



Bestandsoverzicht van snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem en de evaluatie van potentiële oogstregels voor snoekbaars en baars

In het IJssel-/Markermeer 2020

Auteur(s): Tien N., Mosqueira Sanchez I., Brunel T., van der Hammen T., Molla Gazi K., van Donk S., Foekema E., de Leeuw J.

Wageningen University &
Research rapport C041/20

Bestandsoverzicht van snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem en de evaluatie van potentiële oogstregels voor snoekbaars en baars

In het IJssel-/Markermeer, 2020

Auteurs: Tien N., Mosqueira Sanchez I., Brunel T., van der Hammen T., Molla Gazi K., van Donk S., Foekema E., de Leeuw J.

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 onderzoekthema 'Naar natuurinclusief ondernemen' (projectnummer BO-43.18-100-283.00).

Wageningen Marine Research
IJmuiden, april 2020

VERTROUWELIJK Nee

Wageningen Marine Research rapport C041/20

Opdrachtgever: Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit
T.a.v.: Vincent van der Meij
Bezuidenhoutseweg 73
2594 AC Den Haag

BAS Code: BO-43.18-100-283.00.

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/521087>.
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
vertegenwoordigd 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 V29 (2019)

Inhoud

Samenvatting	5
1 Inleiding	7
1.1 Beleidsdoelstelling	7
1.2 Vraag aan Wageningen Marine Research	8
1.3 Aanpak	8
1.3.1 Oogstregels	8
1.3.2 Bestandsoverzicht	8
2 Evaluatie van potentiële oogstregels	10
2.1 Oogstregels en MSE	10
2.2 Het IJsselmeer-MSE-model	11
2.2.1 Predatie door vogels en vis	11
2.2.2 Beheersbesluiten in het model	11
2.2.3 Prestatie-indicatoren	12
2.2.4 Drie types oogstregels	12
2.2.5 Waardebepaling per type oogstregel	13
2.3 Snoekbaars	13
2.4 Baars	17
2.5 Overige uitkomsten	23
2.5.1 Maaswijdte	23
2.5.2 De waarde van informatie	23
2.6 Discussie	23
2.6.1 Aanbevelingen qua oogstregels	24
3 Bestandsontwikkeling tot nu toe	26
3.1 Baars	26
3.1.1 Ontwikkelingen in het bestand	26
3.1.2 Ontwikkelingen in de commerciële vangsten	28
3.2 Snoekbaars	29
3.2.1 Ontwikkelingen in het bestand	29
3.2.2 Ontwikkelingen in de commerciële vangsten	31
3.3 Blankvoorn	33
3.3.1 Ontwikkelingen in het bestand	33
3.3.2 Ontwikkelingen in de commerciële vangsten	34
3.4 Brasem	36
3.4.1 Ontwikkelingen in het bestand	36
3.4.2 Ontwikkelingen in de commerciële vangsten	37
3.5 Conclusies	39
3.5.1 Ontwikkelingen vanaf 1992	39
3.5.2 Ontwikkelingen sinds het nieuwe beheer (2014)	39
4 Kwaliteitsborging	41
Literatuur	42
Verantwoording	45
Bijlage 1 Beschikbare gegevens	46

Bijlage 2 Opwerking surveygegevens	48
Bijlage 3 Opwerking visserijgegevens	51
Bijlage 4 Opwerking ecologische gegevens	56
(a) Vogelpredatie	56
(b) Voedselreservering voor Natura2000	59
(c) Vispredatie	60
(d) Draagkracht	61
Bijlage 5 Evaluation of candidate management procedures for the IJsselmeer stocks of perch and pikeperch.	63
5.1 Introduction	63
5.2 Management objectives	64
5.3 Operating models	65
5.3.1 Data	65
5.3.2 Simulator	66
5.3.3 Base case	68
5.4 Management procedures	73
5.4.1 Data collection	74
5.4.2 Status indicators	74
5.4.3 Harvest Control Rules (HCR)	75
5.4.4 Implementation of the management advice	77
5.5 Tuning	77
5.5.1 Performance indicators	77
5.6 Comparison of MP performance	78
5.6.1 Pikeperch	79
5.6.2 Perch	87
5.7 Changes in mesh size	93
5.8 Value of information	95
5.9 Discussion	97
Bijlage 6 Methodiek bestandsontwikkelingen	100
Ontwikkelingen in het bestand	100
Ontwikkelingen in de commerciële vangsten	102
Bijlage 7 Betrouwbaarheidsintervallen van de relatie tussen het vangstsucces van de verhoogde boomkor en grote kuil	103

Samenvatting

Het beheer van de visserij op snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem in het IJssel-/Markermeer is in visseizoen 2014/2015 aangepast als eerste stap richting verduurzaming van deze visserij. De aanpassing bestond toen hoofdzakelijk uit verminderde toegestane inspanning in de visserij met staande netten en zegens, om verdere achteruitgang in de bestanden een halt toe te roepen. Het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit werkt aan een verdere verduurzaming van de visserij op deze bestanden. In 2019 is in het Bestuurlijk Overleg een drietal beheerdoelstellingen opgesteld, die gehaald dienen te worden in 2027: (1) de hoogst mogelijke commerciële vangsten die duurzaam opgevoerd kunnen worden, waarbij wel (2) meer grote vis in het bestand aanwezig moet zijn, zoals gevraagd vanuit de Kaderrichtlijn Water en (3) voedselreservering moet plaatsvinden voor het potentieel aan vogels, zoals omschreven in de Natura2000-doelstellingen. Voor deze beheerdoelstellingen zijn oogstregels ontwikkeld voor snoekbaars en baars. Ook worden de ontwikkelingen in de vier bestanden gepresenteerd, met als belangrijkste vraag: zijn sinds het aangepaste beheer in visseizoen 2014/2015 verbeteringen in het bestand te zien, in zowel de bestands grootte als de bestandsopbouw?

De evaluatie van potentiële oogstregels

Oogstregels zijn een set vaste regels, die bedoeld zijn om te bepalen wat de toegestane hoeveelheid vangst van de visserij is. Deze worden van tevoren afgesproken door alle betrokken partijen, zodat niet van jaar op jaar onderhandeld hoeft te worden over de beheeraanpassingen. Er zijn verschillende oogstregels mogelijk. Om het effect van verschillende oogstregels met elkaar te kunnen vergelijken, worden ze toegepast op een nagebootst visbestand. Hierbij wordt met een computermodel zo nauwkeurig mogelijk het bestand van het IJssel-/Markermeer nagebootst. Vervolgens wordt het effect van potentiële oogstregels op de toekomstige ontwikkeling van dit nagebootste bestand uiteengezet. Het doel is oogstregels te identificeren die de beheerdoelstellingen halen, rekening houdend met de inherente natuurlijke variatie in een bestand, en met de onzekerheid in onze kennis van een systeem.

Er zijn drie types oogstregels onderzocht, waarvan twee op informatie uit de commerciële vangstsamenstelling zijn gebaseerd en één op informatie uit de surveyvangsten. Voor deze drie types oogstregels zijn twee strategieën onderzocht: de oogstregel dient in de eerste plaats (a) tot maximale duurzame vangsten te leiden ("MSY-strategie"), of (b) te zorgen dat het bestand beheerd wordt volgens het voorzorgsprincipe, met een biomassa-omvang die hoog genoeg is om een lage kans op schade aan het bestand te waarborgen ("Blim-strategie"). In totaal zijn dus zes oogstregels geëvalueerd.

Voor snoekbaars waren duidelijke verschillen in de resultaten, tussen deze twee strategieën: er zal bij het uitkiezen van een oogstregel een scherpe keuze gemaakt moeten worden tussen een strategie gericht op zo hoog mogelijke, duurzame vangsten, of een strategie gericht op de bescherming van het snoekbaarsbestand en het beschikbare voedsel voor vogels (zoals gevraagd vanuit de Natura2000-wetgeving). Voor baars is de keuze minder scherp: binnen de Blim-strategie is een oogstregel beschikbaar die tot relatief hoge vangsten leidt, terwijl het baarsbestand alsnog goed beschermd wordt. Als de nadruk ligt op een oogstregel voor baars die leidt tot de best mogelijke bescherming van het voedsel voor vogels, presteren de andere twee oogstregels volgens de Blim-strategie echter iets beter. Voor beide visbestanden geldt dat het effect op de lengtesamenstelling van het bestand (zoals gevraagd vanuit de KRW-wetgeving) maar kleine verschillen laat zien tussen alle oogstregels, en dat deze verschillen door veel variatie zijn omgeven; tussen 2020 en 2027 zal de lengtesamenstelling weinig veranderen.

Het wordt aangeraden om over maximaal 5 jaar weer een evaluatie uit te voeren, zoals gebruikelijk is in visserijbeheer.

Bestands overzicht

Vanaf 1992 vertonen alle vier de bestanden negatieve ontwikkelingen in de omvang van het bestand en neemt het aandeel grote/oude vis af, tot in het laatste decennium. Voor alle bestanden lijkt ook te gelden dat bij hogere leeftijdsgroepen de afname eerder en/of sterker is geweest dan bij lagere

leeftijdsgroepen. Het paaibestand van baars neemt door de tijdreeks heen af, en fluctueert sinds 2011 op een relatief laag niveau, waarbij 2019 een van de slechtste jaren van de gehele tijdreeks is. De omvang van het paaibestand van snoekbaars vertoont geen sterke jaren meer in 2003-2017 en bereikt een dieptepunt in 2011-2014. Van blankvoorn neemt het paaibestand consistent en sterk af door de tijdreeks heen, met het dieptepunt in 2011-2016. Het dieptepunt wat betreft aanwas van 0-jarige blankvoorn ligt in 2017. Van brasem neemt het paaibestand zeer sterk en consistent af door de tijdreeks heen, met het dieptepunt in 2014-2015. Het dieptepunt wat betreft aanwas van 0-jarige brasem ligt in 2015.

Sinds het aangepaste beheer in visseizoen 2014/2015 laten alle vier bestanden geen achteruitgang zien ten opzichte van de jaren ervoor. De meest positieve ontwikkelingen zijn er voor snoekbaars: de paaibiomassa neemt consistent en sterk toe sinds 2015, waarbij in 2019 de hoogste paaibiomassa is aangetroffen sinds 2002. Alle snoekbaarsleeftijden, met uitzondering van de 0-jarigen, nemen consistent toe in aantal/gewicht vanaf 2015. De aanwas van 0-jarige snoekbaars was in 2017 zeer hoog, wat heeft geleid tot hoge paaibiomassa (en hoge commerciële vangsten) in 2018 en 2019. De aanwas is in de andere jaren sinds 2015 echter relatief laag (ten opzichte van de aanwas in de rest van de tijdreeks) en de snoekbaarzen geboren in 2019 zijn relatief klein gebleven. Baars toont geen tekenen van verbetering: in 2019 is de laagste hoeveelheid grotere vis (>12 cm) aangetroffen sinds het begin van de tijdserie. Ook is het paaibestand van baars drie jaar op een rij (2017-2019) afgenomen en is de aanwas in 2019 slecht. Van blankvoorn is de paaibestandsomvang consistent achteruitgegaan tot en met 2016, maar deze lijkt in 2017-2019 iets te herstellen. Er zijn geen jaren met sterke aanwas van 0-jarige blankvoorn sinds 2015 en de aanwas in 2017 is zelfs zeer slecht. Voor brasem zijn helemaal geen positieve ontwikkelingen te zien: zowel het juveniele als het paaibestand zijn niet toegenomen sinds 2015. De aanwas van 0-jarige brasem is in 2017-2019 relatief laag.

Samengevat is de verdere achteruitgang van de vier bestanden sinds 2015 weliswaar een halt toegeroepen, maar zijn er geen consistente signalen voor verbeteringen. Wat betreft baars en brasem zijn er in de surveygegevens helemaal geen signalen aangetroffen die duiden op verbeteringen. Het paaibestand van blankvoorn lijkt in 2017-2019 wel een beetje te herstellen ten opzichte van de zes zeer slechte jaren ervoor, maar er is relatief weinig nieuwe aanwas sinds 2015. Alleen voor snoekbaars is de situatie duidelijk positief; het paaibestand neemt consistent en sterk toe sinds 2015 en deze toename betreft meerdere leeftijdscategorieën. De grootste toename in het snoekbaarspaaibestand is veroorzaakt door de zeer hoge nieuwe aanwas in 2017; dit heeft geleid tot veel paaibiomassa (en commerciële vangsten) in 2018 en 2019. Echter, aangezien de aanwas in 2018 en 2019 weer laag was en de nieuwe aanwas van 2019 slecht is gegroeid, is de verwachting dat het snoekbaarsbestand in 2020 weer afneemt.

1 Inleiding

1.1 Beleidsdoelstelling

Het project dat ten grondslag ligt aan dit rapport is gericht op het beheer van de visserij op vier vissoorten in het IJsselmeer en Markermeer; snoekbaars (*Sander lucioperca*), baars (*Perca fluviatilis*), blankvoorn (*Rutilus rutilus*) en brasem (*Abramis brama*). Het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) is in het kader van de Visserijwet 1963 verantwoordelijk voor duurzame visserij.

De belangrijkste visserijen op deze bestanden zijn de visserijen met staande netten en zegens. In visseizoen 2014/2015 is het beheer omtrent deze twee visserijen aangepast. Het ministerie van LNV heeft vanaf visseizoen 2014/2015 het volgende beheerplan geïmplementeerd: (a) de visserij met staande netten ('staandwantvisserij') is beperkt tot 15% van de beschikbare inzet (in merkjes) per visser, (b) zegenvisserij op het open water is beperkt tot 7 dagen per jaar per vergunning en het aan elkaar knopen van zegennetten is niet meer toegestaan, (c) zegenvisserij in de havens is niet meer toegestaan en (d) vissen met grote fuik met ruif op blankvoorn in de (voor aalvisserij) gesloten periode is niet meer toegestaan. De achterliggende beleidsdoelstelling was het voorkomen van verdere achteruitgang in de vier bestanden. Sinds visseizoen 2017/2018 is de beleidsdoelstelling zoals geformuleerd in het document 'Toekomstbeeld visstand IJsselmeer/Markermeer – synthesedocument' (bijlage bij brief van Ministerie van LNV aan Provincie Friesland, 23 januari 2017). Hierin wordt het gewenste toekomstbeeld geschetst op basis van de verplichtingen die volgen uit de Visserijwet en de EU Kaderrichtlijn Water. In het document wordt voorgesteld om:

"voor de vier commercieel beviste vissoorten een situatie na te streven waarbij binnen de geschetste termijn van ca. 15 jaar wordt toegewerkt naar een situatie waarbij sprake is van een evenwichtiger lengte-opbouw van de bestanden met meer grotere exemplaren en een groter aantal jaarklassen. Met de sturing hierop wordt tegelijk gerealiseerd dat wordt toegewerkt naar een toename van de (paai)bestanden en zal sprake zijn van een natuurlijker opbouw en samenstelling van de visstand. Hiermee wordt een stap gezet van de huidige behoudsdoelstellingen, naar een inzet gericht op een herstel van de situatie met een visstand met een omvang en samenstelling die past bij de draagkracht van het systeem."

Om bovenstaande te bereiken heeft het ministerie van LNV samen met de partijen van het Bestuurlijk Overleg een Actieplan opgesteld. Het hierin gedefinieerde eindbeeld is een duurzame visserij, waarbij de vangstcapaciteit in het IJsselmeer en Markermeer is afgestemd op de hoeveelheid verantwoord te onttrekken vis. Dit betekent dat op termijn visbestanden qua omvang, samenstelling en populatieopbouw passen bij de draagkracht van het ecosysteem (brief aan Tweede Kamer, vergaderjaar 2017–2018, 29 664, nr. 191).

Het eindbeeld zoals omschreven in het Actieplan is vertaald in een drietal beheerdoelstellingen, die gehaald dienen te worden in 2027:

1. de hoogst mogelijke commerciële vangsten die duurzaam opgevist kunnen worden ('maximale duurzame vangsten'), waarbij wel
2. meer grote vis in het bestand aanwezig moet zijn, zoals gevraagd vanuit de Kaderrichtlijn Water en
3. voedselreservering moet plaatsvinden voor de potentie aan vogels, zoals omschreven in de Natura2000-doelstellingen.

1.2 Vraag aan Wageningen Marine Research

Wageningen Marine Research (WMR) heeft opdracht gekregen van het ministerie van LNV om voor bovengenoemde beheerdoelstellingen potentiële oogstregels te ontwikkelen. Oogstregels zijn een set vaste regels, bedoeld om te bepalen wat de maximaal toegestane hoeveelheid vangst van de visserij in het komende jaar is. Met deze oogstregels dient de visserij via jaarlijkse regulering van de toegestane vangsten beheerd te kunnen worden, zodanig dat de beheerdoelstellingen in 2027 gehaald worden. Als het Bestuurlijk Overleg overeenstemming bereikt over de te volgen oogstregels, zullen deze in de toekomst gebruikt kunnen worden om jaarlijks visserijadviezen mee op te stellen.

In het Actieplan is afgesproken om in 2020 geen aanpassingen door te voeren in de hoeveelheid toegestane vangsten of inspanning per visser. Om die reden worden in 2020 ook geen visserijadviezen gevraagd aan WMR. Wel wil het ministerie van LNV de ontwikkeling van de vier bestanden nauwgezet volgen, om te kijken of de beoogde verbeteringen in de bestanden (zoals geformuleerd in de brief aan Provincie Friesland van 23 januari 2017) plaatsvinden. Daarom heeft het ministerie WMR gevraagd om een overzicht te geven van de bestanden en de visserij erop, tot en met 2019. Deze bestandsontwikkelingen zijn ook opgenomen in dit rapport.

1.3 Aanpak

In dit rapport worden ten eerste potentiële oogstregels gepresenteerd voor de visserij op snoekbaars en baars. Ten tweede wordt een overzicht gegeven van de bestandsontwikkelingen van snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem tot en met 2019. Deze twee onderdelen maken grotendeels gebruik van dezelfde informatiebronnen (surveys, logboeken, marktmonstering, etc.), maar de informatie wordt dus ingezet voor twee verschillende vragen: wat zijn potentievolle oogstregels voor goed beheer, en hoe gaat het tot nu toe met de bestanden?

1.3.1 Oogstregels

Om de beheerdoelstellingen te halen, zijn verschillende oogstregels mogelijk. Om het effect van verschillende oogstregels met elkaar te kunnen vergelijken, worden ze toegepast op een nagebootst visbestand. Hierbij wordt met een computermodel zo nauwkeurig mogelijk het bestand van het IJssel-/Markermeer nagebootst. Vervolgens wordt het effect van potentiële oogstregels op de toekomstige ontwikkeling van dit nagebootste bestand uiteengezet. Dit werk aan het snoekbaarsbestand en het baarsbestand wordt omschreven in hoofdstuk 2. (Het werk aan brasem en blankvoorn zal later in het jaar worden gepubliceerd, als toevoeging aan dit rapport.) De gebruikte methodiek wordt uitgelegd in bijlage 5, waarbij gebruik wordt gemaakt van de informatiebronnen zoals beschreven in bijlage 1, 2, 3 en 4.

1.3.2 Bestandsoverzicht

Een overzicht van de bestandsontwikkelingen sinds 1992 wordt gegeven per bestand. De nadruk ligt op de ontwikkeling sinds het aangepaste beheer in visseizoen 2014/2015. De onderzoeksvraag hierbij is *“Zijn sinds het aangepaste beheer in visseizoen 2014/2015 verbeteringen in het bestand te zien, in de bestands grootte en de bestandsopbouw?”*. Om de ontwikkelingen sinds het nieuwe beheer te evalueren worden de gegevens van 2015-2019 (i.e., de nieuwe beheersituatie) afgezet tegen de gegevens van de 2-3 jaren ervoor (i.e., de oude beheersituatie). De survey in 2014 wordt bij de oude beheersituatie genomen, omdat de survey is uitgevoerd in een periode (oktober-november) waarin de nieuwe beheersituatie nog (vrijwel) geen invloed heeft kunnen hebben op de visserijdruk op de vier bestanden (zie voetnoot in hoofdstuk 10.2 en bijlage 9 van Tien *et al.* 2015 voor de uitwerking per visserij en bestand). Daarnaast wordt de situatie in de laatste jaren vergeleken met de situatie vanaf 1992¹, om een indruk te krijgen van de potentie in het systeem, wat betreft ‘herstel van de situatie met een visstand met een omvang en samenstelling die past bij de draagkracht van het systeem’ (zie het toekomstbeeld van het ministerie, zoals hierboven beschreven). Hiermee kan onderzocht worden

¹ Vanaf de jaren 90 bevindt de potentiële maximale bestandsomvang (de draagkracht) zich waarschijnlijk op een ander, vrij stabiel, niveau, dan in de decennia ervoor. Zie bijlage 6.

hoe de bestanden zich ontwikkeld hebben binnen de jaren waarin de draagkracht van het systeem weinig veranderde. Deze overzichten worden gegeven per bestand, in hoofdstuk 3. De gebruikte methodiek wordt uitgelegd in bijlage 6, waarbij gebruik wordt gemaakt van de informatiebronnen zoals beschreven in bijlage 1, 2, 3 en 7.

2 Evaluatie van potentiële oogstregels

Een uitgebreide uitleg van de evaluatie is gegeven in bijlage 5 in het Engels. Hier volgt een samenvatting in het Nederlands.

2.1 Oogstregels en MSE

Het ministerie wil onderzoeken of het beheer van de visserij op de vier bestanden via oogstregels kan plaatsvinden. Oogstregels zijn een set vaste regels, die bedoeld zijn om te bepalen wat de toegestane hoeveelheid vangst van de visserij in het komende visseizoen zal zijn. Deze oogstregels worden van tevoren afgesproken door alle betrokken partijen, zodat niet van jaar op jaar onderhandeld hoeft te worden over de beheeraanpassingen.

Oogstregels zijn gebaseerd op de ontwikkeling in specifieke bestandseigenschappen. Een simpele oogstregel zou bijvoorbeeld zijn; 'als de surveyvangsten met 10% dalen, moeten de toegestane commerciële vangsten met 10% dalen'. Er is een veelvoud aan mogelijke oogstregels, bijvoorbeeld gebaseerd op alleen de surveyvangsten, of alleen de commerciële vangsten, of gebaseerd op een uitgebreid bestandsschattingmodel.

Om de functionaliteit van verschillende oogstregels te evalueren en onderling te vergelijken, worden ze toegepast op een middels een computermodel nagebootst visbestand (het 'operating model'). Hiermee wordt zo nauwkeurig mogelijk het bestand en de visserij van het IJssel-/Markermeer nagebootst, op basis van historische gegevens uit commerciële en surveyvangsten en biologische kennis van het systeem en de soorten. Vervolgens wordt het effect van potentiële oogstregels op de toekomstige ontwikkeling ('projecties') van dit nagebootste bestand uiteengezet: jaarlijks wordt de oogstregel toegepast op het nagebootste bestand en uit deze oogstregel volgt een toegestane vangst, die de maximale commerciële vangst van het daaropvolgende jaar voorstelt – waarna de cyclus weer herhaald wordt. Vervolgens wordt onderzocht wat het toekomstige effect van deze oogstregel is op 'prestatie-indicatoren'; bestandseigenschappen die samenhangen met de beheerdoelstellingen (zie hoofdstuk 1.1), zoals bijvoorbeeld het percentage grote vis in het bestand.

Deze manier van oogstregels evalueren heet *Management Strategy Evaluation* (MSE) en is de internationale standaard in visserijadvisering. Het doel is geschikte beheerstrategieën (in dit geval oogstregels) te identificeren die rekening houden met inherente natuurlijke variatie in een bestand, en met de onzekerheid in onze kennis van het systeem. In een MSE worden historische gegevens (bijvoorbeeld commerciële vangsten, survey, onttrekking door vis- en vogelpredatie) gebruikt, samen met informatie en aannames over de biologie van het bestand. Deze informatie wordt gebruikt om 10000 'potentiële' bestanden te modelleren, elk met hun respectievelijke populatie-dynamische eigenschappen, historische bestandsontwikkelingen en huidige bestandstatus. Het modelleren van deze verscheidenheid aan potentiële bestanden is de manier waarop de onzekerheid van onze perceptie van het bestand wordt gemodelleerd. Vervolgens wordt voor elk van deze potentiële bestanden de toekomst geprojecteerd. In de projecties wordt ook willekeurige variatie geïntroduceerd (i.e. onzekerheid over de toekomstige ontwikkelingen).

De rationale achter deze methodiek is het feit dat 1) we niet de absolute waarheid kennen over de huidige toestand van het systeem en 2) het onmogelijk is om de toekomstige natuurlijke veranderingen te kennen. Daarom moeten we in de evaluatie van potentiële beheerstrategieën rekening houden met die onzekerheden.

De uitwerking van oogstregels op verschillende bestandseigenschappen kan verschillen: zo kan de ene oogstregel een positiever effect hebben op eigenschap X maar de andere oogstregel een positiever effect op eigenschap Y. Het is aan het ministerie en de betrokken partijen om te bepalen welke oogstregel daarbij de voorkeur heeft. Daarom wordt de uitwerking van meerdere oogstregels gepresenteerd.

2.2 Het IJsselmeer-MSE-model

Er worden dus twee MSE-modellen opgezet; voor snoekbaars en baars apart. Hierin wordt zo nauwkeurig mogelijk het bestand van het IJssel-/Markermeer nagebootst, op basis van de monitorings- en vangstgegevens van deze meren en biologische kennis². Hier worden de belangrijkste eigenschappen van de IJsselmeer-MSE-modellen beschreven. In bijlage 5 wordt het hele model besproken.

2.2.1 Predatie door vogels en vis

In de meeste MSE's wordt sterfte door andere oorzaken dan visserij ('natuurlijke sterfte') samengenomen als één bron, omdat er een gebrek is aan goede gegevens over de verschillende bronnen van natuurlijke sterfte. Echter, voor de IJsselmeer-bestanden is gevraagd sterfte door vogelpredatie expliciet mee te nemen, en waar nodig ook de invloed van sterfte door vispredatie mee te nemen. Vogelpredatie kan expliciet worden meegenomen omdat absolute jaarlijkse schattingen van de hoeveelheid aanwezige vogels en van de visonttrekking per visleeftijd door deze vogels beschikbaar zijn (zie bijlage 4).

Voor predatie door vis zijn alleen relatieve tijdreeksen beschikbaar. Hiermee kan in het model de dynamiek in natuurlijke sterfte (alle sterfte uitgezonderd visserij- en vogelonttrekking) door de jaren heen geschaald worden. Bij snoekbaars heeft deze dynamiek in overige sterfte een beduidende invloed op de ontwikkelingen in het gesimuleerde bestand en wordt deze meegenomen (zie bijlage 5 voor meer details). Voor baars wordt de natuurlijke sterfte daarentegen zo sterk gedomineerd door vogelpredatie dat predatie door roofvis niet beduidend bijdraagt en niet is meegenomen in het schalen van de overige sterfte.

2.2.2 Beheersbesluiten in het model

Een aantal belangrijke eigenschappen van dit model betreft beslissingen die gemaakt dienen te worden door het beheer:

- Oogstregels worden in dit rapport alleen gepresenteerd als ze voldoen aan een van twee voorwaarden
 - a) gemiddeld leidt de toegepaste regel tot een visserij met maximale duurzame vangsten; dit betekent dat 50% van de projecties leidt tot een visserijdruk die lager of gelijk is aan F_{MSY} en 50% hoger (de mediane visserijdruk is dus gelijk aan F_{MSY}).
 - b) beheer vanuit het voorzorgsprincipe: in 95% van de projecties blijft het bestand in de toekomst boven een kritieke grens, B_{lim} genaamd³.

Deze kanswaardes (50% en 95%) zijn beheersbeslissingen. Hierbij is gekozen voor waardes die standaard worden gekozen in visserijbeheer.

- De aanpassingen in de toegestane vangst zijn *na het eerste jaar* nooit groter dan 20% meer of 20% minder dan het jaar ervoor. Dit is dezelfde restrictie die in de eerdere adviezen sinds de beheeraanpassing in 2014 is toegepast ('change cap'). In het eerste jaar is dus wel een hogere vangstaanpassing mogelijk. Deze toepassing van een change cap is een beheersbeslissing en is bedoeld om de vissers zo veel mogelijk stabiliteit in de bedrijfsvoering te geven.
- Er worden als beheerstrategieën alleen oogstregels getest: aanpassingen in de toegestane vangsten. Er heeft geen evaluatie van beheer via inspanning plaatsgevonden. In het verleden (bijvoorbeeld Tien et al. 2013 en 2017) zijn ook inspanningsadviezen opgesteld, op basis van vangstadvisen (de strengste van alle vier bestanden) en een correctie voor de hoeveelheid onbenutte inspanning. NB Er is wel op verzoek een technische beheersmaatregel onderzocht:

² NB: Een model is een versimpeling van het daadwerkelijke bestand: geen enkel rekenkundig model beschrijft de hele werkelijkheid en het is afhankelijk van de beschikbare kwantitatieve informatie en van de onderzoeksvraag hoe gedetailleerd een model gemaakt wordt. Het model van snoekbaars en baars probeert de belangrijkste bestandsdynamica te vangen, met als doel het vergelijken van de uitwerking van verschillende oogstregels.

³ Beheer volgens het voorzorgsprincipe is niet expliciet als beheerdoelstelling voor dit systeem geformuleerd, maar is wel een gebruikelijke randvoorwaarde voor duurzaam visserijbeheer. "Blim" wordt beschouwd als de hoeveelheid paabiomassa, waar het bestand met grote kans boven moet blijven, om te voorkomen dat de rekruteringsdruk laag wordt om het bestand in stand te houden.

wat is het effect van verhoging van de minimale maaswijdte? Zie bijlage 5 en hoofdstuk 2.5.1.

2.2.3 Prestatie-indicatoren

Om het effect van elke oogstregel op de drie beheerdoelstellingen (zie hoofdstuk 1.1) te schatten, wordt gebruik gemaakt van vijf prestatie-indicatoren. Deze prestatie-indicatoren hebben betrekking op bescherming van het bestand, de opbrengst van de visserij en het ecosysteem.

1. **B/B_{Lim}**: De biomassa-omvang van het bestand wordt vergeleken met het limietreferentiepunt B_{lim} . B_{lim} is een geschatte ondergrens voor de paaibiomassa, waar het bestand boven moet blijven om te voorkomen dat het bestand kan instorten door te lage rekrutering.
2. **Mean(C)**: Gemiddelde vangst van de visserij
3. **BWML**: biomassa-gewogen gemiddelde lengte in het bestand. Deze indicator geeft informatie over de veranderingen in de lengte/leeftijd-structuur.
4. **F/F_{MSY}**: De visserijsterfte wordt vergeleken met de visserijsterfte waarbij maximale duurzame vangsten behaald worden (MSY).
5. **BVB**: Vogel-kwetsbare biomassa ('bird vulnerable biomass'). De visbiomassa die beschikbaar is per visleeftijdsklasse per vogelsoort is gesommeerd. Deze wordt afgezet tegen de beschikbare visbiomassa in 2017; het beste jaar in de recente geschiedenis wat betreft het behalen van de Natura2000-doelaantallen voor vogels en hier een referentiewaarde (zie bijlage 4).

Voor de Natura2000-wetgeving is dus de prestatie-indicator "BVB" opgesteld: deze indicator is representatief voor de visbiomassa die beschikbaar is als voedsel voor vogels. Voor de KRW-wetgeving is de prestatie-indicator "BWML" opgesteld: dit is dezelfde indicator voor lengtesamenstelling als in de KRW-deelmaatlat voor snoekbaars.

De prestatie-indicator B/B_{lim} is gericht op de bescherming van het visbestand zelf en geeft een beeld van hoe de biomassa-omvang van het bestand zich ontwikkeld. De prestatie-indicatoren "mean(C)" en "F/F_{MSY}" zijn gericht op de visserij.

2.2.4 Drie types oogstregels

In de MSE worden drie types oogstregels getest (tabel 2.1). Deze kandidaat-oogstregels zijn een selectie van het beschikbare gereedschap. De oogstregels zijn gekozen om optimaal gebruik te maken van de beschikbare gegevensbronnen en alle drie types zijn beproefd en toegepast in visserijbeheer van commerciële bestanden in Europese en transcontinentale wateren.

De oogstregeltypen "lbspr" en "mlc" gebruiken informatie uit de marktmonsterring, namelijk de lengtesamenstelling van de vangsten. De lbspr-oogstregel gebruikt deze lengtesamenstelling van de vangst, samen met informatie over de biologie van het bestand, om in te schatten in hoeverre de reproductieve capaciteit van het bestand afstaat van een niet-bevist bestand. De mlc-oogstregel gebruikt de gemiddelde lengte in de vangsten als indicator voor in hoeverre de lengtestructuur van het bestand afstaat van die van een niet-bevist bestand. Het laatste type oogstregel, "cpue", is gebaseerd op het vangstsucces van geselecteerde leeftijdsgroepen in de survey en hoe dit verandert door de jaren heen. Voor een uitgebreide uitleg van elke oogstregel/statusindicator, zie bijlage 5 (5.4.2 en 5.4.3).

Alle drie types oogstregels zijn gebaseerd op gegevensarme statusindicatoren. Deze gegevensarme indicatoren zijn gevoelig voor de kwaliteit van de informatiebron. Als de kwaliteit van de informatiebron laag is, wordt dit in de evaluatie opgevangen door de onzekerheid omtrent de gegevens uit deze informatiebron te vergroten. Dit zal vervolgens leiden tot meer voorzorg en dus lagere toegestane exploitatie door de visserij, om zodoende de overleving van het bestand en het behalen van de beheerdoelstellingen te waarborgen. De bruikbaarheid van dit type indicator als beheergereedschap is goed, zolang de kwaliteit van het signaal niet verslechtert in de toekomst⁴.

⁴ Ter vergelijking; gegevensrijke indicatoren, gebaseerd op complexe bestandschattingsmodellen, integreren meerdere informatiebronnen, op een statistisch-getoetste manier. Dit verkleint de onzekerheid, en vereist dus minder voorzorg in het beheer. Voor dit type complexe indicatoren mist momenteel voornamelijk een voldoende lange tijdreeks van de marktmonsterring.

Tabel 2.1 De drie types oogstregels die getest worden in de MSE; LBSPR ('length based spawning potential ratio), MLC ('mean length in catches') en CPUE ('catch per unit effort').

Naam oogstregel	LBSPR	MLC	CPUE
Benodigde informatie	Lengtesamenstelling van de vangsten (marktmonstering)	Lengtesamenstelling van de vangsten (marktmonstering)	Vangstsucces leeftijdsklassen in survey
Oogstregel: Toegestane vangst is afhankelijk van ..	Paai potentie ratio	Gemiddelde lengte in vangsten	Helling en waarde van geselecteerde leeftijden biomassa in survey
Meer informatie in bijlage 5	5.4.2.1 en 5.4.3.1	5.4.2.3 en 5.4.3.3	5.4.2.2 en 5.4.3.2

2.2.5 Waardebepaling per type oogstregel

De drie bovenstaande types oogstregels moeten worden gekwantificeerd; bij welke waarden van de statusindicator verandert de toegestane vangst op welke manier? Voor deze kwantificering ('tuning') moet een specifiek doel worden gedefinieerd in het model: welke waarde moet één van de prestatie-indicatoren behaald hebben in 2027? Daarmee kan de oogstregel gekwantificeerd worden, en vervolgens het effect van deze oogstregel op alle andere prestatie-indicatoren berekend worden.

Er zijn twee strategieën uitgewerkt:

1. **Blim-strategie:** Het bestand moet in 95% van de projecties boven de ondergrens van B_{lim} blijven. Dit is een strategie gericht op beheer volgens het voorzorgprincipe, zoals gedefinieerd in hoofdstuk 2.2.2.
2. **FMSY-strategie:** Het bestand moet gemiddeld bevestigd worden op F_{MSY} -niveau⁵. Dit is een strategie gericht op optimale exploitatie van het bestand.

Samengevat worden er dus zes oogstregels getest: drie types, alle drie uitgewerkt voor 2 strategieën. Dit levert dus voor de MSY-strategie de oogstregels $cpue_{MSY}$, $lbspr_{MSY}$ en mlc_{MSY} op, en voor de Blim-strategie de oogstregels $cpue_{Blim}$, $lbspr_{Blim}$ en mlc_{Blim} . Van deze zes oogstregels wordt het effect op de vijf prestatie-indicatoren gepresenteerd. In de bijlage worden meer resultaten getoond.

2.3 Snoekbaars

De grootste impact op de uitwerking van een oogstregel is de strategie die gekozen wordt om de waardebepaling van de oogstregel mee te regelen ('tunen'). Als de Blim-strategie wordt gevolgd, betekent dit lagere vangsten ("mean(C)", figuur 2.1). Als de MSY-strategie wordt gevolgd, zijn de risico's voor het behoud van het bestand groter dan beheersmatig gewenst (de " B/B_{lim} "-waarde is lager dan de grenswaarde in meer dan 5% van de gevallen, figuur 2.1 en 2.3).

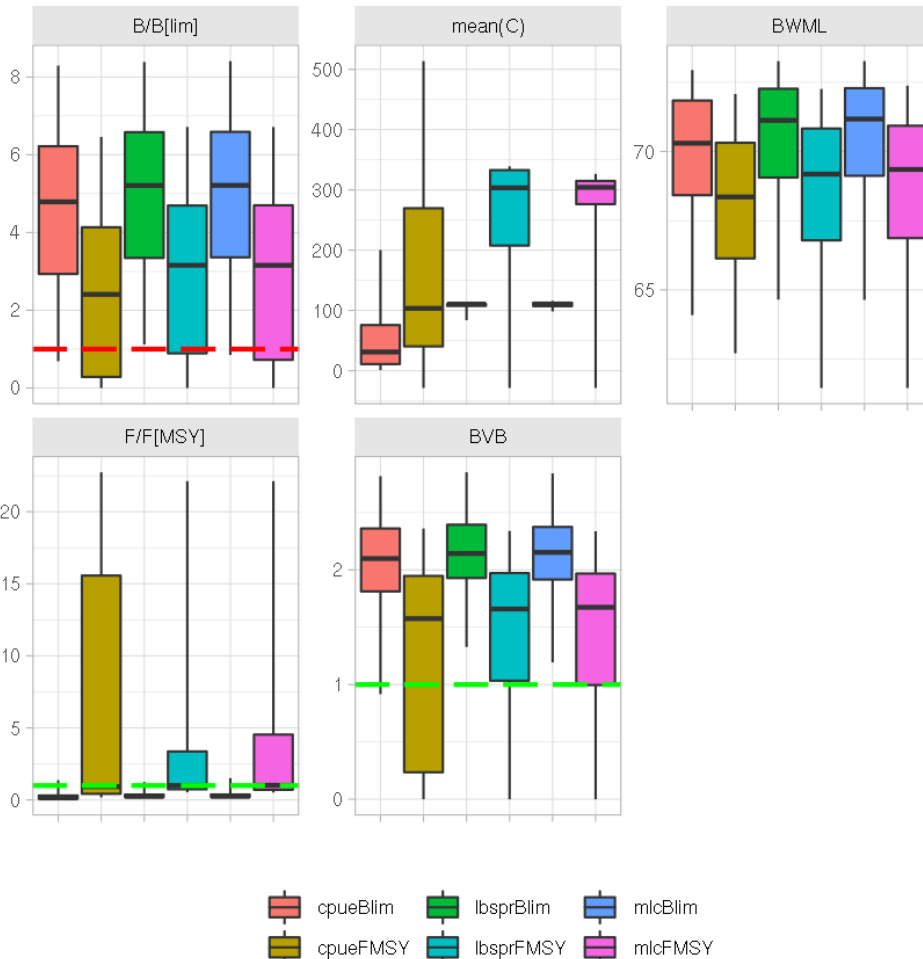
Voor de oogstregels met MSY-strategie bereikt het bestand (zoals verwacht) de gewenste visserijsterfte (de mediaan " F/F_{MSY} "-waarde is 1, figuur 2.1 en 2.2). Echter, de kans op jaren met hogere visserijsterfte ($F/F_{MSY} > 1$) is dan wel erg groot (figuur 2.2). Ook bestaat grote variatie in verwachte vangsten (figuur B.5.15 in bijlage 5). Als de B_{lim} -strategie wordt gevolgd, leidt dit weliswaar tot gemiddeld lagere vangsten, maar wel veel constantere vangsten (figuur 2.1).

De verschillen in de gemiddelde lengte in het bestand ("BWML") zijn zeer klein tussen de zes oogstregels (figuur 2.1). Dit is zoals verwacht, omdat er zo weinig jaren zijn waarop beheer kan worden uitgevoerd (2020-2027), dat de vissen niet de kans hebben gekregen tot hun maximale leeftijd door te leven. Het beheer kan, op deze termijn, dus niet volledig doorwerken zoals gewenst. De opbouw van biomassa van oudere (grotere) vissen heeft waarschijnlijk meer tijd nodig - plus wellicht aanvullende maatregelen om specifiek visserij op grotere individuen te beperken.

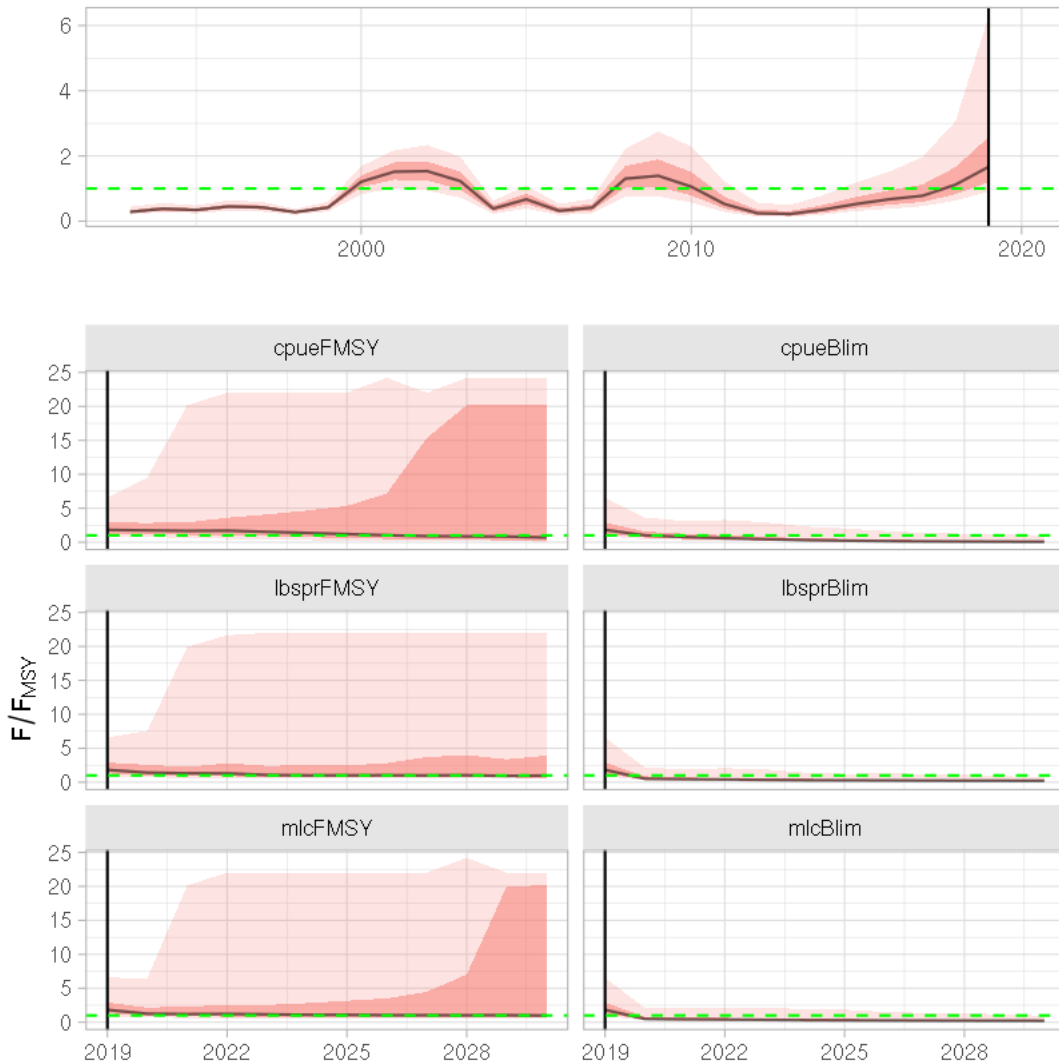
De beschikbaarheid van vis als voedsel voor vogels is wel weer sterk afhankelijk van de gekozen strategie: als de Blim-strategie wordt gekozen komt er meer beschikbare biomassa dan in het

⁵ De mediaan van de projecties ligt op F_{MSY} -niveau; zie hoofdstuk 2.2.2

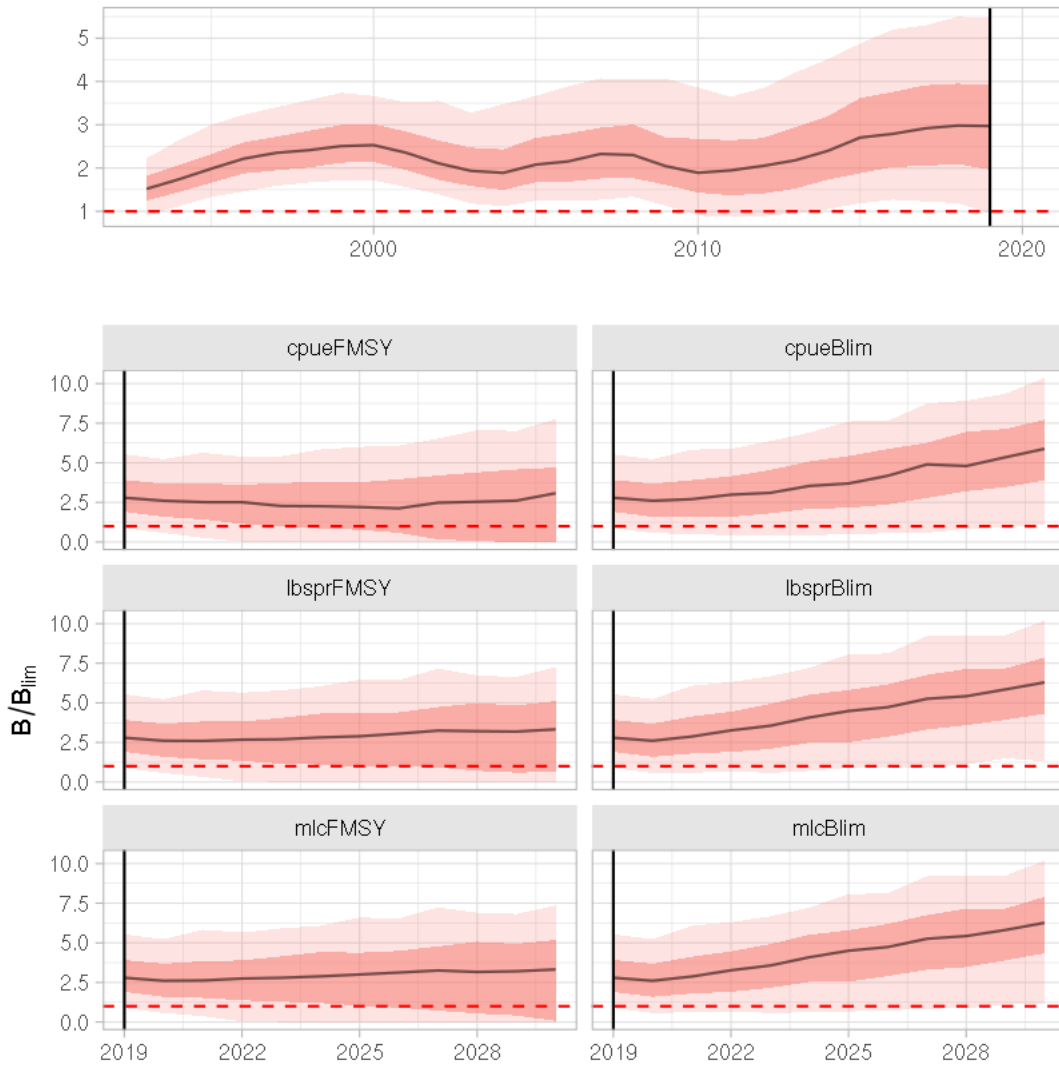
referentiejaar 2017 (figuur 2.4), als de MSY-strategie wordt gekozen ligt de hoeveelheid dichter in de buurt van de situatie in 2017. Hierbij moet in gedachte worden gehouden dat in het model de uitwerking van de oogstregels op de biomassa aan kleine (eetbare) vis afhankelijk is van de rekruteringsdynamiek. Rekrutering is in werkelijkheid zeer variabel, maar in het model worden gemiddelde waarden aangehouden voor de projecties (zie bijlage 5). Relatief sterke of zwakke rekruteringsjaren in de toekomst zullen waarschijnlijk een groot (en voor nu onbekend) effect hebben op de beschikbaarheid van eetbare snoekbaarzen.



