

2237

NINA Rapport

## Effekter av hunnlaksfredning og andre forvaltningstiltak på gytebestander av laks

Grethe Robertsen, Ola H. Diserud, Peder Fiske, Ola Ugedal, Eva M. Ulvan, Øyvind Solem, Sten Karlsson, Merethe Hagen Spets, Tim Burton & Bjørn Florø-Larsen



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

### **NINA Temahefte**

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Effekter av hunnlaksfredning og andre forvaltningstiltak på gytebestander av laks

Grethe Robertsen  
Ola H. Diserud  
Peder Fiske  
Ola Ugedal  
Eva M. Ulvan  
Øyvind Solem  
Sten Karlsson  
Merethe Hagen Spets  
Tim Burton  
Bjørn Florø-Larsen

Robertson, G., Diserud, O.H., Fiske, P., Ugedal, O., Ulvan, E.M., Solem, Ø., Karlsson, S., Spets, M.H., Burton, T. & Florø-Larsen, B. 2023. Effekter av hunnlaksfredning og andre forvaltningstiltak på gytebestander av laks. NINA Rapport 2237. Norsk institutt for naturforskning

Trondheim, september 2023

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5033-7

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Arne Johan Jensen

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Tonje Aronsen (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet, NINAs interne strategiske satsninger

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2584|2023

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Helge Axel Dyrendal

FORSIDEBILDE

Fiske i elv © Torgeir Havn

NØKKEWORD

- Bærekraftig forvaltning
- Fang og slipp
- Fiske
- Forvaltningstiltak
- Gytebestandsmål
- Hunnlaksfredning
- Laks
- Midt-Norge
- Orkla
- *Salmo salar*
- Surna

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**  
Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**  
Sognsveien 68  
0855 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**  
Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**  
Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**  
Thormøhlens gate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Robertsen, G., Diserud, O.H., Fiske, P., Ugedal, O., Ulvan, E.M., Solem, Ø., Karlsson, S., Spets, M.H., Burton, T. & Florø-Larsen, B. 2023. Effekter av hunnlaksfredning og andre forvaltningstiltak på gytebestander av laks. NINA Rapport 2237. Norsk institutt for naturforskning

Norske laksebestander er viktige naturressurser. For at bestandene skal opprettholdes med et antall og en sammensetning som gjør at de kan høstes bærekraftig, blir det for de fleste norske lakseelver beregnet et estimat på det laveste antallet kilo laksehunner som er nødvendig for at antallet egg som legges i elva sikrer rekrutteringen. Dette estimatet kalles gytebestandsmål. Hvis det ut fra bl.a. tellinger og fangstatistikk vurderes som lite sannsynlig at gytebestandsmålet vil bli nådd, kan fisket reguleres for å øke antallet hunner i gytebestanden. Dette kan gjøres ved at det innføres begrensninger i sportsfisket, for eksempel i form av ulike kombinasjoner av innkortet fisketid, innføring av døgnkvoter, ukeskvoter, sesongkvoter per fisker eller totalt i elva, og reguleringer av antall fiskere. I tillegg kan det innføres reguleringer på hvilken fisk det er lov å avlive. Det kan for eksempel settes minimums- og/eller maksimumsstørrelse på fisken det er lov å ta med hjem, og hunnlaks kan fredes gjennom hele eller deler av sesongen. Hunnlaksfredning innebærer at fiskere som får hunnlaks på kroken må sette dem ut igjen, noe som forutsetter at de kan skille mellom hunner og hanner kun ved å se på fisken. I en tidligere undersøkelse ble dette testet ved at innrapportert kjønn ble sammenlignet med genetisk bestemt kjønn fra fiskeskjellene til de samme fiskene. Når innrapportert og genetisk bestemt kjønn ikke samsvarte ble det klassifisert som en feil innrapportering. Dette ble undersøkt for 747 laks som var avlivet i løpet av fiskesesongen 2018 i de fire midtnorske elvene Surna, Orkla, Gaula og Namsen. Disse testene viste at det var stor variasjon (21–31 %) mellom elvene i andelen laks som var rapportert inn med feil kjønn. Spesielt interessant var det at laks som ifølge de genetiske testene var hunner, hadde mye større sannsynlighet (25–45 %) for å bli rapportert inn med feil kjønn enn det som var tilfelle for laks som genetisk var bestemt som hanner (10–17 %). Denne effekten var minst uttalt i Namsen, som var den eneste elven i undersøkelsen uten noen form for reguleringer med hensyn til hunnlaks.

