknopingspunten zitten om hier onderbouwde uitspraken over te kunnen doen (zie paragraaf 5.5). Wel is eerder door Winter (2009) ten algemene geanalyseerd hoe de vangkans op dergelijke locaties samenhangt met het gedrag van de trekvisseren ter plaatse en de invloed die dit heeft op de vangkans. Conclusie hieruit was dat in een zone rondom de barrière (stuw, sluis gemaal) er sprake is van zoekgedrag en concentratiewerking van

vissen. Ook liggen dergelijke barrières vaak op punten waar sprake is van een vernauwing van de watergang (flessenhals). Hierdoor is op deze locaties vaak sprake van verdichting van de concentraties vissen, waardoor de vangkans voor de vissen uiteraard ook toeneemt. Dit concentratie-effect is in Winter (2009) vastgesteld voor een vrij beperkte zone (tientallen tot honderden meters en maar zelden kilometers) in de nabijheid van de barrière. In stroomopwaartse richting (benedenstrooms van het kunstwerk) is de concentrerende werking van kunstwerken vaak groter, en is de vis over een groter gebied verspreid, dan bij trekvissen die in stroomafwaartse richting trekken (bovenstrooms van het kunstwerk). Overigens neemt het effect van deze concentratiewerking wel weer af wanneer de vissen (bijvoorbeeld als gevolg van de aanleg van een migratievoorziening, of aangepast stuwbeheer) makkelijker de barrière kunnen passeren. In dat geval zal immers minder zoekgedrag nodig zijn en kunnen de vissen sneller de barrière passeren.

17.8 Impact visserij: 10 jaar geleden en heden

17.8.1 Inspanning

Jansen et al. (2008) hebben ruim 10 jaar geleden op een gelijksoortige wijze een inschatting gemaakt van de impact van de visserij op trekvissen. In een tijdsbestek van 10 jaar kunnen visserij-inspanning en visbestanden toe- en afnemen waardoor de impact op trekvissoorten kan verschillen. Tabel 17.2 geeft een overzicht van de in dit rapport onderzochte visserijvormen per deelgebied en geeft aan of de inspanning gelijk is gebleven of is toe/afgenomen. Over het geheel gezien is er een afname van de inspanning voor de meeste deelgebieden en de meeste visserijen. Uitzondering hierop lijkt de garnalenvisserij te zijn waar een sterke toename is waargenomen de afgelopen 10 jaar.

Fuiken

Volgens Jansen et al. (2007) waren er in 2005 73 vissers actief op het IJsselmeer (73 uitgegeven vergunningen) waarvan 42 vissers een hok- of schietfuikvergunning hadden en visten deze vissers in totaal met maximaal 1342 hokfuiken en 16319 schietfuiken. In 2016, waren er 77 vissers actief (77 vergunningen) op het IJsselmeer waarvan 70 vergunninghouders met een publiekrechtelijke jaarvergunning. Deze vissers hebben merkjes voor 1579 hokfuiken en 3193 schietfuiken. In de praktijk ligt het aantal gebruikte fuiken lager, 1220 voor hokfuiken en 2833 voor schietfuiken. Het aantal actieve vissers met hokfuiken, volgens de logboeken in 2016, is 15. Het aantal gebruikte schietfuiken lijkt dus te zijn afgenomen en het aantal gebruikte hokfuiken lijkt ook iets te zijn afgenomen. Over de hele linie lijkt de inspanning in de afgelopen 10 jaar te zijn afgenomen. Doordat er te hoge dioxine- en PCB-gehalten zijn vastgesteld in paling (en wolhandkrab) op de grote rivieren vindt hier geen visserij met fuiken meer plaats. Ten tijde van het vorige onderzoek vond in het gehele rivierengebied nog een substantiële fuikenvisserij plaats. Alhoewel het aantal vergunningen voor vaste vistuigen in de Delta in de afgelopen 10 jaar nauwelijks is veranderd, is op grond van de enquêtes de inspanning in de afgelopen 10 jaar afgenomen. Wel lijkt de inspanning in de fuikenvisserij in de Waddenzee te zijn toegenomen in de afgelopen 10 jaar, waarbij het aantal vergunningen fluctueert tussen de 22-30.

Staadwants

Sinds visseizoen 2014/2015 is het aantal staande netten dat elke staadwantsvisser op het IJsselmeer mag gebruiken met 85% gereduceerd. In 2016 waren van de 77 vergunninghouders op het IJsselmeer er 34 actief in de visserij met staadwants. In 2006 waren er nog 58 vissers met een vergunning op staadwants en waren er daarnaast acht seizoensvissers actief (Jansen et al. 2008). Er is weinig bekend over de inspanning van de staadwantsvissers in het rivierengebied en binnenwateren, alhoewel het aantal vergunningen om met staadwants in de binnenwateren te vissen de afgelopen 10 jaar min of meer gelijk is gebleven (bron: RVO). Op de meeste binnenwateren mogen beroepsvissers echter niet op schubvis vissen en kunnen dus ook niet met staadwants vissen. In sommige binnenwateren met (oud)-heerlijke visrechten mag door beroepsvissers wel met staadwants worden gevestigd, bijvoorbeeld in sommige strangen en kolken die zijn aangetakt op de rivieren. Op basis van de

enquêtes (n=3) is het beeld dat de inspanning de afgelopen 10 jaar hetzelfde is gebleven. De inspanning van de staandwantsvisserij in de Delta, Waddenzee en Kustzone lijkt sterkt te zijn afgenomen het afgelopen decennium (zie hoofdstuk 6).

Zegen

Over de inspanning van de zegenvisserij op het IJsselmeer in de jaren nul van de huidige eeuw is weinig bekend. Jansen et al. (2008) ging uit van twee actieve zegenvissers op het IJsselmeer. Aan de hand van de logboeken waren dit er 5 in zowel 2016 als 2017; en beschouwen wij dat hier als een toename van de zegenvisserij-inspanning, bij gebrek aan meer specifieke informatie. Volgens de enquêtes (n=1), is het aantal zegendagen op het IJsselmeer echter gedaald van ruim 50 in 2005-2010 naar iets meer dan 30 in 2015-2017. Op basis van het aantal uitgegeven toestemmingen is de inspanning van de zegenvisserij niet toegenomen in het rivierengebied en binnenwateren. Wel is denkbaar dat, na instelling van het dioxineverbod op de rivieren en de hiermee samenhangende verdwijning van de fuikenvisserij, er een toename in het gebruik van de zegentoeestemmingen in het rivierengebied heeft plaatsgevonden. Er zijn geen gegevens bekend over het aantal vergunningen voor de zegenvisserij in de Waddenzee en Kustzone in de jaren nul van de huidige eeuw. Eén zegenvisser is actief in de Zuidwestelijke Delta, waarbij op basis van de enquêtes (n=1) het beeld is dat de inspanning de afgelopen jaren gelijk is gebleven.

Sleepnetten

Behalve met de spieringkuil wordt er niet met sleepnetten op het IJsselmeer gevestigd. Eén spieringkuilvisser op het IJsselmeer heeft de enquête ingevuld en heeft daarin aangegeven dat er geen bijvangst van trekvisserij plaatsvindt. In het rivierengebied en binnenwateren wordt ook niet met sleepnetten gevestigd. 95-99% van de sleepnetvisserij in de Delta, Waddenzee en Kustzone bestaat uit garnalenvisserij. Deze visserij is de afgelopen jaren sterk toegenomen in alle drie de deelgebieden (Hoofdstuk 8). De kleinschalige sleepnetvisserij op bijvoorbeeld wolhandkrab, spiering en uitgespoelde snoekbaars, zoals die plaatsvindt in de nabijheid van de Haringvlietsluizen en bij Den Oever en Kornwerderzand lijkt over de afgelopen 10 jaar niet wezenlijk veranderd. Mogelijk is wel sprake van enige toename van de spieringvisserij bij Den Oever en Kornwerderzand in de meer recente jaren. In de 3-mijls kustzone is de grootschalige kottervisserij met sleepnetten op platvis buiten beschouwing gelaten omdat de grootste visserij-intensiteit van deze visserijvorm voornamelijk buiten deze zone ligt.

Recreatief staandwants

De recreatieve staandwantsvisserij is onder voorwaarden (registratie bij de betreffende gemeentes) toegestaan voor recreatieve vissers in de kustwateren Westerschelde en Waddenzee en sinds 2012 eveneens (bij sommige gemeentes) in de visserijzone Noordzeestrand en bij de Waddeneilanden. De betreffende gemeentes kunnen daarbij om cultureel-historische redenen een vrijstelling van het verbod op het recreatief gebruik van staandwants aanvragen. Voordat dit van kracht werd was recreatief staandwants (onder voorwaarden) generiek vrijgesteld, en kon dus overal in de kustwateren plaatsvinden. Dit heeft er hoogstwaarschijnlijk voor gezorgd dat de inspanning van het aantal recreatieve staandwantsvissers is afgenomen. Daarnaast lijkt het aantal aanmeldingen om het recreatief staandwants te mogen vissen ook ieder jaar iets af te nemen (Hoofdstuk 9).

Sportvisserij

Sinds het vorige rapport uit 2008 lijkt sprake van een afname van het aantal sportvissers in het zoete water, terwijl aan de kust het aantal iets lijkt te zijn toegenomen (Hoofdstuk 10).

Tabel 17.2 Overzicht van de relatieve toe- of afname van de inspanning per visserij per deelgebied over de afgelopen 10 jaar (sinds het 2008-rapport van Jansen et al.): ++ grote toename, + toename, +/- gelijk gebleven, - afname, -- grote afname, X geen data beschikbaar of visserij vindt niet plaats in het desbetreffende deelgebied.

	IJsselmeer	Rivierengebied en binnenwateren	Delta	Waddenzee	Kustzone
Fuiken	-	--	-	+	X
Staadwants	-	+/-	--	--	--
Zegen	+	+/-	+/-	X	X
Sleepnetten (garnalen)	X	X	++	++	++
Recreatief staadwants	X	X	-	-	-
Sportvisserij	-	-	+	+	+

17.8.2 Bijvangst trekvissen

In Tabel 17.3 is aangegeven of in vergelijking met Jansen et al. (2008) meer of minder of een vergelijkbaar aantal trekvissen zijn bijgevangen per visserijvorm en deelgebied. Vergelijkingen zijn gemaakt aan de hand van orde van grootte. Aangezien elft in het rapport van Jansen et al. (2008) niet werd bijgevangen/behandeld is deze hier ook buiten beschouwing gelaten (bovendien wordt elft op dit moment ook niet of nauwelijks bijgevangen). Over het algemeen is de bijvangst van trekvissen in veel visserijvormen en deelgebieden gelijk gebleven.