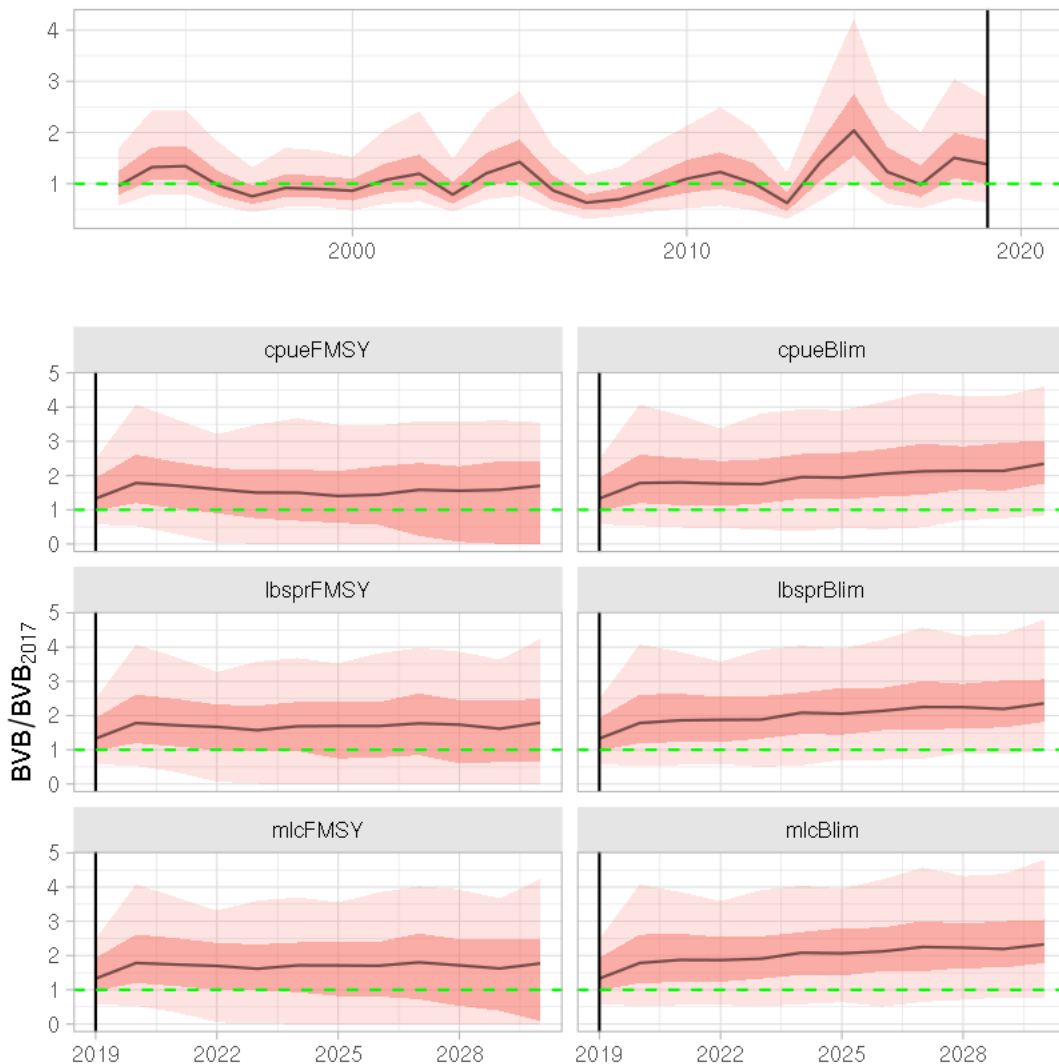
Figuur 2.1 Boxplots van de prestatie van de zes oogstregels op het gesimuleerde snoekbaarsbestand, berekend over de periode 2026-2028. Zwarte dikke lijn = de mediane waarde van 500 simulaties, rechthoek = waar 50% van de simulaties binnen valt (de 25% en 75% percentiel), verticale zwarte lijnen = waar 90% van de simulaties binnen valt (de 5% en 95% percentiel). Voor "B/Blim", "F/F_{MSY}" en "BVB" is een referentiewaarde geformuleerd (de stippellijn): "B/Blim" en "BVB" horen minimaal even groot te zijn als deze referentiewaarde, de mediaan van "F/F_{MSY}" hoort even groot te zijn als de referentiewaarde. Zie hoofdstuk 2.2.4 en 2.2.5 voor uitleg van de zes oogstregels.



Figuur 2.2 Tijdserie van de prestatie-indicator F/F_{MSY} , voor de historische periode (boven) en de projecties in de toekomst (2019-2030), voor alle zes kandidaat-oogstregels zoals toegepast op het gesimuleerde snoekbaarsbestand (beneden). Zwarte lijn = de mediane waarde van 500 simulaties, roze gebied = waar 50% (donkerroze) en 90% (lichtroze) van de simulaties binnen valt. Bij waarden van 1 (groene stippellijn) wordt het bestand maximaal duurzaam bevestigd, bij hogere waarden wordt het bestand te zwaar bevestigd voor optimale exploitatie, bij waarden lager dan 1 wordt het bestand te weinig bevestigd voor optimale exploitatie. Zie hoofdstuk 2.2.4 en 2.2.5 voor uitleg van de zes oogstregels.



Figuur 2.3 Tijdserie van de prestatie-indicator B/B_{lim} , voor de historische periode (boven) en de projecties in de toekomst (2019-2030), voor alle zes kandidaat-oogstregels zoals toegepast op het gesimuleerde snoekbaarsbestand (beneden). Zwarte lijn = de mediane waarde van 500 simulaties, roze gebied = waar 50% (donkerroze) en 90% (lichtroze) van de simulaties binnen vallen. Rode stippellijn: $B/B_{lim}=1$. Bij waardes lager dan 1 wordt het bestand niet bevestigd volgens het voorzorgprincipe. Zie hoofdstuk 2.2.4 en 2.2.5 voor uitleg van de zes oogstregels.



Figuur 2.4 Tijdsree van de beschikbare visbiomassa voor vogels, in relatie tot het referentiejaar 2017 (groene stippellijn), voor de historische periode (boven) en de projecties in de toekomst (2019-2030), voor alle kandidaat-oogstregels zoals toegepast op het gesimuleerde snoekbaarsbestand (beneden). Zwarte lijn = de mediane waarde van 500 simulaties, roze gebied = waar 50% (donkerroze) en 90% (lichtroze) van de simulaties binnen vallen. Groene stippellijn: $BVB/BVB_{2017}=1$. Zie hoofdstuk 2.2.4 en 2.2.5 voor uitleg van de zes oogstregels.

2.4 Baars

Oogstregels gedefinieerd via de MSY-strategie zijn minder streng voor de visserij dan oogstregels gedefinieerd via de Blim-strategie; zo zijn de vangsten ('mean(C)') continu hoger (bij de oogstregel lbsprFMSY; figuur 2.5 voor de situatie in 2027 en figuur B.5.24 in Bijlage 5 voor het verloop door de tijd), of bereiken ze hogere vangsten in 2027 (bij de oogstregels cpueFMSY en mlcFMSY; figuur 2.5). Echter, in alle oogstregels via de MSY-strategie komt het bestand in meer dan 5% van de projecties in de gevarenzone terecht wat betreft de bescherming van het bestand (" B/B_{lim} ", figuur 2.5); het bestand wordt dus niet volgens het voorzorgsprincipe beheerd. Daarentegen leiden de oogstregels gedefinieerd via de Blim-strategie allemaal wel tot beheer volgens het voorzorgsprincipe.

Hogere vangsten (" $mean(C)$ ") worden dus in het algemeen verkregen met de drie oogstregels via de MSY-strategie, maar ook de MLC-oogstregel via de Blim-strategie (mlcBlim) leidt tot hoge vangsten. Deze vier oogstregels leiden tot een visserijsterfte die in de buurt van F_{MSY} ligt - maar wel met grote variabiliteit om de mediaan (figuur 2.5). Echter, deze vier oogstregels leiden ook tot lage beschikbare biomassa voor de vogels (" BVB "); in slechts 35% van de projecties wordt de benodigde

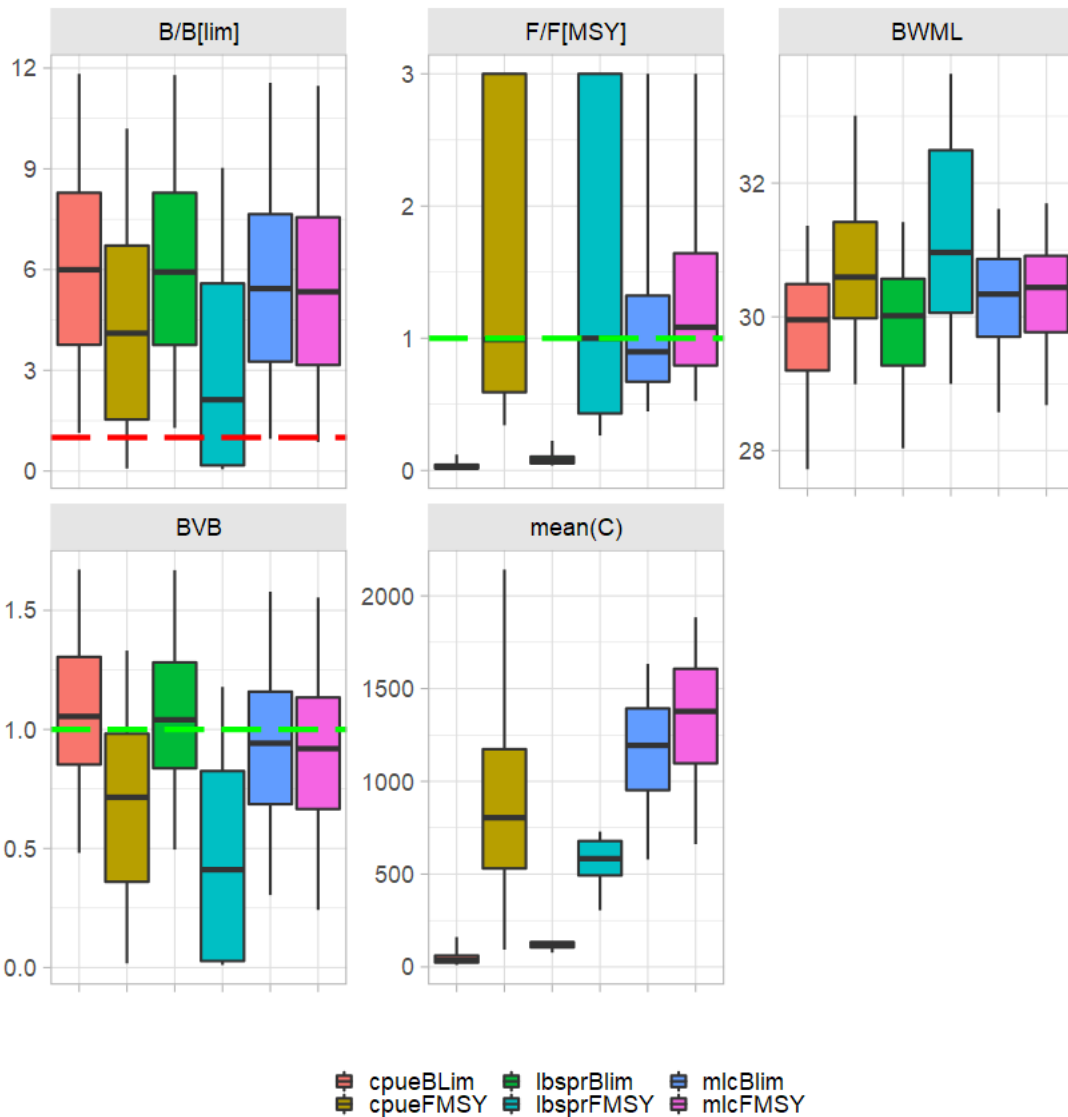
hoeveelheid biomassa voor vogels gehaald (figuur 2.5). Verschillen in de uiteindelijke gemiddelde lengte ("BWML") zijn klein tussen deze vier oogstregels (minder dan 1 cm) en met hoge variabiliteit (figuur 2.5).

De twee resterende oogstregels die via de Blim-strategie zijn gedefinieerd ("cpueBlim" en "lbsprBlim") leiden tot lagere vangsten ("mean(C)") en een visserijsterfte die lager is dan optimaal ("F/F_{MSY}"). Ze leiden wel tot stabielere vangsten (minder variatie in "mean(C)" in figuur 2.5), en deze vangsten zijn alsnog grofweg gelijk aan de huidige vangsten (figuur B.5.24 in Bijlage 5). De gemiddelde lengte ("BWML") is iets lager, maar wel weer met hoge variabiliteit. Het meest positieve effect van deze twee oogstregels is dat de beschikbare biomassa voor de vogels ("BVB") veel vaker de benodigde hoeveelheid bereikt.

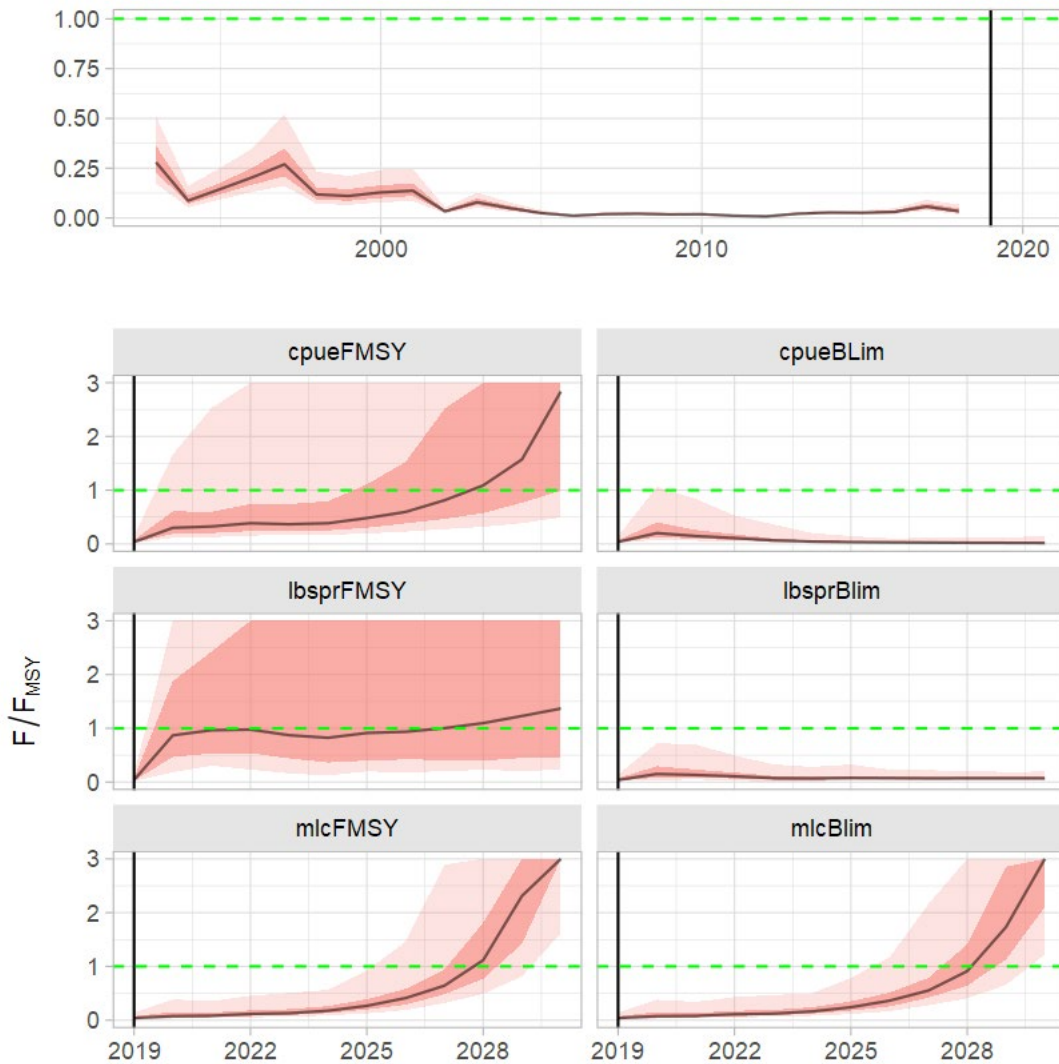
Om de verschillen tussen de oogstregels te helpen begrijpen, is het nuttig om de ontwikkeling van het gesimuleerde bestand te bekijken. Het baarsbestand wordt momenteel veel minder sterk bevestigd dan maximaal (op F_{MSY}) mogelijk is (figuur 2.6). Als de oogstregels vervolgens worden ingesteld op het behalen van F_{MSY}, dan betekent dat dus een sterke verhoging in vangsten. Het betekent ook een ongewenste grote kans om onder B_{lim} te komen in de nabije toekomst (rond 2023, figuur 2.7), een grote kans op onvoldoende voedsel voor de vogels (figuur 2.8), en op de langere termijn (2030-2035) het instorten van het bestand – als er geen nieuwe evaluatie wordt uitgevoerd. Echter, normaliter wordt een evaluatie als deze maximaal om de vijf jaar uitgevoerd, om de oogstregels aan te passen aan de veranderde situatie. Als de situatie sterk verandert de komende jaren (bijvoorbeeld beheer dat sterk afwijkt van de voorgestelde oogstregels, of grote onverwachte ecologische veranderingen die de bestandsontwikkeling sterk beïnvloeden) wordt aangeraden al eerder een nieuwe evaluatie uit te voeren.

Er zijn verschillen in de uitwerking tussen de drie oogstregels met Blim-strategie; cpueBlim en lbsprBlim leiden tot andere ontwikkelingen dan mlcBlim⁶. De eerste twee oogstregels leiden tot gemiddelde vangsten die grofweg gelijk zijn aan de huidige vangsten (figuur B.5.22 in bijlage 5) en tot een toename in beschikbaar voedsel voor de vogels dat hoger is dan de hoeveelheid in het beste jaar van de recente geschiedenis (2017, figuur 2.8). De andere oogstregel (mlcBlim) leidt tot dezelfde slechte situatie wat betreft vogelvoedsel als de mlcFMSY oogstregel.

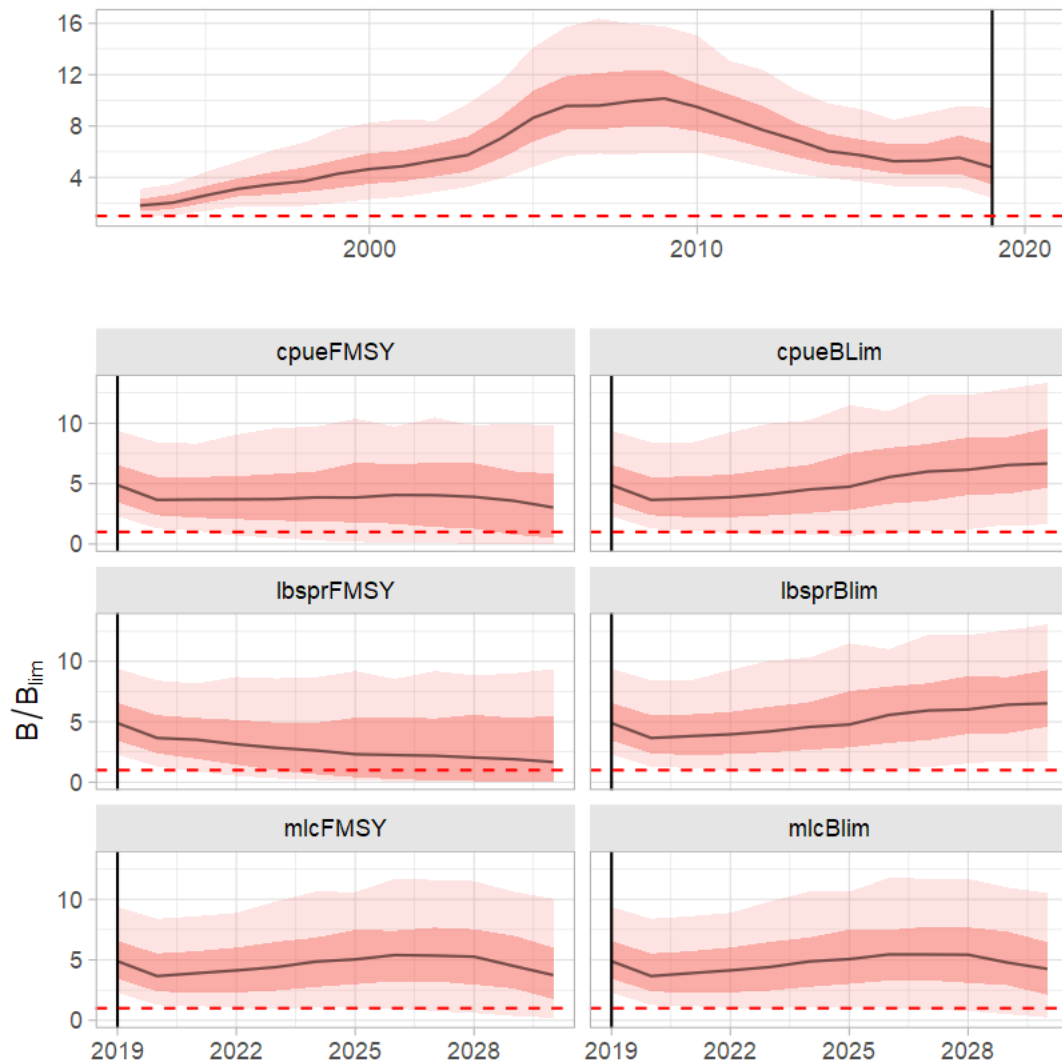
⁶ Om deze verschillen te begrijpen is meer gedetailleerde kennis van het model nodig; zie bijlage 5.



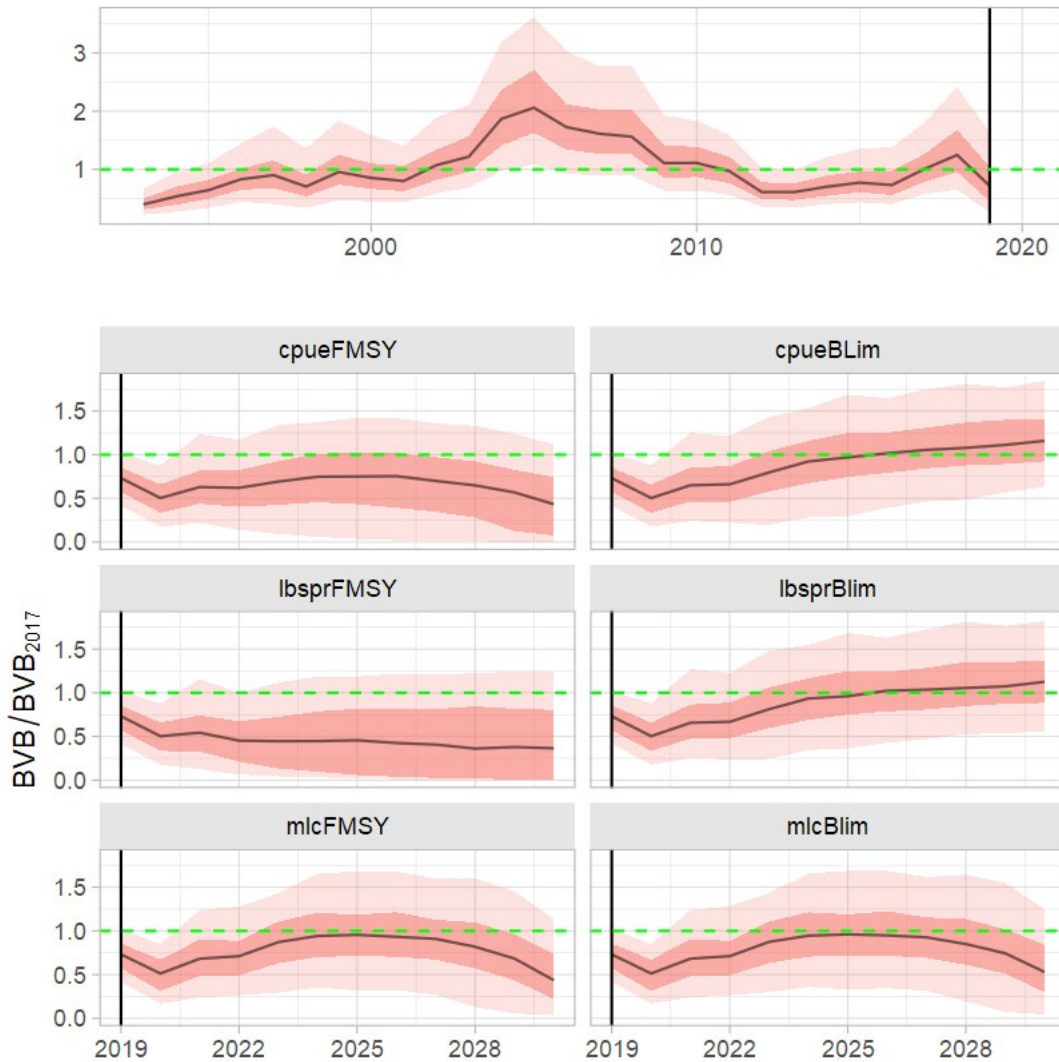
Figuur 2.5 Boxplots van de prestatie van de zes oogstregels op het gesimuleerde baarsbestand, berekend over de periode 2026-2028. Zwarte dikke lijn = de mediane waarde van 500 simulaties, rechthoek = waar 50% van de simulaties binnen vallen (de 25% en 75% percentiel), verticale zwarte lijnen = waar 90% van de simulaties binnen vallen (de 5% en 95% percentiel). Voor "B/Blim", "F/F_{MSY}" en "BVB" is een referentiewaarde geformuleerd (de stippellijn): "B/Blim" en "BVB" horen minimaal even groot te zijn als deze referentiewaarde, de mediaan van "F/F_{MSY}" hoort even groot te zijn als de referentiewaarde. Zie hoofdstuk 2.2.4 en 2.2.5 voor uitleg van de zes oogstregels.



Figuur 2.6 Tijdserie van de prestatie-indicator F/F_{MSY} , voor de historische periode (boven) en de projecties in de toekomst (2019-2030), voor alle zes kandidaat-oogstregels zoals toegepast op het gesimuleerde baarsbestand (beneden). Zwarte lijn = de mediane waarde van 500 simulaties, roze gebied = waar 50% (donkerroze) en 90% (lichtroze) van de simulaties binnen vallen. Bij waarden van 1 (groene stippellijn) wordt het bestand maximaal duurzaam bevestigd, bij hogere waarden wordt het bestand te zwaar bevestigd voor optimale exploitatie, bij waarden lager dan 1 wordt het bestand te weinig bevestigd voor optimale exploitatie. Zie hoofdstuk 2.2.4 en 2.2.5 voor uitleg van de zes oogstregels.



Figuur 2.7 Tijdsree van de prestatie-indicator B/B_{lim} , voor de historische periode (boven) en de projecties in de toekomst (2019-2030), voor alle zes kandidaat-oogstregels zoals toegepast op het gesimuleerde baarsbestand (beneden). Zwarte lijn = de mediane waarde van 500 simulaties, roze gebied = waar 50% (donkerroze) en 90% (lichtroze) van de simulaties binnen vallen. Rode stippellijn: $B/B_{lim}=1$. Bij waardes lager dan 1 wordt het bestand niet bevestigd volgens het voorzorgprincipe. Zie hoofdstuk 2.2.4 en 2.2.5 voor uitleg van de zes oogstregels.



Figuur 2.8 Tijdsree van de beschikbare visbiomassa voor vogels, in relatie tot het referentiejaar 2017 (groene stippellijn), voor de historische periode (boven) en de projecties in de toekomst (2019-2030), voor alle kandidaat-oogstregels zoals toegepast op het gesimuleerde baarsbestand (beneden). Zwarte lijn = de mediane waarde van 500 simulaties, roze gebied = waar 50% (donkerroze) en 90% (lichtroze) van de simulaties binnen vallen. Groene stippellijn: $BVB/BVB_{2017}=1$. Zie hoofdstuk 2.2.4 en 2.2.5 voor uitleg van de zes oogstregels.

2.5 Overige uitkomsten

2.5.1 Maaswijdte

Naast oogstregels is ook een technische maatregel getest: een verhoging van de minimale maaswijdte, van 100mm naar 140mm. Deze maatregel zou leiden tot een verandering in de selectiviteit van de staandwantvisserij; kleinere/jongere vissen worden minder gevangen en grotere/oudere vissen worden vaker gevangen. De precieze vorm van de selectiviteitscurve heeft een groot effect op het resultaat van de maatregel (figuur B.5.25 in bijlage 5). De resultaten laten relatief negatieve effecten op de uitwerking van oogstregels in 2027 zien: de paaibiomassa is lager terwijl de visserijsterfte hoger is. Variatie is echter groot. Samengevat lijkt een verhoging van de maaswijdte dus niet tot een betere prestatie van oogstregels in 2027 te leiden.

2.5.2 De waarde van informatie

Beslissingen gebaseerd op onzekere, onvolledige of niet-representatieve informatie moeten rekening houden met de bijbehorende verhoogde risico's, of kiezen voor meer conservatieve doelen ter compensatie. Dat is een van de basale redenen waarom veel van het visserijbeheer via MSE's wordt opgesteld. Het kan nuttig zijn om de uitkomsten van de bovenstaande oogstregels te vergelijken met een oogstregel gebaseerd op perfecte informatie over de toestand (perfecte oogstregels dus). De prestatie van deze *perfecte* oogstregel zal namelijk alleen afhangen van zijn capaciteit om met de (historische en toekomstige) onzekerheid in het gesimuleerde bestand (het 'operating model') om te gaan. Deze vergelijking is uitgevoerd (zie bijlage 5) en laat zien dat een perfecte oogstregel met MSY-strategie leidt tot het behalen van zowel de MSY-doelstelling als de Blim-doelstelling, en positieve effecten heeft op zowel bestandsomvang als toegestane vangsten. Met andere woorden; met oogstregels die gebaseerd zijn op betere informatie kan het beheer dichter in de buurt komen van én voldoende bestandsbescherming én maximale duurzame vangsten.

Het is belangrijk om te beseffen dat het belang van goede informatie voor goed visserijbeheer zeer groot is. Als de informatie onzeker, onvolledig of niet-representatief is, betekent dit dat er meer kans is op onderbenutting van het bestand óf op verhoogde risico's voor bestandsbescherming.

2.6 Discussie

In bijlage 5 is de uitgebreide discussie opgenomen, ook wat betreft technische en modelmatige discussiepunten en voorstellen voor modelverbeteringen. Hier volgt een samenvatting, waarbij de nadruk ligt op discussiepunten die direct van belang zijn voor het kiezen van oogstregels.

Verscheidene oogstregels zijn getest op hun mogelijkheid om de IJsselmeer-bestanden van snoekbaars en baars te beheren richting het behalen van een van twee beheerdoelen in 2027: optimale visserij (gemiddeld een visserijdruk die voor maximale duurzame vangsten zorgt, F_{MSY}) of het voorzorgsprincipe (95% kans op een biomassa die boven de ondergrens B_{lim} blijft). Deze twee strategieën waarmee de oogstregels zijn gekwantificeerd (Blim en MSY) geven de belangrijkste keuze die in het beheer gemaakt moet worden: zo hoog mogelijke, duurzame exploitatie van het bestand⁷ of bestandsbescherming (en daarmee ook betere bescherming van de vogels). De grootste verschillen tussen de zes oogstregels zijn hierop terug te voeren. De voorkeur voor één beheerdoelstelling boven een andere is een keuze die door de beheerders gemaakt dient te worden.

Een groot verschil tussen de twee bestanden (baars en snoekbaars) is de rol die vogelpredatie speelt. Voor snoekbaars is de onttrekking door vogels een significant onderdeel van de totale sterfte, maar wel een kleiner onderdeel dan de visserijsterfte. Daarentegen is vogelpredatie verreweg de grootste bron van sterfte voor baars in recente jaren – en veel groter dan de visserijsterfte (zie bijlage 5). De onttrekking van baars door vogels lijkt gerelateerd aan de hoeveelheid spiering, waarbij vogels vooral gedijen als er voldoende spiering aanwezig is (de Leeuw *et al.*, 2020), waarbij vogels vooral gedijen als er voldoende spiering aanwezig is, maar dan minder baars eten. Dit beperkt de mogelijkheden van

⁷ Zoals gedefinieerd in hoofdstuk 2.2.2

welke oogstregel voor baars dan ook om middels genoeg voedselaanbod bij te dragen aan het behalen van de Natura2000 doelstellingen voor vogels.

Omdat voor het baarsbestand visserij in recente jaren niet de voornaamste sturende sterftefactor lijkt te zijn in het aansturen van de bestands grootte (dat zijn de vogels), is de invloed van beheersmaatregelen op de toekomstige bestandsontwikkelingen minder, dan bij snoekbaars. De kans is groot dat toekomstige ontwikkelingen in het baarsbestand vooral gestuurd zullen worden door de ontwikkelingen in de vogelpopulaties en in andere visbestanden.

De oogstregels zijn opgezet met het oog op 2027: in dat jaar moeten de beheerdoelstellingen (volgens de Blim- of MSY-strategie) gehaald zijn. De oogstregels zijn niet opgezet om te gebruiken voor de langere termijn. Als bijvoorbeeld de MSY-strategie wordt toegepast (toewerken naar maximale duurzame vangsten in 2027), betekent dit voor baars dat de vangsten vanaf 2020 omhoog moeten, om in 2027 aan de MSY-doelstelling te voldoen (namelijk $F=F_{MSY}$). Echter, deze vangsten zijn na 2027 te hoog (figuur B.5.12 in bijlage 5) en zorgen op de langere termijn (na 2030) in de simulaties voor het instorten van het baarsbestand. Voor snoekbaars zullen in dit scenario de vangsten na 2027 juist lager zijn dan nodig. Het wordt aangeraden om over maximaal 5 jaar weer een evaluatie uit te voeren, zoals gebruikelijk is in visserijbeheer. Als de bestanden dan dichterbij de doelstellingen liggen, dienen de oogstregels aangepast te worden aan de nieuwe situatie.

De gesimuleerde modellen (operating modellen) voor snoekbaars en baars zijn in de basis simpel, aangezien ze slechts de belangrijkste bronnen van onzekerheid proberen te vangen waar beheersmaatregelen mee om zouden moeten gaan. Onze toenemende kennis van de vele processen die de bestandsontwikkelingen aansturen zou in de toekomst aanpassingen in de modellen betekenen. Een nieuwe evaluatie over een gepaste tijdsperiode wordt ook om deze reden aanbevolen.

2.6.1 Aanbevelingen qua oogstregels

2.6.1.1 Baars

Als de nadruk ligt op bescherming van het baarsbestand en het beschikbare voedsel voor vogels, kan het beste gekozen worden voor de cpueBlim- of lbsprBlim-oogstregel. Beide oogstregels leiden tot een biomassa-omvang van baars die groot genoeg is om te voldoen aan het voorzorgsprincipe. Ook leiden beide oogstregels tot een relatief hoge hoeveelheid baars die kan dienen als voedsel voor vogels, zoals gevraagd vanuit de Natura2000-wetgeving. Deze twee oogstregels leiden wel tot relatief lage commerciële vangsten in 2027 - maar deze hoeveelheden zijn alsnog grofweg gelijk aan de huidige hoeveelheid vangsten. Er is weinig verschil tussen de uitwerking van deze twee oogstregels, maar lbsprBlim leidt tot iets hogere schattingen voor de gemiddelde vangsten.

Wat betreft de keuze tussen de cpueBlim- en de lbsprBlim-oogstregel, heeft recent onderzoek laten zien, dat een lbspr-oogstregel een relatief robuust type oogstregel is, in vergelijking met andere gegevensarme oogstregels (Chong et al, 2020). De eerste indicaties in de evaluatie hier (bijlage 5) lijken deze conclusie voor dit systeem te onderschrijven. Echter, het nadeel van de lbsprBlim-oogstregel, is dat dit type oogstregel (en het mlc-type) afhankelijk is van de marktmonstering. In de huidige opzet van de marktmonstering laten vissers *op vrijwillige basis* de onderzoekers aan boord, om de vangsten door te meten. Dit maakt de marktmonstering minder onafhankelijk dan gewenst: vissers zouden in theorie de onderzoekers alleen aan boord kunnen laten als ze denken dat de vangstamenstelling van die reis een positief effect op de vangstadviezen zal geven.

Als de nadruk ligt op hoge commerciële vangsten uit het baarsbestand, kan het beste gekozen worden voor de oogstregel mlcBlim; deze zorgt voor schattingen van (i) veel hogere vangsten dan cpueBlim en lbsprBlim en überhaupt een van de hoogste vangsten van alle oogstregels, maar ook (ii) de hoeveelheid voedsel voor vogels is hoger dan bij de oogstregels cpueMSY en lbsprMSY, en gelijk aan die van mlcMSY, (iii) de bandbreedte (en dus onzekerheid) van mogelijke visserijsterftes is kleiner dan bij de drie MSY-strategieën (cpueMSY, lbsprMSY, en mlcMSY) en – het belangrijkste van allemaal – (iv) het is de enige van de vier oogstregels met hoge commerciële vangsten (cpueMSY, lbsprMSY, mlcMSY en mlcBlim) die voldoet aan het voorzorgsprincipe (" B/B_{lim} "). Het enige nadeel van de mlcBlim-oogstregel is dat deze geschat wordt tot lagere toename van de gemiddelde lengte te leiden dan de oogstregels cpueMSY en lbsprMSY (maar de toename in lengte is sowieso klein en zeer variabel) en iets lagere gemiddelde vangsten dan mlcMSY.

Als tussen deze drie aanbevolen oogstregels (mlcBlim versus cpueBlim en lbsprBlim) wordt gekozen, wordt in ieder geval voldaan aan het voorzorgsprincipe – ongeacht of de nadruk komt te liggen op zo hoog mogelijke vangsten (mlcBlim), of op de bescherming van het voedsel voor de vogels (cpueBlim en lbsprBlim). De uitwerking op de lengtesamenstelling van het bestand, zoals gevraagd vanuit de KRW, verschilt nauwelijks tussen deze drie aanbevolen oogstregels.

2.6.1.2 Snoekbaars

Als de nadruk ligt op bescherming van het snoekbaarsbestand en het beschikbare voedsel voor vogels, kan het beste gekozen worden voor de lbsprBlim- of mlcBlim-oogstregel. Beide oogstregels leiden tot een biomassa-omvang van snoekbaars die groot genoeg is om te voldoen aan het voorzorgsprincipe, wat betreft de bescherming van het snoekbaarsbestand. Ook leiden beide oogstregels tot een relatief hoge hoeveelheid snoekbaars die kan dienen als voedsel voor vogels, zoals gevraagd vanuit de Natura2000-wetgeving. Deze oogstregels zijn iets beter dan de cpueBlim-oogstregel omdat deze twee leiden tot iets hogere schattingen voor de gemiddelde commerciële vangst en tot minder variatie in die vangst.

Alle drie oogstregels gebaseerd op de Blim-strategie leiden tot een iets lagere gemiddelde lengte in het bestand dan de oogstregels gebaseerd op de MSY-strategie - maar de variatie is in alle gevallen is heel groot. Deze effecten op de lengtesamenstelling zijn van belang in het kader van de KRW-wetgeving. Alle drie de Blim-strategieën hebben een betere uitwerking op de bescherming van het snoekbaarsbestand en de vogels, dan de MSY-strategieën. Van de oogstregels gebaseerd op de MSY-strategie, leidt geen enkele tot een biomassa-omvang van het snoekbaarsbestand die voldoet aan het voorzorgsprincipe; het snoekbaarsbestand is te vaak kleiner dan gewenst.

Als de nadruk ligt op hoge commerciële vangsten van het snoekbaarsbestand, kan het beste gekozen worden voor de oogstregel lbsprMSY of mlcMSY. Deze oogstregels zijn iets beter dan de cpueMSY-oogstregel omdat geschat wordt dat deze twee leiden tot (i) hogere schattingen voor de gemiddelde commerciële vangst en tot minder variatie in die vangst, (ii) minder kans op een visserijdruk die hoger is dan gewenst en (iii) een iets hogere gemiddelde lengte in het bestand (maar de variatie is heel groot). Alle drie oogstregels gebaseerd op de MSY-strategie leiden tot hogere vangsten dan de oogstregels gebaseerd op de Blim-strategie. Echter, geen van de drie oogstregels gebaseerd op de MSY-strategie voldoen dus aan het voorzorgsprincipe.

Voor snoekbaars zal dus een scherpere keuze gemaakt moeten worden dan bij baars, tussen een strategie gericht op zo hoog mogelijke vangsten en een iets hogere gemiddelde lengte in het bestand, of op de bescherming van het snoekbaarsbestand en vogels. Als wordt gekozen voor een strategie gericht op zo hoog mogelijke duurzame vangsten (MSY-strategie), zal de biomassa-omvang sowieso te vaak te laag zijn voor een goede bescherming van het snoekbaarsbestand; er wordt dan niet voldaan aan het voorzorgsprincipe.

3 Bestandsontwikkeling tot nu toe

3.1 Baars

3.1.1 Ontwikkelingen in het bestand

De survey-index⁸ voor het paaibestand van baars laat over de tijdreeks heen een dalende trend zien (figuur 3.1.1). Sinds 2011 fluctueert het paaibestand op een relatief laag niveau, met lage indexwaardes tussen 2011 en 2015. In 2016 is de hoogste indexwaarde sinds 2003 gemeten, maar na 2016 neemt de index weer jaarlijks af, tot aan een nieuw dieptepunt in 2019.

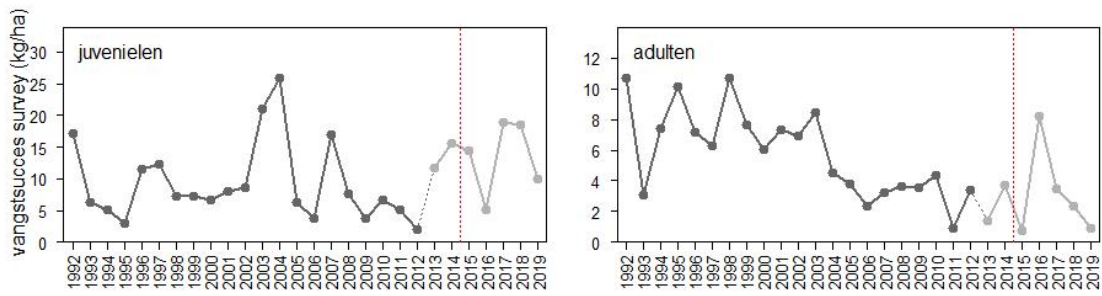
De index van het juveniele bestand laat over de gehele tijdreeks geen duidelijke trend zien, maar toont wel relatief lage waardes in 2009-2012 (figuur 3.1.1). Deze worden gevolgd door een toename in indexwaardes vanaf 2013. Deze toename valt precies samen met de tuigwisseling (van grote kuil naar verhoogde boomkor), waarvan de effecten op de trend onzeker zijn (bijlage 7); de hogere indexwaardes sinds 2013 kunnen dus ook (deels) veroorzaakt zijn door de tuigwissel. Omwille van deze onzekerheid, wordt de bestandsgrootte sinds 2015 alleen vergeleken met de jaren 2013-2014. In 2017 en 2018 is de indexwaarde voor het juveniele bestand relatief hoog, vergeleken met de eerdere jaren vanaf de tuigwissel, maar in 2019 neemt de indexwaarde weer af naar het niveau van eerdere jaren.

Er worden door de tijdserie heen steeds minder grotere baarzen gevangen in de survey (figuur 3.1.2). Waar in het begin van de tijdreeks nog veel baarzen van 30 cm en groter worden aangetroffen, worden tussen 2011-2016 zelfs weinig baarzen groter dan 25 cm gevangen. Na een toename van grote vis in 2017 en 2018, wordt in 2019 het laagste aantal grotere vissen van de hele tijdreeks aangetroffen: baars groter dan 12 cm wordt maar weinig gevangen.

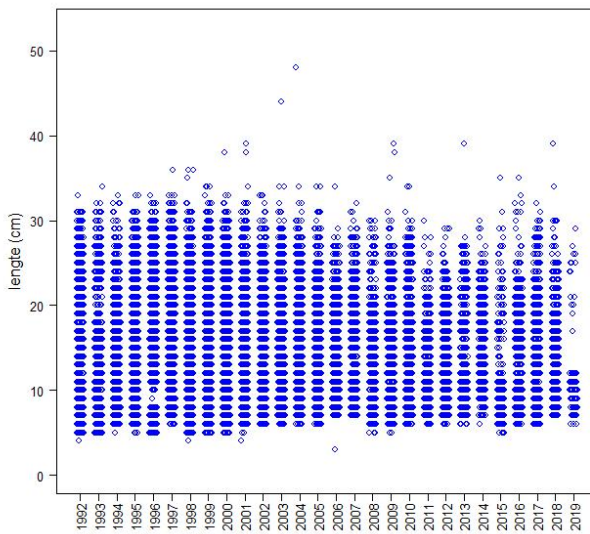
Het juveniele bestand bestaat hoofdzakelijk uit 0-jarigen⁹ (vergelijk figuur 3.1.1 en 3.1.3 en zie bijlage 2). Ook de aanwas van 0-jarige vis fluctueert sterk tussen jaren zonder duidelijke trend, met relatief hoge aanwas sinds 2013 met uitzondering van 2016 en 2019. Zoals hierboven besproken is een invloed van de tuigwissel op de hogere waardes sinds 2013 niet uitgesloten. De langetermijn afname in het paaibestand wordt veroorzaakt door de sterke afname in de hoeveelheid 2-jarige en oudere baars (figuur 3.1.3). Hoe ouder de vis, hoe eerder en sterker de afname is geweest. De toename in het paaibestand in 2016 (figuur 3.1.1) is veroorzaakt door een toename in 1-jarige vis. De oudere baars neemt niet consistent toe sinds 2015: in 2016-2018 ligt de hoeveelheid 2-jarigen iets hoger dan de jaren er direct voor, maar in 2019 neemt dit weer af. De hoeveelheid 3-jarigen en ouder ligt in 2017-2019 wel iets hoger dan de jaren er direct voor – maar te verwachten is dat deze in 2020 weer zal afnemen (zoals de 2-jarigen in 2019).

⁸ De survey-index heeft betrekking op het vangstsucces in de survey (kilogram per bevestig hectare); deze index wordt gebruikt als proxy voor de ontwikkelingen in de bestandsgrootte.