Resultatene fra forrige undersøkelse reiser spørsmål om hvorvidt hunnlaksfredning er forbundet med høyere grad av feil innrapportering av kjønn i sportsfisket. Her tester vi dette ved å sammenligne innrapportert kjønn og genetisk bestemt kjønn fra 1190 fiskeskjell i skjellkonvolutter fra sportsfisket i Surna og Orkla som var avlivet i år før (2002 og 2006) og etter (2016 og 2018) hunnlaksfredning ble innført. Surna og Orkla ble valgt siden de i forrige undersøkelse hadde de høyeste andelen feil innrapportering av kjønn.

At en stor andel avlivede (genetiske) hunner har blitt rapportert inn som hanner, og at andelen feilrapporteringer var høyest i elvene med hunnlaksfredning, reiser tvil om hvor effektiv hunnlaksfredning er som et forvaltningstiltak. For å undersøke i hvor stor grad hunnlaksfredning kan forventes å bidra til oppnåelse av gytebestandsmålet, sammenlignet med alternative måter å regulere fisket på, har vi kjørt en rekke modellsimuleringer for effekter av fiske-reguleringer. I disse simuleringene sammenligner vi blant annet bestanden av gytende hunner etter fiske uten hunnlaksfredning med gytebestand etter hunnlaksfredning for scenarier hvor det 1) ikke forekommer feilbestemmelse av kjønn, og hvor 2) sannsynligheten for feilbestemmelse av kjønn er som modellert i inneværende studier. Vi undersøker også hvilken betydning valg av startdato for hunnlaksfredningen kan ha, og hvordan regulært fang-og-slipp fiske kan påvirke effekten av hunnlaksfredning.

Funnene fra inneværende sammenligninger av innrapportert og genetisk bestemt kjønn avdekket, i likhet med den foregående undersøkelsen, at en god del laks har blitt rapportert inn med feil kjønn, og at avlivet hunnlaks oftere har blitt rapportert inn som hannlaks enn omvendt. Fra sportsfisket i Surna var 11 % av genetisk bestemte hunner rapportert inn som hanner i 2002 og 17 % i 2006, mot henholdsvis 52 % i 2016 og 41 % i 2018. Tilsvarende ble

det funnet at 27 % avlivede (genetiske) hunner var rapportert inn som hanner i Orkla i både 2002 og 2006, mot 66 % i 2016 og 36 % i 2018. For laks som genetisk var bestemt til hanner var 14 % innrapportert som hunner i 2002, 17 % i 2006, 3 % i 2016 og 11 % i 2018 i Surna. Tilsvarende tall for i Orkla var 16 % i 2002, 21 % i 2006, 3 % i 2016 og 11 % i 2018. Videre var graden av feilrapportering av begge kjønn lavest hos fisk tatt sent i fiskesesongen i Surna. På samme måte ble laks som var rapportert inn som hanner i Orkla i mindre grad rapportert inn med feil kjønn på slutten av fiskesesongen sammenlignet med innrapporterte hanner tatt tidligere i sesongen. I motsetning ble laks som var rapportert inn som hunner i Orkla i stor grad rapportert inn med riktig kjønn over hele sesongen.