In het rivierengebied en binnenwateren is een afname van de bijvangst in de fuikenvisserij. De afname heeft vooral te maken met het feit dat er sinds 2011 vanwege te hoge PCB- en dioxinegehalten niet meer met fuiken op aal gevist mag worden. Voor de soorten waarvan de vangsten gelijk lijken te zijn gebleven geldt dat deze vangsten voor een belangrijk deel zijn berekend op monitoringen in de grote rivieren. Dit houdt in dat ook voor deze soorten in de praktijk waarschijnlijk sprake is van feitelijke afname van de fuikenvangsten, omdat juist in de rivieren (waar deze vissen vooral voorkomen) de fuikenvisserij is beëindigd. Ondanks een mogelijke afname in inspanning in de Delta van de fuikenvisserij is in vergelijking met het vorige onderzoek het aantal bijgevangen zeeprikken toegenomen. Dit komt waarschijnlijk doordat de populatie omvang in de Delta toegenomen lijkt te zijn op basis van de zeeprikk vangsten in de passieve fuikenmonitoring. In de Waddenzee wordt, ondanks een mogelijke toename van de fuikenvisserij-inspanning, minder houting en rivierprikk gevangen. Het lagere aantal houtingen zou kunnen verklaard worden doordat er mogelijk een (steeds groter) deel van de houtingen een levenscyclus heeft die volledig in het zoete water plaatsvindt. Het dalend aantal bijgevangen rivierprikken zou te maken kunnen hebben met de lagere aantallen rivierprikken die we in de verschillende fuikenmonitoringen observeren (waardoor hier het totale bestand juist lager wordt ingeschat).

Ondanks de afgenomen inspanning in de staadwantsvisserij in de kust deelgebieden lijken de bijgevangen aantallen ongeveer gelijk. Zowel in het rapport van Jansen et al. (2008) als in het huidige rapport is er erg weinig bekend over de vangfrequentie van trekvissen in de staadwantsvisserij. Het zou goed mogelijk kunnen zijn dat de gerapporteerde bijgevangen aantallen trekvissen in de staadwantsvisserij een onderschatting zijn aangezien er in de recreatieve staadwantsvisserij meer trekvissen lijken te worden gevangen (althoewel het hier waarschijnlijk weer om een overschatting gaat).

Er is relatief weinig bekend over de veranderingen in inspanning en bijvangsten van de zegenvisserij. Aangezien trekvissen een relatief hoge overlevingskans hebben in deze vorm van visserij verwachten we ook niet dat een toe- of afname direct ook een grote verandering van de impact op de trekvissen met zich mee zou brengen.

In de garnalenvisserij werden enkele jaren geleden in totaal tienduizenden finten bijgevangen (Jansen et al. 2008). Opgeschaald naar het totale finten-bestand betekent dat, in ieder geval in de periode 2012-2014, mogelijk honderdduizenden finten op jaarbasis. Hierbij moet wel vermeld worden dat deze waarneming gebaseerd is op jaren waarbij er sprake leek van een piek in de finten-aantallen, zoals dat ook zichtbaar was in de DFS, in de ankerkuil monitoring in de Eems en in het diadrome vissen programma bij Kornwerderzand. De inschatting van het aantal rivierprikken dat bijgevangen wordt in de periode 2012-2014 loopt in de tienduizenden, wat ook een hoger aantal is dan wordt geschat in Jansen et al. (2008). Ondanks deze hoge aantallen verwachten we dat, door de hoge overlevingskansen van rivierprik, dit geen groot negatief effect zal hebben op de populatie. Verder lijken de aantallen bijgevangen zeeprikken en houtingen in vergelijking met 2008 te zijn toegenomen in de Waddenzee en in de Kustzone.

De recreatieve staandwantvisserij laat voornamelijk afnames zien, met name in de Delta. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de aangescherpte regelgeving en de hiermee samenhangende afname van de vangstinspanning.

De bijvangsten van de sportvisserij lijken ondanks de afname in aantallen sportvissers in de binnenwateren ongeveer gelijk te zijn gebleven. Dit komt waarschijnlijk doordat in de opwerking van de totale vangsten in het huidige rapport, bij gebrek aan recentere gegevens, de vangfrequentie uit het rapport van Jansen et al. (2008) is gebruikt. Wel is in dit rapport aangegeven dat de eerdere cumulatieve opwerking van de totale bijvangstgegevens per soort, zoals die in het 2008-rapport heeft plaatsgevonden, mogelijk op deels niet representatieve schattingen van sportvisserijvangsten heeft plaatsgevonden, wat waarschijnlijk heeft geleid tot een overschatting van de bijgevangen aantallen.

Tabel 17.3 Overzicht van de relatieve toe- of afname van de bijvangsten van trekvis per visserijvorm per deelgebied vergeleken met Jansen et al. (2008). Toe-/afnames zijn gebaseerd op verschillen in orde van grootte. ++ grote toename, + toename, +/- gelijk gebleven, - afname, -- grote afname, X geen data beschikbaar in Jansen et al. (2008), of de visserij vindt niet plaats in het deelgebied.

		IJsselmeer	Rivierengebied en binnenwateren	Delta	Waddenzee	Kustzone
Fuiken	Fint	+/-	+/-	+/-	+/-	X
	Houting	+/-	+/-	+/-	-	X
	Rivierprik	+/-	--	+/-	-	X
	Zalm	+/-	+/-	+/-	+/-	X
	Zeeforel	+/-	-	+/-	+/-	X
	Zeeprik	+/-	--	+	+/-	X
Staadwants	Fint	X	X	+/-	+/-	+/-
	Houting	X	X	+/-	+/-	+/-
	Rivierprik	X	X	+/-	+/-	+/-
	Zalm	X	X	+/-	+/-	+/-
	Zeeforel	X	X	+/-	+/-	+/-
	Zeeprik	X	X	+/-	+/-	+/-
Zegen	Fint	+/-	+/-	X	X	X
	Houting	+/-	+/-	X	X	X
	Rivierprik	+/-	+/-	X	X	X
	Zalm	+/-	+/-	X	X	X
	Zeeforel	+/-	+/-	X	X	X
	Zeeprik	+/-	+/-	X	X	X
Sleepnetten (garnalenvisserij)	Fint	X	X	X	++	++
	Houting	X	X	X	+	+
	Rivierprik	X	X	X	++	++
	Zalm	X	X	X	-	+/-
	Zeeforel	X	X	X	-	+/-
	Zeeprik	X	X	X	+	+
Recreatief staadwants	Fint	X	X	-	+/-	X
	Houting	X	X	+/-	+/-	X
	Rivierprik	X	X	-	-	X
	Zalm	X	X	-	+/-	X
	Zeeforel	X	X	-	+/-	X
	Zeeprik	X	X	-	-	X
		Binnenwateren		Zee en kustwateren		
Sportvisserij	Fint		+/-		+/-	
	Houting		+/-		+/-	
	Rivierprik		+/-		+/-	
	Zalm		+/-		+/-	
	Zeeforel		+/-		+/-	
	Zeeprik		+/-		+/-	

17.8.3 Impact per soort

Voor de fint lijkt er ten opzichte van ruim 10 jaar geleden een hogere impact van de Nederlandse visserij te zijn. Vooral het aantal bijgevangen finten in de garnalenvisserij en in de recreatieve staadwantsvisserij lijken te zijn toegenomen. Hierbij moet wel vermeld worden dat de bijvangst van finten in de garnalenvisserij afhankelijk lijkt te zijn van het jaarlijkse aanbod. Omdat de finten, gevangen op de Noordzee, waarschijnlijk niet behoren tot een eigenstandige, op de Nederlandse rivieren paaiende, populatie, maar afkomstig zijn van een grotere Noordzee-populatie, is het niet mogelijk te bepalen wat voor een impact de visserij heeft op de eventuele Nederlandse fintenpopulatie.

De houting werd ten tijde van het eerdere onderzoek al relatief veel bijgevangen in de fuikvisserij (en waarschijnlijk ook de staadwantsvisserij) in het IJsselmeer. Houting wordt ook op dit moment nog

steeds veel bijgevangen in het IJsselmeer en laat in de bestandsonderzoeken een neergaande landelijke populatietrend zien. Tegelijk lijken andere monitoringsreeksen en visserijgegevens er overigens op te duiden dat de houting in recente jaren mogelijk weer is toegenomen en regelmatig wordt gevangen. Aangezien het onduidelijk is welk deel van de houtingpopulatie het zoutwater gedeelte van de levenscyclus overslaat, en of dit aantal is toegenomen de laatste jaren, is het moeilijk te bepalen in hoeverre de bijvangst van houting door de Nederlandse visserij een substantiële impact heeft op de Nederlandse houtingpopulatie. De bijvangst van houting in de Nederlandse visserij lijkt echter niet af te nemen (en zelfs toe te nemen in de sleepnetvisserij in de Waddenzee en in de Kustzone). Dit zou erop kunnen duiden dat de Nederlands visserij de groei van de houtingpopulatie mogelijk wel remt, maar er niet voor zorgt dat deze (substantieel) afneemt.

Het aantal bijgevangen rivierprikken lijkt in de fuikenvisserij af te nemen, met name in de binnenwateren, wat waarschijnlijk voor een belangrijk deel verband houdt met het visverbod op aal met fuiken in de grote rivieren sinds 2011. Het aantal afgenomen bijgevangen rivierprikken door de fuikenvisserij in de Waddenzee zou de afnemende aantallen rivierprikken in de fuikenmonitoringen kunnen weerspiegelen. Ditzelfde geldt voor de lagere aantallen geschatte bijvangsten door de recreatieve staandwantsvisserij. Verder neemt het aantal bijgevangen rivierprikken wel toe in de garnalenvisserij, op basis van het bijvangsten-onderzoek in 2012-2014. Het is onduidelijk of dit te verklaren valt doordat er alleen in de periode 2012-2014 bijvangsten zijn gerapporteerd (in de DFS is het aantal gevangen rivierprikken relatief laag in deze periode, Figuur 15.10). Desalniettemin verwachten we dat, vanwege de vrij hoge overlevingskansen van deze soort, de bijvangsten van rivierprikken, geen grote impact op de Nederlandse rivierprikkenpopulatie zal hebben. Dit ondanks dat de aantallen rivierprikken in sommige monitoringen lijken terug te lopen.

Het aantal zalmen dat wordt bijgevangen lijkt voor veel visserijvormen en deelgebieden in dezelfde orde van grootte te liggen als eerder gerapporteerd door Jansen et al. (2008). Er zijn geen toenames in bijvangst, en mogelijk een afname in de sleepnetvisserij en de recreatieve staandwantsvisserij. Op basis van terugmeldingen van gezenderde zalmen in de sleepnetvisserij konden Jansen et al. (2008) een schatting maken van het aantal bijgevangen zalmen. Dit soort terugmeldingen hebben over het afgelopen decennium niet plaats gevonden. Alhoewel uit de enquêtes blijkt dat er af en toe wel zalmen worden bijgevangen door de sleepnetvisserij op garnalen. Dit beeld voor de garnalenvisserij kan ook gelden voor de boomkorvisserij op vooral platvis-soorten, zoals die op zee wordt uitgevoerd, en waarin ook waarschijnlijk wel af en toe zalmen worden bijgevangen. Het is ook mogelijk dat, door de afname in de landelijke trend van de zalmopulatie, de vangkans van zalmen dusdanig klein is geworden dat de sleepnetvisserij deze minder vaak vangst dan voorheen. Ondanks dat zowel de beroepsvisserij en de sport/recreatieve visserij zalmen bijvangen lijkt het erop dat de grootste verliezen in aantallen zalmen tijdens het opgroeien en tijdens de migratie naar de Nederlandse kust en op zee plaats vinden. Zelfs wanneer er geen enkele bijvangst van zalmen zou plaats vinden door de Nederlandse visserij is het nog maar de vraag of dit zou resulteren in een zichzelf in stand houdende populatie.