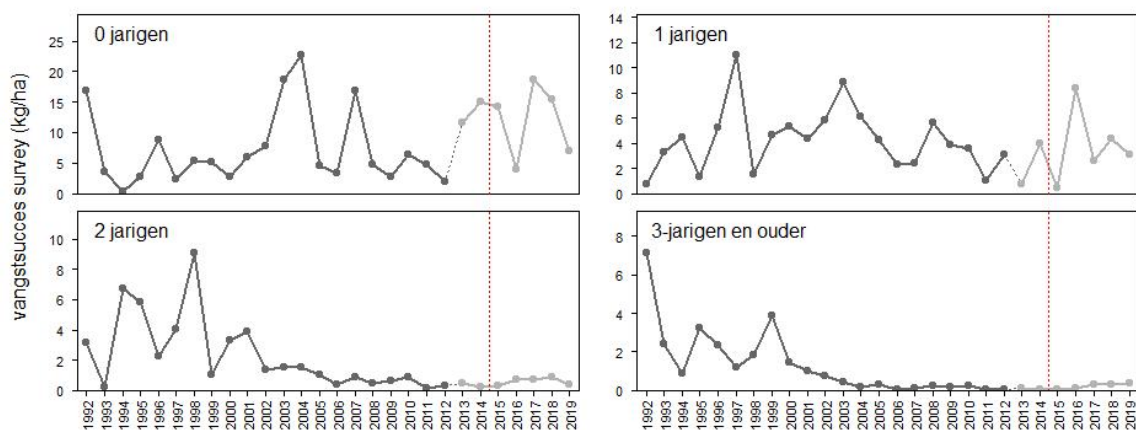
⁹ 0-jarigen zijn hier vissen die al één groeiseizoen hebben doorgemaakt, aangezien de survey in het najaar plaatsvindt en de paai aan het begin van het jaar. Dezelfde redenering geldt voor hogere leeftijdsklassen.



Figuur 3.1.1 Vangstsucces in de survey voor baars, links voor het juveniele bestand en rechts voor het paaibestand. Het vangstsucces betreft de gemiddelde biomassa-dichtheid (kilogram per hectare) van de openwatersurvey in het IJssel-/Markermeer (kuil/boomkor- en elektrokor-survey gecombineerd). De verticale rode lijn geeft de start van het huidige visserijbeheer weer. Van 2012 op 2013 is in de kuil/boomkor-survey gewisseld van tuig, van grote kuil (zwart) naar verhoogde boomkor (grijs). Opwerking uitgelegd in bijlage 2.



Figuur 3.1.2 Plot van de lengtes van alle baarzen (blauwe cirkels) gevangen in de openwatersurvey met kuil/boomkor/elektrokor door de jaren heen. Eén blauwe cirkel kan meerdere vissen representeren.



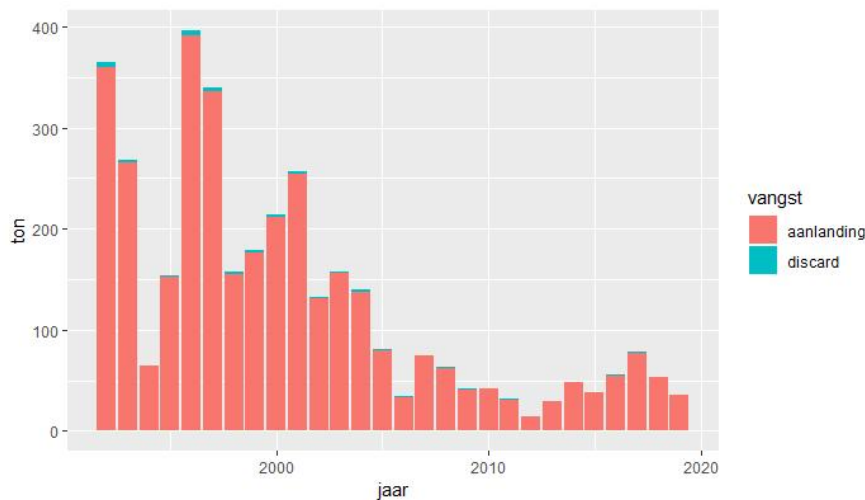
Figuur 3.1.3 Vangstsucces in de survey voor baars, per leeftijdscategorie. Het vangstsucces betreft de gemiddelde biomassa-dichtheid (kilogram per hectare) van de openwatersurvey in het IJssel-/Markermeer (kuil/boomkor- en elektrokor-survey gecombineerd). De verticale rode lijn geeft de start van het huidige visserijbeheer weer. Van 2012 op 2013 is in de kuil/boomkor-survey gewisseld van tuig, van grote kuil (zwart) naar verhoogde boomkor (grijs). Opwerking uitgelegd in bijlage 2.

3.1.2 Ontwikkelingen in de commerciële vangsten

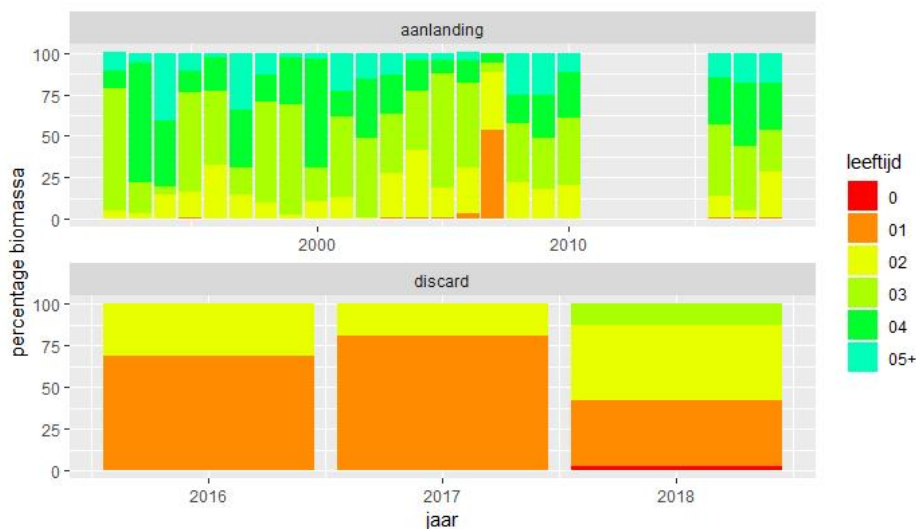
Volgens de logboeken wordt baars vrijwel alleen gevangen in de 101mm-standwantvisserij; van de aanlandingen zoals geregistreerd in de logboeken komt 95-98% uit deze visserij, 1-3% uit de fuikenvisserij en 1-2% uit andere standwantvisserij (seizoenen 2016/2017 t/m 2018/2019). De vangstsamenstelling zoals hieronder beschreven is dan ook alleen op basis van de 101mm-standwantsvangsten geschat. Voor meer details, zie bijlage 3.

De totale commerciële baarsvangsten zijn sinds 1992 afgenomen en fluctueren sinds 2006 op een laag niveau (figuur 3.1.4). De laagste hoeveelheid commerciële vangst is gevangen in 2012. In 2018 en 2019 zijn de vangsten lager dan het jaar ervoor. Baarsvangsten bestaan vrijwel geheel uit aanlandingen en vrijwel geen discards (vangsten die niet aangeland worden; te kleine baars): op elke 100 kilo baarsaanlandingen wordt gemiddeld 1.2 kg gediscard (gemiddeld over 2016-2018).

De aanlandingen bestaan hoofdzakelijk uit baars van 2-4 jaar oud, maar ook voor een beduidend deel uit baars van 5 jaar en ouder (figuur 3.1.5). De leeftijdssamenstelling van de baarsaanlandingen lijkt niet veranderd door de jaren heen. De discards bestaan hoofdzakelijk uit 1- en 2-jarige baars.



Figuur 3.1.4 Jaarlijkse totale commerciële vangsten van baars, uitgesplitst in aanlandingen en discards. Aanlandingen zijn samengesteld uit de gegevens van Productschap Vis (1992-2002), PO (2003-2016 en 2019) en de logboeken (2017-2018). Discardschattingen zijn afkomstig uit de marktmonstering (2016-2018) en een vaste ratio met de aanlandingen (1992-2015 en 2019). Opwerking uitgelegd in bijlage 3.



Figuur 3.1.5 Jaarlijkse leeftijdssamenstelling van de commerciële vangsten van baars, uitgesplitst in aanlandingen en discards. Opwerking uitgelegd in bijlage 3.

3.2 Snoekbaars

3.2.1 Ontwikkelingen in het bestand

De index voor het paaibestand van snoekbaars (figuur 3.2.1) laat in de gehele tijdreeks lage waardes zien, omdat er weinig grote snoekbaarzen worden gevangen in de survey (maar zie bijlage 6). Er zijn echter wel uitschieters naar boven, tot en met 2002. Zulke pieken zijn tussen 2003 en 2017 niet meer aangetroffen; in 2011-2014 wordt zelfs bijna geen paairijpe snoekbaars meer aangetroffen in de survey. Sinds 2015 neemt het paaibestand echter elk jaar consistent en sterk toe. In 2019 is een nieuwe piek in het paaibestand met de hoogste indexwaarde sinds 2002. Samengevat is de paaibestandsgrootte tussen 2011-2014 laag geweest, maar zijn er consistente en sterke signalen voor verbetering sinds 2015.

De survey-index voor het juveniele bestand laat over de gehele tijdreeks geen duidelijke trend zien, maar wel een lage omvang in 2011-2012 (figuur 3.2.1). Vanaf 2013 wordt weer een toename waargenomen. Dit valt samen met de tuigwisseling in de survey van grote kuil naar verhoogde boomkor in 2013. De relatie tussen de dichtheden gevangen met de twee tuigen heeft een grote onzekerheidsmarge (bijlage 7). Tot in hoeverre de toename sinds 2013 door de tuigwissel is veroorzaakt is niet te achterhalen. Omwille van deze onzekerheid, wordt de bestandsgrootte sinds 2015 alleen vergeleken met de jaren 2013-2014. De bestandsgrootte van het juveniele bestand fluctueert sinds 2015 sterk, en verschilt gemiddeld niet veel van de twee jaren ervoor (2013-2014). Na relatief veel juveniele snoekbaars in 2017 is de index in 2018-2019 weer gedaald naar het niveau van de jaren ervoor.

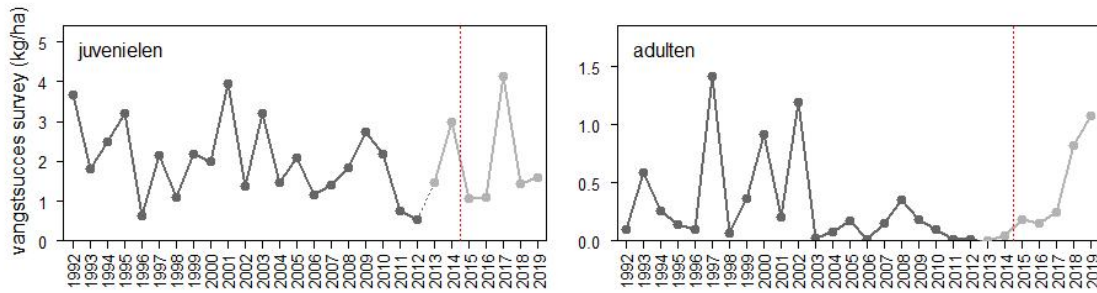
Tussen 2010 en 2017 worden zeer weinig grote snoekbaarzen gevangen in de survey (figuur 3.2.2). Snoekbaarzen groter dan 60 cm worden vrijwel alleen voorafgaand aan 2003 aangetroffen. De maximale lengte van 0-jarige snoekbaars¹⁰ is grofweg 25 cm (ongepubliceerde gegevens), en grotere/oudere snoekbaars wordt steeds minder aangetroffen door de tijdreeks heen. Dieptepunt is in 2011, wanneer maar één snoekbaars groter dan 25 cm wordt gevangen. In 2018 is er weer een grotere hoeveelheid snoekbaars groter dan 25 cm, maar dit aanbod neemt in 2019 weer af; de hoge indexwaarde van de paaibiomassa in 2019 wordt sterk beïnvloed door één grote snoekbaars (de grootste in de hele tijdreeks, van 94 cm, figuur 3.2.2). In 2019 is ook de lengte van de 0-jarige snoekbaars relatief klein (figuur 3.2.4). De nieuwe aanwas lijkt in 2019 slecht gegroeid te zijn over het groeiseizoen heen.

De index voor de hoeveelheid 0-jarigen fluctueert sterk en vertoont geen trend door de tijdreeks heen (figuur 3.2.3). In 2017 wordt de hoogste hoeveelheid 0-jarigen van de tijdsserie gevangen, maar in 2018 en 2019 zijn er weer relatief weinig 0-jarigen, zoals ook in 2015-2016. Wat betreft 1-jarige en 2-jarige snoekbaars zijn de jaren voorafgaand aan 2015 de slechtste jaren van de tijdreeks, maar sinds 2015 neemt de indexwaarde weer toe. De sterke nieuwe aanwas in 2017 vertaalt zich in een grote hoeveelheid 1-jarige snoekbaars in 2018 en oudere vis in 2019. De index voor de 3-jarige en oudere vis is in de hele tijdsserie laag, omdat er erg weinig grote vis wordt gevangen. Wel zijn er tot en met 2002 nog uitschieters omhoog, maar in 2003-2018 niet meer. In 2019 wordt weer een hogere indexwaarde aangetroffen, maar dit komt hoogstwaarschijnlijk doordat 2-jarige snoekbaars verkeerd wordt ingeschat als ouder; voor de vis gevangen in 2019 zijn nog geen jaar-specifieke leeftijdsleutels beschikbaar en moet de leeftijd met gemiddelde leeftijdsleutels (2016-2018) bepaald worden (zie bijlage 2). In het algemeen geldt; hoe ouder de snoekbaars, hoe eerder de afname in surveyvangsten.

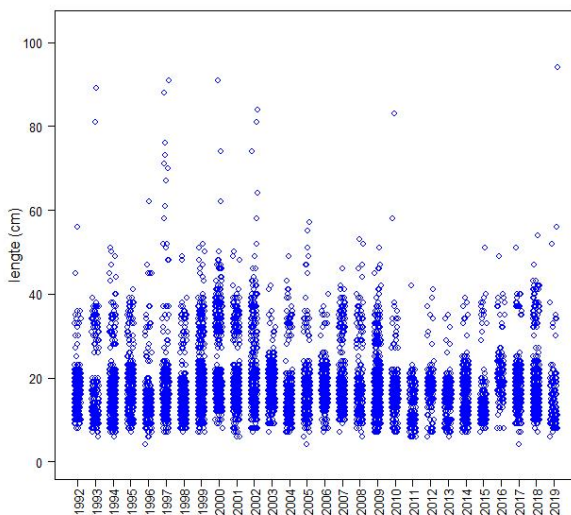
Samengevat lijkt de bestandsomvang van snoekbaars van 1 jaar en ouder een dieptepunt te bereiken in 2010-2014 maar is deze consistent hoger sinds 2015. Er wordt erg weinig grote snoekbaars gevangen in de survey en de onzekerheid van deze indices is groot, maar de toename in 2015-2019 is wel consistent en komt overeen met de toename in commerciële vangsten (bijlage 6). De zeer sterke toename in paaibiomassa sinds 2018 is veroorzaakt door de sterke jaarklasse van 2017 – en wellicht de relatief hoge overleving van deze jaarklasse, door het relatief hoge aanbod van spiering als voedsel in dat jaar. Verwacht wordt dat in 2020 een afname in paaibiomassa te zien zal

¹⁰ 0-jarigen zijn hier vissen die al één groeiseizoen hebben doorgemaakt, aangezien de survey in het najaar plaatsvindt en de paai aan het begin van het jaar. Dezelfde redenering geldt voor hogere leeftijdsklassen.

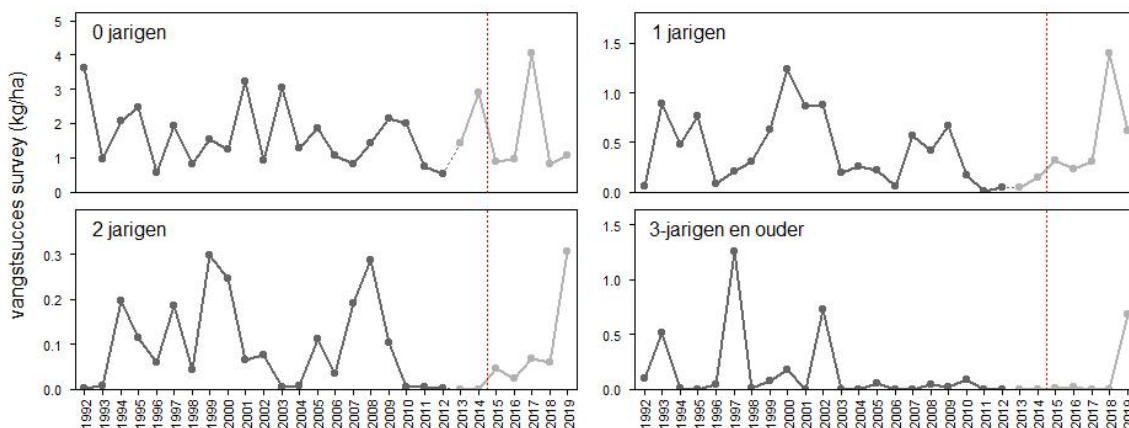
zijn, omdat er geen sterke jaarklassen in 2018 en 2019 zijn geweest. In 2019 lijkt het aanbod van nieuwe snoekbaars ook nog eens in slechte staat; de vis is weinig gegroeid (figuur 3.2.4).



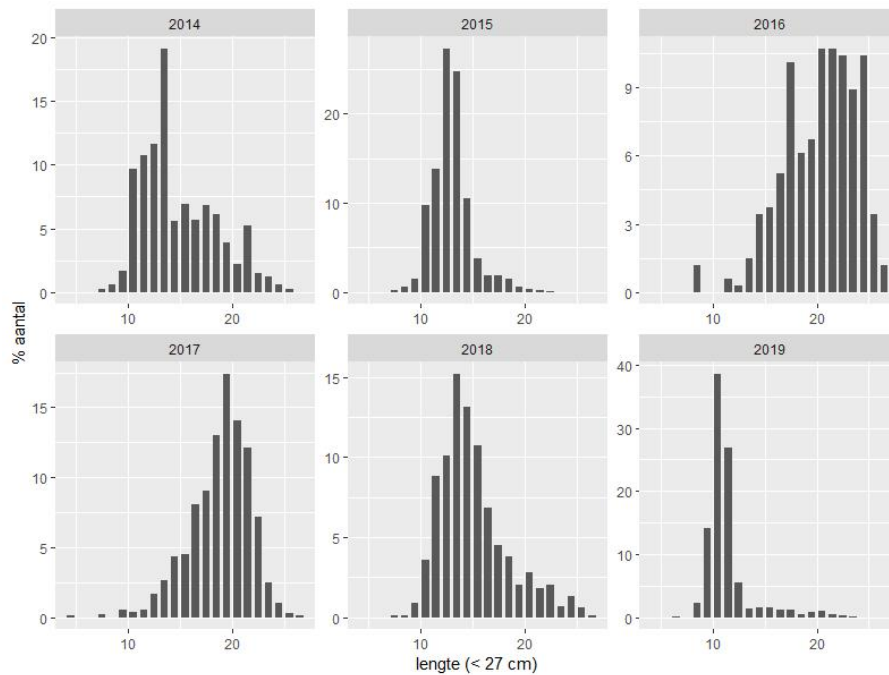
Figuur 3.2.1 Vangstsucces in de survey voor snoekbaars, links voor het juveniele bestand en rechts voor het paaibestand. Het vangstsucces betreft de gemiddelde biomassa-dichtheid (kilogram per hectare) van de openwatersurvey in het IJssel-/Markermeer (kuil/boomkor- en elektrokor-survey gecombineerd). De verticale rode lijn geeft de start van het huidige visserijbeheer weer. Van 2012 op 2013 is in de kuil/boomkor-survey gewisseld van tuig, van grote kuil (zwart) naar verhoogde boomkor (grijs). Opwerking uitgelegd in bijlage 2.



Figuur 3.2.2 Plot van de lengtes van alle snoekbaarzen (blauwe cirkels) gevangen in de openwatersurvey met kuil/boomkor/elektrokor door de jaren heen. Eén blauwe cirkel kan meerdere vissen representeren.



Figuur 3.2.3 Vangstsucces in de survey voor snoekbaars, per leeftijdscategorie. Het vangstsucces betreft de gemiddelde biomassa-dichtheid (kilogram per hectare) van de openwatersurvey in het IJssel-/Markermeer (kuil/boomkor- en elektrokor-survey gecombineerd). De rode lijn geeft de start van het huidige visserijbeheer weer. Van 2012 op 2013 is in de kuil/boomkor-survey gewisseld van tuig, van grote kuil (zwart) naar verhoogde boomkor (grijs). Opwerking uitgelegd in bijlage 2.



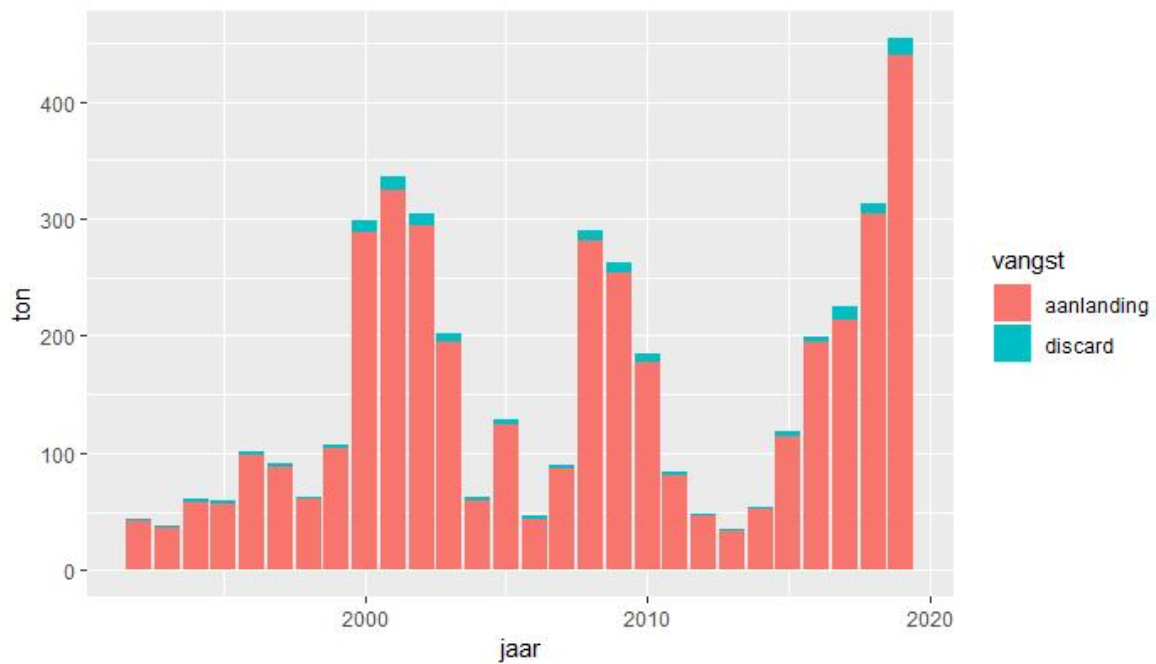
Figuur 3.2.4 Lengte-frequentie van snoekbaars in de boomkor. "% aantal" is het percentage van het totale aantal gevangen snoekbaars in dat jaar. Lengte is afgekapt op ~ 0-jarige snoekbaars. De figuur is bedoeld om de lengte van de 0-jarige snoekbaars in oktober/november te vergelijken tussen jaren.

3.2.2 Ontwikkelingen in de commerciële vangsten

Volgens de logboeken wordt snoekbaars voornamelijk gevangen in de 101mm-standwantvisserij; van de aanlandingen zoals geregistreerd in de logboeken komt 90-95% uit deze visserij, 3-5% uit de fuiken en 1-5% uit andere standwantvisserij (seizoenen 2016/2017 t/m 2018/2019). De vangstsamenstelling zoals hieronder beschreven is dan ook alleen op basis van de 101mm-standwantvangsten geschat. Voor meer details, zie bijlage 3.

Snoekbaarsvangsten bevatten weinig biomassa aan discards (ondermaatse snoekbaars): op elke 100 kg snoekbaarsaanlandingen wordt gemiddeld 3.5 kg gediscard (gemiddeld over 2016-2018). Deze verhouding is wel afhankelijk van de sterkte van de nieuwe jaarklasse: in 2017 was een sterke nieuwe jaarklasse aanwezig en was het aandeel discards ook meer dan twee keer zo veel als in 2016 (per 100 kg aanlandingen 5.5 kg discards in plaats van 2.1 kg). In aantallen is het aandeel discards wel hoog: gemiddeld 25% van het aantal gevangen snoekbaars in de marktmonstering is kleiner dan 42 cm (2016-2019), en in 2017 zelfs 48%.

Commerciële snoekbaarsvangsten fluctueren sterk zonder duidelijke trend (figuur 3.2.5). Deze fluctuaties lopen gelijk met de fluctuaties in de surveyvangsten (figuur B.6.1 van bijlage 6). De leeftijdssamenstelling van de aanlandingen is veranderd door de tijdreeks heen (figuur 3.2.6): tot en met de eeuwwisseling kwam 1-jarige snoekbaars bijna niet voor in de aanlandingen en was een beduidend aandeel 4 tot ouder dan 10 jaar. Sinds 2017 bestaan de aanlandingen voor een beduidend deel uit 1-jarige vis en vrijwel geen snoekbaars ouder dan 3 jaar oud. Deze verandering in leeftijdssamenstelling kan samenhangen met veranderingen in leeftijdssamenstelling van het bestand (figuur 3.2.3), veranderingen in visserijmethoden (bijvoorbeeld gebruikte maaswijdtes) en veranderingen in maturatiesnelheid. De discards bestaan voornamelijk uit 0- en 1-jarige snoekbaars (figuur 3.2.6).



Figuur 3.2.5 Jaarlijkse totale commerciële vangsten van snoekbaars, uitgesplitst in aanlandingen en discards. Aanlandingen zijn samengesteld uit de gegevens van Productschap Vis (1992-2002), PO (2003-2016 en 2019) en de logboeken (2017-2018). Discardschattingen zijn afkomstig uit de marktmonstering (2016-2019) en een vaste ratio met de aanlandingen (1992-2015). Opwerking uitgelegd in bijlage 3.



Figuur 3.2.6 Jaarlijkse leeftijdssamenstelling van de commerciële vangsten van snoekbaars, uitgesplitst in aanlandingen en discards. Opwerking uitgelegd in bijlage 3.

3.3 Blankvoorn

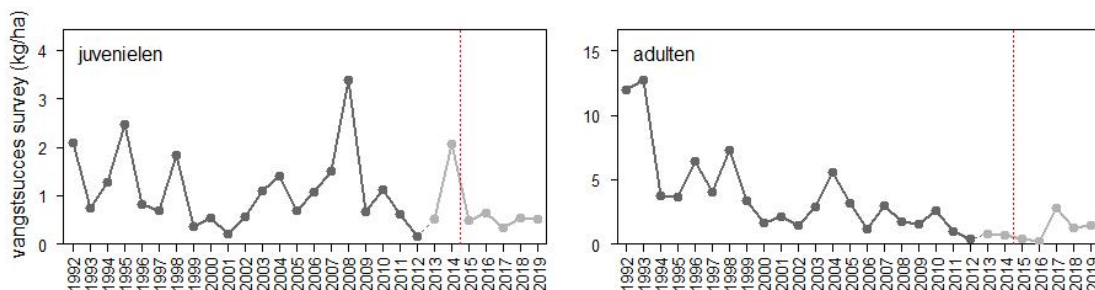
3.3.1 Ontwikkelingen in het bestand

De index voor het paaibestand van blankvoorn (figuur 3.3.1) neemt sinds het begin van de tijdreeks vrij consistent en sterk af, met zeer lage waardes vanaf 2011 en het dieptepunt in 2016. In 2017 is een toename te zien, met de hoogste waarde sinds 2007. In 2018-2019 is er weer een afname, maar de indexwaarde is wel hoger dan de zeer lage waarden in 2011-2016. Samengevat lijkt er na een langdurige afname, sinds 2017 weer een hogere paaibiomassa te zijn.

De survey-index voor het juveniele bestand fluctueert door de hele tijdreeks heen, met de laagste waarde in 2012 en pieken in meerdere jaren door de gehele tijdreeks heen. De juveniele bestandsomvang lijkt vanaf 2015 echter stabiel op een relatief laag niveau te fluctueren.

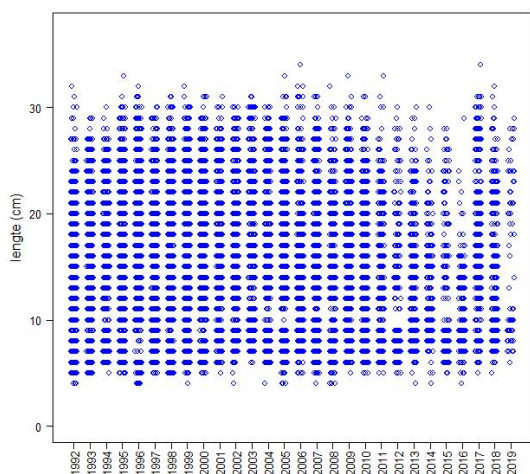
Er worden door de tijdserie heen steeds minder grote blankvoorns gevangen in de survey (figuur 3.3.2), met 2016 als dieptepunt. In 2017-2018 werden weer relatief veel grote blankvoorn gevangen, gelijk aan de beste jaren van de tijdreeks, maar 2019 toont weer een afname.

Juveniele blankvoorn bestaat voornamelijk uit 0- en 1-jarige vis¹¹ (bijlage 2, figuur 3.3.3); de pieken in de omvang van het juveniele bestand worden veroorzaakt door sterke aanwas (2014) of veel 1-jarige vis (2008). De survey-index voor de hoeveelheid 0-jarigen fluctueert sterk en vertoont geen duidelijke trend door de tijdreeks heen (figuur 3.3.3). Wel is de aanwas van 0-jarige vis in 2014 de hoogste van de tijdreeks en in 2017 zeer laag (de laagste waarde na 2000). Het aantal 1-jarigen fluctueert en vertoont een aantal pieken tot en met 2008. De jaren 2012-2016 zijn slechte jaren, met een dieptepunt in 2015 en ook 2018 en 2019 zijn weer slechte jaren. Paarijpe blankvoorn bestaat uit vis van 2 jaar en ouder en de achteruitgang in paaibiomassa is terug te zien in de ontwikkelingen van deze leeftijden. Het aantal 2-jarige blankvoorn neemt door de tijdreeks heen consistent af. Dieptepunt qua indexwaardes loopt vanaf 2011 tot en met 2016. De meest duidelijke en sterke afname in omvang is te zien in de hoeveelheid 3-jarige en oudere blankvoorn. Deze neemt sterk af vanaf het begin van de tijdreeks tot aan 2016. Echter, de hoeveelheid blankvoorn van 2 jaar en ouder lijkt in 2017-2019 iets toegenomen.

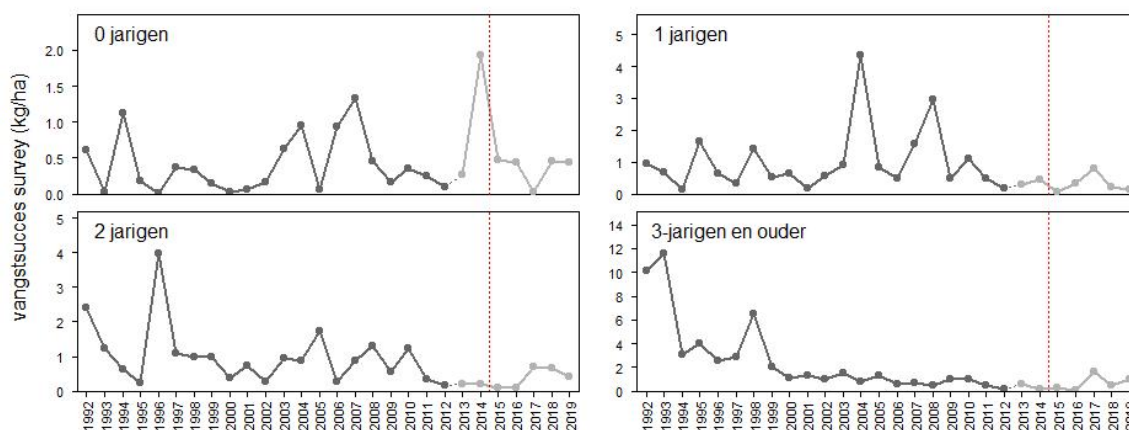


Figuur 3.3.1 Vangstsucces in de survey voor blankvoorn, links voor het juveniele bestand en rechts voor het paaibestand. Het vangstsucces betreft de gemiddelde biomassa-dichtheid (kilogram per hectare) van de openwatersurvey in het IJssel-/Markermeer (kuil/boomkor- en elektrokor-survey gecombineerd). De rode lijn geeft de start van het huidige visserijbeheer weer. Van 2012 op 2013 is in de kuil/boomkor-survey gewisseld van tuig, van grote kuil (zwart) naar verhoogde boomkor (grijs). Opwerking uitgelegd in bijlage 2.

¹¹ 0-jarigen zijn hier vissen die al één groeiseizoen hebben doorgemaakt, aangezien de survey in het najaar plaatsvindt en de paai aan het begin van het jaar. Dezelfde redenering geldt voor hogere leeftijdsklassen.



Figuur 3.3.2 Plot van de lengtes van alle blankvoorn (blauwe cirkels) gevangen in de openwatersurvey met kuil/boomkor/elektrokor door de jaren heen. Eén blauwe cirkel kan meerdere vissen representeren.



Figuur 3.3.3 Vangstsucces in de survey voor blankvoorn, per leeftijdscategorie. Het vangstsucces betreft de gemiddelde biomassa-dichtheid (kilogram per hectare) van de openwatersurvey in het IJssel-/Markermeer (kuil/boomkor- en elektrokor-survey gecombineerd). De rode lijn geeft de start van het huidige visserijbeheer weer. Van 2012 op 2013 is in de kuil/boomkor-survey gewisseld van tuig, van grote kuil (zwart) naar verhoogde boomkor (grijs). Opwerking uitgelegd in bijlage 2.

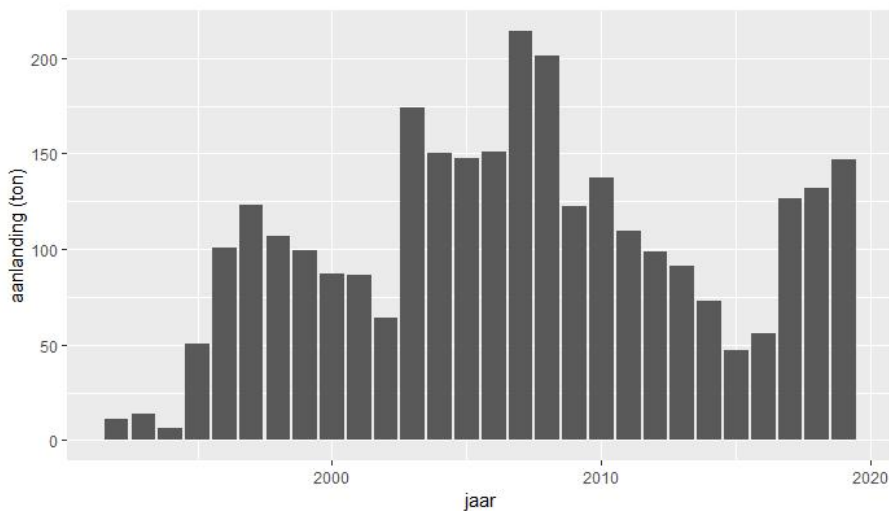
3.3.2 Ontwikkelingen in de commerciële vangsten

Volgens de logboeken wordt blankvoorn vooral gevangen in de 101mm-standwantvisserij; van de aanlandingen zoals geregistreerd in de logboeken komt 90-94% uit deze visserij, 4-8% uit de fuikvisserij en 0.5-2% uit andere standwantvisserij (seizoenen 2016/2017 t/m 2018/2019). De vangstsamenstelling zoals hieronder beschreven is dan ook alleen op basis van de 101mm-standwantvangsten geschat. Voor meer details, zie bijlage 3.

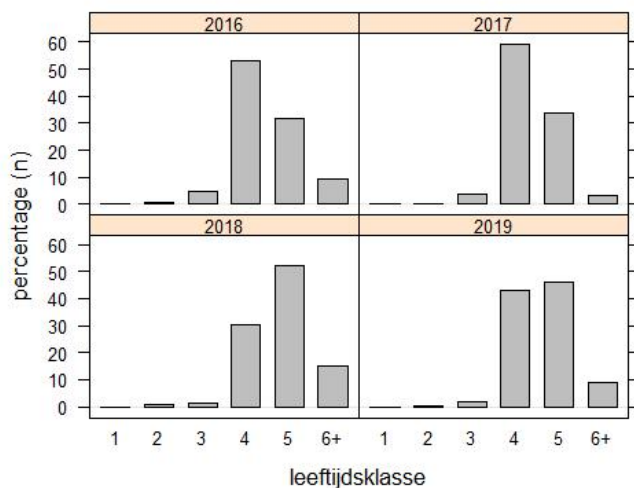
Van blankvoorn is alleen een tijdreeks van de aanlandingen beschikbaar, niet van de discards. Discards zijn er wel (maar dit is gebaseerd op weinig informatie; twee kwartalen marktmonstering 2019) en zijn waarschijnlijk zowel lengte-gerelateerd (kleine blankvoorn wordt gediscard) als maand-gerelateerd (meer discards in kwartaal 3). De aanlandingen fluctueren zonder duidelijke trend (figuur 3.3.4). In 2017-2019 zijn de aanlandingen relatief hoog.

De lengteverdeling van blankvoorn in de 101mm-standwantvisserij is vrij smal: er wordt vrijwel uitsluitend blankvoorn van 26-35 cm gevangen (in 2016-2019). De vangsten bestaan vooral uit blankvoorn van 4 jaar en ouder (figuur 3.3.5). Het is ook de oudere blankvoorn die het hardst

achteruit is gegaan qua bestandsomvang (figuur 3.3.3). De gehele blankvoornvangst heeft waarschijnlijk al gepaaid.



Figuur 3.3.4 Jaarlijkse totale aanlandingen van blankvoorn. Aanlandingen zijn samengesteld uit de gegevens van Productschap Vis (1992-2007), PO (2008-2016 en 2019) en de logboeken (2017-2018). Discardschattingen zijn niet beschikbaar voor blankvoorn.



Figuur 3.3.5 Geschatte leeftijdsopbouw van de commerciële blankvoornvangsten met 101mm-standwantnetten, bemonsterd in de marktmonitoring in september-december. De y-as geeft het geschatte percentage van het totaal aantal vissen weer.

3.4 Brasem

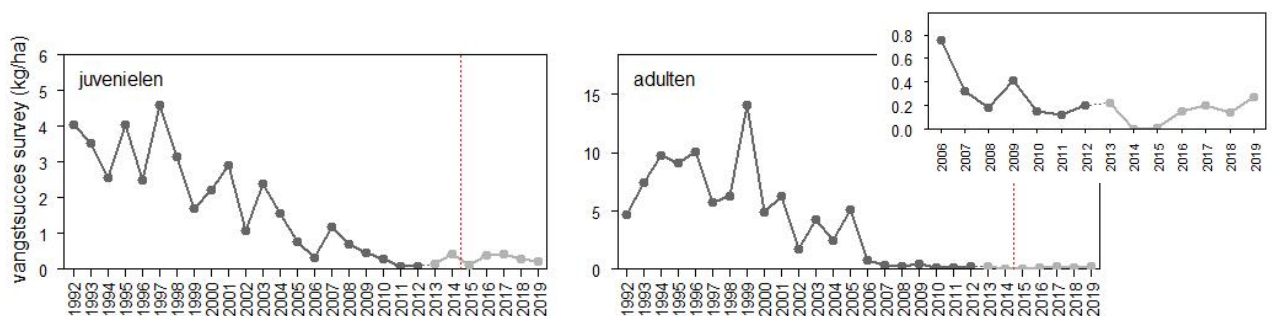
3.4.1 Ontwikkelingen in het bestand

De index voor het paaibestand van brasem (figuur 3.4.1) neemt door de tijdreeks heen sterk en consistent af. Sinds 2007 wordt vrijwel geen paarijpe brasem gevangen, met de laagste waarden in 2014-2015. Na 2015 ligt de indexwaarde op het niveau van de jaren voor 2014.

De survey index voor het juveniele bestand neemt ook door de hele tijdreeks sterk en consistent af, met het dieptepunt in 2011-2015. Na een kleine opleving in 2016-2017 neemt de omvang van het juveniele bestand in 2018 en 2019 weer af.

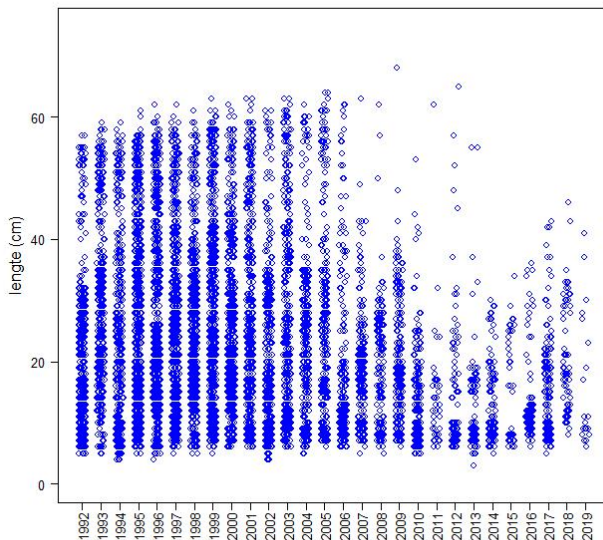
Er worden door de tijdserie heen steeds minder grote brasems gevangen in de survey (figuur 3.4.2), tot aan het dieptepunt in 2014-2015. In 2017-2019 worden meer middelgrote brasems gevangen dan de drie jaar ervoor, maar in 2019 is weer een verdere achteruitgang in middelgrote brasem te zien. De echt grote brasem (groter dan ~45 cm), zoals die voor 2007 veel werden gevangen, ontbreken in de vangsten sinds 2014.

De survey-index van 0-jarige brasem¹² fluctueert sterk zonder duidelijke trend (figuur 3.4.3): Het dieptepunt van de 0-jarig index ligt in 2015, met zeer weinig nieuwe rekruten. In 2014 en 2016 is de aanwas van 0-jarige brasem relatief goed, maar in 2017-2019 worden weer weinig 0-jarigen aangetroffen. Het aantal 1-jarigen nam door de tijdreeks heen af, met zeer slechte indexwaarden vanaf 2008. De laagste hoeveelheden worden aangetroffen in 2011-2012 en in 2015. In 2017 is een lichte verbetering te zien in de hoeveelheid 1-jarigen, maar in 2018-2019 is deze weer achteruit gegaan. Het aantal 2-jarigen is ook door de tijdreeks heen sterk afgenomen, met hele lage waarden vanaf 2009. Het aantal 3-jarige en oudere vis is ook door de tijdreeks heen sterk afgenomen, met hele lage waarden vanaf 2006. Brasem wordt pas na 3-4 jaar paarij (bijlage 2), wat verklaart waarom brasem als enig bestand ook een sterke negatieve trend in juveniel biomassa laat zien; deze juveniele afname betreft vissen tot en met 3 jaar oud.

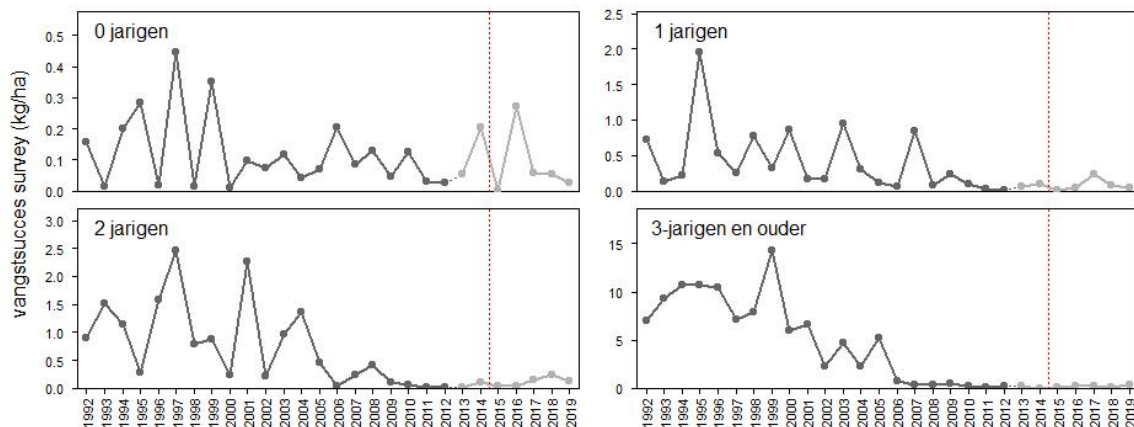


Figuur 3.4.1 Vangstsucces in de survey voor brasem, links voor het juveniele bestand en rechts voor het paaibestand (rechtsboven 2006-2019 uitvergroot). Het vangstsucces betreft de gemiddelde biomassa-dichtheid (kilogram per hectare) van de openwatersurvey in het IJssel-/Markermeer (kuil/boomkor- en elektrokor-survey gecombineerd). De verticale rode lijn geeft de start van het huidige visserijbeheer weer. Van 2012 op 2013 is in de kuil/boomkor-survey gewisseld van tuig, van grote kuil (zwart) naar verhoogde boomkor (grijs). Opwerking uitgelegd in bijlage 2.

¹² 0-jarigen zijn hier vissen die al één groeiseizoen hebben doorgemaakt, aangezien de survey in het najaar plaatsvindt en de paai aan het begin van het jaar. Dezelfde redenering geldt voor hogere leeftijdsklassen.



Figuur 3.4.2 Plot van de lengtes van alle brasem (blauwe cirkels) gevangen in de openwatersurvey met kuil/boomkor/elektrokor door de jaren heen. Eén blauwe cirkel kan meerdere vissen representeren.

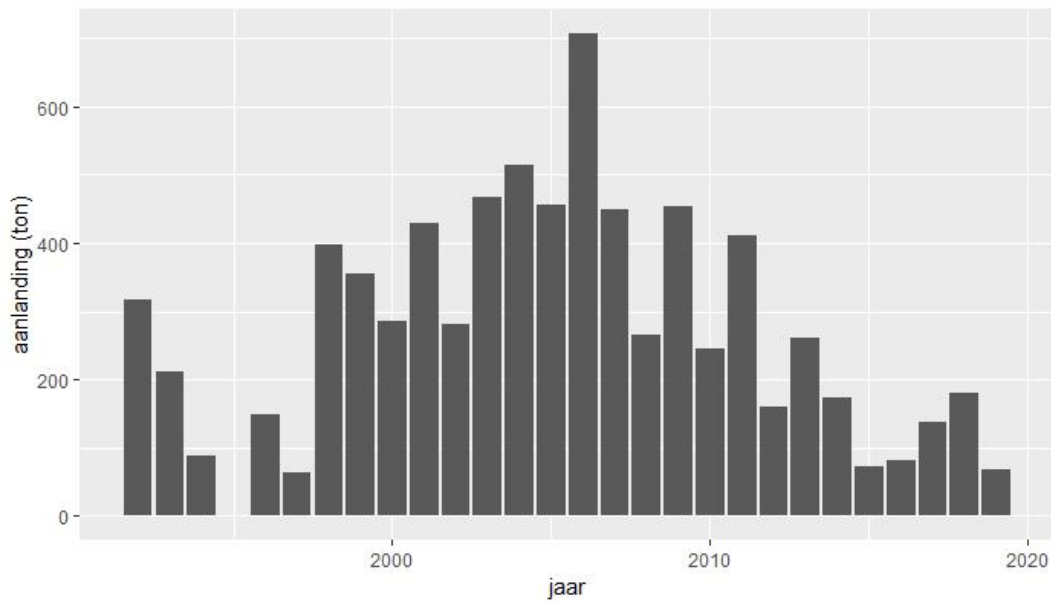


Figuur 3.4.3 Vangstsucces in de survey voor brasem, per leeftijdscategorie. Het vangstsucces betreft de gemiddelde biomassa-dichtheid (kilogram per hectare) van de openwatersurvey in het IJssel-/Markermeer (kuil/boomkor- en elektrokor-survey gecombineerd). De verticale rode lijn geeft de start van het huidige visserijbeheer weer. Van 2012 op 2013 is in de kuil/boomkor-survey gewisseld van tuig, van grote kuil (zwart) naar verhoogde boomkor (grijs). Opwerking uitgelegd in bijlage 2.