Feilrapportering av kjønn ble også påvirket av en interaksjon mellom størrelsen på den avlivede laksen og hvilket kjønn den ble rapportert inn med. For laks som var rapportert inn som hunner økte sannsynligheten for at det var samsvar med genetisk kjønn med økende kroppsstørrelse i Surna. Det vil si at det var høy sannsynlighet for at en stor fisk som var innrapportert som hunn også var en (genetisk) hunn, mens en større andel små individer som var rapportert inn som hunner i genetiske tester viste seg å være hanner. Dette mønsteret gjaldt både før og etter hunnlaksfredning og for begge elver. Mønsteret var motsatt for laks som var rapportert inn som hanner. Jo større et individ som var innrapportert som en hann var, jo mer sannsynlig var det at den egentlig var en hunn (genetisk). I Surna var det også forskjeller i grad av overensstemmelse mellom innrapportert og genetisk bestemt kjønn for individer som var rapportert inn som hunner og hanner i år før og etter hunnlaksfredning. Laks som var rapportert inn som hunner var i større grad korrekt innrapportert etter hunnlaksfredning sammenlignet med før, mens laks som var innrapportert som hanner i mindre grad var rapportert korrekt etter hunnlaksfredning enn før.

Ifølge våre simuleringer fra fiskereguleringsmodellen vil hunnlaksfredning føre til en økning i bestanden av gytende hunnlaks sammenliknet med scenarioet uten slik regulering, spørsmålet er hvilke faktorer som påvirker hvor stor økningen blir. Simuleringene fra fiskereguleringsmodellen viser at feilklassifisering av kjønn kan redusere gevinsten ved hunnlaksfredning betydelig, og økningen i gytebiomasse blir omtrent halvert når vi benytter feilklassifiseringsmodellen fra Surna sammenlignet med hunnlaksfredning uten feilklassifisering. Når i fiskesesongen hunnlaksfredning innføres har også stor betydning, sett i forhold til laksens oppvandringsperiode, bitevillighetsutvikling og fordelingen av fiskerinnsetts over sesongen. Hunnlaksfredningen må starte tidlig nok til at vi kan forvente at et stort nok antall hunnlaks gjenutsettes som følge av reguleringen, dvs. før det meste av hunnlaksen har vandret opp og rukket å bli lite bitevillige. Fang-og-slipp fiske vil øke gytebiomassen ved å redusere avlivingen av fanget hunnfisk i perioden uten hunnlaksfredning tilsvarende andelen fang-og-slipp fiskere, korrigert for gjenutsettingsdødeligheten (7 %). For perioden med hunnlaksfredning vil fang-og-slipp fiske fortsatt kunne ha en betydning ved at hunnfisk fanget av fang-og-slipp fiskere ikke risikerer avliving på grunn av feilklassifisering av kjønn. Alle simuleringer av hunnlaksfredning forutsetter at fiskerne ikke har anledning til å flytte innsats som rammes av hunnlaksfredning til perioden før den innføres.

Modellsimuleringene med individuelle kvotebegrensninger som forvaltningstiltak viser at effekten av individuelle døgn- eller periodekvoter på gytebestandsmålsoppnåelse vil avhenge av hvor jevnt de forventede døgnfangstene er fordelt mellom fiskerne, altså hvor stor variasjon i «fangst-dyktighet» det er mellom fiskere. Hvis variasjonen i dyktighet er stor, det vil si at noen få fiskere forventes å fange det meste av fisken, blir effekten av individuelle kvotebegrensninger større enn om fangstene antas mer jevnt fordelt mellom fiskerne.

De samlede resultatene fra dette studiet tyder på at det er utfordrende å skille mellom kjønnene på laks som blir fanget i sportsfisket. Videre framstår det som at hunnlaksfredning kan påvirke hvorvidt fisk som er tatt i sportsfiskesesongen blir rapportert inn med riktig kjønn. Simuleringene viser at hunnlaksfredning vil øke sannsynligheten for at gytebestandsmål

oppnås, hvor stor økningen blir avhenger i stor grad av feilsannsynlighetene for kjønnsklassifisering og tidspunkt for innføringen av hunnlaksfredningen i forhold til laksens oppvandringsperiode, bitevillighet og fordeling av fiskerinnsats gjennom sesongen.