Wanneer we naar de laagste en de hoogste geschatte aantallen bijgevangen zalmen kijken in de beroepsvisserij, en uitgaan van de hoogste inschattingen voor de sterftepercentages per vistuig (voor de fuikenvisserij is 25% aangehouden), zou dit betekenen dat er in alle beroepsvisserijen gezamenlijk, uitgaande van de hoogste schattingen, maximaal 806 zalm smolts en 488 zalm adulten (verhouding adult:smolt, 1:1,7) worden bijgevangen die het vangstproces niet overleven. Uitgaande van de laagste schattingen (wel o.b.v. de hoogste sterftepercentages voor de vistuigen) zijn dit 37 smolts en vier volwassenen (verhouding adult:smolt, 1:9,3). Het is belangrijk om te realiseren dat de hoogste schattingen vrijwel allemaal overschattingen zijn. Op de grote rivieren bijvoorbeeld, wordt er geschat dat er in de fuikenvisserij meer adulten dan smolten worden bijgevangen op basis van de fuikenmonitoring en de enquêtes, terwijl er in de praktijk nauwelijks nog op de grote rivieren met fuiken gevist wordt (vanwege te hoge PCB- en dioxinegehalten in aal).

Smolts zullen een veel hogere (natuurlijke) mortaliteit hebben dan volwassen zalmen en zullen ook niet allemaal terugkeren naar de Rijn. Op dit moment wordt het terugkeerpercentage van zalmen geschat op 0,55-0,67% $((440/78630)*100$ en $(940/140400)*100$). Wanneer het theoretisch maximum van 1294 door de beroepsvisserij bijgevangen zalmen die sterven, de bijvangst zou

overleven en deze dieren allemaal zouden bijdragen aan de natuurlijke paai (wat zeer onwaarschijnlijk is; niet al deze dieren zullen de bovenstroom bereiken en al helemaal niet alle smolts) zou het terugkeerpercentage daarmee maximaal tussen de 1,6-2,2% zijn, terwijl het terugkeerpercentage uitgaande van de laagste schattingen 0,61-0,70% zou zijn. Wanneer we ervan uit gaan dat alleen alle, door de beroepsvisserij bijgevangen, volwassen zalmen die de bijvangst niet overleven (minimaal 4, maximaal 488) zullen bijdragen aan de populatie (wat ook een onrealistische aanname is), zou het niet meer bijvangen van zalm in alle vormen van beroepsvisserij gezamenlijk, leiden tot een terugkeerpercentage van minimaal 0,56-0,67% tot maximaal 1.0-1.2%. Wanneer we ervan uit gaan dat een arbitrair gekozen percentage van 75% van volwassen bijgevangen zalmen (die de vangst niet overleven) de paaigronden weten te bereiken en 25% (ook arbitrair gekozen) van de niet overlevende zalmsmolts ook, bereiken er bij het beëindigen van alle beroepsvisserijvormen minimaal 13 en maximaal 567 extra zalmen de paaigronden. Dit resulteert in terugkeerpercentages van 0,58-0,68% tot maximaal 1,1-1,3%.

In alle drie de bovengenoemde scenario's is uitgegaan van de maximale sterftkans. Het niet meer bijvangen van zalm in alle beroepsvisserijvormen gezamenlijk leidt in geen van de scenario's tot een zichzelf in stand houdende populatie, waarbij een terugkeerpercentage van ongeveer 3% noodzakelijk wordt geacht (ICBR 2009). Dit percentage wordt dus niet bereikt, zelfs niet wanneer de bijvangst naar nul zou gaan, of wanneer alle bijgevangen zalmen in de beroepsvisserij de bijvangst zouden overleven. Hierbij moet wel vermeld worden dat het hier gaat om een statische berekening, waarbij buiten beschouwing is gelaten wat op langere termijn de cumulatieve effecten zouden zijn van toenemende aantallen zalmen die de paaigronden bereiken. Let wel, in bovenstaande scenario's en berekeningen is de recreatieve staandwantsvisserij buiten beschouwing gelaten en ditzelfde geldt voor vangsten in de sportvisserij. Aan de hand van de enquêteresultaten is het mogelijk dat de recreatieve staandwantsvisserij enkele honderden smolts en volwassen zalmen per jaar vangt. Naar verwachting zal dit overigens een overschatting zijn, aangezien een deel van de vangsten mogelijk zeeforellen kunnen zijn, aangezien de determinatie van de twee verschillende soorten als lastig wordt ervaren door de geënquêteerden en naar verhouding het aantal zeeforellen in de kustzone veel hoger zal liggen dan het aantal zalmen. Daarnaast komt de overschatting ook doordat waarschijnlijk niet alle aangemelde recreatief staandwantsvissers ook daadwerkelijk vissen. De totale zalmvangsten in de sportvisserij, gebaseerd op de vangfrequentie uit Jansen et al. (2008), zijn onwaarschijnlijk hoog, waardoor we voor de sportvisserij geen zelfde soort berekening kunnen maken die voldoende betrouwbaar is.

Voor zeeforel zien we dezelfde toe- en afnames als voor de zalm, al wordt de zeeforel over het algemeen meer bijgevangen. Dit is toe te schrijven aan het feit dat de zeeforel voor de Nederlandse kust foerageert en daar ook meer permanent aanwezig is en heen en weer zwemt, waardoor deze een grotere kans heeft om bijgevangen te worden door de visserijvormen in de Nederlandse kustwateren. Daarbij geldt dat de zeeforellen voor de Nederlandse kust niet noodzakelijkerwijs zeeforellen uit het Rijn- en Maasstroomgebied zijn. Er lijkt eerder sprake van een (grotendeels) eigenstandige Noordzee-populatie, en daarnaast van een kleine populatie die zich als standvissen in de bovenlopen van de rivieren handhaven (de zogenaamde 'beekforel').

De zeeprík wordt over het algemeen even veel of minder bijgevangen dan ten tijde van het eerdere onderzoek, behalve in de garnalenvisserij in de Waddenzee en in de Kustzone waar van een toename sprake lijkt te zijn. In de Delta worden meer zeepríkken bijgevangen dan voorheen, wat waarschijnlijk te maken heeft met het grotere aanbod van zeepríkken in dit deelgebied, zoals die ook blijkt uit de passieve fuikenmonitoring van de laatste jaren. Daarnaast worden er ook minder zeepríkken met het staandwant gevangen. Het is overigens opvallend dat zeepríkken voorheen wel met het staandwant werden gevangen, omdat dit vistuig niet geschikt lijkt voor de vangst van deze soort. De landelijke trend van zeepríkken lijkt af te nemen wat er ook voor gezorgd kan hebben dat de aantallen bijgevangen zeepríkken zijn afgenomen.

18 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.

19 Literatuur

- Aarts, G., Brasseur, S., Poos, J.J., Schop, J., Kirkwood, R., van Kooten, T., Mul, E., Reijnders, P., Rijnsdorp, A.D., Tulp, I. 2018. Top-down pressure on a coastal ecosystem by harbor seals. *Ecosphere* 10(1):e02538. 10.1002/ecs2.2538.
- Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A., Skurdal, J (2011) Atlantic Salmon Ecology. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Aarestrup K & Koed A, 2003. Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. *Ecology of freshwater fish* 12 (3): 169-176.
- Alabaster, J.S., 1990. The temperature requirements of adult salmon, *Salmo salar* (L.), during their upstream migration in the river Dee. *Journal of Fish Biology* 37: 659-661.
- Alabaster, J.S., Gough, P.J., & Brooker, W.J., 1991. The environmental requirements of salmon, *Salmo salar* L., during their passage through the Thames estuary, 1982-1989. *Journal of Fish Biology* 38: 741-762.
- Anderson, W. G., Booth, R., Beddow, T. A., McKinley, R. S., Finstad, B., Økland, F. & Scruton, D., 1998. Remote monitoring of heart rate as a measure of recovery in angled Atlantic salmon, *Salmo salar* (L.). *Hydrobiologia* V371-372: 233.
- Anonymous, 2001. Workshop on reducing salmonid bycatch in eel fyke nets. *Government of Newfoundland and Labrador Department of Fisheries and Aquaculture*.
- Arts, F.A., Lilipaly, S.J., Hoekstein, M.S.J., van Straalen, K.D., Sluijter, M., Wolf, P.A. 2018. *Rapport Rijkswaterstaat – Centrale Informatievoorziening*. Rapport BM 18.13
- Ashbrook, C. E., Yi, K. W., Dixon, J. F., Hoffmann, A. & Haegen Vander, G. E., 2004. Evaluate live capture selective harvest methods: 2002, pp. 31, *Washington Department of Fish and Wildlife*, Olympia.
- Bacon, P. J., Palmer, S. C. F., MacLean, J. C., Smith, G. W., Whyte, B. D. M., Gurney, W. S. C., Youngson, A. F. (2009). Empirical analyses of the length, weight and condition of adult Atlantic salmon on return to the Scottish coast between 1963 and 2006. *ICES Journal of Marine Science* 66, 844–859.
- Baker, M.R., Kendall, N.W., Branch, T.A., Schindler, D.E. & Quinn, T.P., 2011. Selection due to nonretention mortality in gillnet fisheries for salmon. *Evolutionary Applications* 4: 429-443
- Baker, M.R. & Schindler, D.E., 2009. Unaccounted mortality in salmon fisheries: non-retention in gillnets and effects on estimates of spawners. *Journal of Applied Ecology* 45:752-761.
- Bakke, T.A., P.D. Harris. 1998. Diseases and parasites in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55 (Suppl.1): 247-266.
- Bal, G., Montorio, L., Rivot, E., Prevost, E., Bagliniere, J.L., and Nevoux, M. 2017. Evidence for long-term change in length, mass and migration phenology of anadromous spawners in French Atlantic salmon *Salmo salar*. *J. Fish Biol.* 90: 2375–2393.
- Bendock, T. & Alexandersdottir, M., 1993. Hooking mortality of chinook salmon released in the Kenai river, Alaska. *North American Journal of Fishery Management* 13, 540–549.
- Berman CH, Quinn TP (1991) Behavioural thermoregulation and homing by spring chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* (Walbaum), in the Yakima River. *J Fish Biol* 39: 301–312.