3.4.2 Ontwikkelingen in de commerciële vangsten

Volgens de logboeken wordt brasem voor een groot deel gevangen in de zegenvisserij; van de aanlandingen zoals geregistreerd in de logboeken komt 60-76% uit deze visserij. Daarnaast komt 15-31% uit de 101mm-standwantvisserij, en 3-8% uit de overige standwantvisserij (seizoenen 2016/2016 t/m 2018/2019). Voor meer details, zie bijlage 3. Omdat de 101mm-standwantvisserij en de zegenvisserij allebei een aanzienlijk deel van de vangsten uitmaken, worden deze hier allebei (apart) behandeld.

Van brasem is alleen een tijdreeks van de aanlandingen beschikbaar, niet van de discards. Discards zijn er wel (voorlopige gegevens uit marktmonstering 2^e helft 2019): brasem wordt in kwartaal 3 voornamelijk gediscard en vanaf kwartaal 4 voornamelijk aangeland. De historische tijdreeks van de brasemaanlandingen is de minst betrouwbare van alle bestanden (zie bijlage 3) maar aanlandingen lijken in 1998-2011 relatief hoog en daarna af te nemen (figuur 3.4.4).

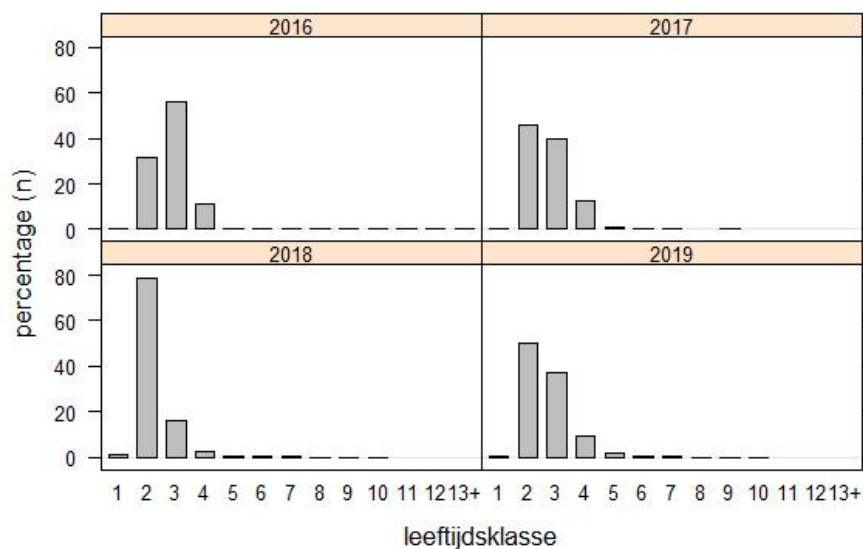


Figuur

3.4.4 Jaarlijkse totale aanlandingen van brasem. Aanlandingen zijn samengesteld uit de gegevens van Productschap Vis (1992-2002), PO (2003-2016 en 2019) en de logboeken (2017-2018). Discardschattingen zijn niet beschikbaar voor brasem.

3.4.2.1 101mm-standwantvisserij

De commerciële standwantvisserij met 101 mm zoals bemonsterd in de marktmonitoring vangt voornamelijk brasem van ~26-45 cm. Dit betreft hoofdzakelijk brasem van 2-4 jaar oud, en een klein aandeel oudere brasem (figuur 3.4.5). De meerderheid van de brasem is niet paarijps: 29-48% (in aantallen) in 2016-2019. Brasem wordt dus in de 101mm-standwantvisserij voornamelijk gevangen voordat deze heeft kunnen paaien.

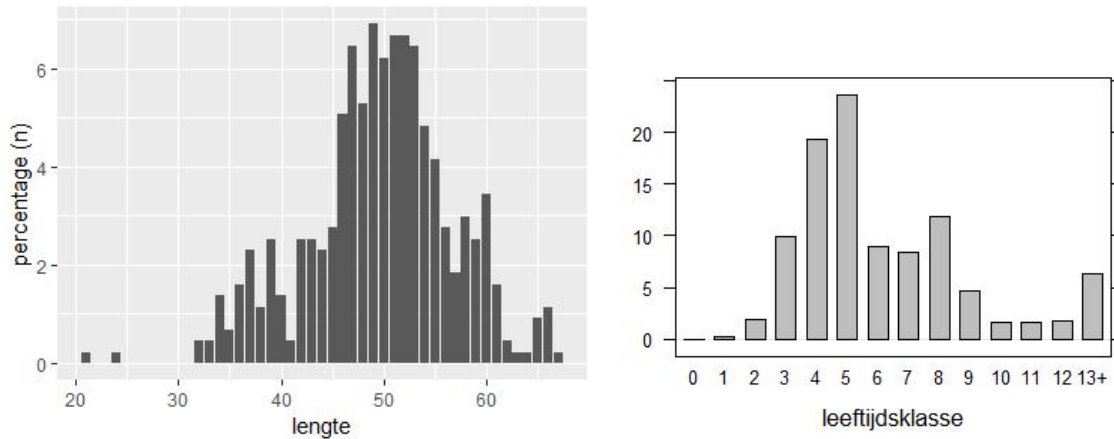


Figuur 3.4.5 Geschatte leeftijdsopbouw van de commerciële brisemvangsten met standwantnetten 101 mm, bemonsterd in de marktmonitoring in september-december. De y-as geeft het geschatte percentage van het totaal aantal vissen weer.

3.4.2.2 Zegenvisserij

In de zegenvisserij wordt een veel breder spectrum aan lengtes gevangen dan bij de standwantvisserij; brasem van 21 tot en met 67 cm is aangetroffen in de marktmonitoring van begin 2019 (figuur 3.4.7). In januari 2018 is maar één zegentrek bemonsterd, maar in kwartaal 1 van

2019 zijn 9 trekken bemonsterd. Hierbij zijn vooral grotere brasem van grofweg 35-60 cm aangetroffen. Brasem van deze grotere lengtes zijn zeer sterk afgenomen in de survey (figuur 3.4.2). Ook het leeftijdspectrum van de zegenvangsten is zeer breed, van 0 tot ouder dan 13 jaar, met vooral brasem van 3-8 jaar maar ook een beduidend aandeel oudere brasem.



Figuur 3.4.7 Lengte- en leeftijdsopbouw van de commerciële brasemvangst met zegenvisserij, bemonsterd in de marktmonitoring in januari-maart 2019. De y-as geeft het percentage van het totaal aantal vissen weer. Brasem heeft geen minimale aanlandingsmaat.

3.5 Conclusies

3.5.1 Ontwikkelingen vanaf 1992

Over de periode 1992-2019 vertonen alle vier bestanden negatieve ontwikkelingen in de omvang van het bestand en neemt het aandeel grote/oude vis af, tot in het laatste decennium. Voor alle bestanden lijkt ook te gelden dat bij hogere leeftijdsgroepen de afname eerder en/of sterker is geweest dan bij lagere leeftijdsgroepen. Het zijn ook met name de hogere leeftijdsgroepen die door de visserij onttrokken worden aan het bestand.

- Baars: het paaibestand neemt door de tijdreeks heen af en fluctueert sinds 2011 op een relatief laag niveau. 2016 wees op een toename van het paaibestand, maar dit heeft in de jaren erna niet doorgezet en 2019 is een van de slechte jaren van de tijdreeks. Het juveniele bestand fluctueert zonder duidelijke trend, maar heeft relatief lage waarden in 2009-2012.
- Snoekbaars: het paaibestand vertoont geen sterke jaren in 2003-2017 en bereikt een dieptepunt qua omvang in 2011-2014. Na 2014 neemt het paaibestand weer sterk en consistent toe. De omvang van het juveniele bestand van snoekbaars vertoont geen consistente afname over de tijdreeks heen, maar is wel in 2011-2012 relatief laag.
- Blankvoorn: de omvang van het paaibestand neemt door de tijdreeks heen consistent en sterk af, met het dieptepunt in 2011-2016. Het juveniele bestand fluctueert en heeft de laagste indexwaarde in 2012. De laagste indexwaarde wat betreft 0-jarige blankvoorn is aangetroffen in 2017.
- Brasem: Het paaibestand en het juveniele bestand nemen zeer sterk en consistent af door de tijdreeks heen, met het dieptepunt in de jaren 2011-2015 (juveniel) en 2014-2015 (paa). Het dieptepunt wat betreft aanwas van 0-jarige vis ligt ook in 2015.

De situatie van alle vier bestanden is relatief slecht in grofweg het laatste decennium, en herstel zou minimaal gericht moeten zijn op een verbetering naar een situatie voorafgaand aan het dieptepunt van elk bestand.

3.5.2 Ontwikkelingen sinds het nieuwe beheer (2014)

Alle vier bestanden laten vanaf 2015 geen achteruitgang zien ten opzichte van de jaren ervoor (2013-2014). Ten opzichte van de - slechte - voorgaande jaren gaat het wat betreft het paaibestand van blankvoorn en vooral snoekbaars beter, maar in de overige opzichten is geen verbetering te zien.

-
- Baars: 2019 in acht nemend, zijn er geen tekenen van verbetering te zien sinds 2015. In 2019 zijn nauwelijks baarzen groter dan 12 cm in de survey aangetroffen; het laagste aandeel sinds het begin van de tijdserie. Het paaibestand is drie jaar op een rij (2017-2019) afgenomen. De hoeveelheid 2-jarige baars is in 2019 weer afgenomen naar het niveau van 2013-2014 en ook de aanwas in 2019 is relatief slecht.
 - Snoekbaars: De paaibiomassa neemt consistent en sterk toe sinds 2015, waarbij in 2019 de hoogste paaibiomassa is aangetroffen sinds 2002. Alle leeftijden, met uitzondering van de 0-jarigen, nemen consistent toe vanaf 2015. De aanwas van 0-jarige vis is in 2017 zeer hoog geweest, wat heeft geleid tot veel paaibiomassa (en commerciële vangsten) in 2018 en 2019. De aanwas is in de andere jaren sinds 2015 echter relatief laag en de snoekbaars geboren in 2019 is ook relatief klein gebleven.
 - Blankvoorn: De paaibestandsomvang van blankvoorn gaat consistent achteruit tot en met 2016, maar lijkt in 2017-2019 iets te herstellen; de indexwaardes liggen hoger dan de zes jaar ervoor. Het juveniele bestand laat geen achteruitgang zien sinds het nieuwe beheer, maar is ook niet verbeterd. Er zijn geen jaren met sterke aanwas van 0-jarige blankvoorn sinds 2015 en de aanwas in 2017 is zelfs zeer slecht.
 - Brasem: Het juveniele bestand gaat achteruit tot en met 2015, en toont in 2016-2018 geen verbetering ten opzichte van 2013-2014. Er is ook geen verbetering in de omvang van het paaibestand te zien. De aanwas van 0-jarige vis sinds 2015 fluctueert sterk zonder verbetering en is in 2017-2019 relatief laag.

In visseizoen 2014/2015 is het beheer aangepast, met als beleidsdoelstelling het voorkomen van verdere achteruitgang in alle vier bestanden. Deze doelstelling lijkt tot dusverre behaald te worden: sindsdien lijken de bestanden niet verder te verslechteren. De vraag van het ministerie voor dit rapport is echter of er *herstel* plaatsvindt, zoals geformuleerd in de brief aan Provincie Friesland van 23 januari 2017: "Zijn sinds het aangepaste beheer in visseizoen 2014/2015 verbeteringen in het bestand te zien, in de bestands grootte en in de bestandsopbouw?" Wat betreft baars en brasem zijn er geen signalen in deze surveygegevens die hierop duiden. Het paaibestand van blankvoorn lijkt in 2017-2019 een beetje te herstellen ten opzichte van de zes zeer slechte jaren ervoor, maar de nieuwe aanwas is relatief slecht sinds 2015. Alleen wat betreft snoekbaars is de situatie duidelijk positief; het paaibestand neemt consistent en sterk toe sinds 2015. Deze toename betreft meerdere leeftijdscategorieën. De grootste toename in het snoekbaarspaaibestand is veroorzaakt door de zeer hoge nieuwe aanwas in 2017; dit heeft geleid tot veel paaibiomassa (en commerciële vangsten) in 2018 en 2019. Echter, aangezien de aanwas in 2018 en 2019 weer laag was en de nieuwe aanwas van 2019 slecht is gegroeid, is de verwachting dat het snoekbaarsbestand in 2020 weer afneemt.

Samengevat lijken de maatregelen die genomen zijn in 2014 geleid te hebben tot het toenmalige doel, namelijk het voorkomen van verdere verslechtering van de bestanden. Echter, de scherpere doelstellingen zoals geformuleerd in 2017 en aangescherpt in 2019 (hoofdstuk 1.1) zijn nog niet in zicht. Voor deze nieuwe doelstellingen, die gehaald dienen te zijn in 2027, zouden de oogstregels uit hoofdstuk 2 gebruikt kunnen worden.

4 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.

Het chemisch laboratorium te IJmuiden beschikt over een EN-ISO/IEC 17025:2017 accreditatie voor testlaboratoria met nummer L097. Deze accreditatie is geldig tot 1 april 2021 en is voor het eerst verleend op 27 maart 1997; deze accreditatie is verleend door de Raad voor Accreditatie. Het chemisch laboratorium heeft hierdoor aangetoond in staat te zijn op technisch bekwaame wijze valide resultaten te leveren en te werken volgens de ISO17025 norm. De scope (L097) met de geaccrediteerde analysemethoden is te vinden op de website van de Raad voor Accreditatie (www.rva.nl).

Op grond van deze accreditatie is het kwaliteitskenmerk Q toegekend aan de resultaten van die componenten die op de scope staan vermeld, mits aan alle kwaliteitseisen is voldaan. Het kwaliteitskenmerk Q staat vermeld in de tabellen met de onderzoeksresultaten. Indien het kwaliteitskenmerk Q niet staat vermeld is de reden hiervan vermeld.

De kwaliteit van de analysemethoden wordt op verschillende manieren gewaarborgd. De juistheid van de analysemethoden wordt regelmatig getoetst door deelname aan ringonderzoeken waaronder die georganiseerd door QUASIMEME. Indien geen ringonderzoek voorhanden is, wordt een tweede lijnscontrole uitgevoerd. Tevens wordt bij iedere meetserie een eerstelijnscontrole uitgevoerd. Naast de lijnscontroles wordende volgende algemene kwaliteitscontroles uitgevoerd:

- Blanco onderzoek.
- Terugvinding (recovery).
- Interne standaard voor borging opwerkmethode.
- Injectie standard.
- Gevoeligheid.

Bovenstaande controles staan beschreven in Wageningen Marine Research werkvoorschrift *ISW 2.10.2.105*.

Indien gewenst kunnen gegevens met betrekking tot de prestatiekenmerken van de analysemethoden bij het chemisch laboratorium worden opgevraagd.

Indien sprake is van onbeheerste kwaliteit worden passende maatregelen genomen.

Literatuur

- Beekman en Platteeuw, 1994. *Het nonnetje Mergus albellus in het IJsselmeergebied*. Rapport 37 LIO.
- Bentley en Langley, 2012. *Feasible stock trajectories: a flexible and efficient sequential estimator for use in fisheries management procedures*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 69:161-177.
- Buijse, van Densen en Schaap, 1992. *Year-class strength of Eurasian perch (Perca fluviatilis L.) and pikeperch (Stizostedion lucioperca, (L.)) in relation to stock size, water temperature and wind in Lake IJssel, The Netherlands, 1966-1989*. In A. D. Buijse, Dynamics and exploitation of unstable percid populations. PhD thesis. Landbouwniversiteit Wageningen.
- Castro, Stoyan en Myers, 1989. *Assimilation efficiency in birds: A function of taxon or food type? Comparative Biochemistry and Physiology -- Part A: Physiology*, 92(3), 271-278.
- Chong, T Mildenberger, Rudd, Taylor, Cope, Branch, Wolff en Stäbler, 2020. *Performance evaluation of data-limited, length-based stock assessment methods*, ICES Journal of Marine Science 77 (11), 97-108
- Dirksen, Boudewijn, Noordhuis en Marteiijn, 1995. *Cormorants Phalacrocorax carbo sinensis in shallow eutrophic freshwater lakes: Prey choice and fish consumption in the non-breeding period and effects of large-scale fish removal*. Ardea, 83 (1), 167-184
- Drent, Klaassen en Zwaan, 1992. *Predictive growth budgets in terns and gulls*. Ardea, 80(1), 5-17.
- Ellis en Gabrielsen, 2001. *Energetics of Free-Ranging Seabirds*. <https://doi.org/10.1201/9781420036305.ch11>
- Grémillet, Schmid en Culik, 1995. *Energy requirements of breeding great cormorants Phalacrocorax carbo sinensis*. Marine Ecology Progress Series, 121, 1-9. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0908-8857.03712.x>
- Griffioen, 2019. *Data rapportage Marktbemonstering schubvis IJsselmeergebied 2016-2018*. Wageningen Marine Research rapport C130/19
- Hamley, 1975. *Review of Gillnet Selectivity*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1975, 32:1943-1969
- Horczyk, Ono, Valencia, Loneragan en Prince, 2015. *A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries* Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 72: 217 – 231.
- ICES, 2019. *Workshop on Guidelines for Management Strategy Evaluations (WKG MSE2)*. ICES Scientific Reports. 1:33. 162 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5331>
- IOTC, 2018. *Report of the Indian Ocean Tuna Commission Working Party on Methods*. IOTC-2018-WPM09-R. Mahe, Seychelles.
- Lappalainen, Dörner, en Wysujack, 2003. *Reproduction biology of pikeperch (Sander lucioperca (L.)) – a review*. Ecology of Freshwater Fish, 12: 95-106.
- Leeuw, de, Donk van, Foekema en Vrooman, 2020. *Voedselreservering voor visetende vogels in het IJsselmeer en Markermeer*. Wageningen University & Research rapport C030/20.
- Methot en Taylor, 2011. *Adjustment for bias due to variability of estimated recruitments in fishery assessment models*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 1744-1760.
- Miller, Anganuzzi, Butterworth, Davies, Donovan, Nickson, Rademeyer en Restrepo, 2019. *Improving communication: the key to more effective MSE processes*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2019, 76:643-656, <https://doi.org/10.1139/cjfas-2018-0134>
- Mous, 2000. *Interactions between fisheries and birds in IJsselmeer, the Netherlands*. PhD thesis, University of Wageningen
- Nolan en Britton, 2018. *Diet of invasive pikeperch Sander lucioperca: developing non-destructive tissue sampling for stable isotope analysis with comparisons to stomach contents analysis*. Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst., 13.

- Noordhuis, Los, Groot en Platteeuw, 2014. *Wetenschappelijk eindadvies ANT-IJsselmeergebied. Vijf jaar studie naar kansen voor het ecosysteem van het IJsselmeer, Markermeer en IJmeer met het oog op de Nature-2000 doelen*. Deltares rapport
- Piersma, Wiersma, van Eerden, 1998. *Seasonal changes in the diet of great crested grebes Podiceps cristatus indicate the constraints on prey choice by solitary pursuit-diving fish-eaters*. In Patchwork (p. 351), PhD thesis, University of Groningen
- Platteeuw, 2011. *Draagkracht benodigd voor het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen Natura 2000 in IJsselmeer en Markermeer voor watervogelsoorten met een autonome neerwaartse trend*.
- Punt, Butterworth, de Moor, De Oliveira en Haddon, 2016, *Management strategy evaluation: best practices*. Fish Fish, 17: 303-334. doi:10.1111/faf.12104
- Rabaey, 2001. *Het dieet van baars Perca fluviatilis L. en snoekbaars Stizostedion lucioperca L. in relatie tot het voedselaanbod in het IJsselmeer en Markermeer*. Studentenverslag Wageningen Universiteit.
- Ridgway, 2010. *A review of estimates of daily energy expenditure and food intake in cormorants (Phalacrocorax spp.)*. Journal of Great Lakes Research, 36(1), 93-99.
- Rijkswaterstaat, 2017a. *Natura 2000 Beheerplan IJsselmeergebied 2017-2023 IJsselmeer*
- Rijkswaterstaat, 2017b. *Natura 2000 Beheerplan IJsselmeergebied 2017-2023 Markermeer & IJmeer*
- Schreckenbach, Knösche en Ebert, 2001. *Nutrient and energy content of freshwater fishes*. Journal of Applied Ichthyology, 17(3), 142-144. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0426.2001.00295.x>
- Specziár, 2011. *Size-dependent prey selection in piscivorous pikeperch Sander lucioperca and Volga pikeperch Sander volgensis shaped by bimodal prey size distribution*. Journal of Fish Biology 79, 1895-1917.
- Tien, van der Hammen, de Vries, Schram en Steenbergen, 2017. *Inspanningsadviezen voor snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem in het IJssel-/Markermeer*. IMARES rapport C018/17.
- Tien, van der Hammen en Steenbergen, 2018. *Bestandsoverzicht van snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem in het IJssel-/Markermeer*. IMARES rapport C018/18.
- Tien en van der Hammen, 2019. *Bestandsoverzicht van snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem in het IJssel-/Markermeer*. Wageningen University & Research rapport C023/19
- Van Dam, Buijse, Dekker, van Eerden, Klein Breteler, Veldkamp, 1995. *Aalscholvers en beroepsvisserij in het IJsselmeer, het Markermeer en Noordwest-Overijssel*. Rapport IKC Natuurbeheer nr. 19
- van der Sluis, Cremer, Griffioen, van Keeken, van Os-Koomen, Wiegerinck, de Bruijn, 2019. *Vismonitoring Zoete Rijkswateren en Overgangswateren t/m 2018. Deel II: Toegepaste methoden*. Wageningen University & Research rapport C086/19
- van der Sluis, de Vries, Kampen en Niemeijer, 2019. *Vergelijking van bemonsteringen in het IJsselmeer en Markermeer met de verhoogde 4m-boomkor versus de A-toomkui* Wageningen Marine Research rapport C084/19.
- Van Eerden, 1997. *Evaluation and synthesis: the carrying capacity of Dutch freshwater wetlands for water birds outside the breeding season*. In: (M.R van Eerden). Patchwork. Patch use, habitat exploitation and carrying capacity for water birds in Dutch freshwater wetlands. PhD thesis, University of Groningen, Groningen. Pp 423-440.
- van Eerden, 1998. *Patchwork, patch use, habitat exploitation and carrying capacity for water birds in Dutch freshwater wetlands*.
- Van der Winden, Dirksen, Hogeweg, Horssen, van Kelder, Tulp en Poot, 2019. *Visdieven in het IJsselmeergebied: broedplaatskeuze en broedsucces in een wetland met weinig dynamiek*. Limosa, 92, 49-64
- Van Rijn, 2004. *Monitoring Aalscholvers in het IJsselmeergebied*. Voortgangsverslag 2004 RIZA werkdocumentnr. 2004.187X
- Van Rijn en van Eerden, 2002. *Aalscholvers in het IJsselmeergebied: concurrent of graadmeter? Vogels, vissen en visserij in een duurzaam evenwicht*
- Veldkamp, 1995. *Diet of cormorants Phalacrocorax carbo sinensis at Wanneperveen, the Netherlands, with special reference to bream Abramis brama*. Ardea, 83(1), 143-155

-
- Voslamber, 1991. *Meeuwen in het ijsselmeergebied, voedseloecologie van zeven op het meer voorkomende soorten*. Intern rapport - 9 liw.
 - Wiersma, Piersma en Van Eerden, 1995. *Food intake of great crested grebes Podiceps cristatus wintering on cold water as a function of various cost factors*. *Ardea*, 83(2), 339–350.
 - Wiersma, 1996. *Dieet en conditie van overwinterende middelste en grote zaagbekken in het IJsselmeergebied, 1979-1987*. Lelystad.
 - Winter, 1994. *Verspreiding in ruimte en tijd van visetende vogels in het IJsselmeergebied in relatie tot de visstand*. Intern rapport - 6 LIO
 - Yazicioglu, 2019. *Morphometric relationships for mouth dimensions and predator-prey size relationships in European perch, perca fluviatilis l., 1758 inhabiting lake ladik, samsun, turkey*. *Fresenius Environ. Bull.* 28, 5163-5168.
 - Zimmermann, Steinberg, Meyer en Schulz 2019. *Maintenance requirement and utilisation efficiency of energy and protein for ongrowing pikeperch (Sander lucioperca (L.))*. *Aquac. Int.* 27, 1109-1123.

Verantwoording

Rapport C041/20

Projectnummer: BO-43.18-100-283.00

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: Mevr. J. Vrooman
Onderzoeker

Handtekening:



Datum: 29 april, 2020

Akkoord: Dr. Ir. T.P. Bult
Directeur

Handtekening:



Datum: 29 april, 2020

Bijlage 1 Beschikbare gegevens

De door Wageningen Marine Research uitgevoerde monitoring op het IJsselmeer en Markermeer bevat een aantal voor dit onderzoek relevante onderdelen. Qua visserij-onafhankelijke bemonstering is er de bemonstering met de verhoogde boomkor en met de elektrokor. Qua visserij-afhankelijke bemonstering is er de in 2011 beëindigde marktmonitoring van snoekbaars en baars en de in 2016 gestarte marktmonitoring van alle vier bestanden. Ook zijn er drie beschikbare bronnen met informatie over de hoeveelheid jaarlijkse aanlandingen ('aanlandingsreeksen').

Visserij-onafhankelijke survey met actieve tuigen in het open water (openwatermonitoring)

Grote kuil/Verhoogde boomkor

De survey is begonnen in 1966 en sinds 1989 gestandaardiseerd (van der Sluis *et al.* 2016). Sinds de standaardisering in 1989 vindt de bemonstering plaats in week 42-47 met 25 trekken in het IJsselmeer en 20 trekken in het Markermeer. De bemonstering is opgezet voor het bepalen van de nieuwe aanwas van schubvis. De methodiek van de survey is daarom met name gericht op het vangen van jonge vis. De opzet van de bemonstering is zodanig dat over alle bemonsterde locaties een beeld van het bestand aan jonge vis in het IJsselmeer en Markermeer gegeven kan worden.

De bemonstering vond tot en met 2012 plaats met een grote kuil (7.4-meter). Deze is in 2013 vervangen door een verhoogde 4-meter boomkor. Voor het koppelen van de gegevens van de twee tuigtypen is in 2012 een vergelijkend experiment uitgevoerd. Er werd geen statistisch verschil in vangstsucces tussen de twee tuigen aangetoond voor de vier schubvissoorten. Daarop is aangenomen dat het vangstsucces van de twee tuigen gelijk is voor alle vier soorten. Echter, de gekozen relaties tussen de twee tuigen (i.e., een 1-op-1 relatie van de vangsten) zijn met grote onzekerheid omgeven. Zo waren voor blankvoorn en brasem niet genoeg gegevens beschikbaar om een soort-specifieke relatie te bepalen. Daarom is de relatie van een grotere groep vissen gebruikt, namelijk van alle demersale (voor brasem) en alle pelagische (voor blankvoorn) vissoorten. Voor deze grotere groep vissen werd ook geen statistisch significant verschil in vangstsucces tussen de twee tuigen aangetoond. Daarom moeten de periodes voor en vanaf 2013 met grote voorzichtigheid met elkaar vergeleken worden (zie bijlage 7).

Elektrokor

Naast de grote kuil/verhoogde boomkorbemonstering vindt in dezelfde weken bemonstering met een elektrokor plaats. Sinds 1989 wordt met de elektrokor bemonsterd om de aal te monitoren. Met de elektrokor wordt er gestreefd om 20 stations in duplo op het IJsselmeer en 10 stations in duplo op het Markermeer te bemonsteren. Vanaf 1995 worden er in één trek per station naast de aal ook de overige soorten in de vangst gesorteerd, geteld en gemeten. In 1992, 1993 en 1994 gebeurde dit slechts in een paar trekken (respectievelijk 2, 5 en 3).

In de survey wordt na elke trek van alle vissen het aantal en de lengte genoteerd. Tevens worden leeftijd, gewicht en geslacht bepaald van een (lengte-gestratificeerde) selectie van de soorten. De vangstefficiëntie van de survey is waarschijnlijk niet voor alle individuen gelijk: kleine individuen worden waarschijnlijk beter gevangen dan grote individuen.

Historische marktmonitoring van snoekbaars en baars

De marktmonitoring betrof de bemonstering van commercieel aangelande baars en snoekbaars. Vanaf 1966 werden lengte, leeftijd, gewicht en geslacht bepaald. De bemonstering vond plaats in het 1e en 4e kwartaal, in de laatste jaren voornamelijk op Urk (in eerdere jaren ook op andere visafslagen). Door gebrek aan beschikbare vis op de afslagen werd de laatste jaren daarnaast door een visserijfirma 3x per jaar 100kg snoekbaars en 50kg baars van zowel het IJsselmeer als het Markermeer geleverd aan Wageningen Marine Research. Deze vis werd in de marktmonitoring op dezelfde manier behandeld als de vis verkregen via de afslagen. De marktmonitoring is beëindigd in januari 2011.

Nieuwe marktmonitoring schubvis

De nieuwe marktmonitoring is opgezet om een representatieve schatting van de vangstsamenstelling van de belangrijkste visserijen op deze vier soorten te verkrijgen. Er wordt

meegevangen met commerciële vissersschepen en de gehele visvangst (dus aanlandingen en discards) wordt op lengte gemeten. Het hele visseizoen wordt bemonsterd. Ook wordt in kwartaal 4 vis opgekocht (en sinds 2019 in kwartaal 1 aanvullend brasem) voor biologische metingen; gewicht, geslacht, rijpheid en leeftijd wordt vastgesteld in het lab. Het programma is door de jaren heen steeds meer uitgebreid: in de winter van 2016/2017 is de staandwantvisserij met 101 mm bemonsterd en zijn biologische metingen uitgevoerd aan de toenmalige doelsoorten brasem en snoekbaars. In de winter van 2017/2018 is ook geprobeerd zegenvisserij te bemonsteren, maar het is alleen in januari 2018 één keer gelukt een zegentrek te bemonsteren. Vanaf 2017/2018 werden ook blankvoorn en baars opgekocht voor biologische metingen. Voor een uitgebreide beschrijving, zie Griffioen (2019).

Aanlandingsreeksen

Er zijn drie beschikbare tijdreeksen over de (totale) aanlandingen op de meren. Sinds het begin van de IJsselmeervisserij is er afslaginformatie zoals verzameld door eerst het ministerie van LNV en daarna het Productschap Vis (PVIS). Deze tijdreeks bevat aanlandingen per jaar, zoals verkocht op de afslagen (dode vis) en doorgeven aan de afslag (pootvis; levende vis), en stopt in 2011 als PVIS wordt opgeheven. Sinds 2000 heeft de PO een tijdreeks beschikbaar van de aanlandingen per week, zoals wordt doorgegeven door de vissers aan de PO; de officiële afslagverkopen (dode vis) of een opgave (levende vis). NB: ook de afslaggegevens van de niet-leden zijn opgenomen in deze reeks. Alleen de levende vis van de niet-leden komt niet voor in de PO-reeks en het is de vraag in hoeverre de levende vis representatief wordt doorgegeven door alle PO-leden. Sinds 2016 zijn de vissers verplicht logboeken in te vullen, met zowel aanlandingen als de inspanning (tijdsduur, type tuig, maaswijdte, nethoogte, etc.) per dag. Deze logboeken moeten worden ingevuld voor de bestanden snoekbaars, baars, blankvoorn, brasem en bot, en voor de tuigen staandwant, zegen en grote fuiken. Grote fuiken worden niet gebruikt om gericht schubvis mee te vangen, maar vangen beduidende hoeveelheden schubvis bij. Voor de overige aalfuiken (schietfuiken, kisten, etc.) is geen registratieplicht van de schubvis, en de veronderstelling is dat de vier schubvissoorten in verwaarloosbare aantallen worden gevangen in deze tuigen. NB: voor visseizoen 2018/2019 zijn de gegevens tot en met maart 2019 beschikbaar bij verschijnen van dit rapport. De veronderstelling is dat t/m 15 april 2019 een onbeduidende hoeveelheid aanlandingen zullen volgen.

Bijlage 2 Opwerking surveygegevens

Samenvoegen kuil/boomkorsurvey met elektrokor survey

Omdat de kuil/boomkorsurvey ontwikkeld is voor juveniele vis en de vangsten van met name snoekbaars en brasem vrij laag zijn, is besloten ook de vangstgegevens van de elektrokor (vanaf 1995, toen schubvis standaard werd doorgemeten in dit tuig) mee te nemen in de trendberekening. Op deze manier is de index gebaseerd op meer trekken en meer gevangen vis. Deze opwerkingen zijn uitgevoerd met de kuil/boomkorsurvey en met de elektrokor survey apart, waaruit twee indices per jaar zijn gekomen. Deze twee indices zijn vervolgens (voor 1995-2019) bij elkaar gevoegd, met een zwaardere weging voor de kuil/boomkor survey (70%) dan de elektrokor survey (30%). Deze weging is gelijk aan de verhouding van de gemiddelde inspanning (bevist oppervlakte) tussen de boomkor en de elektrokor in 2013-2016. De kuil (die tot 2012 gebruikt werd) had een grotere inspanning dan de boomkor (~0.6 vs. 0.4). Hier is echter geen rekening mee gehouden en de verhouding van de boomkor vs. de elektrokor is voor de hele tijdsserie aangehouden (0.7:0.3).

Opwerking naar biomassa-index van gehele beviste bestand

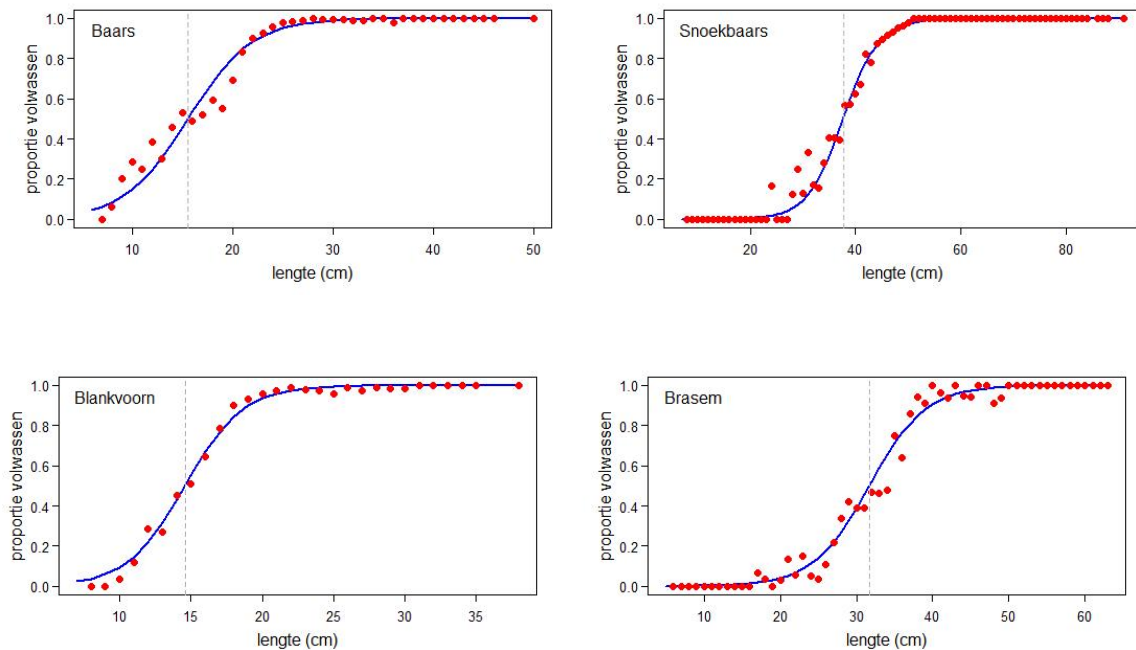
De gegevens van de openwatersurvey met de grote kuil/verhoogde boomkor en met de elektrokor worden opgewerkt naar aantallen per lengte per trek en per soort vanaf 1992. Gewichten worden per soort, trek en lengte berekend aan de hand van lengte-gewicht relaties zoals in de reguliere zoetwaterrapportages (van der Sluis *et al.*, 2019). Vervolgens wordt per soort en trek het vangstgewicht over alle lengtes opgeteld. Hierna worden de vangsten per trek op basis van beviste afstand en breedte van het tuig gestandaardiseerd naar kilogram per hectare. Daarna wordt de gemiddelde bemonsterde dichtheid per meer berekend, door eerst een gemiddelde dichtheid per station te berekenen (soms wordt een station meer dan eens bemonsterd) en vervolgens de dichtheid over alle stations te middelen. Deze methode is gelijk aan de methode die in de zoetwaterrapportage wordt gebruikt (van der Sluis *et al.*, 2019) en die gebruikt is in de vorige rapportages (onder andere Tien *et al.* 2019).

Opwerking naar biomassa-index van paai- en juveniel bestand

De relatie tussen lengte en paarijphheid is geschat op basis van (1) gegevens uit de openwatermonitoring in de jaren 1992-2018, (2) gegevens uit de historische marktmonitoring (van 1992-2010) voor snoekbaars en baars (3) gegevens van de nieuwe marktmonitoring uit 2016-2019 voor brasem en snoekbaars en (4) gegevens uit de nieuwe marktmonitoring uit 2017-2019 voor baars en blankvoorn. Uit de marktmonitoringen zijn alleen de gegevens van september-december gebruikt, omdat dit de periode is waarin de survey plaatsvindt. Deze gegevens zijn samengenomen per bestand en logistische regressie is toegepast op paarijphheid (wel/niet) per lengteklasse. Vervolgens wordt het paaibestand gedefinieerd als de vissen die groter zijn dan $L_{50\%}$; de lengte waarbij 50% van de vissen paarijph is (tabel B.2.1, figuur B.2.1). De opwerking is verder identiek aan de opwerking van alle lengtes zoals hierboven beschreven.

Tabel B.2.1 De lengte (cm) waarbij 50% van de vissen paarijph is.

Soort	$L_{50\%}$
Baars	15.6
Snoekbaars	37.7
Brasem	31.7
Blankvoorn	14.6

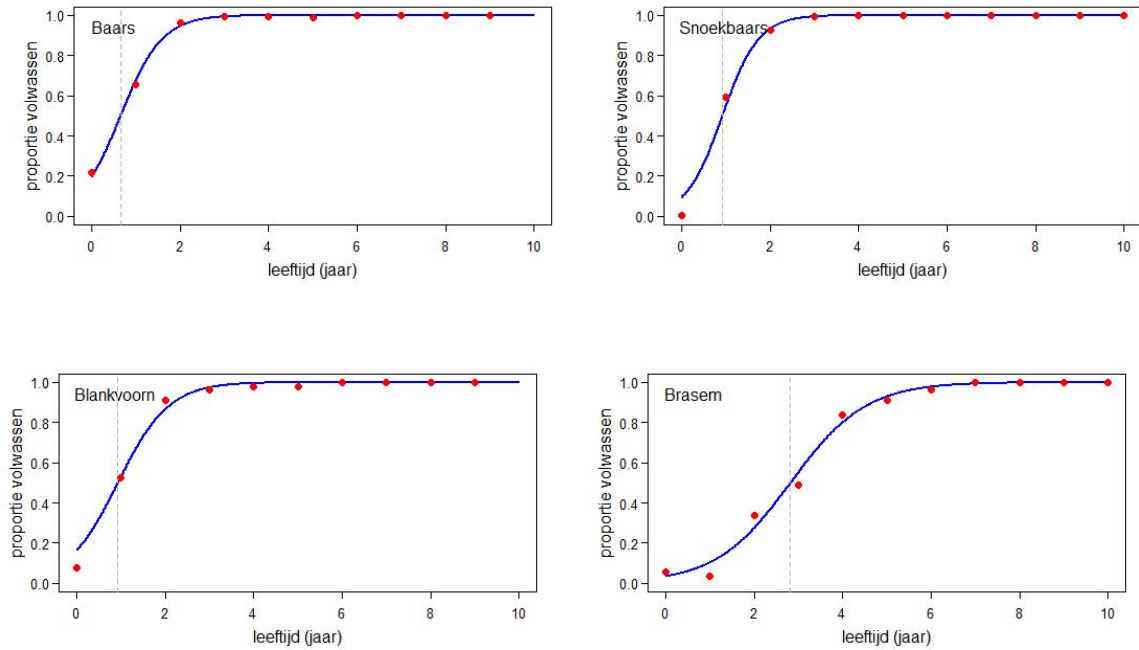


Figuur B.2.1 De gemiddelde proportie vis die volwassen (paairijp) is per lengteklasse. Gebaseerd op gegevens van de openwatersurvey (zowel kuil/boomkor als elektrokor, van 1992-2018), de marktmonsting voor snoekbaars (1992-2010 en 2016-2018), voor baars (1992-2010 en 2017-2018), voor brasem (2016-2018) en voor blankvoorn (2017-2018). Rode stippen = de gemiddelde waardes per lengteklasse, blauwe lijn = de gefitte relatie door alle individuele waardes (logistische regressie). Grijs lijn is de lengte waarbij 50% van de vissen paairijp zijn = L50%.

Opwerking naar biomassa-index per leeftijd

De opdeling van de surveyvangsten in vangsten van verschillende leeftijden wordt gedaan via lengte-leeftijdsleutels. Hierbij zijn gegevens per soort uit dezelfde surveys beschikbaar als voor de paairijpheid (vorige alinea). Idealiter wordt voor elk jaar een lengte-leeftijdsleutel gemaakt¹³: per jaar wordt voor elke lengteklasse berekend hoeveel elke leeftijd relatief voorkomt. Voor de laatste survey (2019) zijn de leeftijden nog niet bepaald. Er is daarom gekozen om voor de lengte-leeftijdsleutel van 2019 een gemiddelde van de 3 jaar ervoor (2016-2018) te nemen. Daarnaast speelt mee dat niet alle jaren leeftijdsgegevens van alle lengtes bevatten. Voor de missende lengtes in deze jaren is een gemiddelde sleutel van de hele tijdsserie genomen (1992-2018). Vervolgens worden de gegevens van de openwatersurvey opgewerkt naar aantallen per lengte per trek en per soort voor de vier schubvissoorten vanaf 1992. Gewichten worden per soort, trek en lengte berekend aan de hand van soort-specifieke lengte-gewicht relaties zoals in de reguliere zoetwaterrapportages (van der Sluis *et al.*, 2019). Per lengte wordt vervolgens de lengte-leeftijdsleutel gebruikt om te bepalen uit welke leeftijden het gewicht van die lengte bestaat. De opwerking is verder identiek aan de opwerking zoals hierboven beschreven. In figuur B.2.2 staan de relaties tussen paairijpheid en leeftijd.

¹³ Omdat de groeisnelheid per leeftijd kan verschillen tussen jaren, gedreven door beschikbaar voedsel, temperatuur, etc etc.



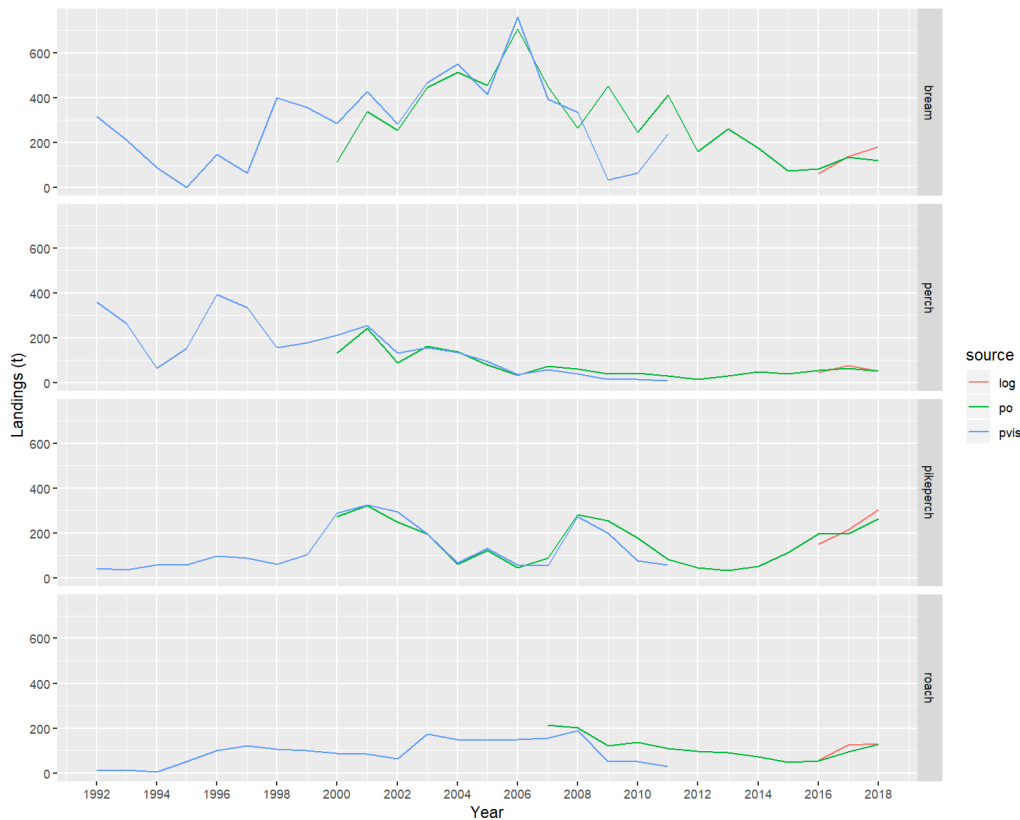
Figuur B.2.2 De gemiddelde proportie vis die volwassen (paarij) is per leeftijdsklasse. Gebaseerd op gegevens van de openwatersurvey (zowel kuil/boomkor als elektrokor, van 1992-2018), de marktmonstering voor snoekbaars (1992-2010 en 2016-2018), voor baars (1992-2010 en 2017-2018), voor brasem (2016-2018) en voor blankvoorn (2017-2018). Rode stippen = de gemiddelde waarden per lengteklasse, blauwe lijn = de gefitte relatie door alle individuele waarden (logistische regressie). De grijze lijn geeft de leeftijd weer waar 50% van de vissen paarij zijn.

Bijlage 3 Opwerking visserijgegevens

Aanlandingsreeks

Aangezien er geen aanlandingsreeks van één bron voor de gehele periode van 1992-2019 is, worden gegevens van de drie verschillende bronnen (PVIS, PO en logboeken) samengevoegd. Hierbij wordt bij voorkeur gewerkt met bronnen die aanlandingen per kwartaal beschikbaar hebben (PO en logboeken). Echter, aangezien er behoorlijke verschillen in de hoeveelheid aanlandingen tussen bronnen kunnen zitten (figuur B.3.1), wordt er per tijdsperiode gekozen voor de bron met gemiddeld de hoogste hoeveelheden. Dit leidt tot de volgende keuzes: De PVIS-reeks wordt aangehouden in 1992-2002, de PO-reeks in 2003-2016 en de logboeken in 2017-2018. Alleen voor blankvoorn wordt de PVIS-reeks aangehouden tot en met 2007, omdat de PO-reeks geen blankvoorn-gegevens beschikbaar heeft tot 2008. In 2019 worden weer de PO-aanlandingen aangehouden, omdat de definitieve logboeken van 2019 bij verschijnen van dit rapport nog niet beschikbaar zijn.