Grethe Robertsen ([grethe.robertsen@nina.no](mailto:grethe.robertsen@nina.no)), Ola H. Diserud ([ola.diserud@nina.no](mailto:ola.diserud@nina.no)), Peder Fiske ([peder.fiske@nina.no](mailto:peder.fiske@nina.no)), Ola Ugedal, Eva M. Ulvan, Øyvind Solem, Sten Karlsson, Merethe Hagen Spets, Tim Burton. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Postboks 5658 Torgarden, 7485 Trondheim.

Bjørn Florø-Larsen. Veterinærinstituttet, Postboks 4024 Angelltrøa, 7457 Trondheim.

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>6</b>
<b>Forord</b> .....	<b>7</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>8</b>
<b>2 Materiale og metode</b> .....	<b>10</b>
2.1 Fiskeregler .....	10
2.2 Skjellprøvemateriale .....	10
2.3 Genetisk bestemmelse av kjønn .....	13
2.4 Statistiske analyser .....	13
2.5 Modellering av effekter av forskjellige fiskereguleringer .....	14
2.5.1 Simulering av bestand som returnerer fra sjø .....	15
2.5.2 Oppvandringsdato og bitevillighet .....	17
2.5.3 Virtuell fisker-bestand .....	19
2.5.4 Simulering av daglig fangstsannsynlighet, klassifisering og videre skjebne.....	21
2.5.5 Sensitivitetsanalyser .....	21
<b>3 Resultater og diskusjon</b> .....	<b>22</b>
3.1 Innrapportert kjønn .....	22
3.2 Genetisk bestemt kjønn.....	23
3.3 Feil innrapportering av kjønn i år før og etter hunnlaksfredning .....	25
3.4 Feil innrapportering av kjønn hos laks med ulik kroppsstørrelse og fangstdato.....	26
3.5 Modellerte effekter av forskjellige forvaltningstiltak.....	33
3.5.1 Hunnlaksfredning.....	33
3.5.2 Individuelle kvotebegrensninger .....	38
<b>4 Oppsummering</b> .....	<b>41</b>
<b>5 Referanser</b> .....	<b>44</b>
<b>6 Vedlegg</b> .....	<b>46</b>
6.1 Modelltilpasning og modellseleksjon av statistiske modeller .....	46
6.2 Innrapportering av (genetiske) hunner og hanner i Surna .....	47



## Forord

Dette prosjektet bygger videre på resultater fra en studie som ble rapportert til Miljødirektoratet i 2021 (NINA Rapport 1955: Genetisk kartlegging av kjønn hos laks fra skjellprøver innsamlet ved sportsfiske). Hovedfunnet fra det foregående studiet var at mange hunnlaks som skulle vært gjenutsatt jfr. regler om hunnlaksfredning, i stedet ble avlivet og rapportert inn som hanner.

I 2021 ble det bevilget midler omsøkt fra Miljødirektoratet (Tilskudd til fisketiltak) til oppfølgende undersøkelser, inkludert modellering av hvor godt ulike fiskereguleringer virker for å bevare bestandene. I tillegg ble en søknad til NINAs interne strategiske satsninger: Natur og samfunnssats innvilget i 2022. Kombinasjonen av disse to prosjektene har gjort det mulig for oss å utvikle en mer sofistikert modell for å vurdere effekter av ulike fiskereguleringer, som dermed har potensiale for ytterligere tilpasninger til spesifikke laksebestander og til andre laksefiskarter. Over de neste to årene vil vi gå dypere inn i bakenforliggende årsaker til at noen fiskeregler virker etter hensikten, mens andre ikke har samme effekt.

Med utgangspunkt i kunnskap fra NINA Rapport 1955, er hovedmålet for inneværende rapport å vurdere hvor godt hunnlaksfredning som forvaltningstiltak fungerer, og hvor sårbart dette forvaltningstiltaket er for manglende etterfølgelse av brukere (som sportsfiskere).