-
- Beschta R.L., Bilby R.E., Brown G.W., Holtby L.B., Hofstra T.D. 1987. Stream temperature and aquatic habitat: Fisheries and forestry interactions. In: Sauter et al., 2001.
- Bij de Vaate, A. & Breukelaar, A.W., (eds.), 2001. De migratie van zeeforel in Nederland. *Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer & afvalwaterbehandeling*, rapport nr. 2001.046. ISBN 9036954037.
- Bij de Vaate, A., Breukelaar, A.W., Vriese, T., De Laak, G., Dijkers, C., 2003. Sea trout migration in the Rhine delta. *Journal of Fish Biology* 63: 892-908.
- 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.
- Blasel, K. 2004. Einfluss der Kormoran-Prädation auf den Fischbestand im Restrhein. – Studie im Auftrag des Regierungspräsidiums Freiburg, Sölden, 41 p.
- Booth, R. K., Kieffer, J. D., Davidson, K., Bielak, A. T. & Tufts, B. L., 1995. Effects of late-season catch and release angling on anaerobic metabolism, acid-base status, survival, and gamete viability in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 283-290.
- Borcherding J., Scharbert A. & Urbatzka R. (2006) Timing of downstream migration and food uptake of juvenile North Sea houting stocked in the Lower Rhine and the Lippe (Germany). *Journal of Fish Biology* 68, 1271-1286.
- Borcherding, J., Pickhardt, C., Winter, H.V., Becker, J.S. 2008. Migration history of North Sea houting (*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
- Borcherding J., Heynen, M., Jäger-Kleinicke, T., Winter, H.V. en Eckman, R. 2010. Re-establishment of the North Sea houting in the River Rhine. *Fisheries Management and Ecology* 17: 291-293.
- Borcherding, J., Breukelaar, A.W., Winter, H.V. en König, U. 2014. Spawning migration and larval drift of anadromous North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus*) in the River IJssel, the Netherlands. *Ecology of Freshwater Fish* 23: 161-170.
- Boström, M. K., Lunneryd, S. G., Karlsson, L., & Ragnarsson, B. 2009. Cormorant impact on trout (*Salmo trutta*) and salmon (*Salmo salar*) migrating from the river Dalälven emerging in the Baltic Sea. *Fisheries Research*, 98(1-3), 16-21.
- Boström, M. 2013. Fish predation by the great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*). Analytical Basis for Ecosystem Approaches. Licentiate Thesis Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala 2013.
- Boyd, J.W., Guy, C.S., Horton & T.B., Leathe, S.A., 2010. Effects of catch-and-release angling on salmonids at elevated water temperatures. *North American Journal of Fisheries Management* 30:898-907.
- Brobbel, M. A., Wilkie, M. P., Davidson, K., Kieffer, J. D., Bielak, A. T. et al., 1996. Physiological effects of catch and release angling in Atlantic salmon (*Salmo salar*) at different stages of freshwater migration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 2036-2043.
- Brown, S. L., S. Bearhop, C. Harrod, and R. A. McDonald. 2012. A review of spatial and temporal variation in grey and common seal diet in the United Kingdom and Ireland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92:1711-1722.
- Breine, J., Pauwels, I.S., Verhelst, P.J., Vandamme, L., Baeyens, R., Reubens, J., Coeck, J. 2017. Successful external acoustic tagging of twaite shad *Alosa fallax* (Lacépède 1803). *Fisheries Research* 191: 36-40.

-
- Bruneaux, M., Visse, M., Gross, R., Pukk, L., Saks, L., & Vasemägi, A. 2017. Parasite infection and decreased thermal tolerance: impact of proliferative kidney disease on a wild salmonid fish in the context of climate change. *Functional Ecology*, 31(1), 216-226.
- Burton, T., McKelvey, S., Stewart, D. C., Armstrong, J. D., Metcalfe, N.B. 2013a. Early maternal experience shapes offspring performance in the wild. *Ecology*, 94, 618–626.
- Burton, T., McKelvey, S., Stewart, D. C., Armstrong, J. D., Metcalfe, N.B. 2013b. Offspring investment in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*): Relationships with smolt age and spawning condition. *Ecology of Freshwater Fish*, 22, 317–321.
- Candy, J. R., Carter, E. W., Quinn, T. P. & Riddell, B. E., 1996. Adult chinook salmon behavior and survival after catch and release from purse-seine vessels in Johnstone Strait, British Columbia. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 521-529.
- Carter, W., Kristiansen, B., Poupard, C., Rosenber, A.A., 2004. NASCO's future: A vision statement; The Atlantic salmon's future at stake, NASCO.
- Casselman, S. J., 2005. Catch-and-release angling: A review with guidelines for proper fish handling practices, pp. 26, Fish & Wildlife Branch. *Ontario Ministry of Natural Resources.*, Peterborough, Ontario.
- Catchpole, T.L., Revill, A.S., Innes, J., Pascoe, S. 2008. Evaluating the efficacy of technical measures: a case study of selection device legislation in the UK *Crangon crangon* (brown shrimp) fishery. *Ices Journal of Marine Science* 65(2): 267-275.
- Cazemier, W.G., 1988. Fish and their environment in large European river ecosystems. The Dutch part of the river Rhine. *Sciences de l'Eau* 7(1): 95-114.
- Cazemier, W.G., 1989. Salmoniden in Nederland. *Biovisie magazine*: 32-35.
- Cook, K.V., Hinch, S.G., Drenner, S.M., Halfyard, E.A., Raby, G.D. et al., 2018. Population-specific mortality in coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) released from a purse seine fishery. *ICES Journal of Marine Science*. 75:309-318.
- Coutant, C. C. 1999. Perspectives on temperature in the Pacific Northwest's waters. U.S. Environmental Protection Agency, Publication 4849, Seattle.
- CPK, 1996. Is er nog toekomst voor beroepsvissers op de benedenrivieren? Deel I: Inventarisatie en knelpuntanalyse.
- Cremer, J.S.M., Brasseur, S.M.J.M., Meijboom, A., Schop, J., & Verdaat, J.P. 2017. Monitoring van gewone en grijze zeehonden in de Nederlandse Waddenzee, 2002-2017. *WMR rapport C095/17*.
- De Bruin, A., Kranenbarg, J., Spikmans, F. 2018. Onderzoek rivierprik Oude Grift. RAVON, Nijmegen. Rapportnummer 2017.144.
- Groot de, S.J., 1992. Herstel van de riviertrekvisseren in de Rijn een realiteit? 8. De fint. *De Levende Natuur* 93 (6): 182-186.
- De Groot, S.J., 2002. A review of the past and present status of anadromous fish species in the Netherlands: is restocking in the Rhine feasible? *Hydrobiologica* 487: 205-218.
- De Laak, G.A.J. 2002. Herstelprogramma Zalm in Rijn en Maas. Stand van zaken 2002. Deelrapport 1: Inventarisatie. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. OVB rapport nummer: OND00134 deel 1 (3) in Jurjens 2006.
- De Leeuw, J.J., Tulp, I., de Boois, I.J., van Willigen, J., Westerink, H.J. 2005. Zeldzame vissen in het IJsselmeergebied. Jaarrapport 2005. *IMARES rapport C024/07*.

-
- De Leeuw, J.J., Deerenberg, C., Dekker, W., Van Hal, R., Jansen, H.M., 2006. Veranderingen in de visstand van het IJsselmeer en het Markermeer: Trends en oorzaken. *RIVO rapport C022.06*.
- De Leeuw, J.J. & Winter, H.V. 2006. Telemetriestudie naar migratiebarrières voor riviervis (winde, barbeel, kopvoorn, sneep) bijlage. *IMARES Rapport C074/06*.
- De Nie, H.W., 1999. Atlas van de Nederlandse Zoetwatervissen. Doetinchem: Media Publishing.
- Dempson, J. B., Furey, G. & Bloom, M., 2002. Effects of catch and release angling on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., of the Conne River, Newfoundland. *Fisheries Management and Ecology* 9: 139-147.
- Dieperink C, Bak BD, Pedersen LF, Pedersen MI, Pedersen S., 2002. Predation on Atlantic salmon and sea trout during their first days as postsmolts. *Journal Of Fish Biology* 61 (3): 848-852.
- Diewert, R. E., Nagtegaal, D. A. & Patterson, J., 2002. Results of a marine recreational chinook and coho catch and release mortality study conducted in the lower Strait of Georgia during 2001. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2625: 1-32.
- Dijkstra, M., G. de Laak. 2003. Samen tegen de stroom in; herstel van de zalm in Rijn en Maas. NVVS, OVB, Nutreco.
- EC 2015. Verordening (EU) 2015/812 van het Europees parlement en de raad van 20 mei 2015.
- Foott, J.S., Stone, R. & Nichols, K. 2005. Investigational Report: The Effects of Proliferative Kidney Disease on Blood Constituents, Swimming Performance and Saltwater Adaptation in Merced River Hatchery Juvenile Chinook Salmon Used in the 2005 VAMP Study. U.S. Fish & Wildlife Service California-Nevada Fish Health Center, Anderson, CA, USA.
- Frost, W.E. & Brown, M.E., 1967. The Trout. Collins, Londen, UK.
- Gjernes, T. T., Kronlund, A. A. R. & Mulligan, T. T. J., 1993. Mortality of chinook and coho salmon in their first year of ocean life following catch and release by anglers. *North American Journal of Fisheries Management* 13: 524-539.
- 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. Rapport C013/15.
- Griffioen, A.B. & Kuijs, E., 2013. Een eerste monitoring voor een index voor schieraal in Nederland 2012. *IMARES rapport C139/13*
- Griffioen, A.B., Winter, H.V., van Keeken, O.A., Chen, C., van Os-Koomen, E., Schoenlau, S., Zawadowski, T. 2014a. Verspreidingsdynamiek, gedrag en voorkomen van diadrome vis bij Kornwerderzand t.b.v. de VismigratieRivier. *IMARES rapport C083/14*.
- Griffioen, A.B., Winter, H.V., Hop, J., Vriese, F.T. 2014b. Inschatting van het aanbod diadrome vis bij Kornswerderzand. *IMARES rapport C069/14*.
- Griffioen, A.B. & Winter, H.V., 2014a. Het voorkomen van diadrome vis in de spuikom van Kornwerderzand 2001 – 2012 en de relatie met spuidebieten. *IMARES rapport C036/14*.
- Griffioen, A.B. & Winter, H.V., 2014b. Merk-terugvangst experiment rivierprik (*Lampetra fluviatilis*) bij Kornwerderzand. *IMARES rapport C044/14*.
- Griffioen, A.B. & Winter, H.V., Van Hal, R., 2018. Prognose visstand in en rond het Haringvliet na invoering van het kierbesluit in 2018. *Wageningen University and Research rapport C081/17*.
- Griffioen, A.B. & Winter, H.V. 2019. Eindrapportage 0-monitoring vismigratierivier Afsluitdijk. *Wageningen University and Research rapport C006/19*.
- Haddingh, R.H. & Bakker, H.D. 1998. Fish mortality due to passage through hydroelectric power stations on the Meuse and Vecht rivers. In Jungwirth, M., S. Schmutz & S. Weiss (eds), *Fish Migration and Fish Bypasses*. Fishing News Books, Blackwell Science, Cambridge: 315-328.
- Hagel, P. 1987. Relatie tussen waterbodenvervuiling en waterorganismen. In: Cazemier, 1989.