De betrouwbaarheid van de uiteindelijke tijdreeks verschilt tussen de vier bestanden en de bronnen. Aanlandingen die via de afslag verhandeld worden (snoekbaars, baars, blankvoorn en staandwantgevangen brasem) worden goed bijgehouden door de afslagen zelf (en als zodanig doorgegeven aan de PO). Echter, de zegenvangsten van brasem (meer dan de helft van alle brasemaanlandingen) worden niet via de afslag verkocht maar direct via handelaren, wat de betrouwbaarheid van deze brasemgegevens onduidelijk maakt. Er is immers ook geen controle in het veld. Als de bronnen worden vergeleken (figuur B.3.1) is het volgende te zien: voor snoekbaars en baars verschillen de bronnen vrijwel niet; dit is ook te verwachten aangezien deze soorten hoofdzakelijk via de afslag worden verkocht. Echter, voor blankvoorn en vooral brasem verschillen de schattingen wel. Voor brasem speelt mee dat deze soort in de statistieken onder verschillende categorieën valt; naast de categorie 'brasem' wordt deze vis ook ondergebracht bij 'blei' (samen met kolblei, in de PO-reeks) en bij pootvis (samen met wellicht andere levend verhandelde vis, in de PO- en PVIS-reeks). De 'blei'-categorie is meegenomen in de brasem-reeks hier, maar de pootvis niet, omdat onbekend is welk aandeel brasem uitmaakt in deze categorie, en het effect van pootvis toevoegen op de totale hoeveelheden (vooral de eerste jaren) enorm is. Samengevat is de tijdreeks van de brasemaanlandingen waarschijnlijk het minst representatief van alle soorten. Waarom de blankvoornvangsten tussen de PO- en logboek-reeks zo afwijken is onbekend. Er zijn ook signalen dat in ieder geval de laatste jaren soms een te hoge hoeveelheid aanlanding wordt ingevuld in de logboeken. Omdat onbekend is of dit en in welke mate dit gebeurt, is dit signaal hier buiten beschouwing gelaten. Ook is het door privacywetgeving momenteel niet mogelijk om een vergelijking op persoonsniveau te maken van de gegevens van de verschillende bronnen, ook al zijn er sterke signalen dat er verschillen zijn. Een dergelijke vergelijking zou veel kunnen helpen om de aanlandingsreeks te verbeteren.



Figuur B.3.1. Jaarlijkse aanlandingen (in tonnen; 1000 kg) per soort, volgens de drie beschikbare informatiebronnen: logboeken ('log'), de PO en de Productschap Vis ('pvis'). Bream=brasem, perch=baars, pikeperch=snoekbaars, roach=blankvoorn.

Discardreeks

Voor snoekbaars en baars is vanuit de nieuwe marktmonitoring informatie beschikbaar over de lengtesamenstelling van de gehele vangst (zonder opsplitsing in aanlanding en discards), terwijl de historische marktmonitoring alleen informatie bevat over de lengtesamenstelling van de aanlandingen. De historische marktmonitoring laat zien dat, hoewel de minimum aanlandingsmaat van snoekbaars 42 cm is, snoekbaars vanaf 36 cm al veel wordt aangeland via de afslag. Van baars wordt vis vanaf 18 cm aangeland (minimum aanlandingsmaat is 22 cm). Op basis van deze informatie is in de nieuwe marktmonitoring de vangst als volgt opgesplitst: snoekbaars tot en met 35 cm is discard en groter is aanlanding, baars tot en met 17 cm is discard en groter is aanlanding. De jaarlijkse ratio aanlanding:discards is berekend op basis van de lengtesamenstelling in de nieuwe marktmonitoring (2016-2018). Deze ratio is vervolgens vermenigvuldigd met de aanlandingen in dat jaar, om de hoeveelheid discards te berekenen. Dit leidt tot de totale hoeveelheid discards in de jaren 2016-2018. Voor de overige jaren is de gemiddelde ratio van 2016-2018 vermenigvuldigd met de jaarlijkse aanlandingen, voor een schatting van de hoeveelheid discards. De gemiddelde ratio aanlanding:discards (in gewicht) is voor snoekbaars 0.035 en voor baars 0.012. Dit betekent dat er bijvoorbeeld op elke 100 kg aangelande snoekbaars 3.5 kg gediscard is.

Omdat er voor blankvoorn en brasem geen historische marktmonitoring is, en geen minimum aanlandingsmaat, is niet bekend welk deel van de vangst gediscard wordt. Wel is duidelijk dat een deel wordt gediscard, maar dit is afhankelijk van de datum en de visser. Vanaf het 3^e kwartaal 2019 wordt in de marktmonitoring geschat welk deel aangeland en gediscard wordt. Hiermee kan in volgende jaren het aandeel discards van de totale aanlandingen geschat worden.

Leeftijdssamenstelling vangsten

Voor snoekbaars en baars worden de aanlandingsgewichten naar aantallen per leeftijd opgewerkt per jaar en kwartaal. Echter, de historische marktmonitoring is voor de meeste jaren alleen voor kwartaal 1 en 4 beschikbaar; er zijn dus alleen leeftijdsleutels voor kwartaal 1 en 4. Om ook de vangsten van de andere twee kwartalen op leeftijd te kunnen schatten is het volgende gedaan: De aanlandingen in kwartaal 2 zijn erg laag en worden daarom gelijk verdeeld over kwartaal 1 en 3. Voor

kwartaal 3 zijn de aanlandingen wel substantieel, daarom zijn voor kwartaal 3 en 4 de lengte- en leeftijdsdata samengevoegd; de leeftijdsleutel van kwartaal 4 is dus gebruikt voor het op leeftijd brengen van de vangsten in kwartaal 3. In de nieuwe marktmonitoring wordt alleen leeftijdsinformatie verzameld in kwartaal 4. Hiervoor wordt voor kwartaal 1 de gemiddelde lengte-leeftijdsleutel van de tijdserie gebruikt en wordt voor kwartaal 3 de sleutel van kwartaal 4 gebruikt. Voor de opwerking wordt eerst per jaar en kwartaal een lengtefrequentieverdeling gemaakt vanuit de lengtegegevens uit de marktmonitoring. Vervolgens worden de lengte-leeftijdsleutels die geschat zijn vanuit de marktmonitoring gebruikt om een leeftijdsverdeling te maken. Vervolgens gebruiken we een leeftijd-gewichtsleutel om de totale aantallen per leeftijd te berekenen.

Inspannings- en vangstverdeling tussen typen visserij

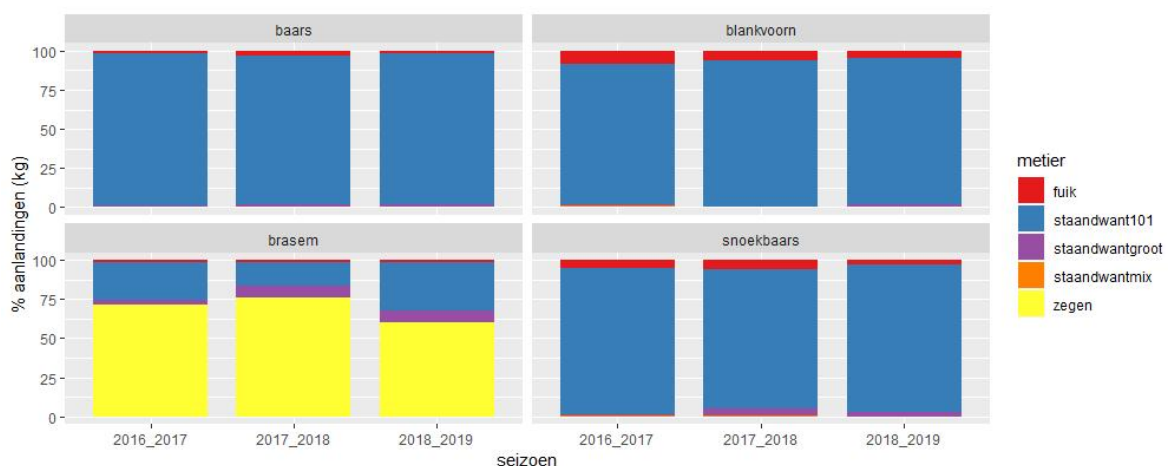
Om het belang van de verschillende typen visserij te bepalen, zijn de logboekgegevens gebruikt.

Typen visserij ('metier') zijn gedefinieerd als;

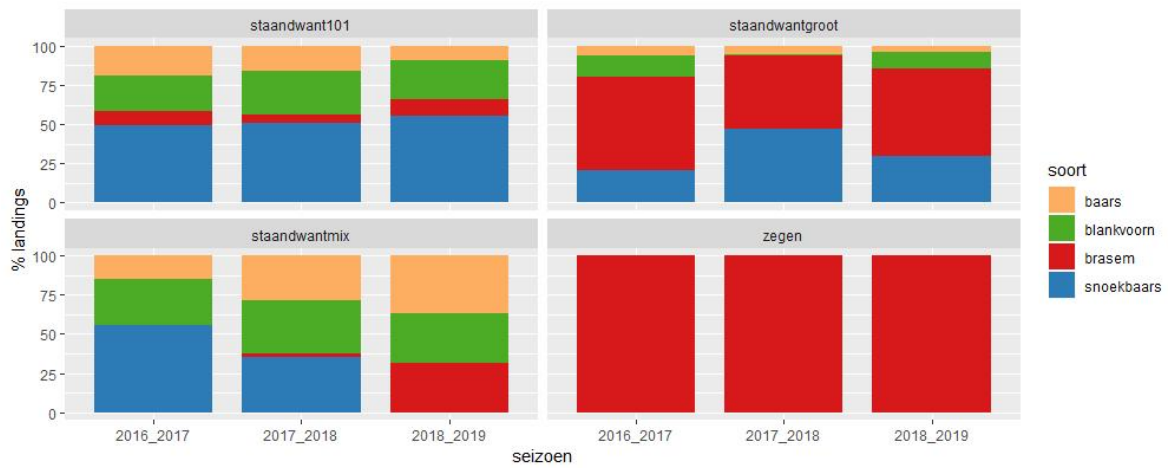
1. Fuikvisserij
2. Zegenvisserij
3. Staandwantvisserij met 101 mm
4. Staandwantvisserij met grotere maaswijdtes
5. Staandwantvisserij met gemengde maaswijdtes

Ter informatie zijn hieronder een aantal samenvattingen van de logboeken gegeven (figuur B.3.1 – B.3.7), met een paar bijzonderheden:

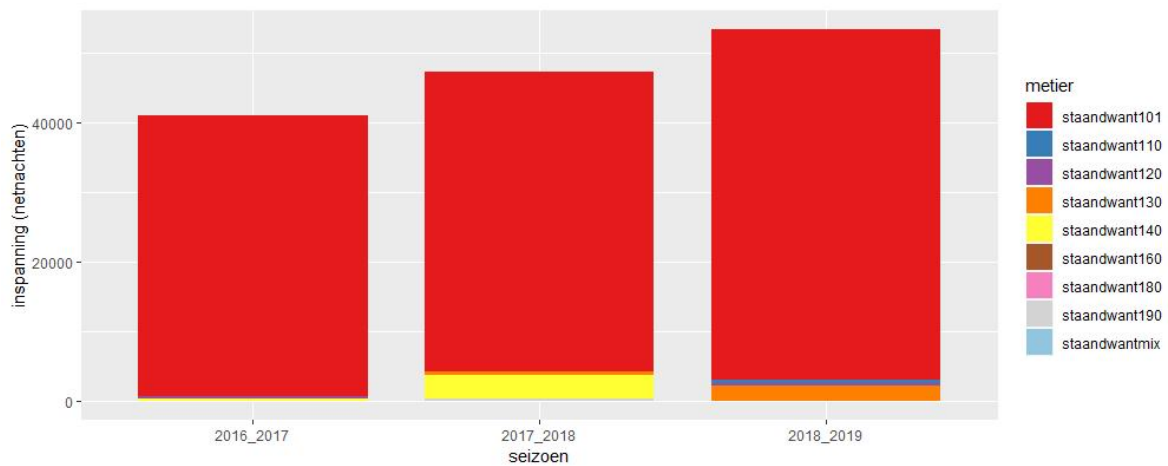
- Baars, blankvoorn en snoekbaars worden sinds visseizoen 2016/2017 hoofdzakelijk via 101mm-staandwantvisserij aangeland, en brasem hoofdzakelijk via de zegenvisserij (figuur B.3.1).
- De zegenvisserij vangt vrijwel uitsluitend brasem, de grote staandwantvisserij voornamelijk brasem en snoekbaars, en de 101mm- en gemengde staandwantvisserij vangen voornamelijk snoekbaars, blankvoorn en baars (B.3.2).
- De inspanning van de staandwantvisserij is gestegen (figuur B.3.3)
- Zegenvisserij vindt voornamelijk in kwartaal 1 plaats, staandwantvisserij is vrij gelijkmatig verdeeld over juli-maart (figuur B.3.5)
- Snoekbaarsvangsten in de staandwantvisserij vertonen een duidelijke seizoensdynamiek, terwijl dit bij de andere drie soorten niet zo duidelijk is (B.3.6)
- Brasemvangsten in de zegenvisserij vinden hoofdzakelijk in kwartaal 1-3 plaats (B.3.7)



Figuur B.3.1. Aanlandingsverdeling van een soort, wat betreft 5 typen visserij (metier), per visseizoen. Metier: 'staandwantgroot'=alle maaswijdtes groter dan 101 mm, 'staandwantmix'=mix van verschillende maaswijdtes of onbekende maaswijdtes. Gegevens zoals geregistreerd in de logboeken.



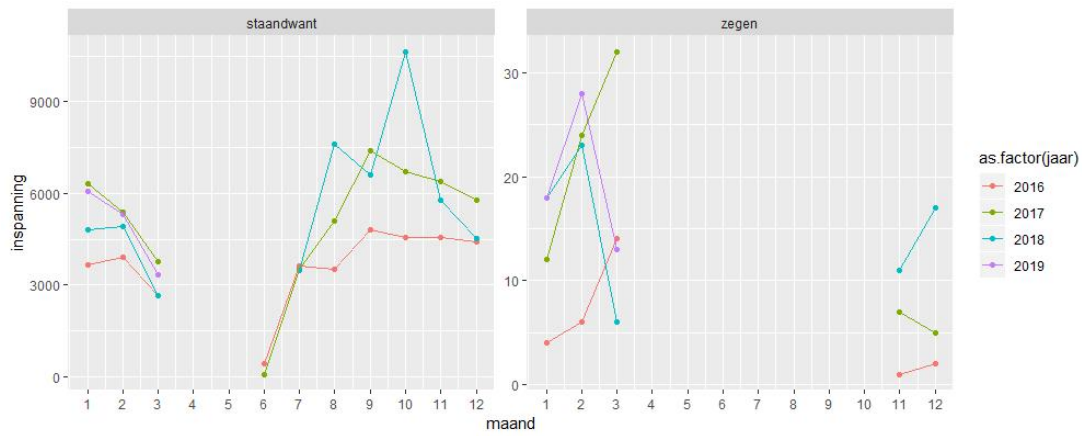
Figuur B.3.2. Aanlandingsverdeling van 4 typen visserij, wat betreft de 4 soorten, per visseizoen. Metier: 'staandwantgroot'=alle maaswijdtes groter dan 101 mm, 'staandwantmix'=mix van verschillende maaswijdtes of onbekende maaswijdtes. Gegevens zoals geregistreerd in de logboeken. Fuiken zijn buiten beschouwing gelaten.



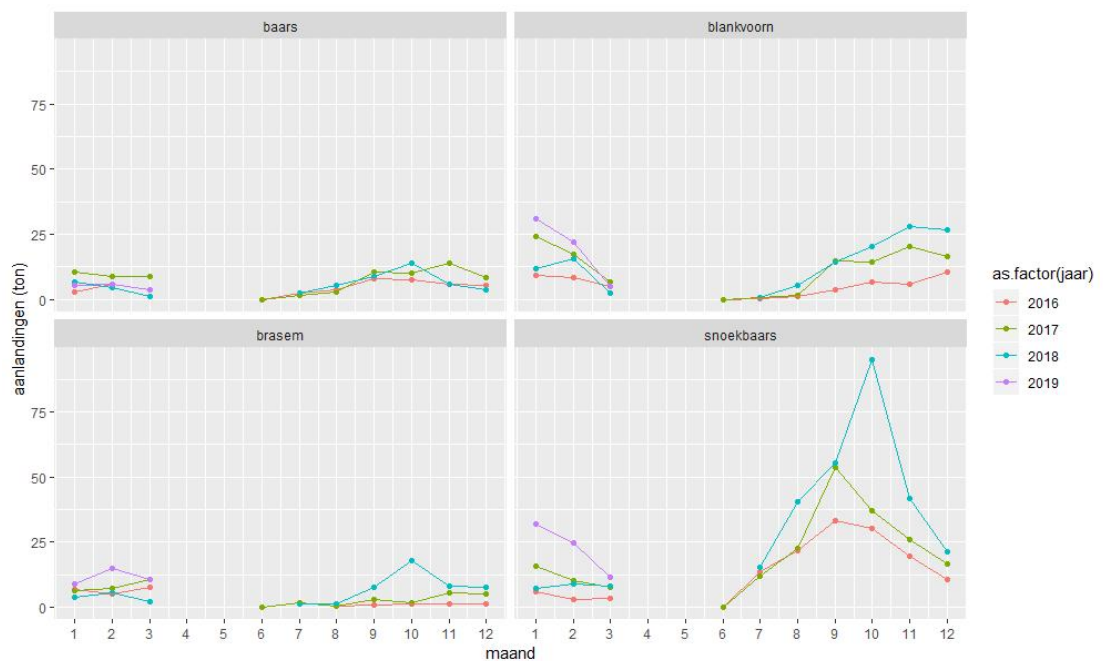
Figuur B.3.3. Inspanning (netnachten) per seizoen van de staandwantvisserij, opgedeeld per maaswijdte. Metier: 'staandwantmix'=mix van verschillende maaswijdtes of onbekende maaswijdtes. Gegevens zoals geregistreerd in de logboeken.



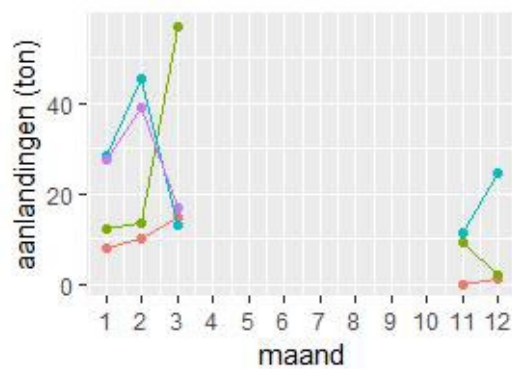
Figuur B.3.4. Inspanning (zegendagen) per seizoen van de zegenvisserij. Gegevens zoals geregistreerd in de logboeken.



Figuur B.3.5. Inspanning per maand en jaar van de staandwantvisserij (in netnachten) en zegenvisserij (in zegendagen). Gegevens zoals geregistreerd in de logboeken.



Figuur B.3.6. Aanlandingen (in tonnen) per maand en jaar van de vier schubvissoorten in de staandwantvisserij. Gegevens zoals geregistreerd in de logboeken.



Figuur B.3.7. Aanlandingen (in tonnen) per maand en jaar van brasem in de zegenvisserij. Gegevens zoals geregistreerd in de logboeken. Voor uitleg kleuren, zie figuur hierboven.

Bijlage 4 Opwerking ecologische gegevens

In het MSE-model van snoekbaars en baars wordt ook ecologische informatie meegenomen. De belangrijkste ecologische input in het model is (a) de biomassa aan snoekbaars en baars die jaarlijks (1992-2018) wordt onttrokken door vogelpredatie, (b) de hoeveelheid biomassa die wettelijk beschikbaar moet zijn als voedselreservering voor de vogelsoorten en -aantallen die beschermd zijn onder de Natura2000, (c) een relatieve vispredatie, en (d) een minimale schatting van de draagkracht van het systeem wat betreft snoekbaars en baars. Zie ook het rapport de Leeuw *et al.* (2020) voor een uitgebreidere bespreking.

(a) Vogelpredatie

De consumptie van snoekbaars en baars door vogels is berekend in 3 stappen:

1. het berekenen van energetische behoefte van vogels per soort,
2. het schatten van de hoeveelheid vogels die foerageren op IJsselmeer en Markermeer
3. het schatten van de proporties gegeten snoekbaars en baars in het dieet, per vogelsoort.

Hier zijn de zeven belangrijkste visetende soorten meegenomen, namelijk aalscholver (*Phalacrocorax carbo*), fuut (*Podiceps cristatus*), nonnetje (*Mergellus albellus*), grote zaagbek (*Mergus merganser*), visdief (*Sterna hirundo*), en kokmeeuw (*Chroicocephalus ridibundus*). De overige visetende vogelsoorten in het IJsselmeergebied zijn hier niet meegenomen, vanwege hun waarschijnlijk maar lage consumptie van snoekbaars en baars.

Ad (1): Energetische behoefte bestaat uit het basaal metabolisme (BMR) en verdere activiteiten die energie kosten. BMR is berekend met behulp van een formule uit de literatuur (Ellis & Gabrielsen, 2001), welke gebaseerd is op het gemiddelde lichaamsgewicht per vogelsoort, zo mogelijk op IJsselmeer/Markermeer gebaseerde data (Beekman en Platteeuw, 1994; Grémillet, Schmid en Culik, 1995; Platteeuw, 2011; Wiersma, 1996), en is gecorrigeerd voor breedtegraad¹⁴ (52.653081). Vogels verbruiken een meervoud van hun BMR per dag, afhankelijk van (broed)activiteiten (waaronder vliegen en duiken), verteringskosten, weersomstandigheden et cetera. Per soort is met behulp van de literatuur een inschatting gemaakt van dagelijkse energiekosten ('field metabolic rates', FMR) en is de BMR met een factor 3 of 4 vermenigvuldigd om tot de FMR te komen die gebruikt is in de verdere berekeningen (Beekman en Platteeuw, 1994; Ridgway, 2010; Wiersma, Piersma en van Eerden, 1995). Tenslotte is de FMR gedeeld door 0.8, wat de verteringsefficiëntie is van visetende vogels (Castro, Stoyan en Myers, 1989) en vermenigvuldigd met 365 dagen, om te komen tot de hoeveelheid vis in kiloJoule (kJ) die een individuele vogel per soort per jaar nodig heeft. Voor broedvogels zoals aalscholver en visdief is ook berekend wat jongen totaal aan vis in kJ nodig hebben om vliegvlug (groot genoeg om het nest te verlaten) te worden (Drent, Klaassen en Zwaan, 1992; Ridgway, 2010).

Ad (2): Voor de gemiddelde aantallen vogels over 12 maanden per jaar in IJsselmeer en Markermeer, zijn maandelijkse telgegevens van Rijkswaterstaat vanuit het vliegtuig en nesttellingen van SOVON gebruikt (SOVON.nl). Vliegtuigtellingen beslaan niet het hele gebied en moesten worden gecorrigeerd (pers. comm. Mervyn Roos) om tot realistischer aantallen te komen (Tabel B.4.1).

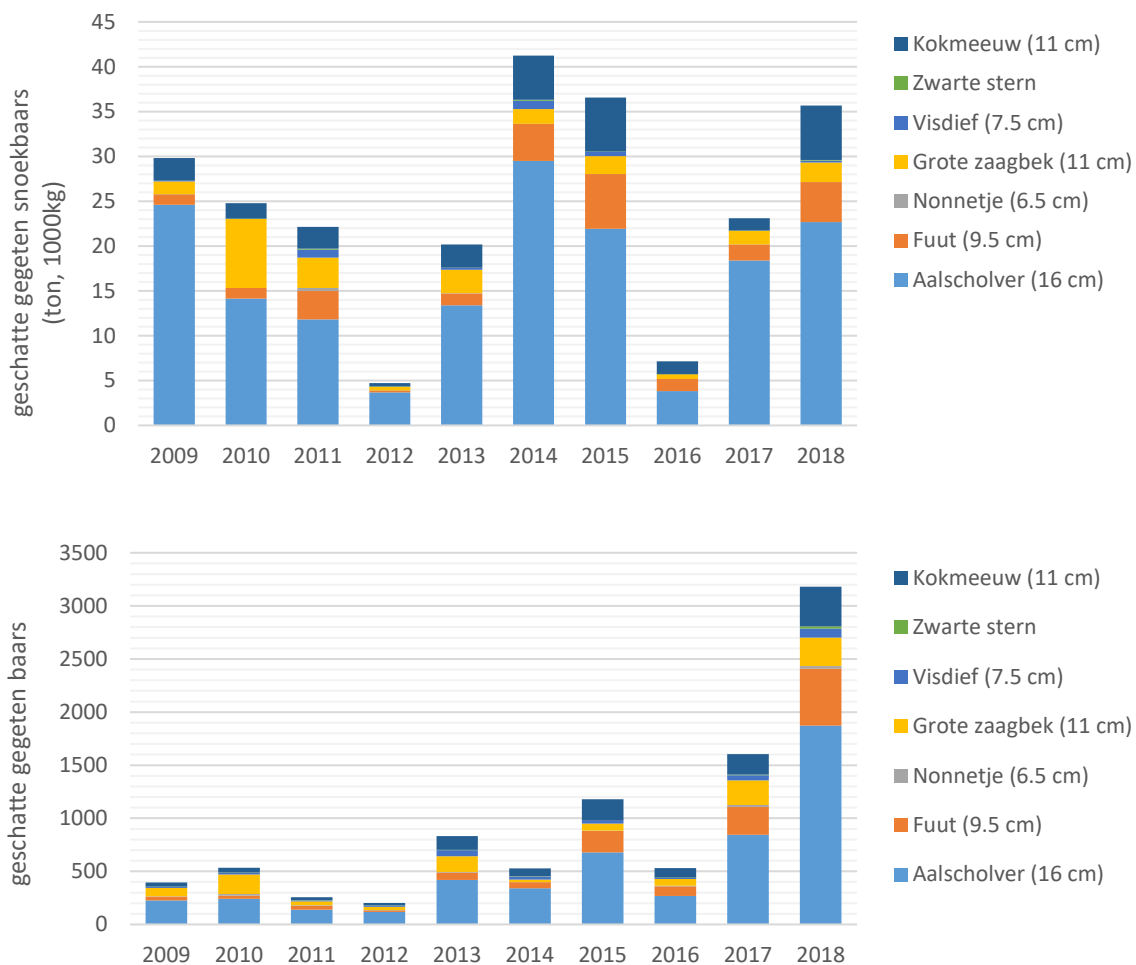
¹⁴ Waar dit systeem zich op de noordzuidas bevindt

Table B.4.1 Overzicht van correctiefactoren voor de Rijkswaterstaat-vliegtuigtellingen per soort per meer

<i>Vogelsoort</i>	<i>Correctie IJsselmeer</i>	<i>Correctie Markermeer</i>
<i>Aalscholver</i>	1.2	1.0
<i>Fuut</i>	3.0	1.5
<i>Nonnetje</i>	3.0	1.5
<i>Grote zaagbek</i>	3.0	1.5
<i>Visdief</i>	5.0	2.0
<i>Zwarte stern</i>	5.0	2.0
<i>Kokmeeuw</i>	1.5	1.0

Ad (3): Per vogelsoort is geschat hoeveel snoekbaars en baars er ieder jaar gegeten is. Dit is gedaan met behulp van vismonitoringsgegevens van WMR. Per vogelsoort en meer zijn alle vissen met een prooilengte in de door de gegeven vogelsoort gegeten grootte geselecteerd met behulp van gegevens uit de literatuur (de Leeuw et al. 2020). Vervolgens is hiervan de proportie baars en snoekbaars berekend; dit wordt dan beschouwd als de proportie baars en snoekbaars in het dieet van de vogels. Hierbij wordt er vanuit gegaan dat vogels alle vissen in een bepaalde grootteklasse eten zonder te selecteren op soort.

De uiteindelijk gegeten hoeveelheid snoekbaars en baars (in kJ) in bepaalde grootteklassen is vervolgens berekend door de hoeveelheid voedsel die een vogel (per soort) per jaar nodig heeft (Ad 1), te vermenigvuldigen met de geschatte gemiddelde aantallen vogels aanwezig in de twee meren per jaar (Ad 2) en de proportie snoekbaars en baars in het dieet van deze vogels (Ad 3). Bij de kokmeeuw, die naast zelf gevangen vis ook bijvangst van visserij en andere prooien eet zoals insecten (Voslamber, 1991), is de hoeveelheid gegeten snoekbaars en baars nog vermenigvuldigd met 0.25, waarbij wordt aangenomen dat 25% van het voedsel van kokmeeuwen bestaat uit zelf gevangen vis. De hoeveelheden snoekbaars en baars werden vervolgens ook in kg berekend (figuur B.4.1) door de hoeveelheden in kJ te delen door vissoort-specifieke energetische waarden in kJ/g (Schreckenbach, Knösche en Ebert, 2001).



Figuur B.4.1 De geschatte totale onttrekking (in ton; 1000 kg) van snoekbaars en baars, door vogelpredatie. In de legenda staat tussen haakjes de maximale vislengte waarop een soort kan prederen.

Voor de berekening van de hoeveelheid gegeten baars en snoekbaars door vogels is een aantal aannames gedaan waarvan de belangrijkste hieronder worden opgenoemd;

1. Vogels selecteren vissen enkel op lengte en niet op vorm of energetische waarde van de vis.
2. De proportie van een bepaalde vissoort in het dieet is gelijk aan het aanbod van deze soort in de juiste lengteklassen.
3. Daarnaast is er vanuit gegaan dat alle vogels op dezelfde manier foerageren (terwijl sommige vogels dieper kunnen duiken dan anderen) en dat zij niet verschillen in hun vermogen om vis te vangen.
4. De proporties vis zijn hetzelfde door de gehele waterkolom
5. Vogels die niet meegenomen zijn in de berekeningen zoals een aantal meeuwensoorten consumeren een verwaarloosbare hoeveelheid (eigen gevangen) baars en snoekbaars
6. Het dieet van kokmeeuwen bestaat maar voor een kwart uit (eigen gevangen) vis
7. Het dieet van zwarte sterns bestaat volledig uit kleine vis
8. Vogels hebben het zelfde dieet en selecteren dezelfde grootte aan vis het gehele jaar door

Deze aannames zijn genomen om de berekening overzichtelijk te houden en omdat er, zeker van de laatste jaren, niet veel bekend is over het dieet van visetende vogels in het IJsselmeergebied. Om toch een idee te krijgen van de betrouwbaarheid van met name de percentages baars in het dieet van vogels (vanwege de hoge consumptie van deze soort), wordt hieronder een aantal voorbeelden besproken uit de literatuur.

Aalscholwers lijken in ieder geval hun voedsel te selecteren; zij aten volgens een studie uit 2002 pos, baars en blankvoorn in fracties die overeen kwamen met het aanbod van deze soorten, maar aten

spiering in veel minder hoge percentages dan verwacht op basis van aanbod (S. H. M. Van Rijn & Van Eerden, 2002). Voor de berekening betekent dit dat de percentages van baars in het dieet van aalscholvers mogelijk nog wat hoger liggen. Studies in het verleden laten zien dat percentages van baars op gewichtsbasis tussen de 12 en 40% van het dieet van aalscholvers kunnen liggen, wat redelijk overeen komt met de percentages in de huidige berekening, alhoewel de vissamenstelling in de meren in de gemeten jaren afwijkt van de situatie nu (Dirksen, Boudewijn, Noordhuis, & Martejn, 1995; Mous, 2000; van Dam et al., 1995; S. van Rijn, 2004; Veldkamp, 1995; Winter, 1994). Daarentegen zijn zwarte sterns qua vis mogelijk volledig afhankelijk van spiering (Winter, 1994), en foerageren zij ook op insecten wanneer mogelijk. Voor hen is de reservering van baars en snoekbaars daarom wellicht een overschatting. Van visdieven werd gedacht dat zij ook sterk afhankelijk waren van spiering. Echter, pos, baars en snoekbaars komen, met name in jaren met weinig spiering, wel in grotere hoeveelheden voor in hun dieet (*pers. Comm.* van der Winden (van der Winden et al., 2019)). Of visdieven deze vissen zelf vangen of deze door bijvangst beschikbaar komen is niet bekend. In studies naar andere soorten zoals grote zaagbek, fuut en nonnetje zijn de percentages baars in het dieet gemeten over het algemeen lager dan de schatting in de huidige berekening (Beekman & Platteeuw, 1994; Piersma, Wiersma, & van Eerden, 1998; Winter, 1994). Echter, al deze studies zijn gebaseerd op data van voor 1990, toen er proportioneel nog veel spiering aanwezig was. Toch rapporteert één studie aan de grote zaagbek ook in die tijd een percentage van 30% baars in het dieet (Wiersma, 1996), en zouden de schattingen voor de huidige berekening dus wel degelijk kunnen kloppen. Van het dieet van kokmeeuwen en andere meeuwensoorten die voorkomen in het IJsselmeergebied is ook maar weinig bekend. Omdat de aantallen kokmeeuwen behoorlijk groot zijn, is hun dieet wel van belang voor de berekeningen. Deze soort heeft een gevarieerd dieet en is niet volledig afhankelijk van (zelf gevangen) vis. Hoe hun dieet zich aanpast aan veranderende omstandigheden is niet bekend. Mogelijk eten deze vogels proportioneel meer vis als dat beschikbaar is en switchen zij naar andere voedselbronnen als er weinig vis is. De schatting dat een kwart van hun dieet uit zelf gevangen vis bestaat kan dus hoger of juist lager liggen afhankelijk van de situatie. Concluderend zijn er nog veel onzekerheden rond de hoeveelheden geconsumeerde baars en snoekbaars door vogels, met name doordat er weinig bekend is over het dieet van vogels in de huidige situatie.

(b) Voedselreservering voor Natura2000

Hierboven is een schatting gemaakt van hoeveel de aanwezige vogels aan baars en snoekbaars hebben geconsumeerd in het verleden. Er zijn echter onder Natura 2000 ook doelstellingen voor aantallen vogels van bepaalde beschermde soorten (Tabel B.4.2). Om er zeker van te zijn dat er in de toekomst genoeg baars en snoekbaars in de meren aanwezig is, is gezocht naar referentie jaren binnen de laatste tien jaar, waarin de doelaantallen vogels gehaald zijn. Hiervoor zijn dezelfde schattingen van de daadwerkelijke aantallen vogels gebruikt als hierboven beschreven; gebaseerd op vliegtuigtellingen en gecorrigeerd volgens tabel B.4.1. Aantallen broedparen zijn niet gecorrigeerd. Zie de Leeuw et al (2020) voor een uitgebreide beschrijving van de methodiek en rationale.

Table B.4.2 Overzicht van Natura2000-doelaantallen (en/of doelaantal broedparen) per soort per meer. Doelaantallen zijn geformuleerd als seizoensgemiddelde, met uitzondering van de zwarte stern (seizoensmaximum) (www.natura2000.nl).

Vogelsoort	IJsselmeer		Markermeer	
	Doelaantal	Broedparen	Doelaantal	Broedparen
<i>Aalscholver</i>	8100	8000*	2600	8000*
<i>Fuut</i>	2200		170	
<i>Nonnetje</i>	180		80	
<i>Grote zaagbek</i>	1850		40	
<i>Visdief</i>		3300		630
<i>Zwarte stern</i>	73200			
<i>Kokmeeuw</i>				
<i>Dwergmeeuw</i>	85			

* Gebiedsdoelstelling (voor beide meren samen)

In geen enkel jaar van de afgelopen tien jaar werd aan alle doelaantallen voldaan. Het jaar 2017 komt het dichtst in de buurt van de Natura2000-doelaantallen (Tabel B.4.3)¹⁵. De doelaantallen voor zwarte stern worden niet gehaald, maar snoekbaars en baars is hoogstwaarschijnlijk geen essentiële voedselbron. Het aantal broedparen visdieven wordt gehaald wanneer broedparen van het hele gebied bij elkaar worden opgeteld. Alleen het aantal broedparen van aalscholvers komt waarschijnlijk niet in de buurt van het doelaantal in 2017, want dit doelaantal wordt sinds 2012 niet gehaald. Voor de toekomst is dus een omvang van het predateerbare snoekbaars- en baarsbestand gewenst, die in ieder geval zo groot is als in 2017, en idealiter groter.

Tabel B.4.3. De geschatte hoeveelheden van vogels die onder Natura2000-wetgeving vallen, en het doelaantal. In groen: aantal, na correctiefactor, voldoet aan doelaantal Natura2000.

*Het aantal aalscholvers in IJsselmeer is ruim voldoende om te compenseren voor het te lage aantal in Markermeer en het te lage aantal broedparen visdieven in het IJsselmeer wordt gecompenseerd door het hoge aantal broedparen in het Markermeer in 2017 en 2018. In grijs: voor zwarte stern is snoekbaars en baars geen belangrijke voedselbron.

		2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	doelaantal Natura2000
aalscholver	aantal MM	2652	3513	4421	3597	3112	3691	2647	2416	1359*	1202*	2600
	aantal IJM	12804	13201	11107	10074	10146	10740	7134	8009	12467	13297	8100
	broedparen totaal	9118	10538	7732	9167	7136	7540	4805	6761	6435	5674	8000
fuut	aantal MM	226	215	330	272	289	347	721	836	473	251	170
	aantal IJM	3059	2913	4561	2583	2407	2656	2878	4164	5362	5195	2200
nonnetje	aantal MM	56	176	256	66	151	21	26	119	89	86	80
	aantal IJM	279	1941	578	482	243	26	89	210	367	245	180
grote zaagbek	aantal MM	57	108	40	118	69	132	105	149	138	70	40
	aantal IJM	4326	14000	3355	3478	3599	705	650	2113	3352	1768	1850
visdief	broedparen MM	353	197	366	204	190	195	505	915	1980	1825	630
	broedparen IJMM	3832	7642	5245	4043	5414	4660	3837	2515	2861*	2343*	3300
zwarte stern	aantal IJM	7866	14226	17926	38422	6980	10083	1473	300	12945	13930	73200

(c) Vispredatie

De relatieve predatiedruk door roofvis over de jaren is geschat op basis van 1) het aantal aanwezige predatoren, 2) hun voedselbehoefte en 3) hun prooikeuze.

1. Aantal aanwezige predatoren

In de opwerking zijn alleen snoekbaars en baars als roofvis opgenomen. De dichtheden van andere roofvissen zoals snoek, meerval en roofblei in het IJsselmeer en Markermeer zijn relatief laag waardoor hun bijdrage aan de totale predatiedruk niet substantieel wordt geacht. De dichtheden door de tijd van snoekbaars en baars zijn bepaald op basis van de jaarlijkse boomkorsurvey (zie Bijlagen 1 en 2).

2. Voedselbehoefte predatoren

De voedselbehoefte van een roofvis is geschat op basis van een voedselconversiefactor uit de literatuur (Zimmermann *et al.*, 2019), en de voedingswaarde van een gemiddelde proovis in het IJsselmeer (gemiddelde van blankvoorn, brasem, baars en snoekbaars uit Schreckenbach *et al.*,

¹⁵ In andere rapportages waarin vogeltrends worden beschreven, lijken in de toekomst alleen aantallen aalscholvers en broedende visdieven aan de doelaantallen te gaan voldoen (Rijkswaterstaat 2017a, Rijkswaterstaat 2017b). In de voorliggende analyse worden voor meer vogelsoorten de doelaantallen gehaald; doelaantallen worden hier namelijk vergeleken met de gecorrigeerde aantallen in het veld, waarbij gecorrigeerd is volgens tabel B.4.1. Echter, ook zonder deze correctie zou 2017 het best beschikbare referentiejaar zijn.

2001). Dit leidt tot een voedselconversiefactor van 5.4 op gewichtsbasis, wat inhoudt dat een snoekbaars 5.4 gram prooivis moet eten om zelf 1 gram in lichaamsgewicht toe te nemen. Als maat voor de jaarlijkse groei van een individuele snoekbaars is uit de snijgegevens van de marktmonsterring en de boomkorsurvey de gemiddelde gewichtstoename per jaarklasse berekend. Door deze gewichtstoename te vermenigvuldigen met de voedselconversiefactor is de jaarlijkse voedselbehoefte per individuele snoekbaars van een bepaalde lengteklasse berekend. Deze individuele voedselbehoefte is vervolgens vermenigvuldigd met het aantal aanwezige predatoren om de jaarlijkse voedselbehoefte van de gehele snoekbaarspopulatie te schatten (g prooivis/ha/jaar).

3. Prooikeuze

De prooikeuze wordt in belangrijke mate bepaald door het formaat van de predator en prooi. Bij toenemende predatorgrootte kunnen grotere prooivissen worden gegeten, simpelweg omdat de grootte van de bek van de predator met de lengte toeneemt. Op basis van deze bekgrootte ('gape size') en de vorm van de prooivis kan voor de predator per lengteklasse de maximale grootte per prooi worden berekend (Specziár, 2011). Uitgedrukt als fractie van de lengte van de roofvis is dit de maximale *Predator Prey Relation* (PPR-max). Uiteraard zal een roofvis niet alleen geïnteresseerd zijn in prooien van de maximale lengte. Waarschijnlijk juist niet, omdat vangst en verwerking van zo'n grote prooi relatief lastig is. Waar de PPR-max voor snoekbaars en baars op basis van morfologie (Specziár, 2011) rond 0.5-0.6 ligt, variëren gepubliceerde PPR-waarden op basis van maagonderzoek voor deze soorten tussen 0.04 en 0.54 (Yazicioglu, 2019; Nolan & Britton, 2018; Rabaey, 2001). In de modelberekeningen is er om die reden vanuit gegaan dat een roofvis zich voedt met prooien met een lengte die de helft van de PPR-max is, de prooigrootte is in dit geval dus zo'n 25% van de lichaamslengte.

Op basis van lengte-gewicht relaties van prooivissoorten gebaseerd op historische WMR data zijn de prooilengtes (dus 25% van de lengte van de roofvis) omgerekend naar gewicht per prooivis. Nu kan per lengteklasse roofvis de jaarlijkse voedselbehoefte (zoals onder 2.) worden uitgedrukt in aantallen jaarlijks gegeten prooivis (n prooivis/ha/jaar). Deze tijdreeks van relatieve predatiedruk kan in het model als factor gebruikt om de predatiedruk door roofvis door de jaren heen te schalen.

(d) Draagkracht

Om de minimale draagkracht voor baars en snoekbaars in het IJssel-/Markermeer tussen 1992-2019 te bepalen, zijn de surveygegevens (kuil/boomkor) en commerciële aanlandgegevens gebruikt. De volgende stappen zijn ondernomen:

- 1.1. Voor beide soorten werd het surveyjaar met het hoogste vangstsucces (kg/ha) gekozen. Ter controle werden de lengtefrequenties voor deze soorten voor deze jaren vergeleken met de gemiddelde lengtefrequenties over alle jaren, om te zien of deze jaren representatief waren en geen bijzonder uitschieters lieten zien.
- 1.2. De selectiviteit van het surveytuig is geschat, met behulp van een experiment waarbij vergelijkend is gevist met de verhoogde boomkor en een A-toomkuil (van der Sluis *et al.* 2019). De A-toomkuil is vele malen breder en hoger dan de boomkor, en vangt als zodanig meer van de aanwezige vis op zijn pad. Het levert dan ook een nauwkeurigere schatting van de aanwezige grote vis, dan de boomkor. De vangsten van de A-toomkuil en de boomkor werden vergeleken. Op basis van deze vergelijking werd een selectiviteitscurve voor de boomkor geschat, met afnemende selectiviteit bij toenemende lengteklassen.
- 1.3. Het vangstsucces in de survey van stap 1.1. werd vervolgens gecorrigeerd met de selectiviteitscurve uit stap 1.2. Dit levert een minimale bestandsdichtheid (kg/ha) in het meer op. Er wordt aangenomen dat het resultaat een *minimale* dichtheid is - *ten minste* deze hoeveelheid van deze soort is in dat jaar aanwezig in het meer.
- 1.4. Deze 'minimale bestandsdichtheden werden vervolgens vermenigvuldigd met het totale oppervlak van de meren (Markermeer en IJsselmeer samen) voor geschatte totaal aantal kilogram vis in dat jaar in de meren.
- 1.5. De commerciële vangsten uit diezelfde jaren (zoals in stap 1.1.) werden vervolgens verzameld uit de commerciële vangstgegevens.

-
- 2.1. Daarnaast werd het beste commerciële jaar sinds 1992 geselecteerd voor de soorten. Hiervan werden de vangsten genoteerd.
 - 2.2. Voor deze beste commerciële jaren werden ook de surveyvangsten genoteerd, gecorrigeerd zoals in 1.3. en omgerekend naar totaal aantal kg zoals in stap 1.4.

 - 3.1. Aangenomen wordt dat ten tijde van de boomkorsurvey (in oktober-november) de meeste commerciële visserij op baars en snoekbaars inmiddels heeft plaatsgevonden. De veronderstelling is dus dat het systeem ten minste de hoeveelheid gevangen vis uit de survey herbergde, plus de commerciële vangsten van dat jaar. Daarom zijn de geschatte hoeveelheid van de survey en de commerciële landingen opgeteld. Dit is op drie manieren gedaan:
 - a) Survey + aanlandingen beste surveyjaar
 - b) Survey + aanlandingen beste commerciële jaar
 - c) Survey beste surveyjaar + aanlandingen beste commerciële jaar.

Deze stappen resulteerden in (zeer ruwe) minimale schattingen van hoeveel vis daadwerkelijk in het systeem aanwezig kan zijn voor deze twee soorten. Om deze schatting van de minimale draagkracht te maken is een aantal aannames gemaakt :

- De aanname dat de meeste commerciële visserij heeft plaatsgevonden voordat de survey plaatsvond
- De aanname dat de surveyvangsten representatief kunnen worden opgewerkt naar totale biomassa van de meren. Hier ligt een groot aantal aannames onder met betrekking tot onder andere de netselectiviteit en de vangbaarheid van verschillende soorten en lengten, onder verschillende omstandigheden, en in verschillende habitats. Een survey zal nooit alle vis op zijn pad vangen, en zal ook niet alle soorten en alle lengtes met dezelfde efficiëntie vangen. Vissen kunnen ontsnappen of zich verstoppen. Dit verschilt per soort en per lengteklasse, en heeft op haar beurt ook weer te maken met bijvoorbeeld doorzicht en temperatuur. Daarnaast is een populatie doorgaans niet homogeen verdeeld over een waterlichaam en de verschillende habitats. Tuigen kunnen maar een beperkt aantal habitats bevissen, dus niet alle habitats zijn (in dezelfde mate) bevestigd.

Bijlage 5 Evaluation of candidate management procedures for the IJsselmeer stocks of perch and pikeperch.

Iago Mosqueira (iago.mosqueira@wur.nl) and Thomas Brunel (thomas.brunel@wur.nl)

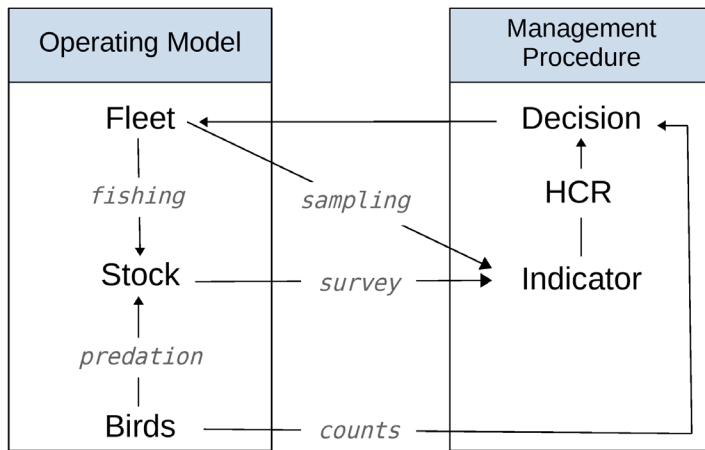
5.1 Introduction

Management of fish stocks must deal with a number of uncertainties in the various processes that are part of the management procedure: data collection, evaluation of stock status and implementation of decisions (Hilborn & Walters, 1992). Management Strategy Evaluation (MSE), the quantitative evaluation of the performance and limitations of a management procedure, is generally considered the most appropriate way to evaluate the trade-offs involved in the choices of management objectives and rules, and to assess the impact of uncertainty in achieving the management goals (Punt et al, 2016). Fisheries advice and management bodies have increasingly adopted MSE in the process of developing management procedures. Management plans under the new Common Fisheries policy, for example, have been evaluated by STECF applying MSE. These management plans specify the three main elements of the management decision system (figure B.5.1):

- A data collection regime that sets what data is available, and with what sampling and aggregation level.
- One or more estimators of stock status, for example abundance or fishing pressure, or changes in those over time.
- A decision rule that proposes a management decision, for example a catch or effort limit, based on the status information.