Vi har brukt hunnlaksfredning som eksempel, og modellert hvor godt dette forvaltningstiltaket kan forventes å virke for å sikre oppnåelse av gytebestandsmål sammenlignet med andre tiltak. Det er også satt opp scenarier med ulik grad av etterfølgelse av hunnlaksfredning.

Vi vil med dette takke Miljødirektoratet for tilskuddet. Videre vil vi også takke interne og eksterne prosjektdeltakere som har bidratt til gjennomføringen av prosjektet. Sist, men ikke minst vil vi takke sportsfiskerne i Surna, Orkla, Namsen og Gaula for at de opp igjennom årene har levert inn skjellprøver fra laksen de har fanget, og elveeierne for at de har organisert innsamlingen.

Trondheim  
September 2023

Grethe Robertsen  
Prosjektleder, Miljødirektoratprosjekt

Peder Fiske  
Prosjektleder, Natur og samfunnssatsprosjekt

# 1 Innledning

Norge har 450 laksevassdrag, og om lag 40 % av de nordatlantiske laksefangstene blir fanget i norske kyster og elver (NASCO 2022). I Norge er laksefiske viktig både historisk og kulturelt. I tillegg har det stor samfunnsøkonomisk verdi spesielt i distriktene (NASCO 2022). Offentlig forvaltning av norske laksebestander er nedfelt i lover og forskrifter. Et sentralt forvaltningsprinsipp er at ville laksebestander skal bevares, og være i god nok tilstand til at de kan beskattes (Lakse- og innlandsfiskloven). For at laksebestandene skal opprettholdes med et antall og en sammensetning som gjør at de kan høstes bærekraftig, er det nedfelt en egen kvalitetsnorm for laks (Anon. 2011). Denne kvalitetsnormen beskriver en standard som hver laksebestand skal nå. Standarden bygger på at kapasiteten til å produsere laks i hver elv skal utnyttes bærekraftig.

Et av målene som brukes til å vurdere tilstanden til laksebestandene og til å regulere høstingen, er gytebestandsmålet (GBM). Gytebestandsmålet bygger på kunnskap om at antallet egg som blir gytt i en elv må ligge over et minimumsantall for å sikre framtidig rekruttering (Hindar m.fl. 2007, 2011, 2019). Det er så langt satt gytebestandsmål for 439 norske laksebestander (Hindar m.fl. 2007, Anon. 2010), og Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL) anbefaler forvaltningstiltak basert på hvor sannsynlig det er at gytebestandsmålet blir oppnådd i et gitt vassdrag (Thorstad og Rybråten, 2021).

Blant tiltakene som forvaltningen kan bruke til å regulere fisket for å øke sannsynligheten for at GMB oppnås, er innføringen av kvoter og vedtak om stengning av sportsfisket for kortere eller lengre perioder. I verktøykassen til forvaltningen ligger det altså ulike kombinasjoner av innkorting av fisketid, begrensninger i antall fiskere, døgnkvoter, ukeskvoter, sesongkvoter per fisker og totalt i elva, og ulike begrensninger med hensyn på hvilken fisk det er lov å avlive. Ofte er det besluttet en minimums- og/eller maksimumsstørrelse på fisken det er lov å ta med hjem, og hunnlaks kan fredes gjennom hele eller deler av sesongen. Summen av disse innskrenkingene i fisket er at gytebestandene har økt (Anon. 2022) på tross av at dagens innsig av laks til Norge er mer enn halvert siden 1980-tallet på grunn av en rekke menneskeskapte trusler (Forseth mfl. 2017).