-
- Handeland, S.O, Järvi, T., Fernö, A., Stefansson, S.O. 1996 Osmotic stress, antipredator behaviour, and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 2673–2680.
- Havn, T.B. 2013. The effect of catch and release angling at high water temperatures on behavior and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Norwegian University of Science and Technology*. Master thesis.
- Heinen, A. 2018. Overzicht van de kleinschalige visserij in het Goereze gat in 2018 ten behoeve van het MGA proces. Aheinen Visserijadvies, augustus 2018.
- Hintzen, N.T., Bastardie, F., Beare, D., Piet, G.J., Ulrich, c., Deporte, N., Egekvist, J. Degel, H., 2012. VMStools: Open-source software for the processing, analysis and visualisation of fisheries logbook and VMS data. *Fisheries Research* 115-116: 31-43.
- Hop, J., Vriese, F.T., Quak, J., Breukerlaar, A.W., Kampen, J. 2011. Visstand Haringvliet en Kier. *ATKB rapport: 20110243/001*.
- Hop, J. & Vriese, F.T. 2016. Visstand Haringvliet en Voordelta – heden. *ATKB rapport: 20150469/rap01*.
- Hop, J., 2018. Analyse detectiegegevens salmoniden 2011-2016. *ATKB rapport: 20170122/rap01*
- Hyvärinen, P., Heinimaa, S. & Rita, H., 2004. Effects of abrupt cold shock on stress responses and recovery in brown trout exhausted by swimming. *Journal of Fish Biology* 64: 1015-1026.
- ICBR 1999. Ist der Rhein wieder ein Flus für Lachse? "LACHS 2000". Rapportnummer 103.
- ICBR 2004. Rhine & Salmon 2020. A programme for Migratory Fish in the Rhine System. www.iksr.org.
- ICBR. 2009. Visecologische totaalanalyse incl. beoordeling van de effectiviteit van de lopende en beoogde maatregelen in het Rijngebied met het oog op de herintroductie van trekvis. Rapportnummer 167. Koblenz.
- ICBR. 2015. De visfauna in de Rijn in 2012/2013. Stand: juli 2015. Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn. www.iksr.org.
- ICBR. 2018. Masterplan trekvis Rijn 2018. Een update van het Masterplan van 2009. Rapportnummer 247. Koblenz.
- Ingendahl, D. 2001. Dissolved oxygen concentration and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the River Rhine. *Journal of Fish Biology* 58: 3257341.
- Jacobson, P., Gårdmark, A., Östergren, J., Casini, M., & Huss, M. 2018. Size-dependent prey availability affects diet and performance of predatory fish at sea: a case study of Atlantic salmon. *Ecosphere*, 9(1).
- Jansen, H.M., Winter, H.V., Bult, T., 2007. Bijvangst van salmoniden en overige trekvis in de fuikvisserij. *IMARES rapport C048/07*.
- Jansen, H.M., Winter, H.V., Tulp, I., Bult, T., Van Hal, R. *et al.* (2008). Bijvangst van salmoniden en overige trekvis vanuit een populatieperspectief. *IMARES rapport C039/08*.
- Järvi, T., 1989a. Synergistic effect on mortality in Atlantic salmon, *Salmo salar*, smolt caused by osmotic stress and the presence of predators. *Environ. Biol. Fish.*, 26: 149-152.
- Järvi, T., 1989b. The effect of osmotic stress on the antipredatory behaviour of Atlantic salmon smolts: a test of the 'maladaptive anti-predatory behaviour' hypothesis. *Nordic J. Freshwater Res.*, 65: 71-79.
- Jepsen, N., Holthe, E. & Okland, F., 2006. Observations of predation on salmon and trout smolts in a river mouth. *Fisheries Management And Ecology* 13 (5): 341-343.

-
- Jepsen, N., Deacon, M., & Koed, A. (2012). Decline of the North Sea houting: protective measures for an endangered anadromous fish. *Endangered Species Research*, 16(1), 77-84.
- Jepsen, N., Flavio, H., Koed, A. 2019. The impact of Cormorant predation on Atlantic salmon and Sea trout smolt survival. *Fisheries Management and Ecology* 26: 183-186.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2006. Cultured Atlantic salmon in nature: a review of their ecology and interaction with wild fish. *ICES J. Mar. Sci.* 63, 1162–1181.
- Jonsson, B., Jonsson, N., & Albretsen, J. 2016. Environmental change influences the life history of salmon *Salmo salar* in the North Atlantic Ocean. *Journal of fish biology*, 88(2), 618-637.
- Jokikokko, E., 2002. Migration of wild and reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the river Simojoki, northern Finland. *Fisheries Research* 58: 15-23.
- Jongbloed, R.H., Hintzen, N.T., Machiels, M.A.M., Couperus, A.S., 2014. Nadere effecten analyse staandwantvisserij – bruinvis in Natura 2000 gebied Vlake van de Raan. *IMARES rapport C073/14*.
- Jurjens, 2006. The migration of salmonids through the Rhine Delta. *MSc Thesis Wageningen University*. Report number: 007/2006.
- Jurvelius, J., Riikonen, R., Marjomaki, T. J. & Lilja, J., 2000. Mortality of pike-perch (*Stizostedion lucioperca*), brown trout (*Salmo trutta*) and landlocked salmon (*Salmo salar* m. sebago) caught as by-catch in pelagic trawling in a Finnish lake. *Fisheries Research* 45: 291-296.
- Kerkhoff, M.A.T., Boer, J. de, Vries, A. de, Otte, P.F., Warnaar, D., Masereeuw, P., 1986. De PCB verontreiniging van rode aal: trend in chloorbiphenylgehalten. *RIVO rapport MO 86701*.
- Kerkum, L.C.M., bij de Vaate, A., Bijstra, D., de Jong, S.P. & Jenner, H.A., 2004. Effecten van koelwater op het zoete aquatische milieu. Rijkswaterstaat RIZA, Lelystad.
- Kieffer, J. D., Rossiter, A. M., Kieffer, C. A., Davidson, K. & Tufts, B. L., 2002. Physiology and survival of atlantic salmon following exhaustive exercise in hard and softer water: Implications for the catch-and-release sport fishery. *North American Journal of Fisheries Management* 22: 132.
- Kleef, H.L. & Jager, Z. 2002. Het diadrome visbestand in het Eems-Dollard estuarium in de periode 1999 tot 2001. Rapport RIKZ/2002.060.
- Klinge, M., Buijse, A.D., Cazemier, W., Lammens, E.H.R.R., Prins, K.H., 1998. Biologische monitoring zoete rijkswateren: vis in de zoete rijkswateren, 1992-2001. *RIZA rapport 98.017*.
- Klinge, M. 2008a. Ecologische inpasbaarheid staand want visserij kustwateren (exclusief Kustzone). Onderzoek naar bijvangst watervogels en zeezoogdieren. DDT124-1/rijm3/026.
- Klinge, M., 2008b. Bureaustudie invloed aalscholvers IJsselmeer en Markermeer op visstand en beroepsvisserij. Witteveen + Bos, Deventer.
- Kloppmann, M., Zeiler, M., Stelzenmüller, V., Ehrich, S., Zauke, G.P., Böttcher, U. 2003. Zur Ausweisung von Natura 2000-Schutzgebieten in der AWZ von Nord- und Ostsee unter Berücksichtigung der FFH-Lebensraumtypen und –Fischarten.
- Koed, A., & Dieperink, C., 1999. Otter guards in river fyke-net fisheries: effects on catches of eels and salmonids. *Fisheries Management and Ecology* 6, 63-69.
- Koed A., Jepsen N., Aarestrup K., Nielsen C. 2002. Initial mortality of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts following release downstream of a hydropower station. *Hydrobiologia* 483 (163): 31-37.
- Koed, A., Baktoft, H., & Bak, B.D., 2006. Causes of mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) smolts in a restored river and its estuary. *River research and applications* 22 (1): 69-78.

-
- Kohl, F. 2015. Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Europe. Population Development 1970 - 2014. How many Cormorants in Europa? A Documentation of EAA – European Anglers Alliance. Issue 02.1 EN. www.eaaeurope.org/positions/cormorant.html.
- Kopetsch, D. & Scholle, J. 2017. Stow net fishery Ems 2017. Fish fauna study within the framework of water status monitoring in accordance with the WFD. RWS rapport BM 17.30.
- Kranenbarg, J., Spikmans, F., Thissen, J.B.M., de Bruin, A., Herder, H.E. 2012. Rivierprikken in de Kendel. *Natuurhistorisch Maandblad* 101(12): 254-261.
- Kroes, M.J. & B. Reeze, 2017. Advies bescherming trekvisserij in Haringvliet en Voordelta tegen gevolgen van visserij. Op basis van verspreiding trekvisserij in tijd en ruimte en visserij effecten. Kroes Consultancy en Bureau Stroming, KC2016-012.
- Kuijs, E., Leijzer, T.B., Nijman, R., de Boois, I.J. 2011. Zeldzame vissen in het IJsselmeergebied. Jaarrapport 2009. *IMARES rapport C027/11*.
- Lamansky jr., J., Meyer, K.A., 2016. Air exposure time of trout released by anglers during catch and release. *North American Journal of Fisheries* 36:1018-1023.
- Leijzer, T.B., 2006a. Staand want, deskstudie naar de toename van staand want in de afgelopen 5 tot 10 jaar. Sportvisserij Nederland, Bilthoven.
- 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.
- Lennox, R.J., Uglem, I., Cooke, S.J., Naesje, T.F., Whoriskey, F.G. *et al.*, 2015. Does catch-and-release angling alter the behavior and fate of adult Atlantic salmon during upriver migration? *Transactions of the American Fisheries Society* 144:400-409.
- LNV, 2008. Profieldocument Elft. Website = <https://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/gebiedendatabase.aspx?subj=profielen>
- Long, R.J., Curran, P.A., 2000. Enforcing the common fisheries policy. Fishing News Books, Oxford.
- Magath, V. & Thiel, R. 2013. Stock recovery, spawning period and spawning area expansion of the twaite shad *Alosa fallax* in the Elbe estuary, southern North Sea. *Endanger Species Res* 20:109-119.
- Maitland, P.S. 2003. Ecology of the River, Brook and Sea lamprey. Conserving Natura 2000 Rivers. Ecology Series No. 5.
- Major R.L., Miguel J.L. 1967. Influence of Rocky Reach Dam and the temperature of the Okanogan River on the upstream migration of sockeye salmon. *Fish Bull* 66(1):131-147.
- Mäkinen, T.S., Niemela, E., Moen, K., Lindstrom, R., 2000. Behaviour of gill-net and rod-captured Atlantic salmon (*Salmo salar* L) during upstream migration and following radio tagging. *Fisheries Research* 45:117.
- McCormick, S.D., L.P. Hansen, T.P. Quinn, R.L. Saunders. 1998. Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*:55 (Suppl. 1): 77-92.
- Mebius, D., 2016. Schending vangst- en verkoopverbod is publiek geheim. *De Volkskrant*. Geraadpleegd van: <https://www.volkskrant.nl/economie/schending-vangst-en-verkoopverbod-is-publiek-geheim~b7bfd137/>
- Meyer, K. A. & High, B., 2010. Wild trout competition studies. *Idaho Fish and Game report number* 10-13.