Those three elements could be complemented by the inclusion of technical measures that affect, for example, fisheries selectivity. Fisheries responses to the implementation of management regulations, such as changes in effort distribution or species targeting, can also be included.

This study assesses the performance of a set of candidate management procedures for the management of the fisheries for pikeperch (*Sander lucioperca*) and perch (*Perca fluviatilis*) in the IJsselmeer – Markermeer complex. Two single-species operating models have been constructed that provide a testing ground for carrying out those assessments. The models have been conditioned, as described below, on available data, but also incorporate a number of assumptions on stock biology and dynamics. The emphasis of these models is not to estimate with precision the past and current status of the stocks, but to uncover the likely uncertainties surrounding stock productivity and dynamics, so a reasonable evaluation of the relative risks involved in the application of different management procedures can be conducted.



Figuur B.5.1. Schematic representation of the simulation model constructed for the MSE analysis of candidate management procedures for IJsselmeer pikeperch and perch stocks.

The work presented here has developed a modelling framework for the evaluation of management procedures, and applied it to the IJsselmeer pikeperch and perch stocks by

- Conditioning operating models that represent the dynamics and productivity of the stocks, with an emphasis on characterizing the uncertainty around those processes.
- Introducing the estimated consumption of pikeperch and perch by the bird populations of the lake as an explicit component of the system.
- Developing a series of candidate management procedures that provide a decision on total allowable catches for each stock based on stock status indicators that are computed based on different sources of data currently being collected.
- Tuning those management procedures to achieve with a given level of probability two possible management objectives in the year 2027.
- Compare the performance of those alternative management procedures and the trade-offs that adopting any of them might entail.

The evaluation of management strategies is seldomly a linear process, but a dialogue in which management objectives and acceptable risks levels, as well as overall expectations of the management system, need to be discussed and agreed upon (Miller et al, 2019).

5.2 Management objectives

The evaluation of management procedures (MPs) has as its overarching objective to assess the suitability of a specific MP formulation as a tool to achieve a set of management objectives, given the existing knowledge and uncertainties about the past and future dynamics of both stock and fisheries. In this case, the objectives that have been formulated by the ministry are the following:

1. Exploit the stocks of pikeperch and perch at fishing mortality levels corresponding to those related to Maximum Sustainable Yield, F_{MSY} , or an appropriate proxy.
2. Ensure the availability of fish of the suitable size range as estimated necessary for the survival of target numbers of birds as defined by Natura2000.
3. An increase in the abundance of large fish in the population, as measured through the relevant indicator.

These objectives will be monitored through a number of performance indicators; metrics extracted from results obtained from the MSE simulations. In addition, the candidate MPs are tuned to achieve a primary management objective with a given probability and on a set time frame. Two objectives have been chosen for tuning, related respectively to a sustainable level of exploitation (F_{MSY}) or a low risk of stock depletion (B_{lim}):

- To achieve in 2027 a 50% probability of the stock being exploited at or below the fishing mortality associated with Maximum Sustainable Yield (“Fmsy strategy”)
- To experience a risk level of 5% or less of stock biomass falling below B_{lim} , determined to be 10% of carrying capacity, for the period 2020 to 2030 (“Blim strategy”).

5.3 Operating models

Population dynamics of the stocks were modelled using an age-structured operating model (OM), using yearly time-steps. The abundance, N , at age a and time t , is given as:

$$N_{a,t} = \begin{cases} R_t & \text{if } a = 0 \\ N_{a-1,t-1}e^{Z_{a,t-1}} & \text{if } 0 < a \leq a_{max} \end{cases}$$

where R_t is the recruitment in numbers at time t , Z_a the instantaneous total mortality-at-age a , and a_{max} is the maximum age. Total mortality-at-age a is given by

$$Z_a = M_a + S_a F_t$$

where M_a is the annual rate of instantaneous natural mortality at age a , S_a is the selectivity at age a and F_t is the mean fishing mortality by year.

5.3.1 Data

The main sources of data directly used in the conditioning of both operating models and the scenarios for future projections are:

- Total landings and discards
- Samples of length distribution in the catches (See appendix 3)
- Abundances at length, together with length samples, and estimates of age and maturity collected both during the surveys and during market sampling (See appendix 2).

Values of natural mortality have been assembled from the literature (for example Lappalainen *et al.*, 2003), combined with expert knowledge on the biology of the IJsselmeer populations. A maturity curve has been fitted to available data on maturity at length and age. Weight at age has been determined by fitting growth models to from the data collected from the lake. These values are assumed to remain constant in time, as there is almost no information on changes in growth or predation in time (Figure B.5.2). Predation by birds is not included in the natural mortality vector. Instead it is applied to the population through the estimates of total fish caught by birds. In the case of the natural pikeperch mortality of pikeperch of ages 0 and 1, estimates of relative changes in predation levels by older pikeperch have been used to incorporate trends in time in their natural mortality due to cannibalism.

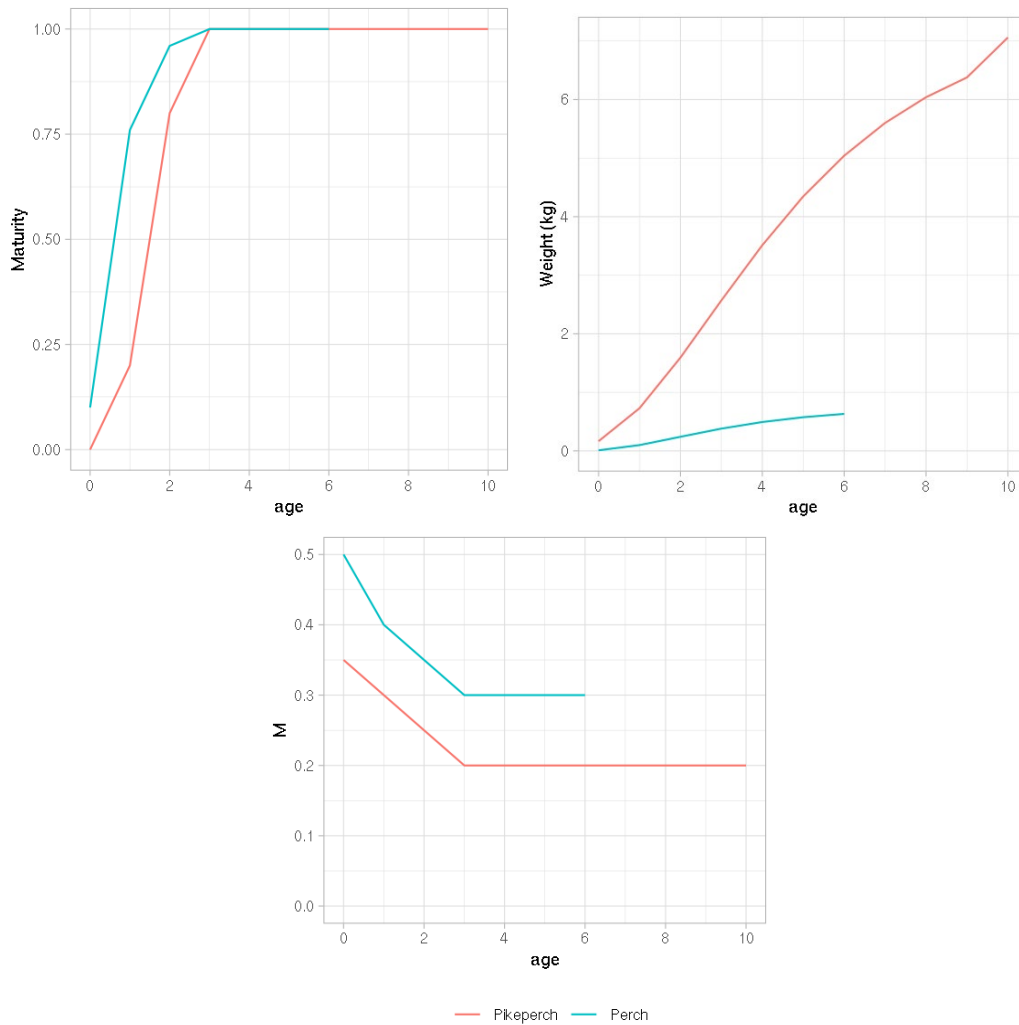


Figure B.5.2 Natural mortality-at-age, proportion of individuals mature-at-age and mean fish weight-at-age used in the OM for pikeperch and perch

5.3.2 Simulator

The population simulator employed in the conditioning of both operating models makes use of the two main sources of data on yearly changes in stock status and production: survey and catches, both from commercial fleets and bird populations. These are combined with information collected over time on the biology of the stocks and a series of assumptions on life history, to generate a probabilistic view of the past dynamics and productivity levels of the stocks. Prior probabilities are then derived for quantities defining the initial level of depletion and the carrying capacity of the stock, and the simulator is run for 1,000 combinations of the two parameters.

A prior is defined for the carrying capacity of the stock, K , as a symmetrical beta distribution, beta (2,2), which is then scaled to be centered around some minimum and maximum possible values. The minimum value is calculated as described in Appendix 4, while the maximum is taken to be 10 times larger. Samples are drawn from the probability distribution:

$$K \sim \text{beta}(2,2) \cdot (\text{max} - \text{min})/2$$

The distribution is not strictly bound by those values, but the probability assigned to values lower than the minimum or larger than the maximum is relatively low (figure B.5.3 for pikeperch, with range set to be between 1,500 and 15,000 t).

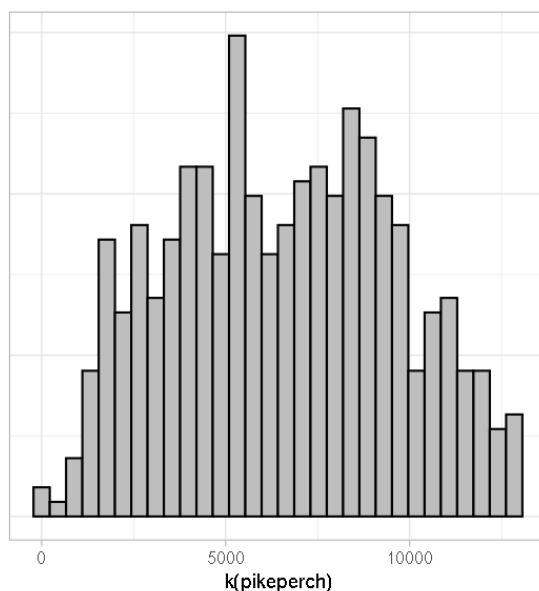


Figure B.5.3 Prior probability for the carrying capacity (K) of the pikeperch stock.

A second prior is defined for the depletion level of the stock, as percentage of carrying capacity taken by fishing, at the start of the time series in 1992, d . This value refers to depletion from the assumed carrying capacity. Values are drawn from a uniform distribution with limits set at 0.2 and 0.8.

$$d \sim U(0.2, 0.8)$$

Finally, the steepness of the stock-recruitment relationship, h , is also assumed unknown, and for this random samples are taken from a range of three equally probable values; 0.6, 0.65 or 0.7. A reparametrized Beverton and Holt relationship (Methot & Taylor, 2011) is used;

$$R_y = \frac{4hR_0SB_y}{SB_0(1-h) + SB_y(5h-1)}$$

where R_0 is the unfished recruitment, SB_0 is the virgin spawning biomass and SB_y the biomass in year y . The range of values considered here for the steepness parameter of the stock-recruitment relationship represent stocks in which spawning biomass has a medium to weak effect on recruitment. Alternative values or models could be considered here, although recruitment in both stocks appears to be determined to a large extent by environmental or biological variability, and less so by spawning stock size (see for example Buijse et al, 1992).

5.3.2.1 Virgin population and initial depletion level

An initial population-at-age (N_a) is then generated to match each of the chosen values of K (carrying capacity), as set at each run of the simulation procedure by the corresponding prior. A general population equation is used to search for the value of recruitment, N_1 , that solves to the corresponding total biomass

$$K = wt_1 \cdot N_1 + \sum_{a=2}^{a=A} wt_a \cdot N_{a-1} \cdot e^{-m_{a-1}}$$

Where wt is the mean weight at age a , and m the natural mortality at age. This virgin population at age is then fished down to the depletion level d set by the corresponding prior over a number of years longer than 3 times the generation length of the species¹⁶. Selectivity is assumed to have been constant over that time period, and equal to the assumed pattern at the start of the data series used for conditioning, in 1992.

5.3.2.2 Projection to catch and recruitment series

The initial population-at-age constructed above is then projected for the estimated total catches by year for the 1992-2019 period. The time series of total catch in weight has been assembled as the sum of total reported landings, estimated discards and the calculated yearly consumption of pikeperch

¹⁶ It was set to take so long, in order to fish down slowly and create a population at a new equilibrium

or perch by the lake bird population. Estimates of age-0 stock abundances obtained from the survey are then used to derive deviates in recruitment from the assumed stock-recruits relationship.

5.3.2.3 Feasible trajectories

From the stock trajectories as generated above, those deemed feasible are selected (Bentley & Langley, 2012). A series of criteria can be developed to ensure that simulated populations are feasible: they still explain the observed data or match any other source of expert knowledge on the dynamics of the stock. The only criterium required was to ensure that the actual observed catches were fully explained/supported by the result. Stock abundances unable to sustain those catches, or able to do so only under levels of fishing mortality considered too high (mean fishing mortality greater than 3), were deleted from the operating model set.

5.3.3 Base case

5.3.3.1 Pikeperch

The base case operating model for pikeperch obtained from the conditioning procedure is presented in figure B.5.4. The recruitment trends obtained from the survey observations of age-0 abundances drive, together with the total catches, the dynamics of stock. Catch here refers to the total estimated catch from the fleets and the bird populations. Although catch is being treated here as known without error, that is certainly not the case. Uncertainty in past dynamics, however, is greatly driven by the unknown values of carrying capacity and initial depletion. The variability in those two parameters is likely to be much larger than the usually assumed levels of observation error (20-30% CV) on catch data, and adding error in the catch data would not increase uncertainty to a large extent. The feasibility selection maintained those runs with higher values of carrying capacity when applied to pikeperch (figure B.5.5). There is little information in the data on depletion levels, unless when combined with low carrying capacity. Lower steepness values appear also to be unable to explain past catches with the observed recruitment patterns.

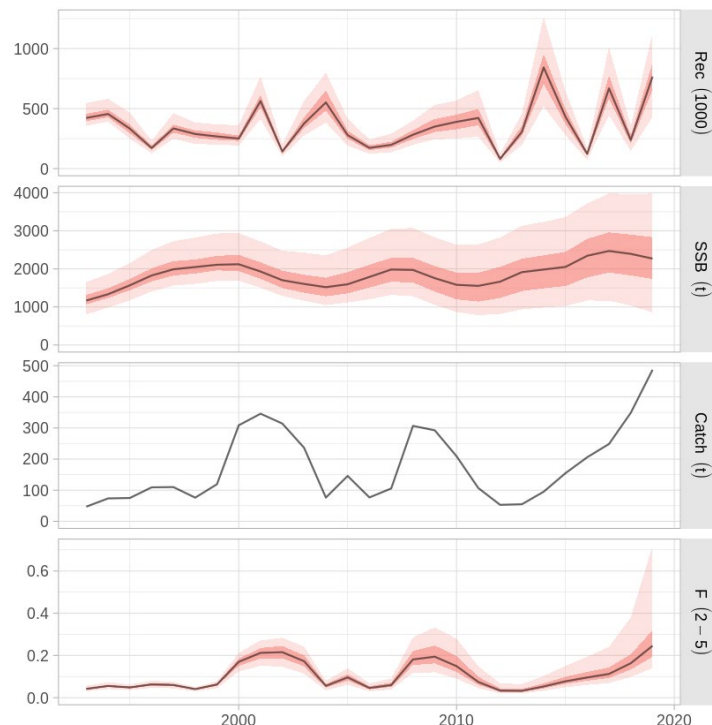


Figure B.5.4 Dynamics of recruitment (*Rec*), spawning stock biomass (*SSB*), catch and mean fishing mortality across the fully selected ages, 2-5 (*F*) obtained for the conditioned pikeperch operating model for the 1992-2019 period. The central line shows the median, the dark pink area shows the 0.25-0.75 quantiles (50% probability, i.e. 50% of realizations fall within these limits), while the light pink area represents the 0.10-0.90 quantiles (80% probability). Catch (*t*) shows the true time series of catches.

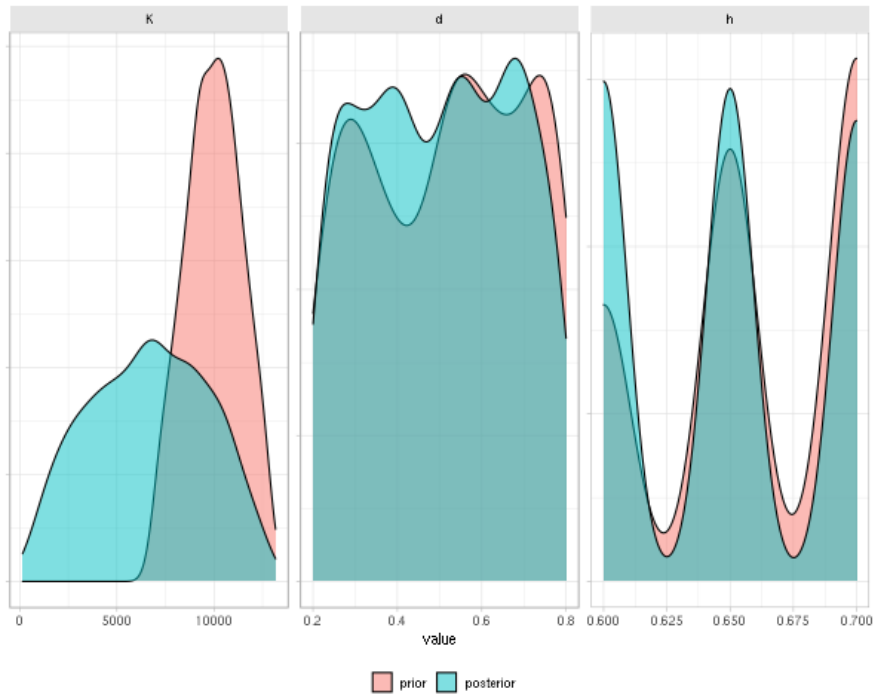


Figure B.5.5. Distribution of the carrying capacity (K), initial depletion level (d) and steepness in the stock-recruitment relationship (h) before (prior) and after (posterior) the feasibility selection of OM runs for pikeperch.

The stock appears to have increased from the 1992 levels, always dependent on strong year classes, but to have been constantly below the biomass at MSY levels (Figure B.5.6). The increase in catches over the last three years has brought a similar growth in fishing mortality. For those iterations in the operating model based on lower carrying capacities and larger initial depletion priors, the 2017-2019 catches lead to low SSB values, despite the relatively large recent recruitments.

Natural mortality of pikeperch of ages 0 and 1 was set to vary related to the estimated availability of other prey species eaten by older pikeperch, the proportion in their diet of smaller pikeperch, and their energetics needs (Figure B.5.7). The assumption is that cannibalism accounts for 20% of the natural mortality of pikeperch of the first two ages.

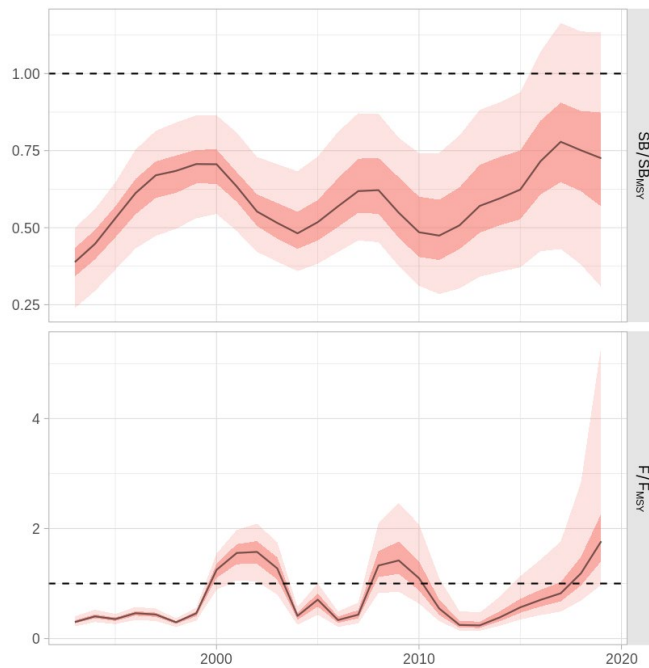


Figure B.5.6 Past ratios of spawning stock biomass and fishing mortality of pikeperch over their corresponding MSY reference points (horizontal dashed line). The central line shows the median, the dark pink area shows the 0.25-0.75 quantiles (50% probability, i.e. 50% of realizations fall within these limits), while the light pink area represents the 0.10-0.90 quantiles (80% probability).

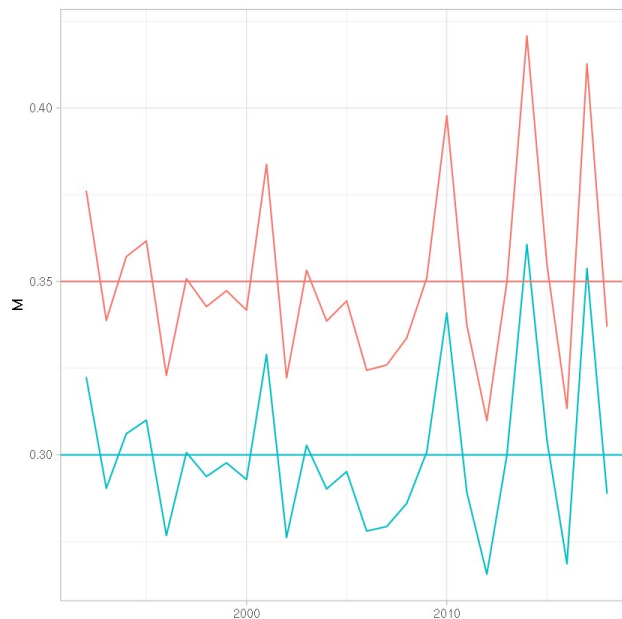


Figure B.5.7 Annual values of natural mortality for pikeperch of ages 0 (red) and 1 (green). Oscillations are related to predation from older pikeperch estimated from energetics needs, diet composition, and relative abundance of other prey species.

5.3.3.2 Perch

The feasible trajectories for perch corresponded to the largest values of the prior defined for the carrying capacity, while initial stock depletion and the steepness of the stock-recruitment relations are not selected in a particular way (figure B.5.8).

The resulting stock trajectory corresponds to a perch stock that has increased to around 7 000 tonnes in the early 1990s to 35 000 t in 2010 and declined afterwards to reach around 15 000 t in 2018

(figure B.5.9). The combined mortality due to fishing and to the predation by the birds has been low for most of the period, and has increased strongly since 2012.

In order to estimate reference points that correspond to fishing mortality only (necessary to assess the performance of the fisheries management procedures), and to obtain a value of natural mortality that encompasses the bird's predations (needed for one of the stock assessment method), an alternative version of the OM was created, in which the mortality due to the birds removals was removed from the combined fishing and predation mortality (in blue on figure B.5.9), and transferred to the natural mortality. The resulting stock has a very low fishing mortality, which reflects the fact that the removals by the birds are by far the largest source of mortality in this stock.

For perch, the existing data shows bird predation is the dominant factor in natural mortality, so the contribution of fish predation to natural mortality has not been incorporated into the operating model. Changes in abundance of predator fish species, would obviously have an effect in the natural mortality of younger perch, and this could also be related to the availability of other species in the system such as smelt. Those interactions fall outside of the processes considered by the current operating models. Based on this perception of the stock and on the corresponding reference points, the perch stock is well above B_{MSY} and exploited with a fishing mortality far below F_{MSY} (Figure B.5.10).

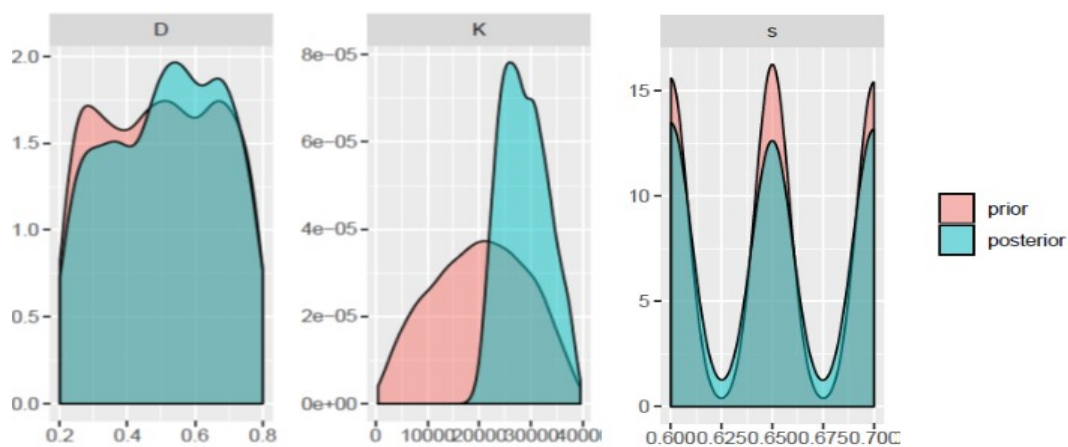


Figure B.5.8 Density distribution of the prior and posterior (i.e. selected as feasible trajectories) for the initial depletion rate (D), carrying capacity (K) and steepness of the Beverton and Holt stock recruitment model (h) for perch

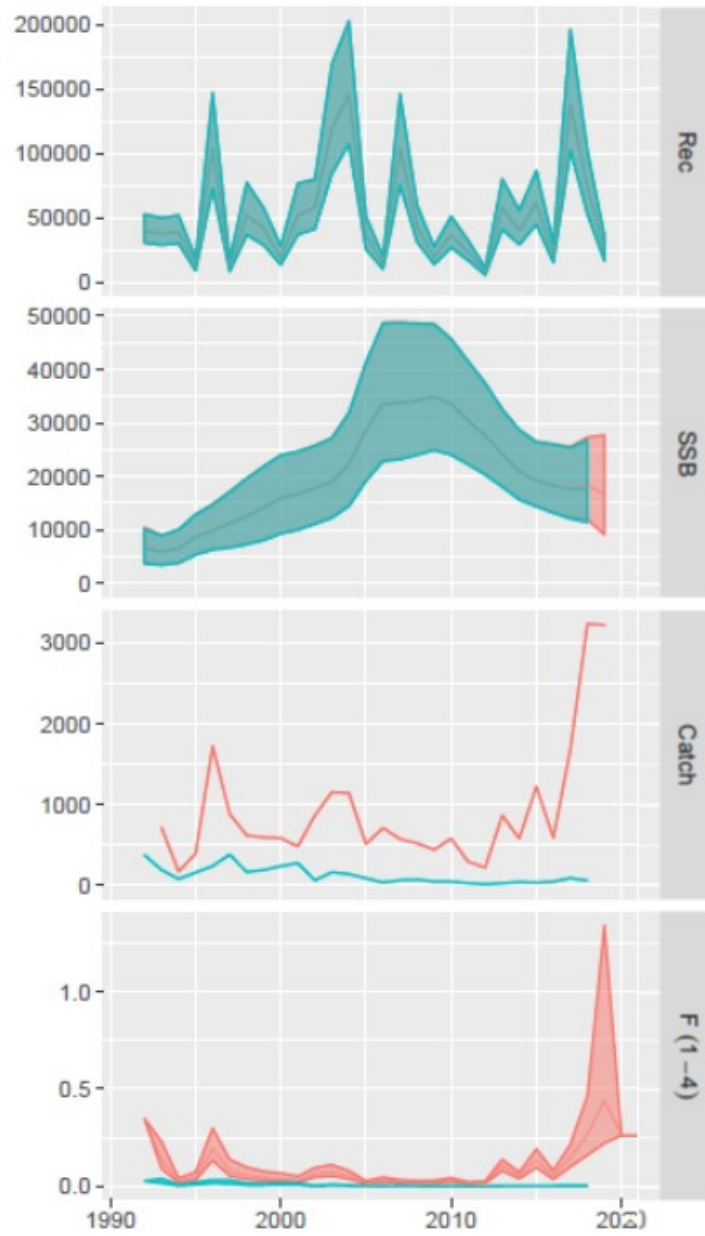


Figure B.5.9 Historical dynamics of the OM for perch as obtained with the feasible trajectory approach (in red) and stock transformed so that birds removals are transferred to the natural mortality (in blue).

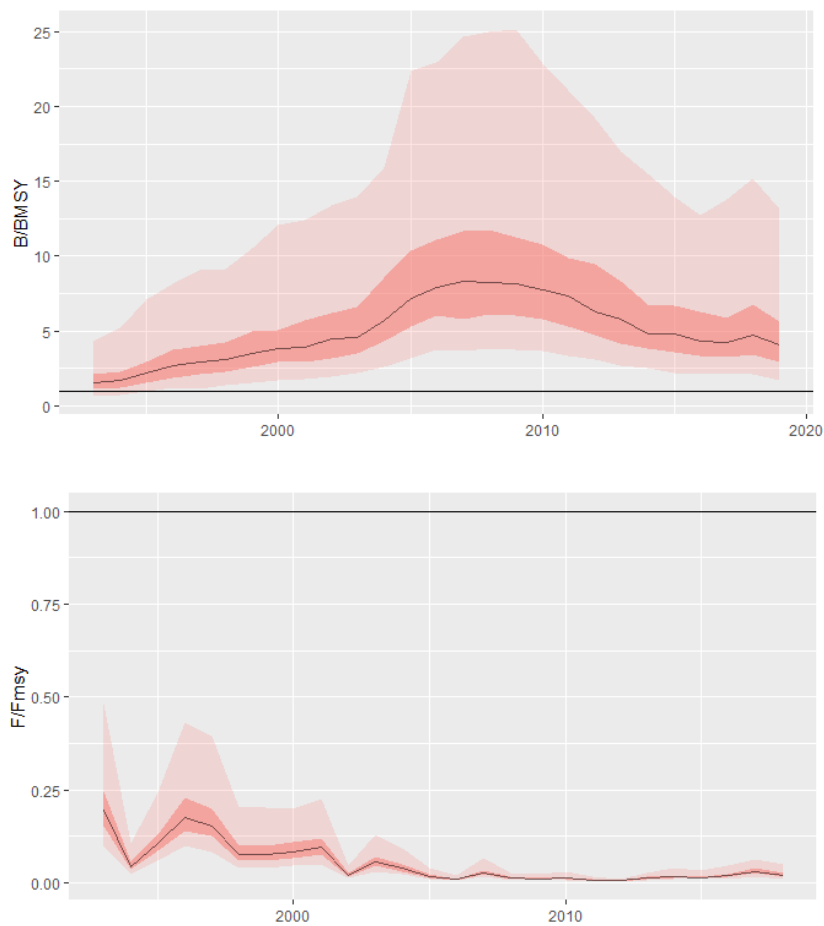


Figure B.5.10 Past ratios of spawning stock biomass and fishing mortality over their corresponding MSY reference points (horizontal line) for perch. The central line shows the median, the dark pink area shows the 0.25-0.75 quantiles (50% probability, i.e. 50% of realizations fall within these limits), while the light pink area represents the 0.10-0.90 quantiles (80% probability).

5.4 Management procedures

A set of three types of candidate management procedures has been tested for application to each of the two stocks (table B.5.1). The candidate MPs proposed here make use of different sources of information available on stock status and dynamics: abundances at age from the scientific surveys, and length distribution in the catch. The tested Harvest Control Rules (HCRs) all provide a recommendation on a maximum catch level, or total allowable catch (TAC), to be applied by the fishing fleets acting on the stocks. The analysis assumes that this TAC will be taken fully and will not be exceeded.

These candidate MPs do not cover the full range of possible management and estimation tools. Instead, they provide a first indication of the ability of such a system of managing these stocks. Based on the results of the performance evaluation, alternative MPs could be proposed at a later stage. Combinations of multiple stock status indicators, for example, could prove to be a suitable option in this kind of data-limited situations.

Data-limited status indicators are generally sensitive to the quality of a single source of information. In comparison, complex stock assessment models integrate multiple data sources, in a statistically-sound manner. In general, it is possible to manage a stock using limited data as long as the quality of the signal on status and abundance they provide is constant in terms of bias and noise. Robustness to large levels of observation uncertainty can usually only be gained by following a less risky strategy, thus limiting exploitation so as to ensure stock survival.

Table B.5.1 Candidate management procedures applied to the two stocks, and elements in each of them. The three types are then combined with two tuning objectives to arrive at the six management procedures presented for each stock

MP	LBSPR	Survey	MLC
Data required	Samples of catch-at-length in the catches	Abundances-at-length/age in survey	Samples of catch-at-length in the landings
Stock status indicator	LBSPR (Hordyk et al., 2015)	Slope and value of selected ages biomass in survey (IOTC, 2018)	Catch scaler (Jardim et al, 2015)
Harvest Control Rule	Standard ICES 40-10 rule, $C \sim SPR$	CPUE-based (IOTC, 2018), $C \sim B_{survey}$	Standard ICES 40-10 rule, $C \sim L$

5.4.1 Data collection

The first element of a management procedure is the collection of the data that will inform any evaluation of stock status and trends. The MPs evaluated here all follow the current data collection procedures. The main sources of data explicitly used in the procedures are the following:

- Data on total landings or catches by species and year.
- Samples of lengths, maturity and age in the landings.
- Survey of abundances at length/age.

Other data currently being collected has not been incorporated in the operating models but could be applicable in future iterations. For example, more precise estimates of effective effort, which could help establish the relationship between fish availability and catches, are only available for a very short period (2016-2018). Collection and validation of this information is encouraged if the dynamics of the fleet are to be considered in more detail.

5.4.2 Status indicators

Based on the data generated by the observation error model from the operating model, a series of stock status indicators were defined, obtained from different "stock assessment" methods applied to different sources of data.

5.4.2.1 Length-based spawning potential ratio (LBSPR)

The length-based spawning potential ratio method (Hordyk et al, 2015) is a data poor stock assessment method that relies on being able to determine the length composition of a population, as well as the ratio of its current reproductive capacity to the pristine reproductive capacity (or spawning potential ratio, SPR), once some life history traits of a population (ratio of natural mortality over growth coefficient, ratio length at 50% mature over max length, ratio fishing mortality over natural mortality) are known

In the LBSPR method, the input data is the length composition of the catches from a stock in a given year. A number of life history parameters (growth, maturity, length-weight, natural mortality) are also required. The model fits the length frequency data to estimate the ratio F/M and ultimately the SPR. The SPR is a measure of stock status, for which reference values can be defined, which can be used in a management procedure to set future TACs.

As is the case for many data limited methods, assumptions are made with regards to various processes, in this case of the population being in an equilibrium situation, with no variation of

recruitment or of fishing mortality, and of fisheries selectivity following a sigmoid curve. Use of this metric as a relative indicator for a harvest control rule, should reduce the impact of breaking those assumptions. Changes in time in the bias to the indicator introduced by data not falling under those assumptions could be especially pernicious, but was not investigated.

The LBSPR method was applied each year in the simulations on the catch length frequency data generated by the OEM, and using the same life history parameters in each year and in each replicate of the stock. These parameters were assumed to be known without error (same parameters as the ones used to generate the OM). Only in the case of perch, where bird predation is a much larger component of the mortality than fishing mortality, the bird predation mortality (average across years of the values computed in the OM) was added to the natural mortality used in the LBSPR method. By doing so, the pristine stock situation (on the basis of which the SPR is calculated) represents a perch stock that sustains no fishery, but in which there is predation by birds.

5.4.2.2 Survey-based indicator

The survey is believed to provide reliable indices for a range of ages, and could therefore be used as an indicator of the strength of recent year classes and the biomass of fish fully vulnerable to the fishery. For both pikeperch and perch, the survey-based indicator was defined as the aggregated biomass in the survey, calculated by applying the survey selectivity, S_a , to the OM abundances over the selected ages, (0-3 for pikeperch, 0-1 for perch).

$$I_{selected\ ages} = \sum_{a=0}^1 N_{FYMAa} W_a$$

5.4.2.3 Mean length in the catch indicator

The mean fish length in the catch is an indicator that reflects the degree of truncation of the population length structure (i.e. compared to pristine population) that is expected as a result of size selective fishing. This indicator was calculated as the mean of the length-at-age, weighted by the catch numbers at age from the fishery.

$$MLC = \frac{\sum_a L_a C_a}{\sum_a C_a}$$

5.4.3 Harvest Control Rules (HCR)

5.4.3.1 40-10 rule used with LBSPR

The 40-10 rule is similar to the ICES MSY rule, based on a 'hockey-stick' relationship between stock size estimate and the fishing pressure to be applied in the year for which the advice is given. The aim is to maintain the stock above a target biomass level, corresponding to MSY situation (B_{MSY}). A value that is commonly used as proxy for B_{MSY} is $SPR = 40\%$. Under the '40-10 rule', when SPR is estimated to be larger or equal to 50%, the catch advice for the coming year is set to a fixed value, Max Yield (figure B.5.11). If SPR falls under 40%, fishing should be reduced to allow the stock to increase back to level above $SPR40\%$. This is done by reducing the advised TAC from the Max Yield, proportionally to the ratio between the current SPR and the 40% target. If the stock falls below the equivalent of B_{lim} , set at $SPR = 10\%$, no fishery should be allowed.

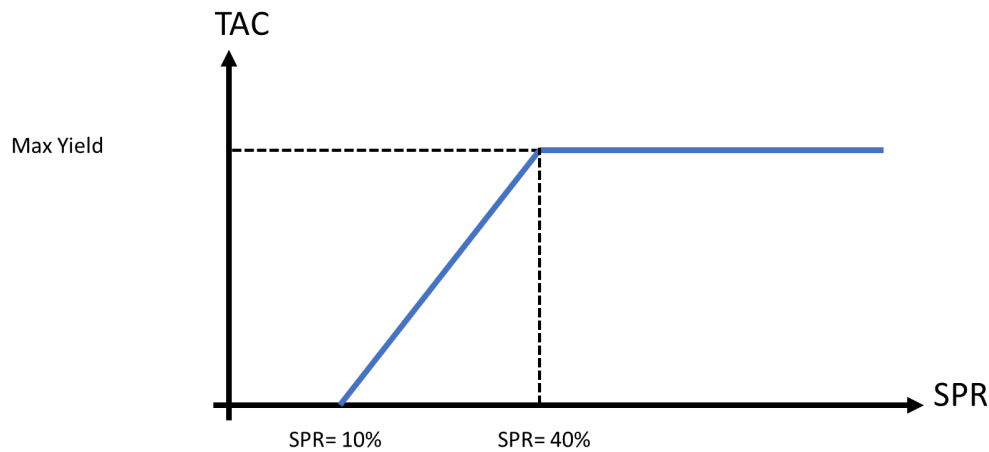


Figure B.5.11 The catch 40-10 harvest control rule used in combination with LBSPR estimation method

5.4.3.2 CPUE-based rule

The CPUE rule (IOTC, 2018) bases the decision on future TAC on the recent trend in a biomass index (originally developed on CPUE indices in the IOTC context) combined with the distance between the current index value and a target (figure B.5.12). The index is constructed here from the biomass of selected ages. Future TAC is calculated as a proportion, TAC_{mult} , of the current TAC, which is defined as

$$TAC_{mult} = 1 + k_a SI + k_b D$$

Where SI is the slope of the index over the last 5 years, D is the difference between current index value and the target value, and k_a/k_b are parameters of the relative weight assigned to the previous two quantities (figure B.5.12).

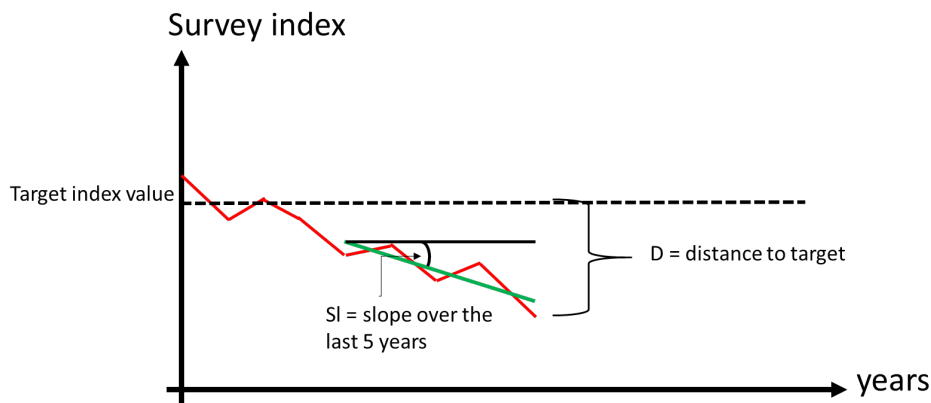


Figure B.5.12 The CPUE rule is based on the recent slope in the survey index (SI) and the distance to the target index value (D).

5.4.3.3 MLC rule

The MLC rule is based on tracking changes to the distribution of ages in the catch as an indicator of changes in exploitation, and catch levels are adapted according to it.

$$TAC = \frac{\text{currentMLC}}{\text{Catchscaler}}$$

5.4.3.4 Limits to yearly changes in TAC (change cap)

All the harvest control rules tested contain a catch stability mechanism that, after the first year, limits the proposed TAC not to change from the previous value by more than a given percentage. The current runs have been carried out with a 20% limit, both upwards and downwards.

5.4.4 Implementation of the management advice

The TACs defined by the management procedures were assumed to be fully taken each year (i.e. no under- or overshoot). In addition to the TAC removed by the fishery, the catches from the birds were also removed each year. The sum of these removals (in biomass) was used to project the stock one year further in the future.

The assumption for the future catches by the birds were different for pikeperch and for perch, due to the different importance of the predation by the birds compared to the fishery for the two species. For pikeperch, the future bird predation was fixed to 28.75 tonnes, which is the average of the calculated catch by the bird populations over the last five years of observation (2014-2018) (Appendix 4).

For perch however, since the removals by the birds are by far larger than the fishery catches (and hence play a determinant role in the future dynamics of the stock), additional attention was paid the way future bird catches are generated. A correlation was found between historical catches by the birds and the recruitment from the OM. This correlation was used to predict future catches by the birds from future recruitment. By doing, we don't infer that only recruits are being eaten by the bird - since the birds selectivity-at-age used in the model implies predation by the birds on a range of age-classes - but we simply use an empirical relationship observed in the past to generate a realistic dynamic for the future.

5.5 Tuning

Management procedures, and particularly harvest control rules, respond to changes in stock status and trends, as quantified by the various status indicators. This response is modulated by a series of parameters that determine how quickly and strongly a response will be depending on the strength of the signal. These parameters are set to values that lead to achieving the required management objective with a certain probability and in a given time frame. This process is called *tuning*, and generally concentrates on a single parameter, deemed to be the most responsive. Each management procedure tested in this study has been tuned for two management objectives by a process of searching for the value of a specific HCR parameter that leads to the desired outcome. Table B.5.2 gives an overview of the parameters that are adjusted by tuning for each management procedure. For each management procedure, the tuning was run twice, each time with different management objectives, i.e. to find management procedure parameters that result in 1) a 50% probability of the stock being exploited at or below F_{MSY} in the period 2026 to 2028 (referred to as MSY strategy) in the first case, and 2) in a risk of $B < B_{lim}$ to be below 5% for the period 2020 to 2030 (referred to as precautionary approach strategy) for the second case.

Table B.5.2 Overview of the parameters which are obtained by tuning of each management procedure

Estimation method	Management procedure	Tuned parameter
Survey index	CPUE rule	Target survey index value
MLC	MLC rule	Catch scaler
LBSPR	40-10 rule	Max Yield

5.5.1 Performance indicators

To evaluate the ability of a management procedure at achieving the required management objectives and also to monitor the results of its application on other quantities of interest, a series of performance indicators are defined. These fall most often in three categories: conservation, yield and ecosystem. For this analysis, five performance indicators have been defined and are then used when presenting the results for both stocks.

5.5.1.1 B/B(Lim): Mean biomass relative to B_{lim}

The total biomass of the stock is compared with a limit reference point, which in this case is being set as corresponding to 10% of carrying capacity. This B_{lim} , which ICES defines as a “Limit reference point for Spawning Stock biomass (SSB)”, is considered a biomass level that should be avoided with a large probability, as recruitment can be expected to be impaired below this point.

5.5.1.2 mean(C): Mean catch

Mean yearly catch obtained by the fishing fleets over the relevant period.

5.5.1.3 BWML: Biomass Weighted Mean Length

This indicator attempts to inform on changes in the length/age structure of the population and on the risks of growth overfishing. The indicator is computed as

$$\frac{\sum_{l=min}^{l=max} l \cdot n_l \cdot w_l}{\sum_{l=min}^{l=max} n_l \cdot w_l}$$

where l is length of fish, in cm, while n_l and w_l are the abundances and weights at length, respectively.

As the operating models are age-based, abundances at length for this indicator are being computed from the application of an observed age-length key and the modelled abundances at age. The age-length key employed has been generated from an average over the 2014-2018 period.

5.5.1.4 F/ F_{MSY} : Mean fishing mortality relative to F_{MSY}

This indicator is computed as the ratio of the mean yearly fishing mortality, across a range of fully selected ages¹⁷ that are selected, to the fishing mortality that would lead to a maximum sustainable yield (F_{MSY}).

5.5.1.5 BVB: Bird vulnerable biomass

To compare the different abilities of the management procedures to provide for the food needs of the bird populations associated with the lake, the yearly total biomass available to them is computed as

$$\sum_{a=0}^{a=maxage} n_a \cdot w_a \cdot S_a$$

where n_a and w_a are the abundance and weight at age, and S_a is the selectivity at age for the combination of the bird populations. This has been calculated from the sizes of fish prey selected by each bird species, and their relative abundance over the whole time period (Appendix 4).

5.6 Comparison of MP performance

Results on the performance of the MPs presented is summarized using a series of figures. First, boxplots compare the distribution of values of the selected performance indicators across different MPs. The central line shows the median, coloured boxes show the 0.25-0.75 quantiles (50% probability, i.e. 50% of realizations fall within these limits), while the external lines represent the 0.05-0.95 quantiles (90% probability). Second, the trade-off plots show the relationship between one performance indicator, in this case mean catch, and the other four. Here, the lines cover the 0.05-0.95 quantiles (90% probability). Finally, time series are presented of multiple indicators where the top panel shows the yearly values in the historical period, and each of the bottom panels the values in the projection period for each of the MPs. Here the central lines shows the median, the darker shade or red the 0.25-0.75 quantiles (50% probability), and in lighter shade of red the 0.05-0.95 quantile (90% probability).

¹⁷ The ages that have the highest chance of being caught by the fishery

5.6.1 Pikeperch

The choice of tuning criteria is the main determinant of the performance of the various management procedures examined. Maintaining biomass above the B_{lim} threshold can be achieved at the expense of lower but less variable mean catches (figure B.5.13). A 50% probability of fishing mortality being at or lower than the MSY level appears to carry substantial risks, given the large uncertainty in stock status as determined by the available estimators.

Very small differences are apparent in the biomass-weighted mean length indicator, as could be expected given that the procedures examined are limiting total catches over a relatively short time period (2020-2028), less than the maximum age of the species. Management is thus affecting abundances of only an incomplete cohort. A build-up of biomass over the older ages would likely require a longer time frame, and possibly a number of complementary measures that could protect larger individuals from the fishing activities, like closed areas in habitats or depths where older fish are more likely to be found.

The contrast between both tuning objectives is clearly seen in the values of the tuned HCR parameters (table B.5.3), specially for the MLC and LBSPR procedures.