For å vurdere tilstanden til bestandene, og i noen tilfeller til å evaluere om forvaltningstiltakene virker er det innført rapporteringsplikt for fangster og gjenutsettinger (Thorstad og Rybråten 2021). Hvis fangsten rapporteres inn feil kan det skape utfordringer på flere plan, både fordi det vil gjøre det vanskeligere å vurdere om forvaltningsvirkemidlene fungerer etter hensikten og fordi det kan gi feil inntrykk av bestandenes tilstand. Bærekraftig forvaltning av laksebestander avhenger av at det foreligger solid kunnskap om hvor vellykket ulike forvaltningstiltak er. Blant annet derfor er det viktig å skaffe kunnskap om hvor store feilkilder det er i innrapporteringen av fangster fra sportsfisket.

Hunnlaksfredning er et tiltak som kan framstå som attraktivt siden det i mindre grad enn eksempelvis periodevis stenging av fisket vil påvirke verdiskapningen knyttet til laksefiske. Hunnlaksfredning innebærer at fiskere som får hunnlaks på kroken er pliktige til å sette dem ut igjen. Fordi yngelproduksjon avhenger av antall kilo laksehunner som gyter i elva (antatt fekunditet på 1450 egg/kg hunnlaks), vil en selektiv fredning av hunnlaks kunne føre til at gytebestandsmålet i en elv kan nås samtidig som normalt sportsfiske holdes åpent. Et slikt tiltak kan gjelde for hele eller deler av sportsfiskesesongen. For at hunnlaksfredning skal oppnå den ønskede effekten må imidlertid fiskerne ha gjort seg kjent med at det er hunnlaksfredning, og fiskere som får hunnlaks på kroken må både være i stand til å skille dem fra hannlaks basert på utseende, og velge å sette dem ut i elva igjen. I tillegg må de behandle laksen som skal settes ut igjen på en slik måte at de har gode muligheter til å overleve.

I et tidligere studium undersøkte vi effekten av tiltaket med hunnlaksfredning ved å sammenligne genetisk bestemt kjønn (fra innleverte fiskeskjell) med innrapportert kjønn hos laks som var fanget i fiskesesongen i 2018 i en elv uten hunnlaksfredning (Namsen) og tre elver med

hunnlaksfredning (Surna, Orkla og Gaula) (Robertsen mfl. 2021). Ved å gjøre dette ble det avdekket at en til dels stor andel hunnlaks som ble avlivet var rapportert inn som hanner (andelen varierte mellom elvene: 25 % i Namsen, 45 % i Surna, 32 % i Orkla og 27 % i Gaula). Andelen hunner som var feilaktig rapportert inn som hanner var altså lavest i Namsen, som var den eneste elven i studiet som ikke hadde noen forvaltningstiltak knyttet til hunnlaksfredning.

Det er ikke mulig å avgjøre akkurat hva som er årsakene til den til dels store feilrapporteringen som ble funnet i innrapportert kjønn. Mulige årsaker kan være at fiskerne ikke er gode nok til å skille mellom kjønnene ut fra ytre morfologiske trekk (ubevist tar feil), eller at de bevisst rapporterer inn feil kjønn for å omgå reguleringen. Uavhengig av årsakene, peker disse funnene på at mer kunnskap er nødvendig for å forstå bakenforliggende mekanismer, og for å kunne gjøre gode vurderinger av om hvorvidt hunnlaksfredning og andre fisketiltak virker. Slik kunnskap vil være en nøkkel i arbeidet med å utarbeide gode tiltak, og å velge hvilke tiltak som bør iverksettes.

For å hente inn mer kunnskap om feilrapportering av kjønn, undersøker vi her genetisk kjønn fra skjellprøver av laks tatt i sportsfisket i flere år i Surna og Orkla. Årsaken til at disse to elvene ble valgt ut er at de hadde høyere grad av feilinnrapportering av kjønn i sportsfisket i 2018 enn Namsen og Gaula (Robertsen mfl. 2021). Vi forventer å kunne lære mest ved å bruke elvene hvor vi vet at det i alle fall et år har vært utfordringer mht. feil innrapportering av kjønn. Her sammenligner vi innrapportert og genetisk bestemt kjønn fra skjellprøver samlet inn i sportsfisket i Surna og Orkla fra år før (2002 og 2006) og etter (2016 og 2018) hunnlaksfredning ble innført som forvaltningstiltak i disse elvene.