-
- Milot, E., Perrier, C., Papillon, L., Dodson, J. J., & Bernatchez, L. 2012. Reduced fitness of Atlantic salmon released in the wild after one generation of captive breeding. *Evolutionary applications*, 6(3), 472–485.
- Morgan, I.J., McDonald, D.G., Wood, C.M. 2001. The cost of living for freshwater fish in a warmer, more polluted world. *Global Change Biol* 7:345–355.
- Morris, K. H. & Maitland, P. S. 1987. A trap for catching adult lampreys (Petromyzonidae) in running water. *Journal of Fish Biology*, 31(4), 513-516.
- Murphy, M. D., Heagey, R. F., Neugebauer, V. H., Gordon, M. & Hintz, J. L. 1995. Mortality of spotted seatrout released from gill net or hook-and-line gear. *North American Journal of Fishery Management* 15: 748-753.
- Naismith, I. A. & Knights, B. B., 1994. Fyke-netting and coarse fisheries in lowland Britain: Practical advice for fishery owners and managers. *Fisheries Management and Ecology* 1: 107.
- Nguyen, V.M., Martins, E.G., Robichaud, D., Raby, G., Donaldson, M.R. *et al.*, 2013. Disentangling the roles of air exposuer, gill net injury and facilitated recovery on the postcapture and release mortality and behavior of adult migratory sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in freshwater. *Physiological and Biochemical Zoology* 87(1):125-135
- Nicolai, A., 2016. Natura 2000 – beheerplan Waddenzee periode 2016-2022. Ministerie van Infrastructuur en Milieu en Rijkswaterstaat Noord-Holland. pp 331.
- Nijssen, J.P.J., 1985. Rotterdams havenslib. In: Cazemier, 1989.
- Nijssen, H. & de Groot, S.J. 1987. De vissen van Nederland: systematische indeling, historisch overzicht, het ontstaan van de viskweek, uitheemse vissoorten, determineersleutels, beschrijvingen, afbeeldingen, literatuur, van alle in Nederlandse wateren voor komende zee7 en zoetwatervissoorten. Natural History Library of the KNNV, 43. KNNV Uitgeverij: Utrecht, The Netherlands. ISBN 9075011700671.
- Nolan, D.T., Hadderingh, R.H., Spanings, F.A.T., Jenner, H.A. & Wendelaar-Bonga, S.E., 2000. Acute temperature elevation in tap and Rhine water affects skin and gill epithela, hydromineral balance, and gill Na⁺/K⁺-Atpase activity of brown trout (*Salmo trutta*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57:708-718.
- Olsson, I.C., Greenberg, L.A. & Eklov, A.G., 2001. Effect of an artificial pond on migrating brown trout smolts. *North American journal of fisheries management* 21 (3): 498-506.
- Patberg, W., de Leeuw, J.J. Winter, H.V. 2005. Verspreiding van rivierprik, zee-prik, fint en elft in Nederland na 1970. *RIVO Rapport C004/05*.
- Pieters, H.J., Speur, J. & Wassenaar, N., 1983. Total mercury content in fish from Dutch waters in relation to biological parameters and pollution level. *ICES CM* 1983/E, 19.
- Poole, W. R., 1990. Summer fyke nets as a method of eel capture in a salmonid fishery. *Aquaculture and Fisheries Management* 21: 259-262.
- Poulsen, S. B., Jensen, L. F., Schulz, C., Deacon, M., Meyer, K. E., Jäger-Kleinicke, T., Schwarten, H., Svendsen, J. C. 2012. Ontogenetic differentiation of swimming performance and behaviour in relation to habitat availability in the endangered North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus*). *Aquatic Living Resources*, 25(3), 241-249.
- Quak, J. 2016. Van aal tot zalm tussen zoet en zout: een beschouwing over de visstand in het Haringvliet, Hollands Diep en Goereesche Gat tussen 1870-1970. Sportvisserij Nederland, Bilthoven.
- Raby, G.D., Donaldson, M.R., Hinch, S.G., Patterson, D.A., Lotto, A.G. *et al.*, 2012. Validation of reflex indicators for measuring vitality and predicting the delayed mortality of wild coho salmon bycatch released from fishing gears. *Journal of Applied Ecology* 49:90-98.

-
- Raby, G.D., Hinch, S.G., Patterson, D.A., Hills, J.A., Thompson, L.A. et al., 2015. Mechanisms to explain purse seine bycatch mortality of coho salmon. *Ecological Applications* 25(7): 1757-1775.
- Rand, P.S., S.G. Hinch, J. Morrison, M.G.G. Foreman, M.J. MacNutt, J.S. Macdonald, M.C. Healey, A.P. Farrell, D.A. Higgs. 2006. Effects of River Discharge, Temperature, and Future Climates on Energetics and Mortality of Adult Migration Fraser River Sockeye Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 655-667.
- Reimers, E., Kjørrefjord, A. G., Stavostrand, S. M. 1993. Compensatory growth and reduced maturation in second sea winter farmed Atlantic salmon following starvation in February and March. *Journal of Fish Biology*, 43, 805–810.
- Renkawitz, M. D., Sheehan, T. F., Dixon, H. J., & Nygaard, R. 2015. Changing trophic structure and energy dynamics in the Northwest Atlantic: implications for Atlantic salmon feeding at West Greenland. *Marine Ecology Progress Series*, 538, 197-211.
- Revoll, A.S. & Holst R. 2004. Reducing discards of North Sea brown shrimp (*C. crangon*) by trawl modification. *Fisheries Research* 68(1-3): 113-122.
- Roth, C.J., Schill D.J., Quist, M.C. & High, B., 2018. Effects of air exposure in summer on the survival of caught-and-released salmonids. *North American Journal of Fisheries Management*. doi:10.1002/nafm.10184.
- Sauter, S.T., McMillan, J. & Dunham, J., 2001. Salmonid Behaviour and Water Temperature. Issue paper 1. United States Environmental Protection Agency (EPA). EPA79107D7017001.
- 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. 2005. Letale Vergrämung von Kormoranen im Einzugsgebiet der rheinlandpfälzischen Sieg und Nister. - Studie im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Koblenz; BFS, Frankfurt a. M., 52 pp.
- Schneider, J. 2011. Review of reintroduction of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in tributaries of the Rhine River in the German federal states of RhinelandPalatinate and Hesse. *Journal of Applied Ichthyology* 27:24–32.
- Schorfhaar, R. G. & Peck, J. W., 1993. Catch and mortality of non-target species in lake whitefish trap nets in Michigan waters of Lake Superior. *Michigan Department of Natural Resources Michigan*.
- Sell, M.T., Kazyak, D.C., Hilderbrand, R.H., Heft, A.A. & Cooper, R.M., 2016. A comparison of circle hook size on hooking success, deep hooking rate, and postrelease mortality of hatchery-reared rainbow trout. *North American Journal of Fisheries Management* 36:254-258.
- Suuronen, P., & Lehtonen, E. 2012. The role of salmonids in the diet of grey and ringed seals in the Bothnian Bay, northern Baltic Sea. *Fisheries Research*, 125, 283-288.
- Siira, A., Suuronen, P., Ikonen, E. & Erkinaro, J., 2006. Survival of Atlantic salmon captured in and released from a commercial trap-net: Potential for selective harvesting of stocked salmon. *Fisheries Research* 80: 280- 294.
- Sitar, P.S., Brenden, T.O., He, J.X. & Johnson, J.E., 2017. Recreational postrelease mortality of lake trout in lakes Superior and Huron. *North American Journal of Fisheries Management* 37:789-808.
- Smit, M., De Vos, B., De wilde, J.W., 2004. De economische betekenis van de sportvisserij in Nederland. *LEI rapport* 30123.

-
- Spikmans F., de Bruin A., Kranenborg J. 2016. Verkennende studie naar voorkomen larven rivier- en zeeprick in de Maas. *Stichting RAVON* rapport 2015.032, Nijmegen.
- Sterud, E., Forseth, T., Ugedal, O., Poppe, T.T., Jørgensen, A., Bruheim, T. et al. 2007. Severe mortality in wild Atlantic salmon *Salmo salar* due to proliferative kidney disease (PKD) caused by *Tetracapsuloides bryosalmonae* (Myxozoa). *Diseases of Aquatic Organisms*, 77, 191–198.
- Stuart, T.A., 1953. Spawning migration, reproduction, and young stages of loch trout (*Salmo trutta* L.). *Freshwater and Salmon Fisheries Research* 5: 1-39.
- Ter Hofstede, R., & Van Willigen, J., 2001. Zeldzame vissen in het IJsselmeergebied. Jaarrapport 2000. *RIVO* rapport C038/01.
- Theurer, F.D., Harrod, T.R. & Theurer, M., 1998. Sedimentation and Salmonids in England and Wales Report P27. 103. Bristol Environment Agency; 1998. 70 pp.
- Thompson, R.B. & Hunter, C.J., 1973. Viability of adult sockeye salmon that disentangle from gillnets. *International North Pacific Fisheries Commission Annual Report 1971*, 107-109
- Thompson, R. B., Hunter, C. J. & Patten, B. G., 1971. Studies of live and dead salmon that unmesh from gillnets. *International North Pacific Fisheries Commission Annual Report 1969*, 108-112.
- Thorstad, E. B., Naesje, T. F., Fiske, P. & Finstad, B. 2003. Effects of hook and release on Atlantic salmon in the River Alta, northern Norway. *Fisheries Research* 60, 293-307.
- Tien, N.S.H., Griffioen, A.B., van Keeken, O.A., van Rijssel, J.C., de Leeuw, J.J. 2018. Vismonitoring Zoete Rijkswateren en Overgangswateren t/m 2017. Deel I. *Wageningen Marine Research* Rapport C084/18.
- TNS NIPO, 2007. Enquête zeesportvisserij 2006, Algemene situatie en zeebaarsvisserij. Eds: E. Duijser & kleij008. E5762.
- TNS NIPO, 2004. Sportvisakte 2004. Eds: A. Boutkan. B78219.
- Todd, C. D., Friedland, K. D., MacLean, J. C., Whyte, B. D., Russell, I. C., Lonergan, M. E., Morrissey, M. B. 2012. Phenological and pheno-typic changes in Atlantic salmon populations in response to a changing climate. *ICES Journal of Marine Science*, 69, 1686–1698.
- Tulp, I., De Boois, I., Van Willigen, J., & Westerink, H.J., 2006. Diadrome vissen in de Waddenzee: Monitoring bij Kornwerderzand 2000-2005. *IMARES* rapport C087/06.
- Turunen, T., Kakela, A. & Hyvarinen, H., 1994. Trawling stress and mortality in undersized (less-than-40 cm) Brown Trout (*Salmo trutta* L). *Fisheries Research* 19, 51-64
- Van de Ven, G.P., 1976. Aan de wieg van Rijkswaterstaat. Wordingsgeschiedenis van het Pannerdens Kanaal. Walburg Pers, Zutphen: 17438. In: De Groot, 2002.
- Van Drimmelen, D.E. 1987. Schets van de Nederlandse rivier- en binnenvisserij tot het midden van de 20^{ste} eeuw. OVB Nieuwegein. In: Cazemier, 1989.
- Van den Brink, F., van der Velde, G., Cazemier, W.G. 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. CVO report number: 18.025.
- Van der Meij, V., Hagendoorn, A. & Stavast, F., 2005. Evaluatie effectiviteit terugzetverplichting voor zalm en zeeforel. Rapport DK nr. 2005/022. *Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit*. Ede, 2005.
- Van der Sluis, M.T., van Overzee, H.M.J., Tien, N.S.H., de Graaf, M., Griffioen, A.B., Van Keeken, O.A., Van Os-Koomen, K.E., Rippen, A.D., Wiegerinck, J.A.M., E., van de Wolfshaar, K.E. 2018. Toestand vis en visserij in de Zoete Rijkswateren. Deel II. Methodes *IMARES* Rapport C175/14.