Table B.5.3 Management procedure parameters obtained after tuning for pikeperch

Management procedure	Tuning strategy	Parameter tuned
CPUE	F_{MSY}	Target survey index value = 12.39 t
CPUE	B_{lim}	Target survey index value = 16.08 t
Mean Length in the Catch	F_{MSY}	Catch scaler = 15.08
Mean Length in the Catch	B_{lim}	Catch scaler = 46.5
LBSPR/40-10 rule	F_{MSY}	Max Yield = 339 t
LBSPR/40-10 rule	B_{lim}	Max Yield = 110 t

For most indicators in figure B.5.14, the MPs appear divided by tuning objective, as could be expected. Median values obtained for the exploitation (F/F_{MSY}) and status (B/B_{MSY}) indicators align with the tuning criteria, but differences exist on the uncertainty and risk for the first one. Tuning for the 50% probability of F being at F_{MSY} is achieved on average, but uncertainty is large. A proportion of model runs exceed this value multiple times. Considerable differences exist in the expected catches that could be obtained by the fleet over the 2026-2028 period. A 5% probability of falling below B_{lim} is obtained across all three MP types by greatly restricting the catch levels and maintaining those catches at pretty much constant values.

Finally, the ability of the procedures to ensure that the biomass of pikeperch of the age ranges selected by the bird populations remains at the 2017 level is again highly dependent on the choice of tuning objective. This is of course dependent on recruitment dynamics being on average close to the operating model assumption. Actual recruitment is most likely to follow the variable patterns that have been observed in the past, and this will have a large effect on the availability of pikeperch of bird-vulnerable size.

The time series of the various indicators again show the marked contrast between tuning objectives. Targeting B_{lim} could be expected to lead to an increase in spawning biomass, while a 50% probability of being at or below F_{MSY} is on average able to maintain stock at the current size (figures B.5.15-B.5.119).

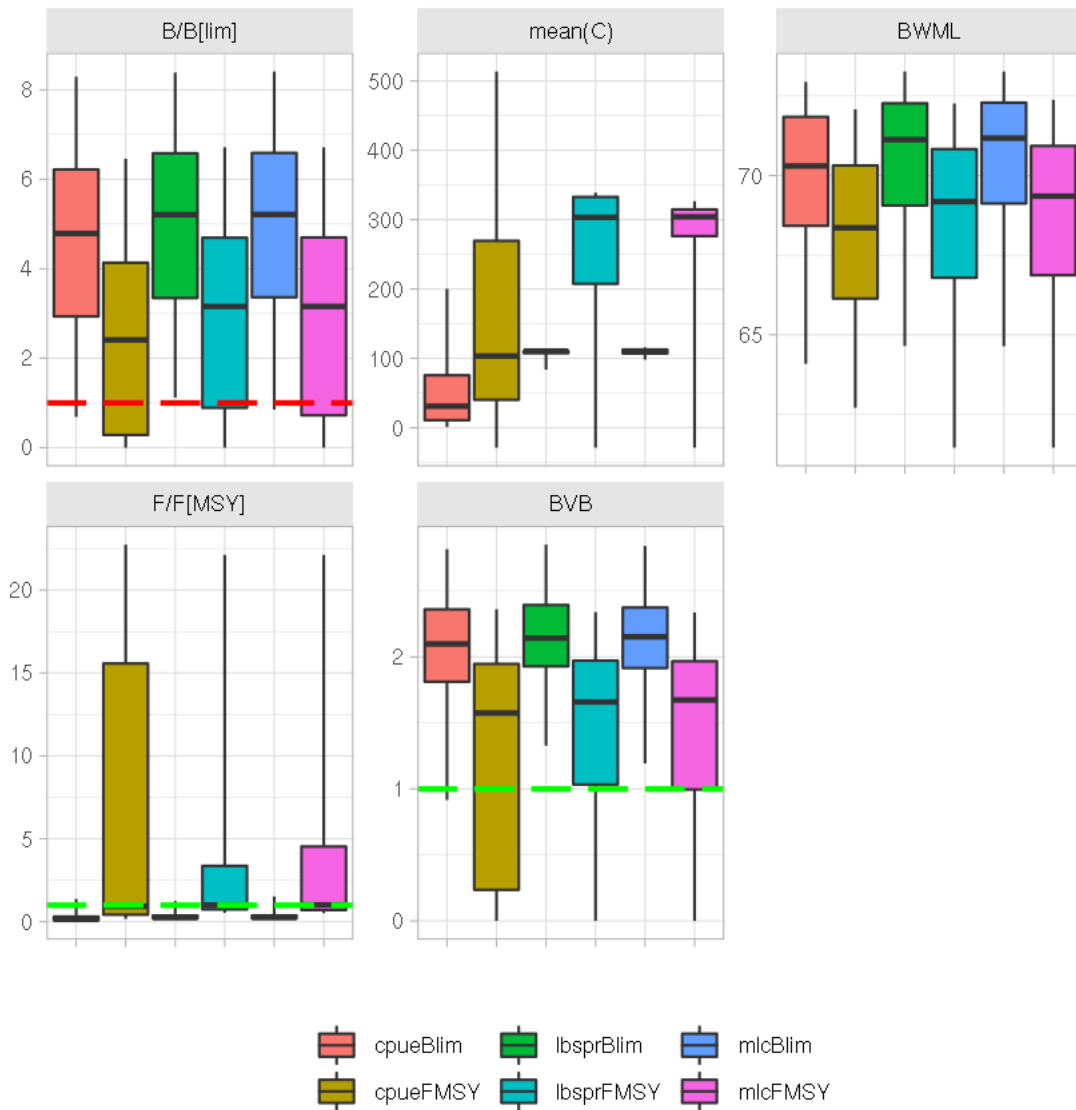


Figure B.5.13 Boxplots of the performance for all management procedures applied to the pikeperch stock OM along five indicators: stock biomass over B_{lim} (B/B_{lim}), mean catch of the fishing fleet ($mean(C)$), biomass-weighted mean length (BWML), fishing mortality over F_{MSY} (F/F_{MSY}) and bird vulnerable biomass over that in the 2017 reference year (BVB). Dashed horizontal lines represent the various reference values (green) or lower limits (red).

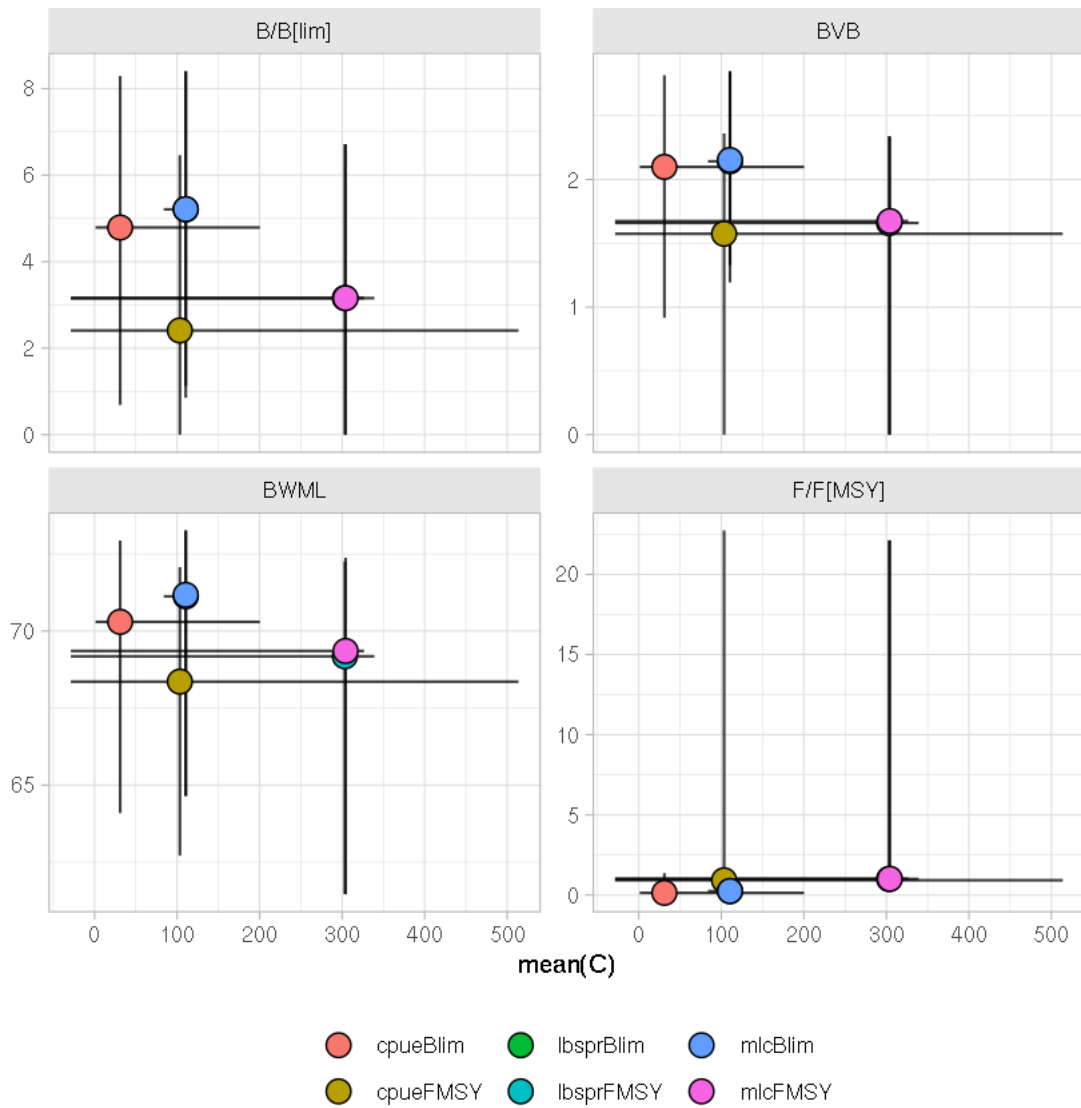


Figure B.5.14 Trade-offs between catch and the four other performance indicators for all management procedures applied to the pikeperch stock OM along five indicators: stock biomass over B_{lim} (B/B_{lim}), mean catch of the fishing fleet ($mean(C)$), biomass-weighted mean length ($BWML$), fishing mortality over F_{MSY} (F/F_{MSY}) and bird vulnerable biomass over that in the 2017 reference year (BVB).

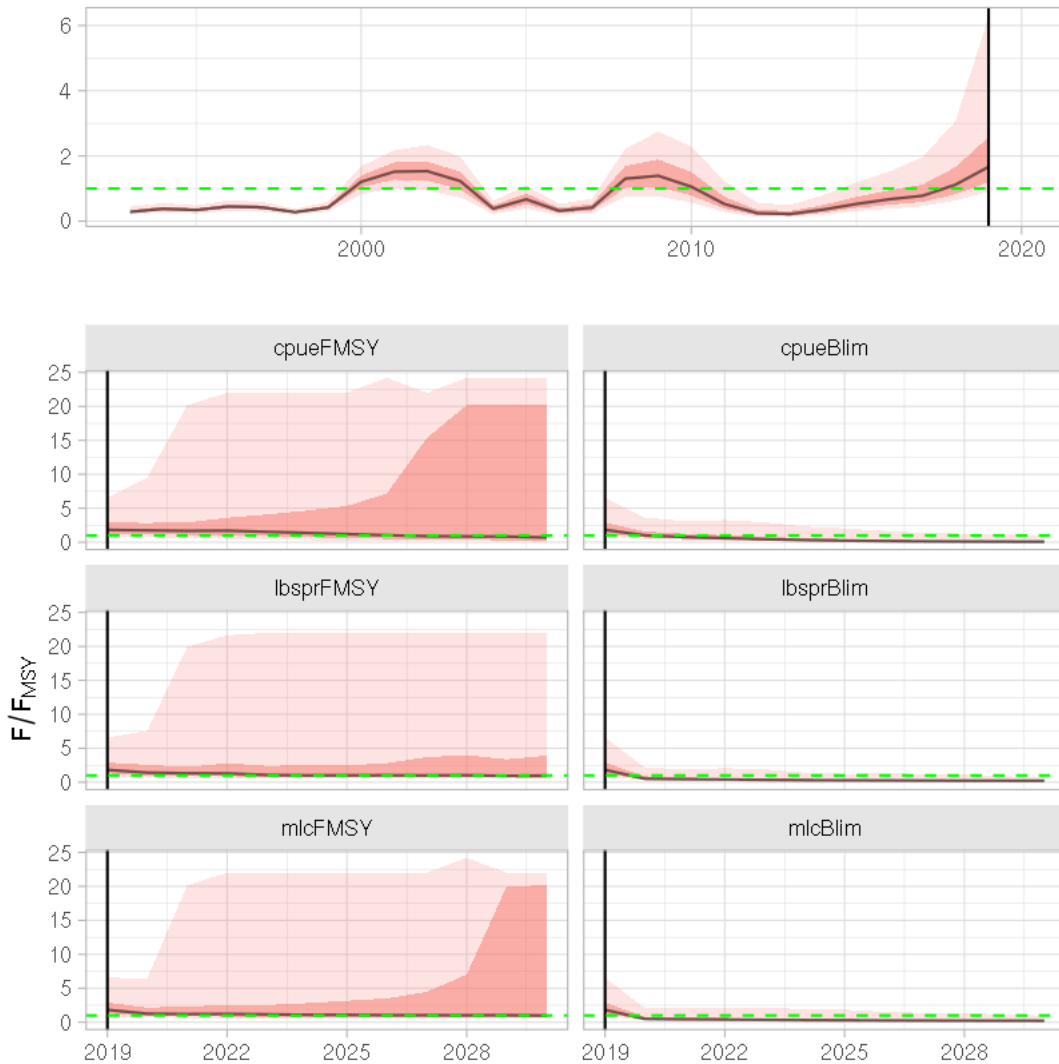


Figure B.5.15 Time series of the F/F_{MSY} indicator for the historical period (top panel) and the length of the projection period (2019-2030), and for all management procedures applied to the pikeperch stock OM over the 2019-2030 projection period (bottom panels). The central line shows the median, the dark pink area shows the 0.25-0.75 quantiles (50% probability, i.e. 50% of realizations fall within these limits), while the light pink area represents the 0.05-0.95 quantiles (90% probability). Green line shows the reference target value.

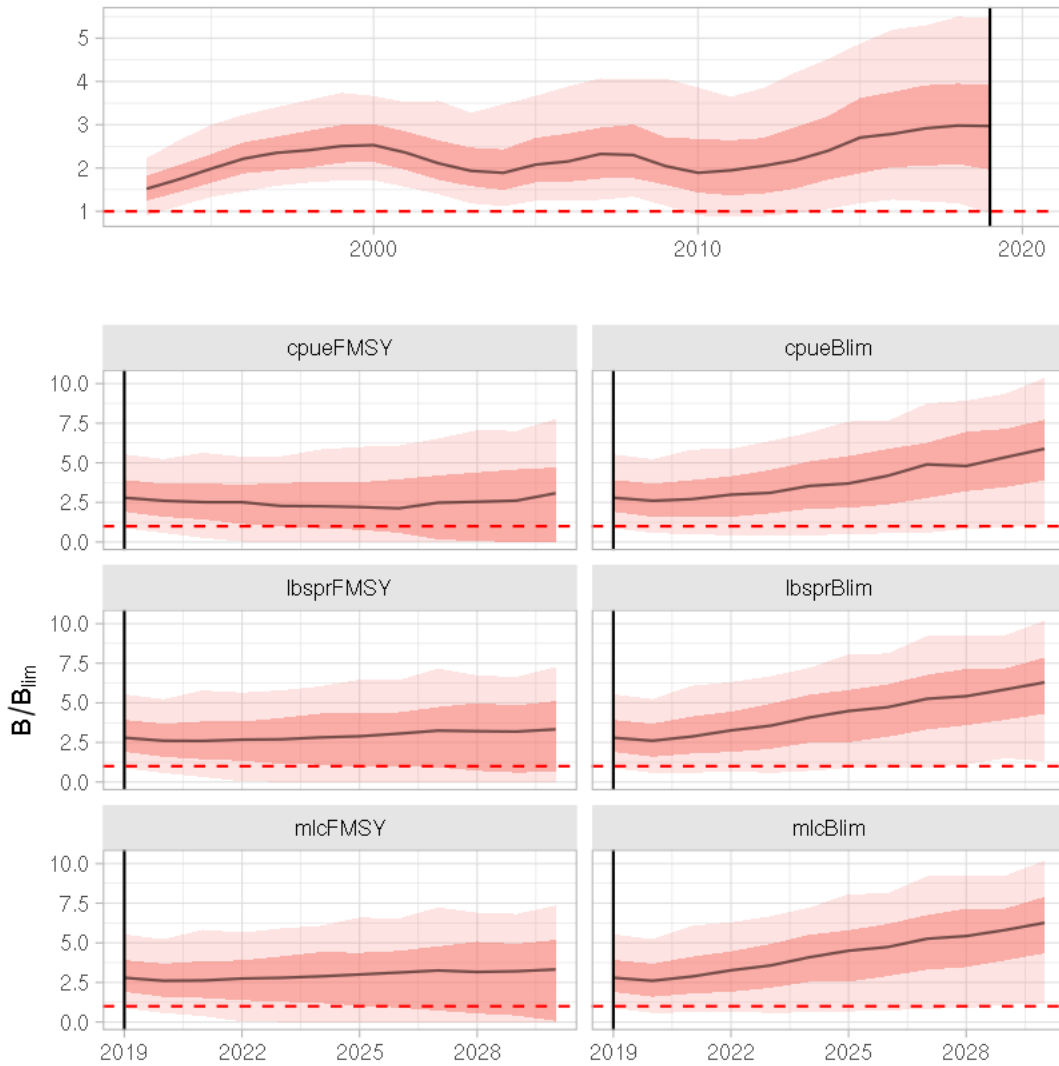


Figure B.5.16 Time series of the B/B_{lim} indicator for the historical period (top panel) and the length of the projection period (2019-2030), and for all management procedures applied to the pikeperch stock OM over the 2019-2030 projection period (bottom panels). The central line shows the median, the dark pink area shows the 0.25-0.75 quantiles (50% probability, i.e. 50% of realizations fall within these limits), while the light pink area represents the 0.05-0.95 quantiles (90% probability). Red line shows the limit value.

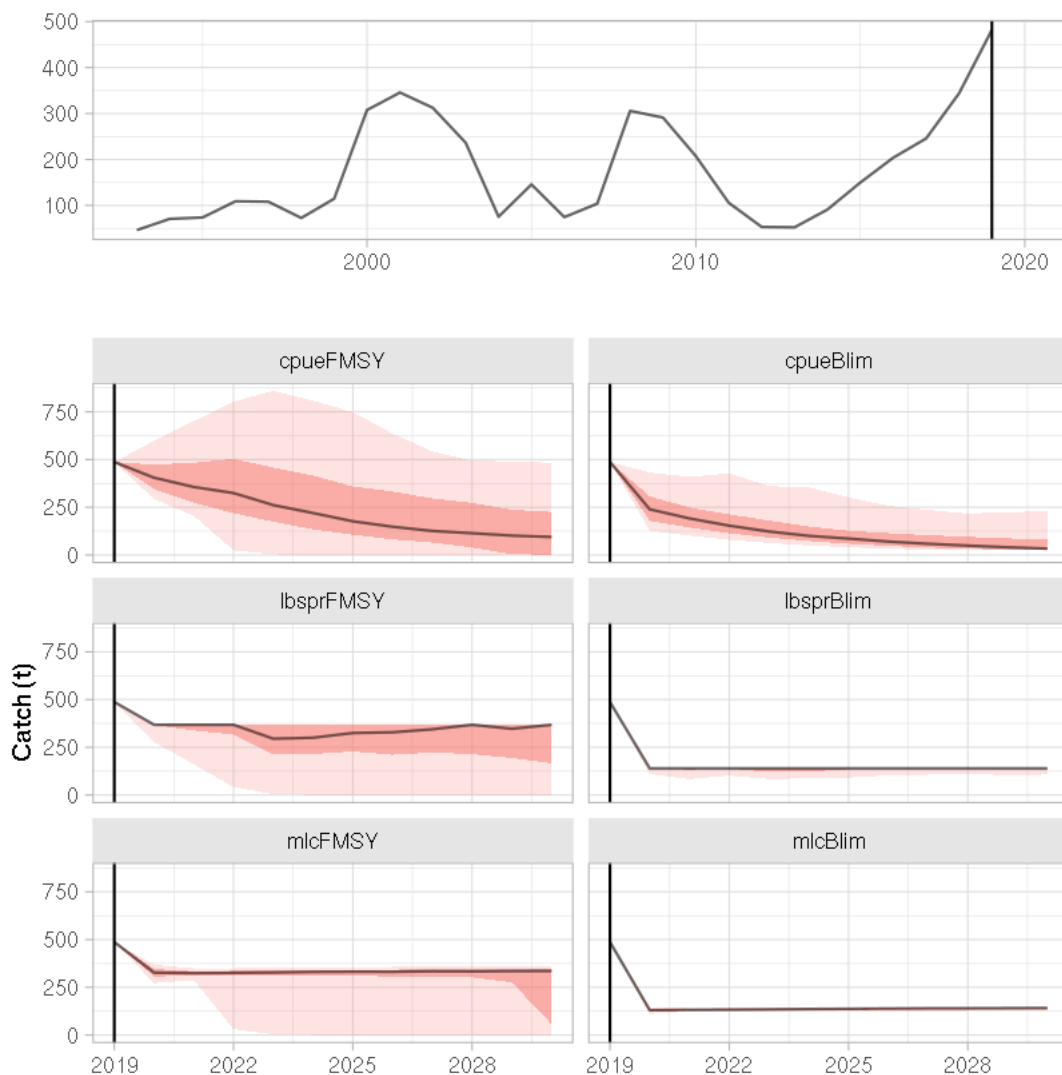


Figure B.5.17 Time series of total expected catch indicator for the historical period (top panel) and the length of the projection period (2019-2030), and for all management procedures applied to the pikeperch stock OM over the 2019-2030 projection period (bottom panels). The central line shows the median, the dark pink area shows the 0.25-0.75 quantiles (50% probability, i.e. 50% of realizations fall within these limits), while the light pink area represents the 0.05-0.95 quantiles (90% probability)

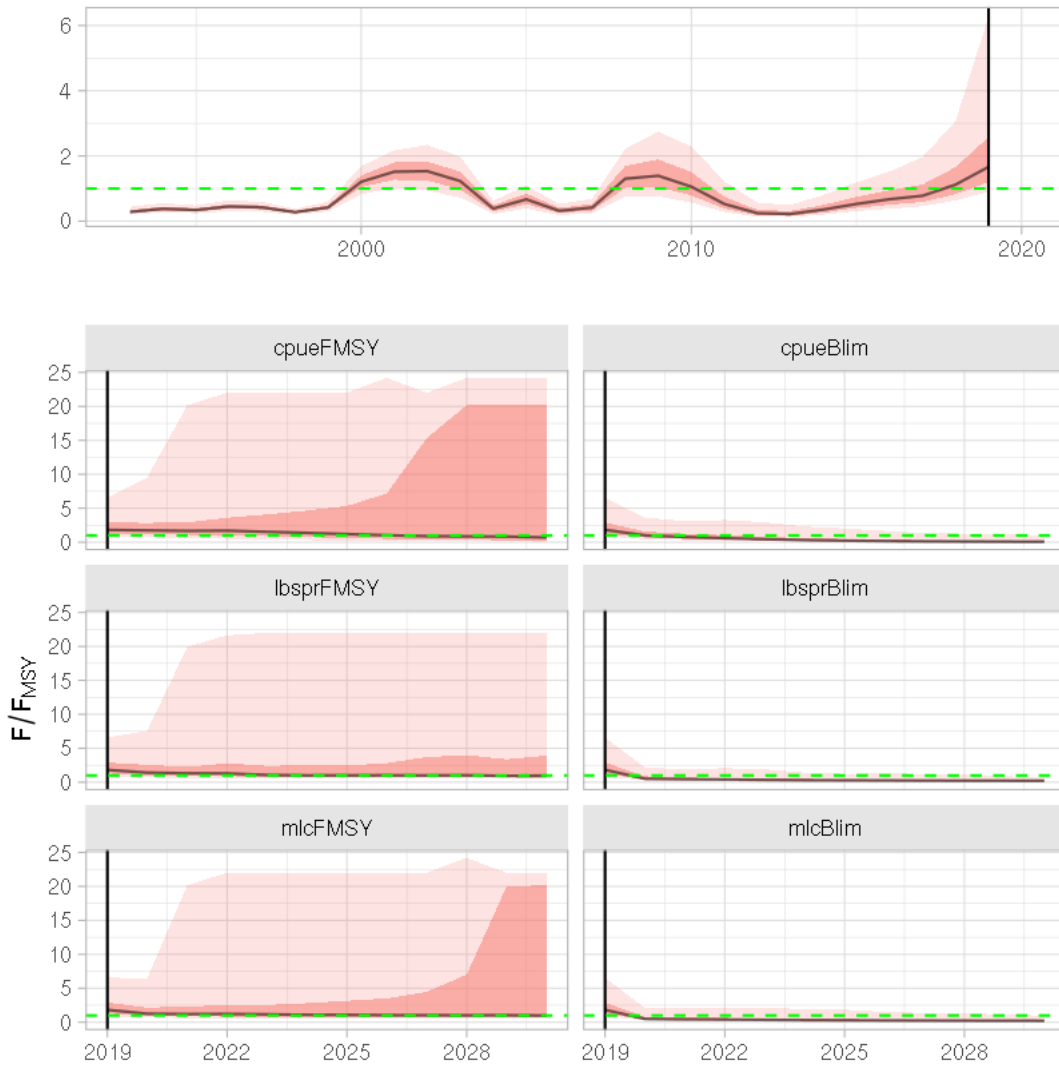


Figure B.5.18 Time series of the ratio F/F_{MSY} for the historical period (top panel) and the length of the projection period (2019-2030), and for all management procedures applied to the pikeperch stock OM over the 2019-2030 projection period (bottom panels). The central line shows the median, the dark pink area shows the 0.25-0.75 quantiles (50% probability, i.e. 50% of realizations fall within these limits), while the light pink area represents the 0.05-0.95 quantiles (90% probability). Green line shows the target reference value.

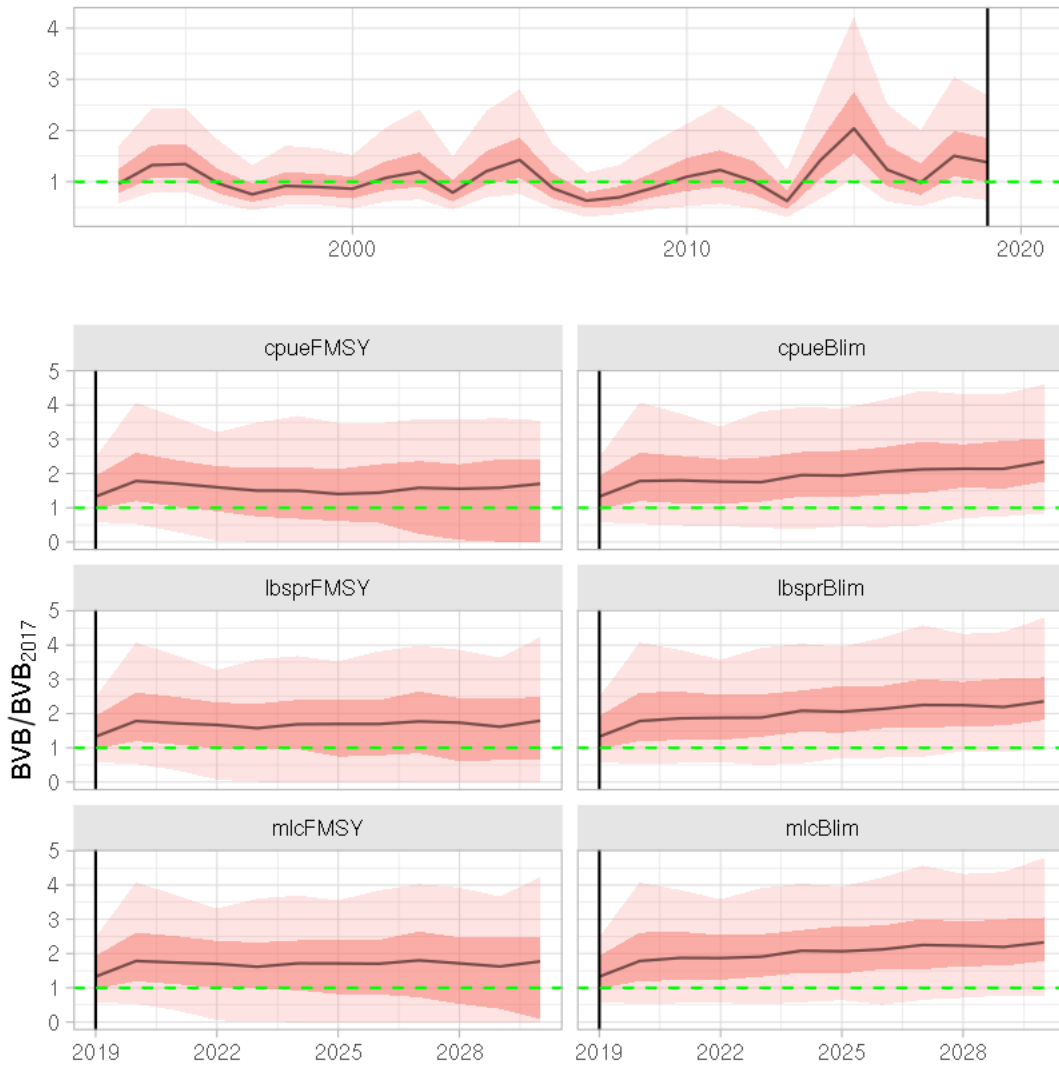


Figure B.5.19 Time series of biomass available as bird catch over that in the reference year (2017) for the historical period (top panel) and the length of the projection period (2019-2030), and for all management procedures applied to the pikeperch stock OM over the 2019-2030 projection period (bottom panels). The central line shows the median, the dark pink area shows the 0.25-0.75 quantiles (50% probability, i.e. 50% of realizations fall within these limits), while the light pink area represents the 0.05-0.95 quantiles (90% probability). Green line shows the target reference value.

5.6.2 Perch

As for the pikeperch, the tuning was performed twice for perch: 1) the first time to find the management procedure parameters leading to a 50% probability of being at or under F_{MSY} in 2027 (MSY strategy), and 2) a second time to find management procedure parameters that lead to a risk of $B < B_{lim}$ lower than 5% in 2027 (PA strategy). The parameters obtained by the tuning are presented in table B.5.4.

Table B.5.4 Management procedure parameters obtained after tuning for perch

Management procedure	Tuning strategy	Parameter tuned
CPUE	F_{MSY}	Target survey index value = 10.31 t
CPUE	B_{lim}	Target survey index value = 47.97 t
Mean Length in the Catch	F_{MSY}	Catch scaler = 14.15
Mean Length in the Catch	B_{lim}	Catch scaler = 14.38
LBSPR/40-10 rule	F_{MSY}	Max Yield = 730 t
LBSPR/40-10 rule	B_{lim}	Max Yield = 134 t

Tuning with the MSY objective for the period 2026-2028, resulted in a lower target value of the survey index (CPUE MP) and for the MLC indicator (MLC MP) and in a higher Max Yield value in the LBSPR MP. All MPs tuned to achieve 50% probability of $F \leq F_{MSY}$ lead to a risk of $B < B_{lim}$ (for the period 2026-2028) larger than 5% (though being close to this threshold in the case of the MLC MP, figure B.5.20). When tuning is done using the PA criteria (risk of $B < B_{lim}$ below 5%), the resulting LBSPR, MLC and CPUE MPs are all indeed precautionary ($p(B < B_{lim}) < 5\%$) for the 2026-2028 period.

The MPs tuned to achieve 50% probability of $F \leq F_{MSY}$ in 2027, as well as the MLC MP tuned on the PA criteria, lead to a higher yields (mean TAC larger than 500 t over the period 2026-2028). The fishing mortality achieved (over the period 2026-2028) is close to F_{MSY} for these 4 MPs, but with a large variability around the median. These 4 MPs score poorly with respect to the Biomass available for the birds, which is, in the base cases, achieved only for 35% of the years. Among these 4 MPs, fish mean length is larger for the LBSP MP, and lower for the MLC MP, but differences between MPs are small (less than 1 cm) and minor compared to the variability observed between iterations for each of the MPs.

The CPUE and LBSPR MPs tuned with the PA objective result in substantially lower yields (less than 150t, figures B.5.22 and B.5.23), and correspond to a fishing mortality well under F_{MSY} . These 2 MPs also result in a much more stable yield than the 4 others. The mean fish length is smaller than for the other 4 MPs, but again, the variability is large around the median values. The probability for the biomass available for the birds to be above the target level is much higher than for the other MPs. Looking at the stock development for these 6 MPs helps to understand the contrast observed in their performance (figures B.5.22 to B.5.25). In the case of MSY strategy, the objective is to reach a 50% chance of $F \leq F_{MSY}$ in 2026-2028. As the current fishing mortality is much lower than F_{MSY} , these MPs imply a substantial increase in fishing mortality. Applying these MPs lead to a decrease in B and, given the large uncertainty (both on the currently stock status and in the stock assessment methods implemented), result in B falling below B_{lim} in more than 5% of the cases. In addition these MPs, designed to achieve and increase of F up to F_{MSY} in 2027, imply a further increase of F in the longer term, which will probably lead to a stock collapse occurring between 2030 and 2035, if the MP continues to be applied.

In the case of the LBSPR and CPUE MPs tuned to achieve a risk of $B < B_{lim}$ of less than 5%, considering that the 5% quantile is close to B_{lim} in the first years of the simulation (e.g. 2020-2025) due to the large uncertainty in the starting conditions, the MPs achieved by tuning results in strategies that lead

to an increasing B , so that on average over the tuning period 2020-2030, the risk is of 5%. These MPs therefore correspond to very low F and low catches for the fishery (although still higher or in the same range as the recent catches). The increase in B resulting from these MPs also correspond to an increase in the biomass available to the birds to levels that, however, do not ensure that the minimum level is systematically achieved.

The MLC MP tuned with the PA strategy performs poorly compared to the 2 other MPs. As the initial increase in fishing mortality is slow with this MP (as obtained from the tuning), the biomass does not have any initial decrease (unlike for the 2 other MPs), and the 5% quantile of the distribution of B remains above B_{lim} in the first years. In order to achieve the 5% probability of $B < B_{lim}$ at the horizon of 2030, the MP requires a steeper increase of fishing mortality between 2025 and 2030 compared to the other MPs, which leads ultimately to a situation similar to the MPs tuned using the MSY criteria (increasing catches leading to stock collapse for the second decade in the simulations).

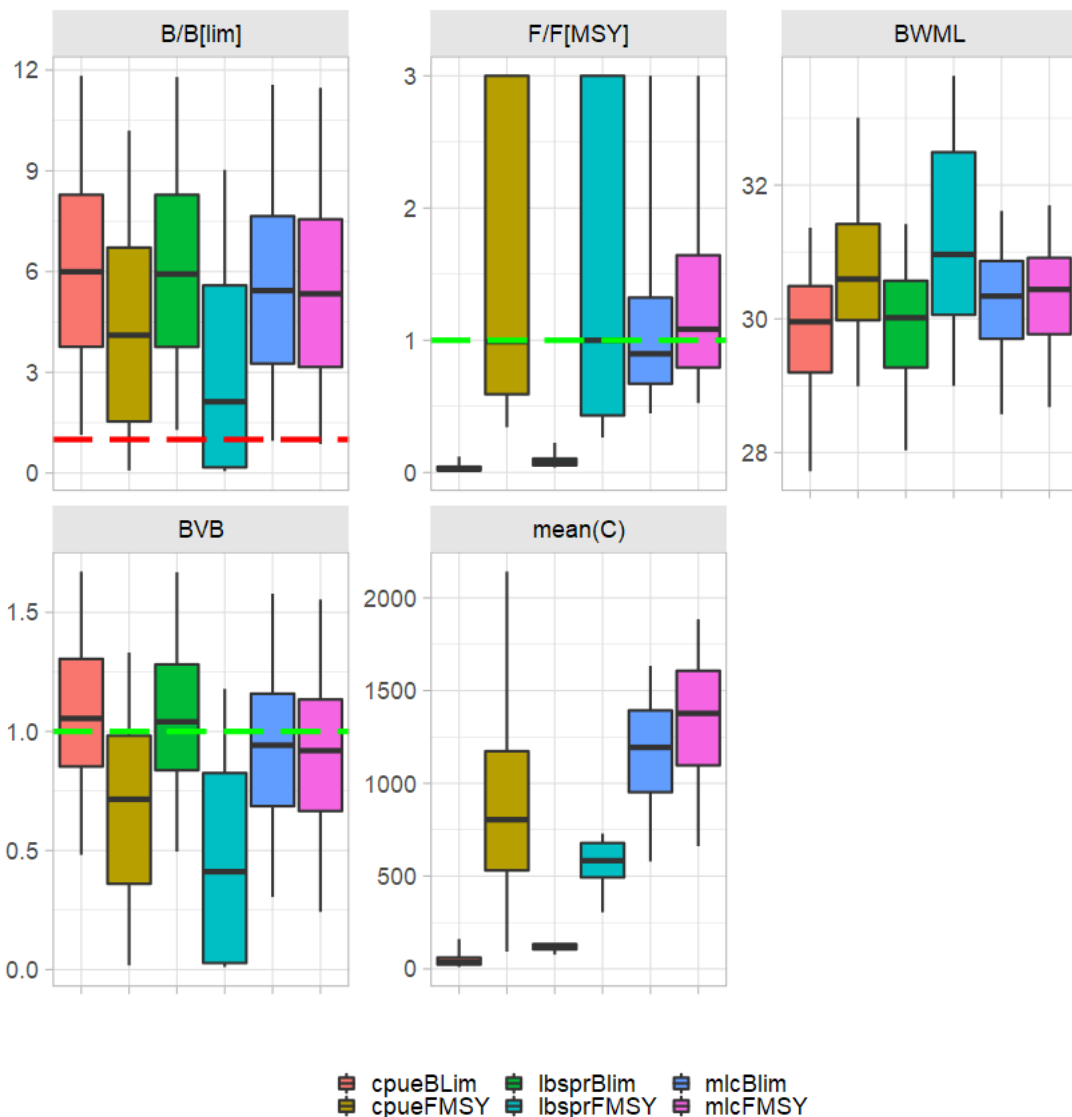


Figure B.5.20 Boxplots of the performance for all management procedures applied to the perch stock OM calculated over the period 2026-2028. Stock biomass over B_{lim} (B/B_{lim}), mean catch of the fishing fleet ($mean(C)$), biomass-weighted mean length (BWML), fishing mortality over F_{MSY} (F/F_{MSY}) and bird vulnerable biomass over that in the 2017 reference year (BVB). Dashed horizontal lines represent the various reference values (green) or lower limits (red).

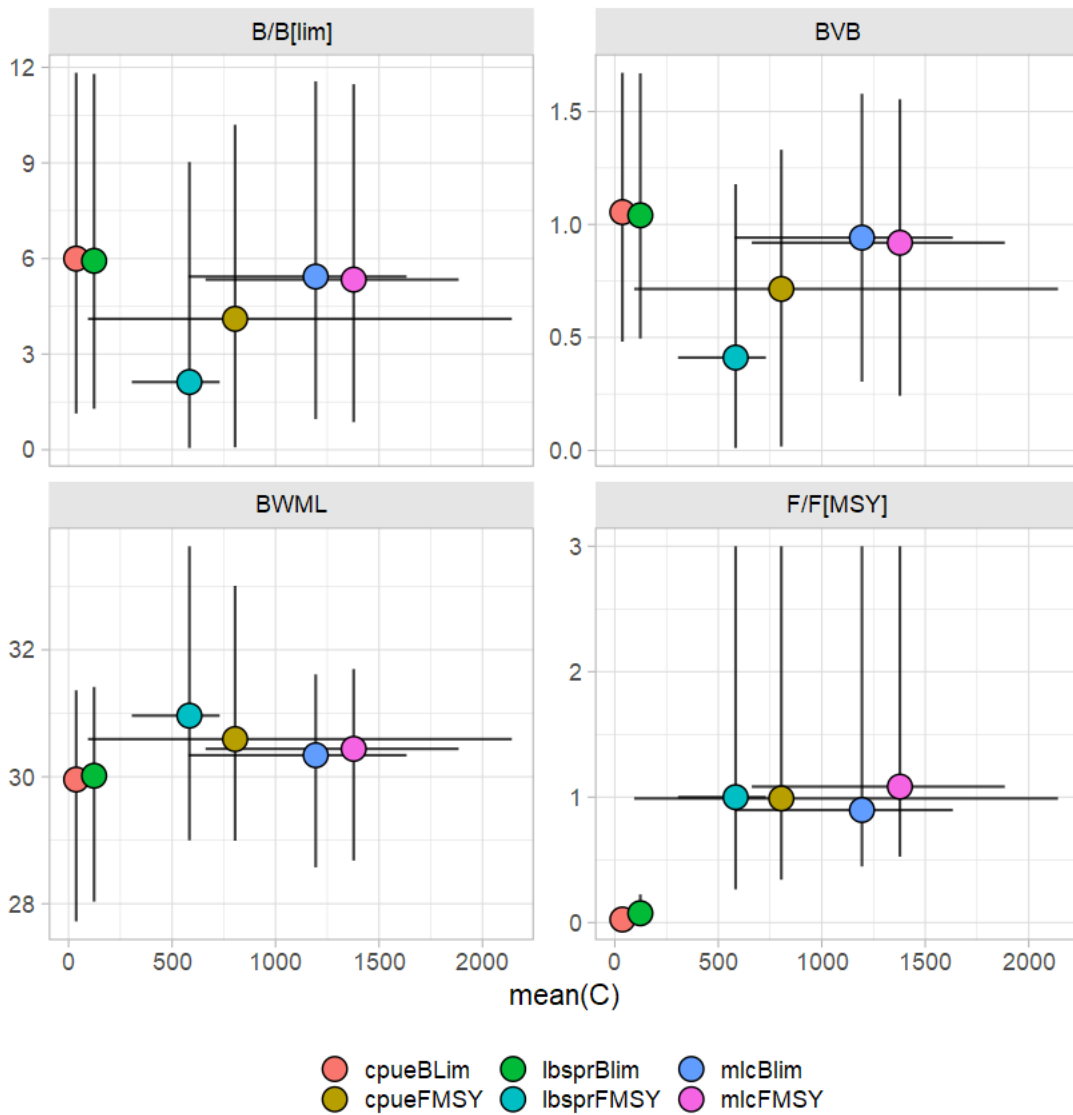


Figure B.5.21 Trade-offs between catch and the four other performance indicators for all management procedures applied to the perch stock OM over five indicators: stock biomass over B_{lim} (B/B_{lim}), mean catch of the fishing fleet ($mean(C)$), biomass-weighted mean length ($BWML$), fishing mortality over F_{MSY} (F/F_{MSY}) and bird vulnerable biomass over that in the 2017 reference year (BVB).

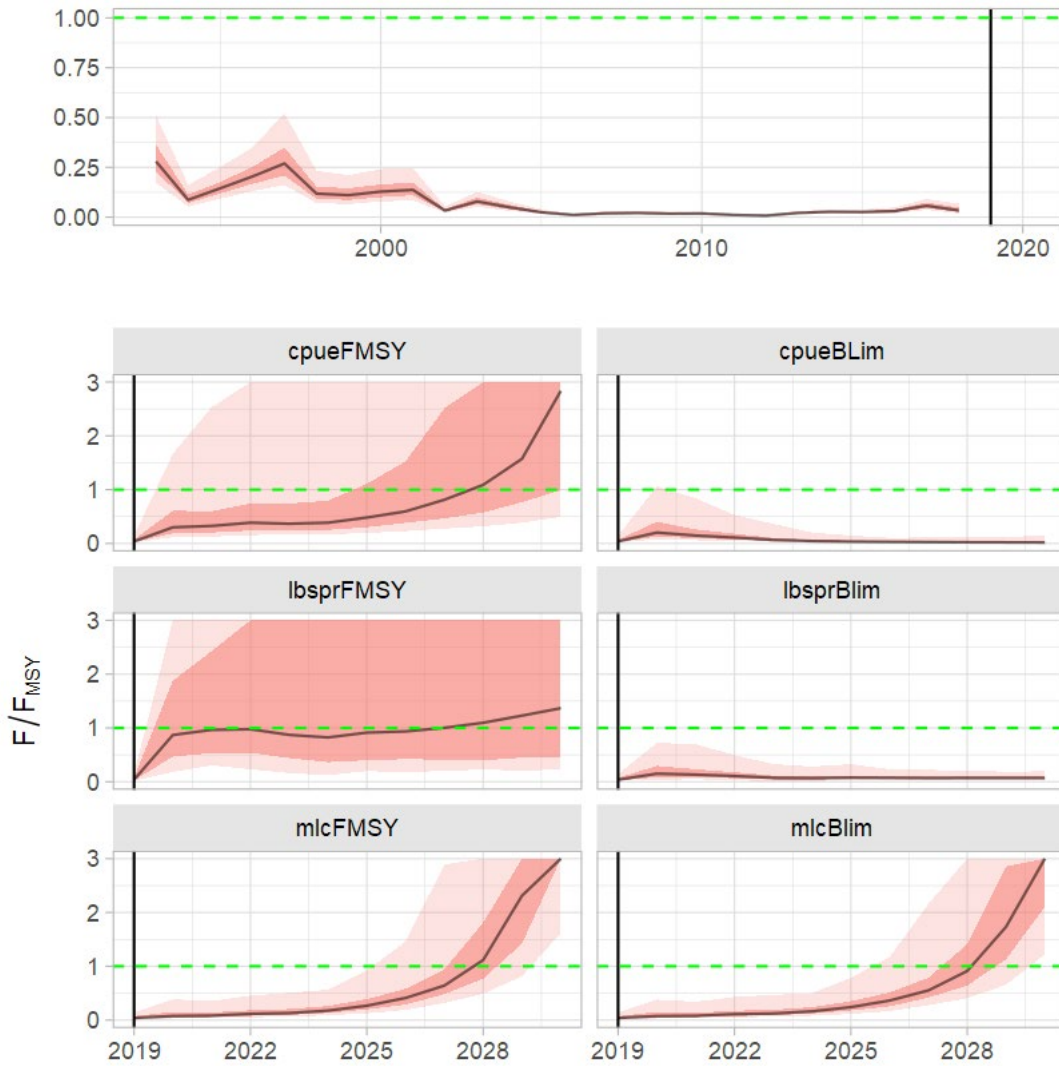


Figure B.5.22 Time series of the F/F_{MSY} indicator for the historical period (top panel) and the length of the projection period (2019-2040), and for all management procedures applied to the perch stock OM over the 2019-2030 projection period (bottom panels). The central line shows the median, the dark pink area shows the 0.25-0.75 quantiles (50% probability, i.e. 50% of realizations fall within these limits), while the light pink area represents the 0.05-0.95 quantiles (90% probability). Green line shows the reference target value.