-
- Van der Sluis, M.T., Tien, N.S.H., Griffioen, A.B., Van Keeken, O.A., Van Os-Koomen, E., Van de wolfshaar, K.E., Wiegerinck, J.A.M., 2018. Toestand vis en visserij in de Zoete Rijkswateren 2016. Deel II. *Wageningen Marine Research* Rapport C034/18.
- Van der Zee, E. & Sikkema M. 2016. Monitoring bijvangst Wolhandkrabvisserij in de spuikommen van de Afsluitdijk langs de Waddenzee. *A&W* rapport 2183.
- Van Giels, J. & Breukelaar, A.W., 2011. Analyse detectiegegevens salmoniden 2009-2010. *ATKB* rapport 20110401/01.
- Van Giels, J. & Vriese, F.T. 2016. Overzicht visserij zoet-zout overgangen. *ATKB* rapport 20150109/rap01.
- Van Rijn, S. & van Eerden, M.R. 2001. Aalscholvers in het IJsselmeergebied: concurrent of graadmeter? *RIZA* rapport 2001.058.
- Vander Haegen, G. E., Ashbrook, C. E., Yi, K. W. & Dixon, J. F., 2004. Survival of spring chinook salmon captured and released in a selective commercial fishery using gill nets and tangle nets. *Fisheries Research* 68: 123.
- Veneranta, L., Pakarinen, T., Jokikokko, E., Kallio-Nyberg, I., Harjunpää, H., 2017. Mortality of Baltic sea trout (*Salmo trutta*) after release from gillnets. *Journal of Applied Ichthyology*. DOI: 10.1111/jai.13517.
- Visser, H., 2004. Estimation and detection of flexible trends. *Atmospheric Environment* 38: 4135-4145.
- Vriese, F.T., 2016. Migratie van salmoniden naar het binnenwater met nadruk op de intrek via de Haringvlietsluizen de vervolgmigratie op de Maas. Presentatie RWS, 24-05-2016.
- Vriese, F.T., 2018. Concept artikel Smolt migration on the river Rhine 2006-2016. *ATKB* rapport 20170120/Rap.01
- Vriese, F.T. & Breukelaar, A.W., 2011. Concept artikel salmoniden 2001-2008. *ATKB* rapport 20101157/Rap02/RWS Waterdienst.
- Walling, D.E. & Amos, C.M., 1999. Source, storage and mobilisation of fine sediment in a chalk stream system. *Hydrol Process* 13(3); 323-40.
- Wertheimer, A., 1988. Hooking mortality of chinook salmon released by commercial trollers. *North American Journal of Fishery Management* 8: 346-355
- Wiegerinck, J.A.M., de Boois, I.J., van Keeken, O.A., van Willigen, J.A., 2011. Jaarrapportage passieve vismonitoring Zoete Rijkswateren: fuik- en zalmsteekregistraties in 2010. *IMARES* rapport C045/11.
- Wijsman, J.W.M., Goudswaard, P.C., 2015. Passende beoordeling vaste vistuigvisserij in de Oosterschelde. *IMARES* rapport C127/15.
- Wilkie, M. P., Brobbel, M. A., Davidson, K., Forsyth, L. & Tufts, B. L., 1997. Influences of temperature upon the postexercise physiology of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54, 503-511.
- Wilkie, M.P., Davidson, K., Brobbel, M.A., Kieffer, J.D., Boothe, R.K. *et al.*, 1996. Physiology and survival of Wild Atlantic Salmon following angling in warm summer waters. *Transactions of the American Fisheries Society* 125(4):572-580.
- Winter, H.V. 2006. Vismigratie via de vistrappen bij Hagestein en Maurik tijdens het voorjaar van 2006. *IMARES* rapport C092/06.
- Winter, H.V. 2017. Taxonomische status van houting in Nederlandse wateren. *WUR* rapport C115/17.

-
- Winter, H.V. & Griffioen A.B. 2007. Verspreiding van rivierprik-larven in het Drentsche Aa stroomgebied. IMARES, IJmuiden.
- Winter, H.V., Griffioen, A.B., Van Keeken, O.A., 2014. De vismigratierivier: Bronnenonderzoek naar gedrag van vis rond zoet-zout overgangen. *IMARES* rapport C035/14.
- Winter, H.V. & Jansen, H.M., 2007. Helpdesk-vraag: Effecten van visserij binnen een radius van 500 m van stuwen, dammen en waterkrachtcentrales. *IMARES* rapport C055/07.
- Winter, H.V., Griffioen, A.B., van Keeken, O.A., Schollema, P.P. 2013. Telemetry study on migration of river lamprey and silver eel in the Hunze and Aa catchment basin. *IMARES* report C012/13.
- Willemsen, J. 1983. Ketelmeer, IJsselmeer, en Markermeer: waterkwaliteit, voedselketens en visstand. In G.P. Hekstra & W. Joentje (eds), *Rijnwater in Nederland*, Oecologische Kring, Arnhem: 33-51.
- Zaalmink, W., Janssens, B., Prins, H., 2017. De economische waarde van de IJsselmeervisserij. *Wageningen Economic Research* nota 2017-124.
- Zaalmink, W., Tien, Prins, H., A.S.N., de Leeuw, J.J., Janssens, B. 2019. Effecten van mogelijke maatregelen ter beheer van de bestanden van brasem, blankvoorn, snoekbaars en baars in het IJssel- en Markermeer. Wageningen, Wageningen Economic Research, Nota 2019-007.


20 Verantwoording

Rapport C046/19

Projectnummer: 4318200047

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. Ingeborg Mulder
Marien Ecoloog

Handtekening: 

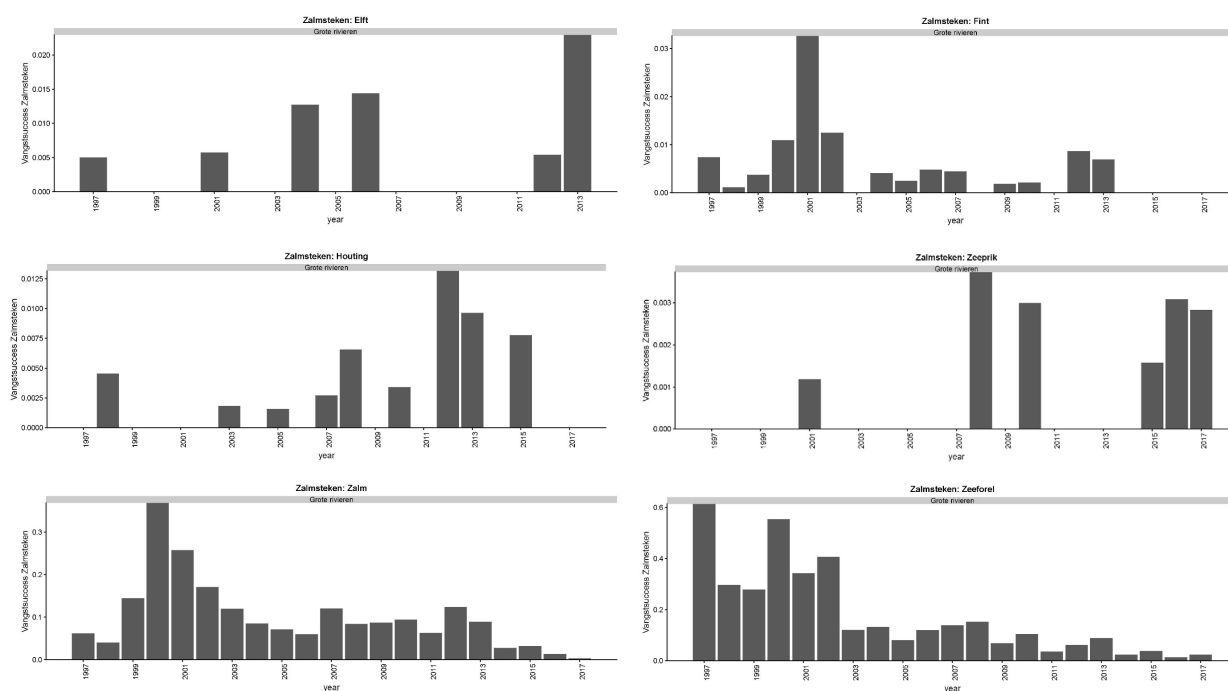
Datum: 01-05-2019

Akkoord: Drs. Jakob Asjes
Manager Integratie

Handtekening: 

Datum: 01-05-2019

Bijlage 1 Vangst in zalmsteken monitoring



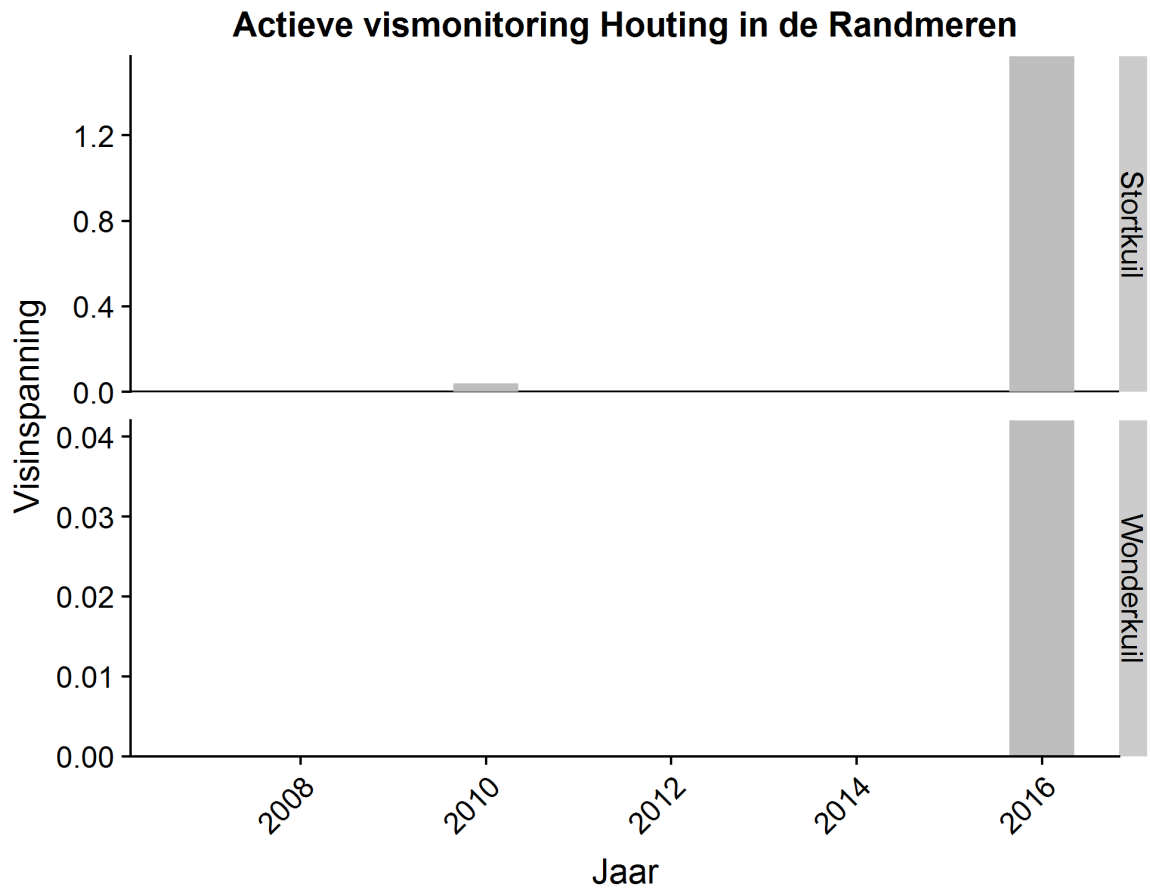
Vangstsucces voor elft, fint, houting, zalm, zeeforel en zeeprik voor de verschillende jaren gebaseerd op alle zalmsteken gecombineerd, rivierprikken worden niet gevangen in de zalmsteken. Vanwege trendbreuken en veranderingen van zalmsteek locaties in de Gelderse IJssel, Getijden Lek, Maas en het Pannerdens Kanaal kunnen bovenstaande grafieken niet als betrouwbare populatietrend gebruikt worden en zijn alleen bedoeld om aan te geven welke soorten er in de zalmsteken relatief veel/weinig gevangen worden.

Bijlage 2 Smolt equivalenten berekening

Smoltequivalenten per levensstadium uit ICBR (2009)

Stadium	Stage	Definitie				Smoltequivalent	Smoltmigratie [%]		
		Stadium	Stade	Biomassa	Maand van uitzet		Jaar van uitzet	1e vervolgjaar	2e vervolgjaar
groen ei	Ova green	Grüne Eier	Ovules		3	75,0	0	50	50
oogpuntei	Ova eyed	Eier (Augenpunkt)	Oufs embryonnés		3	60,0	0	50	50
alevin	Alevin	Dottersacklarve	Alevin vésiculé		3	100,0	0	50	50
niet bijgevoerd broed	unfed fry	Brütling (unangefüttert)	Alevin vésicule résorbée	0,15-0,25 g	3 / 4	12,8* / 40	0	50	50
kort bijgevoerd broed	fed fry 2-6 weeks	Brütling (kurz angefütert)	Alevin nourri (en peu de temps)	<0,5 g	4 / 5	20,0	0	50	50
fingerling	Parr summer	Brütling (Sommerparr)	Alevin nourri	0,5-1,2 g	6 / 7	6,0	0	50	50
parr (herfst)	Parr autumn	Parr (Herbst)	Tacon d'automne	8-15 g	9 / 10	5,0	0	50	50
mix van parr 1+ / smolt 1+	Parr 1+ / Smolt 1+ Mix	Parr 1+ / Smolt 1+ Mix	Mélange de tacons 1+ / smolts 1+	<25 g	3 / 4	5,0	50	50	0
parr 1+	Parr 1+	Parr 1+	Tacon 1+	<20 g	3 / 4 / 5	5,0	0	100	0
smolt 1+	Smolt 1+	Smolt 1+	Pré-smolt 1+	≥25 g	3 / 4	4,0	100	0	0
smolt >1+	Smolt >1+	Smolt >1+	Pré-smolt > 1+	>25 g	3 / 4	4,0	100	0	0

Bijlage 3 Actieve vismonitoring Randmeren



CPUE van het aantal houtingen per jaar gevangen met de stortkuil en wonderkuil tijdens de actieve vismonitoring op de randmeren.

Bijlage 4 Enquête (voorbeeld hokfuiken)

Enquête

Vragenlijst Bijvangst Trekvissen in Hokfuiken in de Nederlandse kustwateren en binnenwateren.

Als u de enquête anoniem wenst te beantwoorden, hoeft u deze pagina niet in te vullen.

Algemene gegevens

Naam:

.....

Bedrijfsnaam:

.....

Scheepsnummer(s):

.....

Adres:

.....

Postcode & woonplaats:

.....

Telefoonnummer:

.....

E-mail adres:

.....

Vist sinds (jaar) :

.....

Soort bedrijf (vistuigen, vissoorten, visgebieden):

.....

.....

Kunt u aangeven of u over meer gedetailleerde informatie beschikt die naar uw inziens nuttig kan zijn voor dit onderzoek (houdt u bijvoorbeeld een logboek bij waarin de vangst van trekvissen wordt genoteerd):

.....

Aantal Hokfuikeu (Visserij-inspanning)

Merk op: Alle onderstaande vragen hebben betrekking op hokfuikeu in de Nederlandse kustwateren (tot 3 mijl) en binnenwateren.

1) Op welke soorten vist u met hokfuikeu?

.....
.....
.....

2) Hoeveel hokfuikeu gebruikt u gemiddeld per vistrip?

.....

3) Hoe vaak heeft u in iedere maand van 2017 gevist met hokfuikeu?

Januari:.....

Juli:

Februari:

Augustus:

Maart:

September:

April:

Oktober:

Mei:

November:

Juni:

December:

3) Hoe vaak en met hoeveel hokfuikeu heeft u gemiddeld per jaar gevist in de volgende jaren:

Periode/Seizoen:

Scheepsnummer:

2015-2017:

.....
.....

2010-2015:

.....
.....

2005-2010:

.....
.....

4) Als u meer of minder hokfuiken bent gaan gebruiken, wat is de reden hiervan?

.....

.....

.....

.....

5) Na hoeveel dagen licht u de hokfuiken:.....dagen

6) In welke gebieden vist u?

.....

Bijvangst

Merk op: Alle onderstaande vragen hebben betrekking op de bijvangst van trekvissen in hokfuiken.

1) Ziet u wel eens trekvissen in uw hokfuiken? Zo ja, in welke maanden? (kruis in onderstaande tabel voor iedere soort de maanden aan dat u de vissoort heeft gevangen)

	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
Grote zalm >50 cm												
Tussen maat zalm 25-50 cm												
Kleine zalm <25 cm												
Zeeforel												
Rivierprik												
Zeeprik												
Houting												
Fint												
Elft												

2) Indien u vist in de nabijheid van sluizen of andere kunstwerken bij zoet-zout overgangen, vangt u meer trekvissen in de buurt (minder dan 500 m) van deze intrekpunten?

.....

.....

3) Zo ja, kunt u de soorten (zalm, zeeforel, rivierprik, zeeprik, houting, fint en elft) op volgorde van meest naar minst gevangen soort bij intrekpunten zetten?

- 1 (meest gevangen) 5
- 2 6
- 3 7 (minst gevangen).....
- 4

4) Heeft u de indruk dat het aantal trekvissen in de loop der jaren is veranderd? Zo ja wat is volgens u de oorzaak? (bv spuiregime, verandering visserij, verbetering trekmoegelijkheden etc):

.....

.....

.....

5) De tabel op de volgende pagina is bedoeld om een overzicht te verkrijgen van het aantal trekvissen dat u de afgelopen jaren heeft gevangen. Het is hierbij belangrijk een idee te krijgen van de orde van grootte. Kunt u daarom in de tabel aangeven of u geen enkele (0), enkele (1 tot 10), tientallen (10 tot 100), honderden (100 tot 500 of 500 tot 1000) of enkele duizenden (meer dan 1000) trekvissen heeft gevangen.

Vul de tabel op de volgende pagina in door per vissoort per periode een schatting te geven van het aantal gevangen vissen. Omcirkel de juiste aantallen. Het gaat om het aantal vissen per jaar. U heeft bijvoorbeeld in 2017 14 grote zalm gevangen terwijl u in de jaren 2015 en 2016 gemiddeld niet meer dan 10 grote zalm per jaar heeft gevangen. Dan vult u in:

VOORBEELD	2017	2015-2017
100 Grote Zalm >50 cm	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000

	2017	2015-2017	2010-2015	2005-2010
Grote zalm >50 cm	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000
Tussen maat zalm 25-50 cm	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000
Kleine zalm <25 cm	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000
Zeeforel	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000
Rivierprik	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000
Zeeprik	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000
Houting	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000
Fint	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000
Elft	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000	0 1 tot 10 10 tot 100 100 tot 500 500 tot 1000 Meer dan 1000

6) Bent u op de hoogte van de terugzetsplicht van trekvissen? (omcirkel het juiste antwoord)

Ja

Nee

7) Hoe groot schat u het percentage trekvis dat overleeft na terugzetting uit de hokfuik?

Zalm:.....

Zeeprik:.....

Zeeforel:.....

Houting:.....

Rivierprik:.....

Fint:.....

Elft:.....

8) Op een schaal van 1 tot 10, hoe goed denkt u onderscheid te kunnen maken tussen zalm en zeeforel?

.....

Opmerkingen

Hieronder is plaats voor alle overige opmerkingen die u kwijt wilt met betrekking tot dit onderzoek (Visserij-inspanning & bijvangst trekvissen):

Wageningen Marine Research
T: +31 (0)317 48 09 00
E: marine-research@wur.nl
www.wur.nl/marine-research

Wageningen Marine Research levert met kennis, onafhankelijk wetenschappelijk onderzoek en advies een wezenlijke bijdrage aan een duurzamer, zorgvuldiger beheer, gebruik en bescherming van de natuurlijke rijkdommen in zee-, kust- en zoetwatergebieden.

Bezoekers adres:

- Ankerpark 27 1781 AG Den Helder
- Korringaweg 7, 4401 NT Yerseke
- Haringkade 1, 1976 CP IJmuiden



Wageningen Marine Research is onderdeel van Wageningen University & Research. Wageningen University & Research is het samenwerkingsverband tussen Wageningen University en Stichting Wageningen Research en heeft als **missie**: 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'