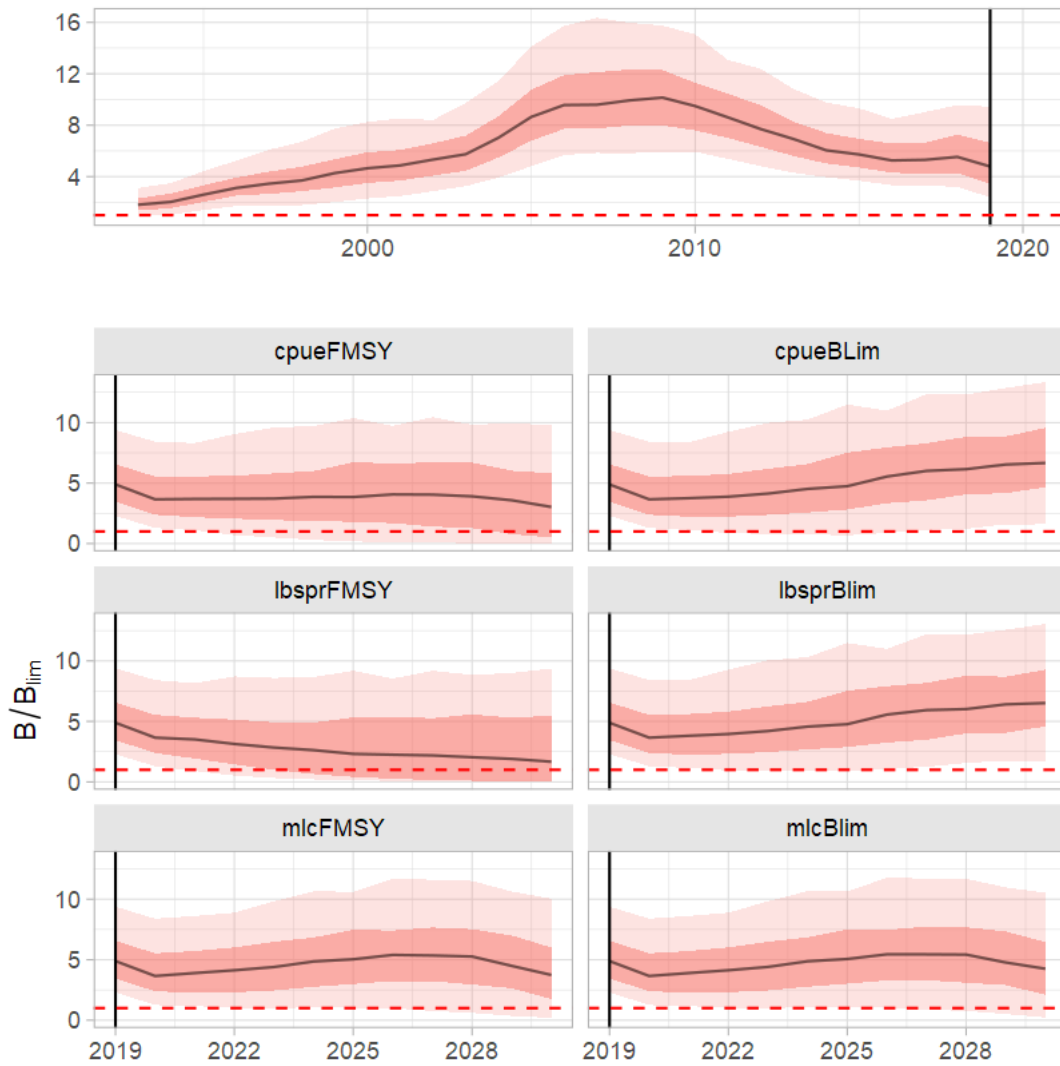


Figure B.5.23 Time series of the B/B_{lim} indicator for the historical period (top panel) and the length of the projection period (2019-2030), and for all management procedures applied to the perch stock OM over the 2019-2040 projection period (bottom panels). The central line shows the median, the dark pink area shows the 0.25-0.75 quantiles (50% probability, i.e. 50% of realizations fall within these limits), while the light pink area represents the 0.05-0.95 quantiles (90% probability). Red line shows the limit value.

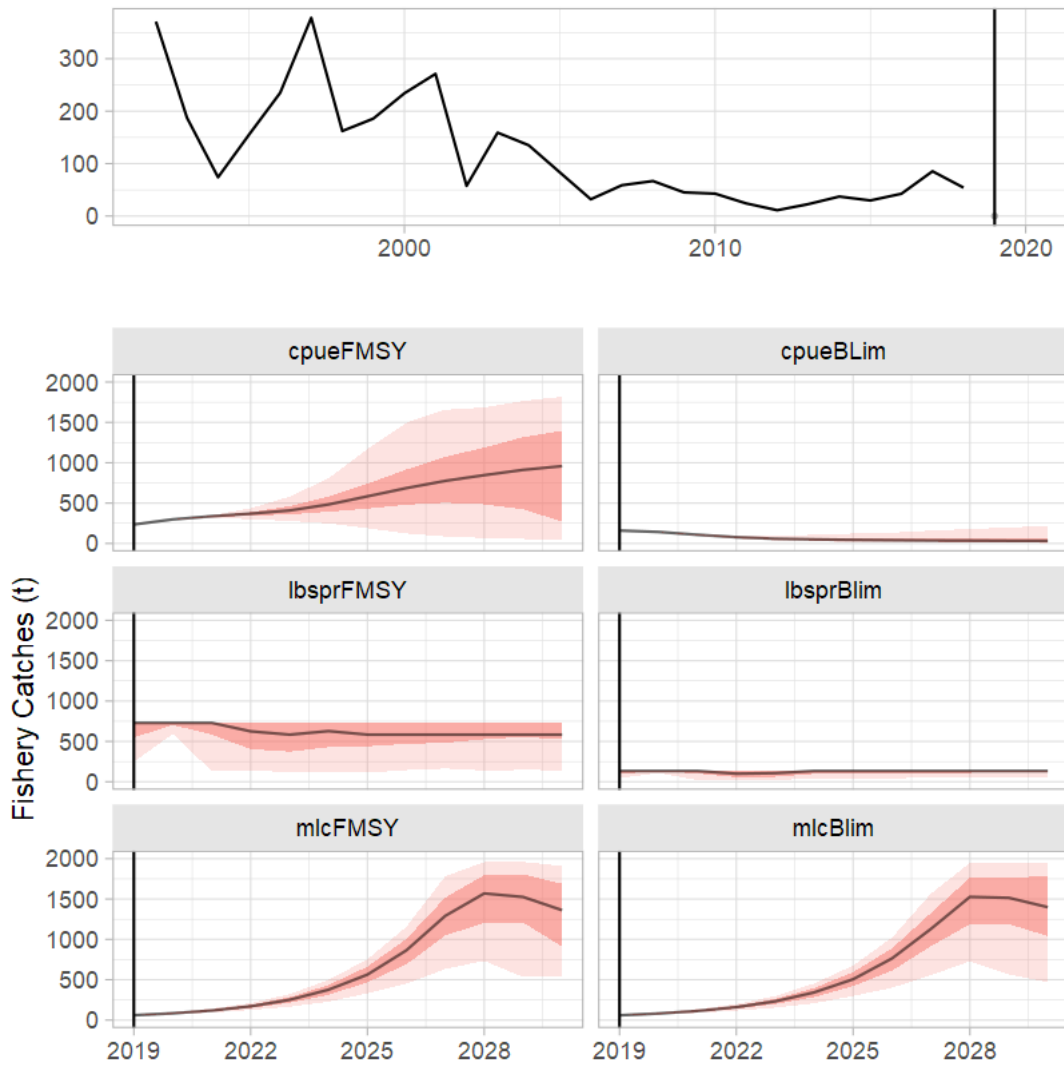


Figure B.5.24 Time series of total expected catch indicator for the historical period (top panel) and the length of the projection period (2019-2030), and for all management procedures applied to the perch stock OM over the 2019-2040 projection period (bottom panels). The central line shows the median, the dark pink area shows the 0.25-0.75 quantiles (50% probability, i.e. 50% of realizations fall within these limits), while the light pink area represents the 0.05-0.95 quantiles (90% probability)

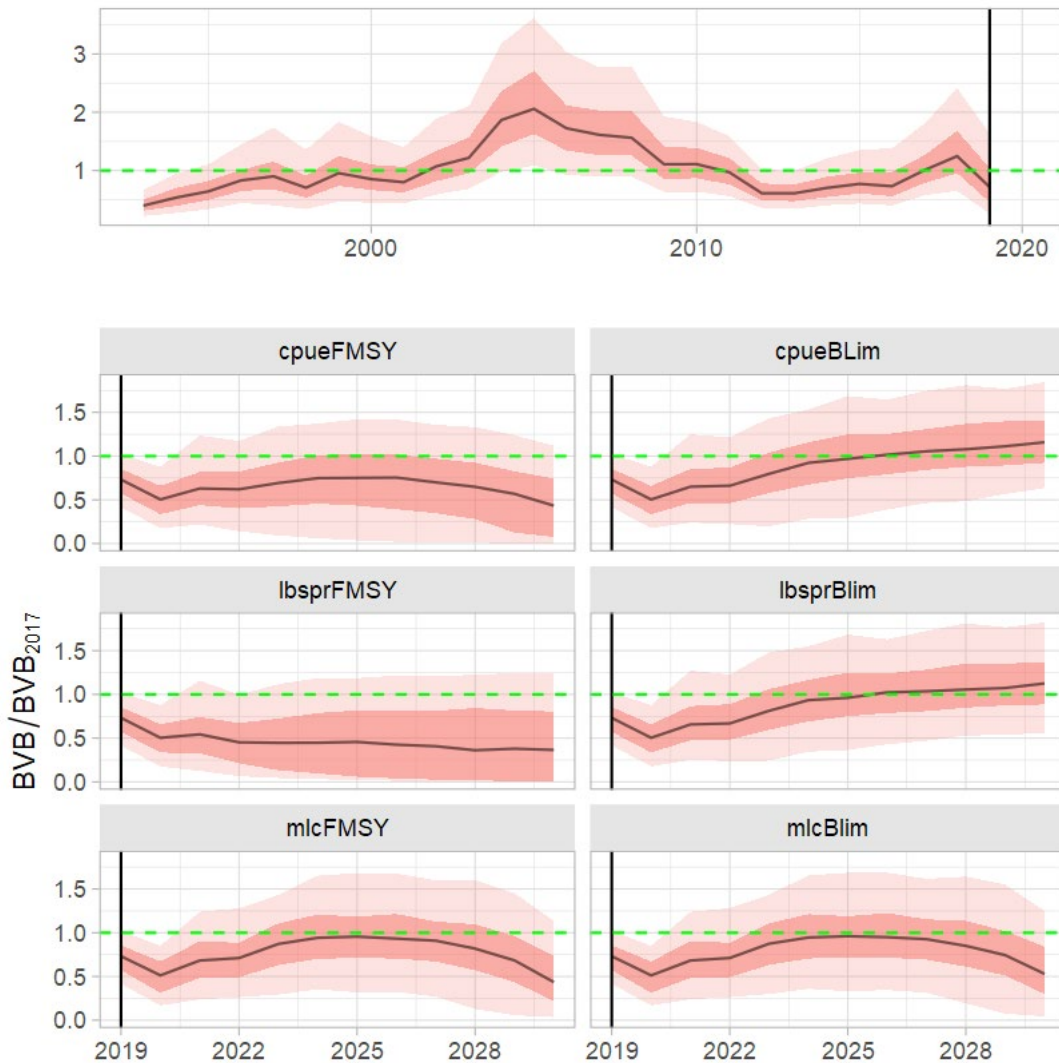


Figure B.5.25 Time series of biomass available as bird catch over that in the reference year (2017) for the historical period (top panel) and the length of the projection period (2019-2030), and for all management procedures applied to the perch stock OM over the 2019-2040 projection period (bottom panels). The central line shows the median, the dark pink area shows the 0.25-0.75 quantiles (50% probability, i.e. 50% of realizations fall within these limits), while the light pink area represents the 0.05-0.95 quantiles (90% probability). Green line shows the target reference value.

5.7 Changes in mesh size

A possible measure involving a change in mesh size, from 100 to 140 mm, has been investigated. The analysis requires the changes in selectivities at length brought by this measure to be translated into selectivities at age. The current and new selectivities (Figure B.5.26) differ not only in a delay of fully selected ages, but should also affect the likely decrease in selectivity for older age, commonly reported for single-mesh gillnets (Hamley, 1975) and calculated from an analyses of IJsselmeer data. The precise shape of the selectivity curve has a large impact on the abundances of large fish inferred by the model, as biomass builds up in the model that is unavailable to both fishing and survey gears.

The preliminary results on the effect of a change in mesh size on the performance of the survey-based (cpue) management procedure, tuned to achieve a 50% probability of F being at or lower than F_{MSY} (figure B.5.27), indicate mostly differences in the risks to stock biomass at the end of the time series,

although difference in mean performance are small. Changes in mesh size should be decided, based on multiple considerations, but its effect on the performance of the candidate management procedures is limited. These age-based operating models might also have a reduced ability to predict in great detail the effect of changes in selectivity between those mesh sizes.

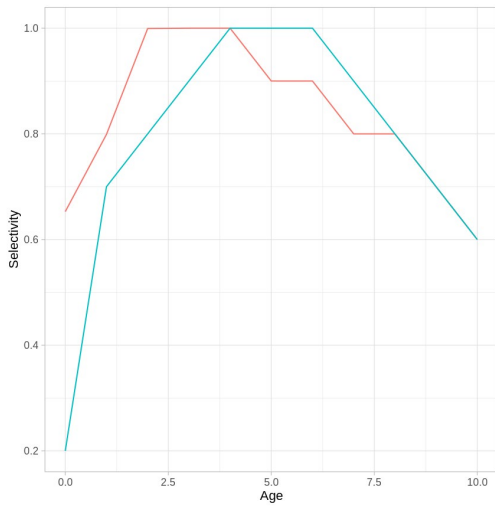


Figure B.5.26 Selectivity at age for the pikeperch stock under two scenarios: current mesh size (in red) and new mesh size of 140 mm (in blue).

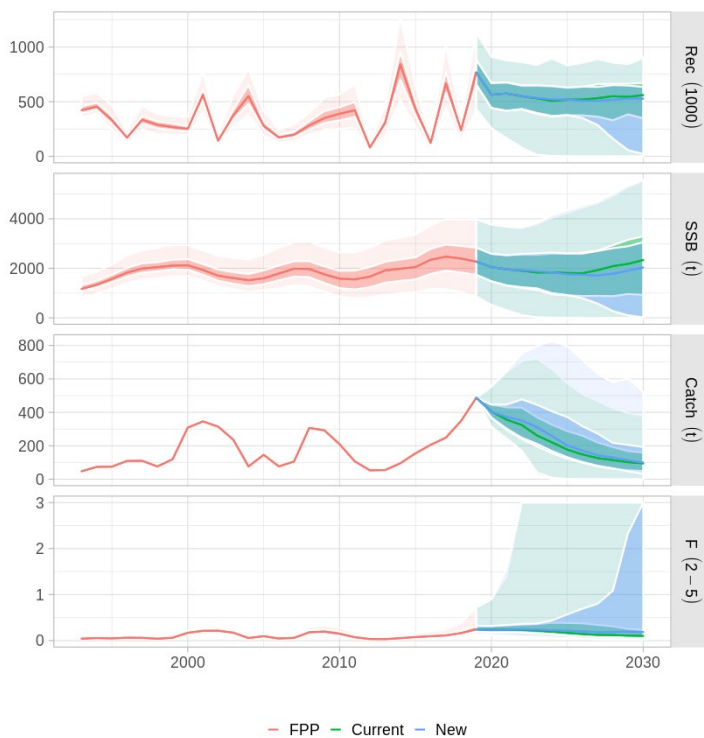


Figure B.5.27 Performance of the cpue management procedure under two selectivity scenarios: current mesh size and a new mesh size of 140 mm.

5.8 Value of information

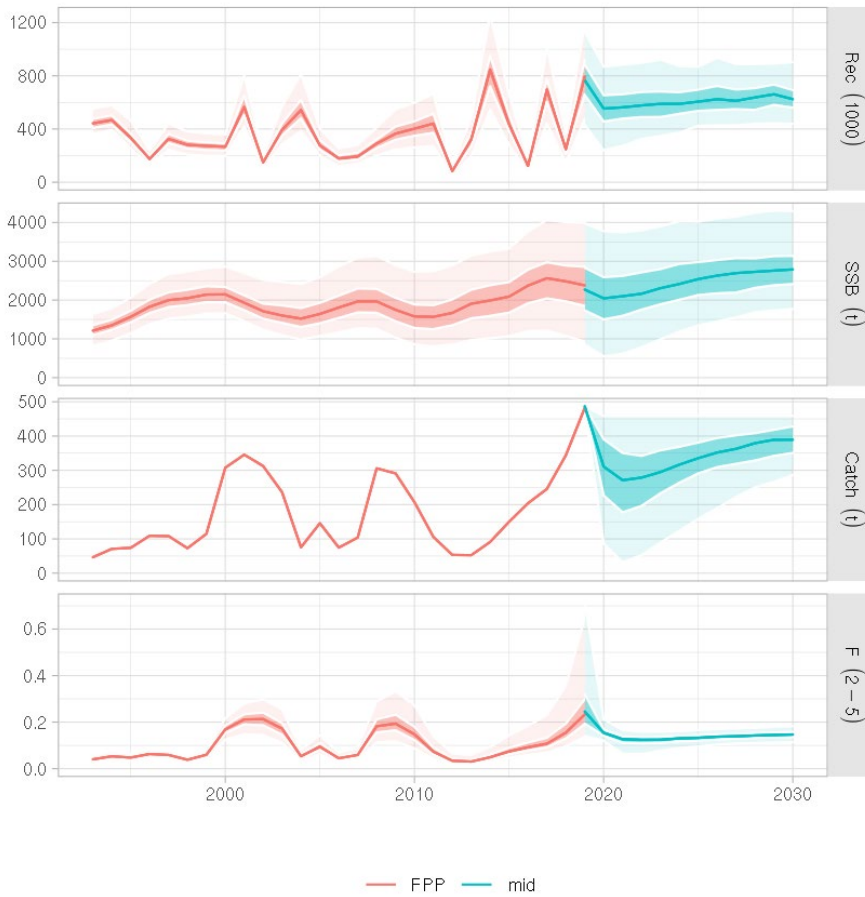
Decisions based on uncertain, partial or biased information will involve higher risks, or turn to more conservative targets to compensate for those. A harvest control rule informed by a perfect observation of the dynamics and status of the stock provides a useful, if unrealistic, comparison. The performance of this *perfect* MP will depend on its ability to deal with the uncertainty in the past and future dynamics as characterized by the operating model.

The tuning procedure was applied to a “perfect” MP for pikeperch assembled with the following elements:

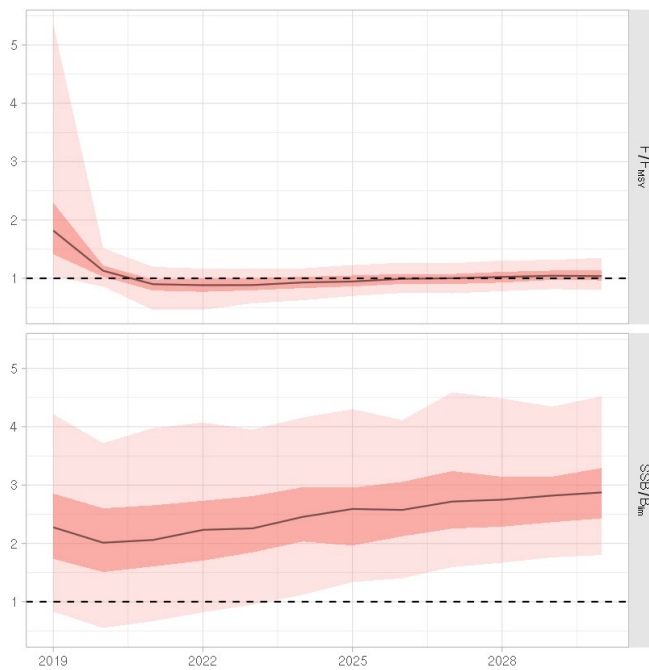
- The MP obtains a perfect observation of both catches at age and abundances at age from the survey.
- The exploitation level of the stock, as summarized by the B/B_{MSY} ratio, is applied to the 40-10 HCR to determine the total allowable catch.
- The TAC plus the assumed catch from the bird populations is applied without error or deviation.

The performance of such an ideal setup is summarized in figure B.5.28, where the trajectories show how the uncertainty introduced by the operating model can lead to a positive outlook on both stock status and catches when stock status can be determined without error: F reaches F_{MSY} as desired, while B stays well above B_{lim} in more than 95% of the projections. In other words, both objectives can be reached, if perfect information on the stock is available. Thus with better information, the stock can be managed to approach both MSY and B_{lim} more closely.

The value of information to fisheries management cannot be emphasized enough. Trade-offs between risks to conservation of the stock and the probability of under-exploiting the resource are more extreme when information is lacking or scarce.



(a)



(b)

Figure B.5.28 Predicted trajectories of recruitment, SSB, catch and fishing mortality obtained when applying the perfect MP (perfect observation and stock status, 4010 HCR), tuned for the 50% F at F_{MSY} management objective, for the time period 1992-2030 above (a), and F/F_{MSY} and B/B_{lim} , set against the reference-value of 1 (dotted line) for 2019-2030 below (b).

5.9 Discussion

A range of Management Procedures (MPs) have been tested for their potential ability to manage the IJsselmeer stocks of perch and pikeperch towards two management objectives: that of fishing mortality to be with a 50% probability at those levels corresponding to Maximum Sustainable Yield ($F \leq F_{MSY}$), and one of maintaining the stocks at less than a 5% risk of falling below a biomass limit (B_{lim}) of 10% of carrying capacity. The candidate MPs employ two main sources of data, scientific surveys for information of recruitment abundance and catch length composition data, and provide a recommendation on Total Allowable Catch (TAC). The parameters driving the behavior of each MP have been tuned to provide the desired levels of risk of achieving the two management objectives in 2027.

The analysis is based on models that attempt to capture and quantify the main sources of past and future uncertainty in stock dynamics and productivity. These operating models are conditioned on the data currently available on the stock: changes in abundance at age over time, catches taken by the fishing fleets and the bird populations around the lake, growth and maturity of the fish populations, and changes in predation on young fish. Some key parameters that cannot be estimated from the available data have been introduced in the model through a series of priors that specify a range of possible values and the corresponding probabilities. This is the case for variables on the initial status of the stocks and the strength of the relationship between stock size and recruitment.

This algorithm has allowed building two models that can be used to evaluate the potential performance of alternative MPs on the management of the perch and pikeperch stocks on IJsselmeer. This also means the performance metrics presented are dependent on how well the operating models have been able to both capture the dynamics of the stocks and quantify the uncertainty and risks involved.

A major difference between both stocks is the apparent role of predation by the various bird populations associated with the lake. For pikeperch the estimated consumption from birds is a significant component in total mortality, but still smaller than the average catches taken by the fishing fleets. In contrast, bird catches of perch have in recent years been many times larger than those from the fishing fleets. Perch intake by the bird populations appears to be linked to the abundance of smelt, with birds switching to perch when smelt abundances are low. This limits the ability of any procedure to manage the perch stock, but catches will still need to be monitored and controlled.

The two management objectives selected to tune the procedures represent two different concerns for fishery and stock: full exploitation if the aim is for fishing mortality to be at F_{MSY} , or conservation if it is the risk of exceeding B_{lim} . Difference in performance across MPs are mostly driven by the choice of tuning objective in the case of pikeperch. The preference of one objective over the other is purely a management decision, as the risks involved are very different and could affect different stakeholders. Similarly, the choice of probability levels and time frame for achieving them should be debated and agreed. Alternative values for both quantities could be explored if a search for different outcomes is requested.

The results presented here are for the differences in MP performance in 2027, computed as an average of the 2026-2028 period. They do not reflect the long-term performance of the MPs. Tuning was carried out for a precise time frame (2027), and the MPs aim at achieving the desired management objectives at that precise moment. They do so by taking a certain fishing intensity on a given trajectory, which might not be desirable if extended further in time, than 2027. For perch, bringing the stock to the target F_{MSY} level, computed as the partial fishing mortality imposed by the fishing fleet, requires an increase in fishing pressure that will not be sustainable in the long term. The opposite is true for pikeperch, for which catches need to be brought down from the 2019 levels. The presented procedures should be reviewed after a maximum of five years of application (2025). If stocks can then be considered closer to the set objective, the procedures should be reparametrized for the appropriate medium or long-term performance.

Other factors are likely to limit the use of a single parameterization of the MPs. Interactions across fish species, through predator-prey relationships, competition for resources, or changes in predation levels from birds, could develop in ways that the current operating models do not even attempt to explain. Single-species MSE as presented assumes that the dynamics of the fishing fleet are the main factor behind stock abundance, or that other factors will mostly introduce some level of error and variance. For the IJsselmeer perch stock, it appears that bird predation and not fishing is the main driver of changes in abundance in recent years, and the ability of fisheries management measures to determine stock status is thus greatly reduced. The need for a coupled operating model, that links multiple stocks for which those interactions are more significant should be considered. There are clear limits to how complex and precise such a model could be, given the available data, but it could be expected to provide further insights into the effect of all those processes on our ability to manage the stocks. Predation by bird populations on perch, for example, has been modelled as linked to perch recruitment, and this could be extended to also relate to changes in relative abundance of smelt, as determined by the current survey.

The processes behind the observed variability in recruitment across stocks are not clearly understood. The tested MPs that utilize directly survey information do not appear to perform significantly better when compared to those based on some catch-derived indicator. Signals in recruitment should, however, still provide advance warnings of likely population decreases, as well as of the availability of fish biomass for bird populations. Combining the two sources of information, catch and survey, into a single MP could be a potential avenue for research. Signals for low recruitment could be used to trigger the MP into a lower-than- F_{MSY} phase while diminishing the risks associated with exploiting stocks closer to their full potential.

Every procedure that estimates a stock status indicator from collected data is limited by a series of assumptions on the processes generating the data, the structure of the population, or the dynamics of stock and fishery. The LSBPR indicator employed here (Hordyck et al, 2015) assumes stable recruitment and fishing mortality to provide estimates of the Spawning Potential Ratio of a stock. Those assumptions are clearly not followed in the IJsselmeer stocks, as can be observed from the recent history of catches and recruitment. In addition, as for other length-based methods, the stock status estimates from LSBPR is highly sensitive to the value of the life history parameters (such as natural mortality, growth or maturity parameters) required as input to this method. However, recent analyses have shown that, amongst data poor methods, LSBPR is a relatively robust one (Chong et al, 2020), and the MP around it presented here reacts to changes in its value rather than to absolute estimates. Further research might still be required on its precise behavior for these stocks, although it appears to show the best performance of the three compared here.

A more complex MP does not always lead to better performance or lower uncertainty. For example, using different data sources, e.g. survey abundances combined with length data from catches, could increase the ability of the procedure to detect changes in stock status that a single one would not detect. Given the apparent recruitment dynamics of these stocks, it would appear beneficial to use information on recruitment obtained by the surveys combined with calculations of stock status provided by other indicators. But combining multiple indicators, with different biases and error structures, might not always provide a better indication of stock status. Data quality would still be a key concern. The MP tuning procedure is able to compensate for certain levels of bias in the indicators, but changes in time on its error structure, due for example to sampling intensity falling, have the potential to limit the ability of any MP to achieve the desired objectives.

All management procedures tested here require a minimum level of quality of the data used to assemble the stock status and trend indicators: abundances at age for age 0 to 3 of the survey and length samples of the landings. Although the evaluation of the procedures considers some level of error in both of those sources of monitoring data, the possible existence of significant biases in any of them has not been evaluated, nor has their effect in performance been quantified. However, no clear indication exists at the moment of any known bias on those two datasets. Ensuring their quality, however, will be of prime importance to the functioning of any future management procedure.

The operating models developed for these two stocks are simple in nature, as they have tried to capture the most important sources of uncertainty that management procedures would have to deal with. Our increasing understanding of many of the processes involved in the dynamics of these stocks could lead to a reformulation on those models. A review of their suitability should still be carried out at an appropriate time frame.

Bijlage 6 Methodiek

bestandsontwikkelingen

Er wordt hoofdzakelijk gewerkt met visgegevens die verzameld zijn in visserij-onafhankelijke surveys, *i.e.* bemonsteringsprogramma's die elk jaar op dezelfde manier worden uitgevoerd. Door deze eenduidige bemonsteringsmethodiek kan goed naar veranderingen in een bestand *over de jaren heen* gekeken worden. Het bestand wordt op verschillende manieren geëvalueerd: veranderingen in bestandsgrootte en veranderingen in de lengte- en leeftijdsopbouw van het bestand worden gevolgd. Er wordt op twee tijdsschalen naar de survey-trends gekeken:

- Hoe hebben de bestanden zich sinds 1992 ontwikkeld?
- Hoe hebben de bestanden zich sinds 2015 (aanpassing van beheer) ontwikkeld, vergeleken met de 2-3 jaren ervoor?

Daarnaast wordt met de gegevens van de marktmonitoring en de aanlandingsreeks een inschatting gemaakt van de wijze waarop de visserij ingrijpt op een bestand.

Ontwikkelingen in het bestand

De openwatersurvey vanaf 1992

Om de ontwikkelingen in bestandsgrootte te evalueren wordt bij voorkeur gewerkt met een survey die een representatieve index voor de hoeveelheid biomassa vis oplevert. Voor de vier schubvissoorten in het IJsselmeer/Markermeer is momenteel de best beschikbare, langlopende survey de actieve monitoring op het open water (de 'openwatermonitoring') met de grote kuil/verhoogde boomkor en met de elektrokor (Tien *et al.* 2017). Zie bijlage 1 voor een beschrijving van de survey.

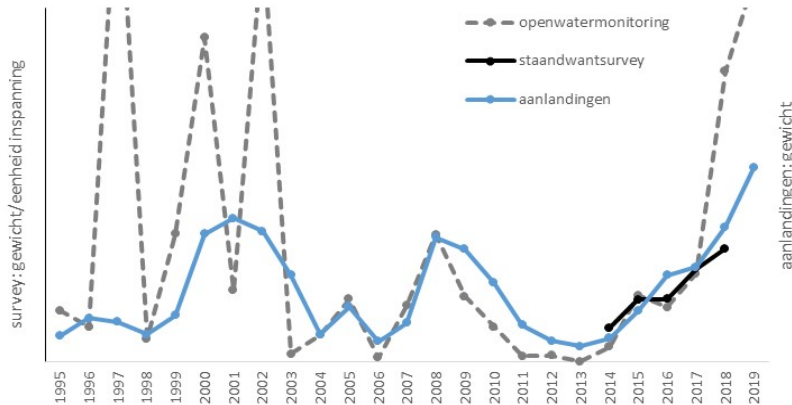
De berekende survey-index heeft betrekking op het vangstsucces in de survey; de gemiddelde hoeveelheid gevangen biomassa per hectare bevist oppervlak. De openwatermonitoring geeft informatie over de ontwikkelingen in de bestandsopbouw van het bestand; verandert de bestandsopbouw (voor juvenielen/adulten, of per lengte en leeftijd) van een bestand door de jaren heen? Hierbij geldt dat de informatie alleen gebruikt moet worden voor een beeld van de jaar-op-jaar veranderingen. Het is niet geschikt om naar de absolute verhouding tussen lengtes/leeftijden te kijken, aangezien de vangstefficiëntie van de survey waarschijnlijk verschilt tussen lengtes/leeftijden. Zie bijlage 2 voor een beschrijving van de methodiek van opwerking van de surveygegevens.

De indices worden vanaf 1992 berekend en niet vanaf het begin van de survey (1966), omwille van twee redenen. Ten eerste was de kuilsurvey tot 1989 niet gestandaardiseerd. Hierdoor kan geen goede schatting van de indexwaarde voor deze jaren worden gegeven. Ten tweede vonden tot de jaren 90 veel veranderingen in de nutriëntenhuishouding van beide meren plaats, waarbij sinds de jaren 90 een redelijk stabiel niveau is bereikt (Noordhuis *et al.* 2014). Ook de soortensamenstelling van het fytoplankton waar de jonge vis op leeft, is sinds begin jaren 90 waarschijnlijk veranderd naar een ander niveau. Veranderingen in de nutriëntenhuishouding en voedselaanbod kunnen een grote invloed hebben op de potentiële maximale bestandsomvang (de draagkracht), als ook op het doorzicht in het water (en daardoor de vangbaarheid in de survey).

Een representatieve biomassa-index

Bij het gebruik van de biomassa-index wordt aangenomen dat de trend in de survey-gevangen vis representatief is voor de ontwikkelingen in de bestandsgrootte. De openwatersurvey is echter opgezet om de kleine, jonge vis te monitoren. De grotere oudere vis wordt mogelijk minder goed gevangen in de survey, maar in welke mate was onbekend. Daarom is onderzocht of de survey in staat is om een jaarklasse vis adequaat te volgen door de jaren heen (Tien *et al.* 2017). Zoals verwacht was de relatie tussen de gemeten hoeveelheid 0-jarige vis en de gemeten hoeveelheid 1-jarige vis het jaar erop slecht, voor alle bestanden. Dit wordt verwacht omdat de sterfte van 0-jarige vis zeer hoog en variabel tussen jaren is. Voor de relatie tussen oudere vis (bijvoorbeeld 1-jarige vis en 2-jarige vis het jaar erop) werden wel significante relaties gevonden voor baars, brasem en blankvoorn. De survey

lijkt dus een representatief beeld te geven van de ontwikkelingen in de bestandsgrootte van vis van 1 jaar en ouder. Echter, voor snoekbaars werden geen significante relaties gevonden voor 1-jarige en oudere vis. Voor snoekbaars bestonden ook in het verleden twijfels over de bruikbaarheid van de surveyvangsten als index voor de paaibestandsgrootte. Echter, ondertussen is duidelijk geworden dat de lengteverdeling van snoekbaars in de openwatermonitoring sterk overeenkomt met die in de staandwantsurvey (Volwater *et al.* in prep). Ook is duidelijk geworden dat de paaibiomassa op basis van de openwatermonitoring voor dezelfde tijdtrend toont als die op basis van de aanlandingen (figuur B.6.1 en zie bijlage 7 in Tien *et al.* 2018). Het enige probleem lijkt te zijn dat hele hoge boomkorvangsten (zie de jaren 1997, 2000, 2002 en 2018) een te hoge schatting van de paaibiomassa in de openwatermonitoring zouden kunnen zijn. Dit komt doordat een klein aantal grote snoekbaarzen een groot effect op de gewichts-index kan hebben. Samengevat lijkt momenteel voor alle bestanden de openwatersurvey geschikt als bron voor de paaibiomassa-index.



Figuur B.6.1. Tijdreeks van het vangstsucces in de boomkor/elektrokor-survey (openwatermonitoring), de staandwantsurvey en de aanlandingen. De y-assen zijn zodanig aangepast, dat vooral de trend door de tijd vergeleken kan worden tussen de informatiebronnen. Eenheid van inspanning van de openwatermonitoring is hectare en van de staandwantsurvey netnacht.

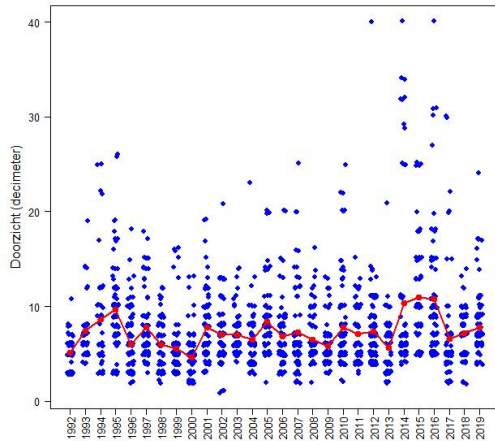
De invloed van doorzicht op de biomassa-index

Verhoogd doorzicht van het water kan betekenen dat een vis het vaartuig en/of tuig ziet aankomen en daardoor een grotere kans heeft om te ontkomen. Als het doorzicht verbetert door de jaren heen, kan dit vervolgens leiden tot een verlaagd vangstsucces in de survey, terwijl het bestand mogelijk niet is afgenomen. De toevoer in hoeveelheid nutriënten in het IJsselmeer en Markermeer is afgenomen sinds de jaren 70 van de vorige eeuw. Dit zou mede geleid kunnen hebben tot verhoogd doorzicht in het water en vervolgens een negatief effect gehad kunnen hebben op het vangstsucces in de survey door de jaren heen. Binnen de vangstadvisen zoals tot nu toe opgesteld, is hier rekening mee gehouden door de jaren met de grootste afname in nutriëntentoevoer niet mee te nemen in de analyses: voor de analyses wordt niet met gegevens van vóór 1992 gewerkt. Echter, ook sinds 1992 is de toevoer in nutriënten iets afgenomen (Noordhuis *et al.* 2014). Daarom is het effect van doorzicht op het vangstsucces van de vier soorten in de openwatersurvey in deze periode statistisch onderzocht (samen met de invloed van locatie, jaar en tuig). Deze analyse staat beschreven in Bijlage 4 van Tien *et al.* (2017).

Uit deze analyse blijkt dat doorzicht inderdaad een negatieve relatie heeft met het vangstsucces van alle vier soorten: hoe helderder het water, hoe minder vissen je vangt. Echter, ook blijkt dat *door de jaren heen* het gemiddelde doorzicht tijdens de survey sinds 1992 maar heel weinig is toegenomen en verwaarloosbaar is vergeleken met de verschillen in doorzicht *binnen een jaar*. Er is dus een groot verschil in doorzicht tussen locaties en dagen, en relatief weinig tussen jaren (figuur B.6.2). Het toenemende doorzicht door de jaren heen heeft ook vrijwel geen effect op de uitkomsten van het statistisch model: als in het model doorzicht wordt aangepast waardoor deze niet zou veranderen door de jaren heen, is de voorspelling dat de trend in vangstsucces vrijwel niet verandert (Tien *et al.* 2017).

Samengevat bleek uit de analyses dat doorzicht vrijwel geen rol speelt in de temporele veranderingen in de survey-index sinds 1992. Er wordt daarom in de verdere opwerking geen rekening gehouden met verschillen in doorzicht. Wel worden de ontwikkelingen in doorzicht tijdens de

survey bijgehouden. Hieruit blijkt dat het doorzicht in de jaren na bovenstaande analyse (2016-2019) ook niet is toegenomen (figuur B.6.2).



Figuur B.6.2 Doorzicht in de openwatersurvey. Blauwe punten zijn de waargenomen data, de rode lijn is het gemiddelde van alle trekken.

Ontwikkelingen in de commerciële vangsten

Voor alle vier bestanden is de trend in de totale aanlandingen onderzocht. Voor snoekbaars en baars kan de trend in de vangsten (aanlandingen en discards) worden onderzocht en in de leeftijdssamenstelling van de vangsten. Voor brasem en blankvoorn zijn geen langjarige gegevens over de vangstsamenstelling beschikbaar (er is geen historische marktmonstering van deze twee bestanden). Voor deze twee bestanden kan dus alleen de trend in de totale aanlandingen worden onderzocht, en de huidige vangstopbouw, van 2016-2019. De opwerking van deze gegevens is beschreven in bijlage 3.

Ook wordt met de logboekinformatie bekeken door welke visserijen het bestand bevestigd wordt: zegenvisserij, staandwantvisserij met 101 mm en/of staandwantvisserij met grote mazen. Als een bestand door meerdere visserijen beduidend wordt bevestigd, wordt per visserij onderzocht wat de vangstsamenstelling is; verschilt de leeftijdssamenstelling van de onttrokken vis?

Met al deze informatie worden de volgende vragen gesteld:

- Hoe is de totale hoeveelheid vangst door de tijd veranderd?
- Hoe belangrijk zijn de respectievelijke visserijen?
- Welke leeftijdscategorieën worden het meeste onttrokken? En verschilt dit tussen visserijen?
- Wordt er veel juveniele vis gevangen?
- Verandert de leeftijdssamenstelling van de vangsten door de tijd? (voor snoekbaars en baars)

Bijlage 7 Betrouwbaarheidsintervallen van de relatie tussen het vangstsucces van de verhoogde boomkor en grote kuil

In de openwatersurvey in het IJssel- en Markermeer is tot en met 2012 met een grote kuil gevist en in 2013 is overgestapt op de verhoogde boomkor (van der Sluis *et al.*, 2014). In 2012 is een experiment uitgevoerd, om het vangstsucces van de verhoogde boomkor en de grote kuil te vergelijken. Hiervoor is simultaan met een verhoogde boomkor en een grote kuil gevist. Er zijn 43 trekken uitgevoerd. In deze bijlage zijn de relevante uitkomsten voor de vier schubvissoorten samengevat. Voor een uitgebreide beschrijving van het experiment, de statistische vergelijking en de resultaten, zie bijlage 2 in van der Sluis *et al.* (2019).

In figuur B.7.1 zijn voor snoekbaars en baars de geschatte relatie tussen het vangstsucces in de grote kuil en de verhoogde boomkor weergegeven. Voor brasem en blankvoorn waren de beschikbare gegevens niet voldoende om een soort-specifieke relatie te bepalen. Daarom is de relatie van een grotere groep vissen gebruikt, namelijk van alle demersale (voor brasem) en alle pelagische (voor blankvoorn) vissoorten (figuur B.7.2). In de figuren is het vangstsucces van de 43 vergelijkende trekken geplote. De eenheden in deze figuren zijn dezelfde als gebruikt voor de survey-indices, namelijk kilogram per hectare. De rode lijn geeft de geschatte relatie tussen de twee tuigen weer (voor details over de gebruikte relatie, zie de volgende paragraaf). De rode stippellijnen geven de 95% betrouwbaarheidsintervallen van de geschatte relatie. Voor alle vier de soorten kan geen statistisch verschil in vangstsucces tussen de twee tuigen aangetoond worden, i.e. de 1-op-1 relatie valt binnen de 95% betrouwbaarheidsintervallen. Echter de onzekerheid van deze relatie is erg groot, met name voor hogere vangstsuccessen. Zie bijvoorbeeld baars: voor een vangstsucces van 15 kg/hectare in de grote kuil is dus de aanname dat het vangstsucces in de verhoogde boomkor ook 15 kg/hectare is. Echter, de betrouwbaarheidsintervallen laten zien dat het geschatte vangstsucces tussen ~9 en ~20 kg/hectare ligt.

De geschatte relatie voor alle soorten

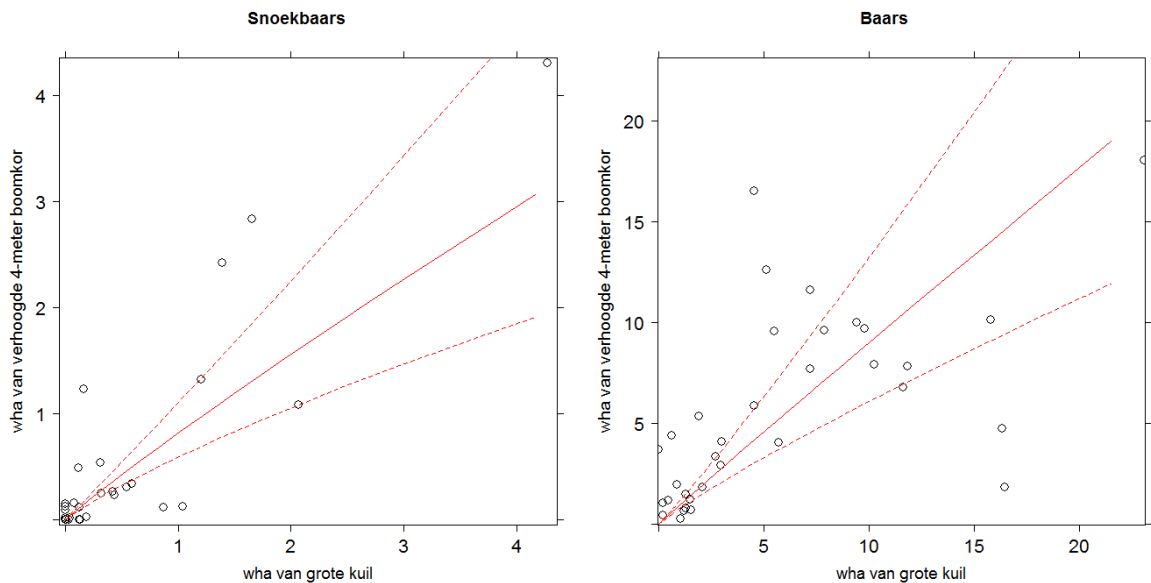
Het vangstsucces in de kuil is omgezet naar het vangstsucces in de boomkor via de formule:

$$\text{boomkor} = (\text{kuil} + 0.3)^\beta \cdot e^{(\log(0.3) \cdot (1-\beta))} - 0.3$$

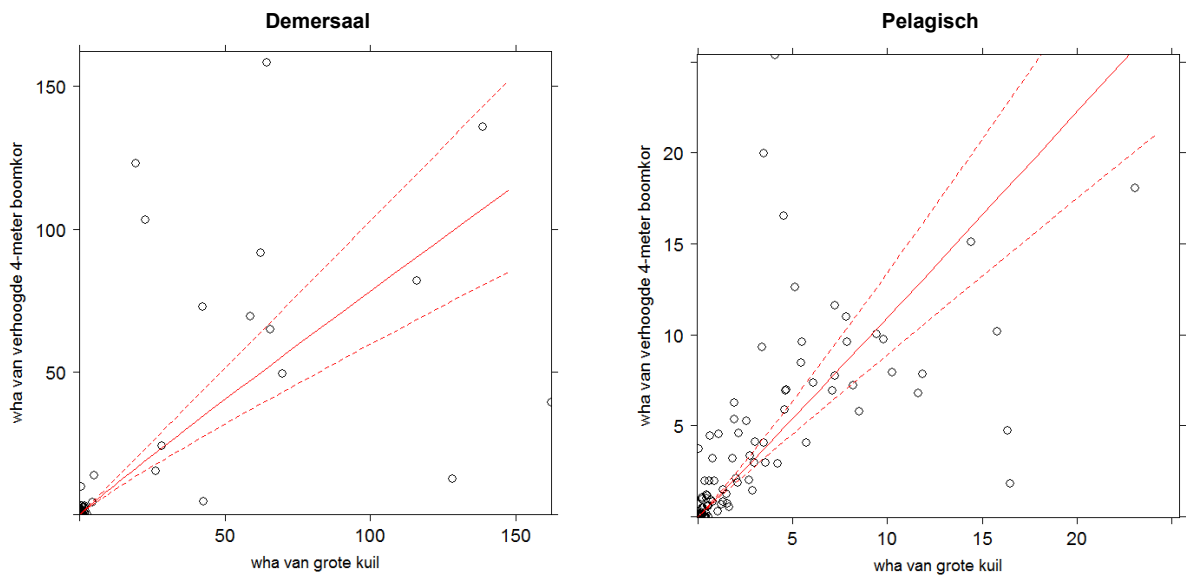
waarbij boomkor = het vangstsucces (biomassa per hectare) van de verhoogde 4-meter boomkor, kuil = het vangstsucces (biomassa per hectare) in de grote kuil en β een soortspecifieke parameter zoals in tabel B.7.1.

Tabel B.7.1. De gekozen parameter β voor de schubvissoorten gevangen binnen de openwatersurvey op het IJssel-en Markermeer. Voor het vangstsucces in gewicht (kg/ha). De parameterwaarde is geschat per soort ('per soort') of geschat per groep soorten ('pelagisch'/'demersaal'). Bij de parameterschatting is de 95% betrouwbaarheidsinterval ('95% CI') berekend.

Soort	kg/ha		
		β	95% CI
Baars	Per soort	1	0.865-1.077
Blankvoorn	Pelagisch	1	0.967-1.083
Brasem	Demersaal	1	0.910-1.006
Snoekbaars	Per soort	1	0.740-1.052



Figuur B.7.1. De geschatte relatie (rood doorgetrokken lijn) per soort tussen het vangstsucces (kg/hectare) in de grote kuil en in de verhoogde boomkorf. De 95% betrouwbaarheidsintervallen uit het lineair model zijn weergegeven in rood gestippelde lijnen.



Figuur B.7.2. De geschatte relatie (rood doorgetrokken lijn) per soortgroep (demersaal of pelagisch) tussen het vangstsucces (kg/hectare) in de kuil en in de boomkorf. De 95% betrouwbaarheidsintervallen uit het lineair model zijn weergegeven in rood gestippelde lijnen. De relatie voor de demersale vissoorten is gebruikt voor brasem, en de relatie voor de pelagische vissoorten voor blankvoorn.

Wageningen Marine Research
T: +31 (0)317 48 09 00
E: marine-research@wur.nl
www.wur.nl/marine-research

Bezoekers adres:

- Ankerpark 27 1781 AG Den Helder
- Korringaweg 7, 4401 NT Yerseke
- Haringkade 1, 1976 CP IJmuiden

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.



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'