For å trekke generelle konklusjoner bruker vi disse resultatene i en rekke simuleringer som blir gjort for å vurdere effekter av hunnlaksfredning, og sammenligne hunnlaksfredning med andre typer forvaltningstiltak.

## 2 Materiale og metode

### 2.1 Fiskeregler

#### **Surna**

Det var ingen begrensninger i uttak av laks i 2002 og 2006. I 2016 var det døgnkvote på én laks, og sesongkvote på seks laks, hvorav maksimalt tre stykker over 70 cm kunne tas. Fra 1. juli måtte all hunnlaks over 70 cm gjenutsettes. Reglene for 2018 var de samme som 2016, bortsett fra at all hunnlaks over 70 cm måtte gjenutsettes fra 15. juli. Det var i tillegg en døgnkvote på maksimalt tre gjenutsatte laks per fisker. Skadet hunnlaks skulle avlives og registreres på personlig kvote.

#### **Orkla**

I Orkla var det i 2002 en døgnkvote på tre laks. I 2006 var det en døgnkvote på to laks som gjaldt hele fiskesesongen. I 2016 var døgnkvoten på én laks. Det var en ukekvote på to laks, og en sesongkvote på fire laks, hvorav maks én kunne være mellom 80 og 100 cm. Laks over 100 cm var fredet i hele fiskesesongen. Etter 17. juni var det krav om at all hunnlaks skulle gjenutsettes. Fiskereglene for 2018 var de samme som i 2016 bortsett fra at hunnlaks var fredet fra og med 1. juli. Maksimalt én laks over 80 cm kunne tas ut i løpet av sesongen. Fiskereglene for Orkla er hentet fra Stensland mfl. (2014).

### 2.2 Skjellprøvemateriale

Basert på skjellprøvematerialene fra sportsfisket i Surna og Orkla gjorde vi et tilfeldig utvalg av 100 individer fra hvert av årene 2002 og 2006, og 200 individer fra 2016. Kun individer med kjent vekt og lengde, og som var to kg eller større ble inkludert. Fra 2002 utgikk to forurensede prøver, én fra Orkla og én fra Surna. I disse to prøvene ble det funnet alleler fra mer enn ett individ, og resultatene kunne derfor ikke brukes. Ett individ fra Surna 2006 som var kategorisert som usikker på art og kjønn utgikk også. Fra Orkla 2016 utgikk ett individ på grunn av at skjellet ikke lå i skjellprøvekonvolutten, og ytterligere to prøver som var forurensede. I tillegg inngår 197 skjellprøver fra sportsfisket i Surna og 200 fra Orkla fra 2018, som var analysert i forbindelse med en tidligere studie (Robertsen m.fl. 2021). I inneværende rapport inngår dermed 1190 laks fra Surna og Orkla i 2002, 2006, 2016 og 2018 (**tabell 2.1**), som kjønn er bestemt for ved hjelp av genetiske metoder.

**Tabell 2.1.** Antall skjellprøver av laks fra sportsfisket i Surna og Orkla i 2002, 2006, 2016 og 2018 som er kjønnsbestemt med genetiske metoder. Skjellprøvene fra 2018 inngår i Robertsen mfl. (2021).

	2002	2006	2016	2018	Totalt
<b>Surna</b>	99	99	199	197	594
<b>Orkla</b>	99	100	197	200	596
<b>Totalt</b>	198	199	396	379	1190

Det er overvekt av mellomlaks (62 %, 740 av 1190 individer) sammenlignet med smålaks (11 %, 126 individer) og storlaks (27 %, 324 individer) i skjellprøvematerialet (**tabell 2.1** og **2.2**). Årsaken til de lave andelene smålaks er at det ble gjort et tilfeldig utvalg blant individer med kjent vekt og lengde, som var to kg eller tyngre.

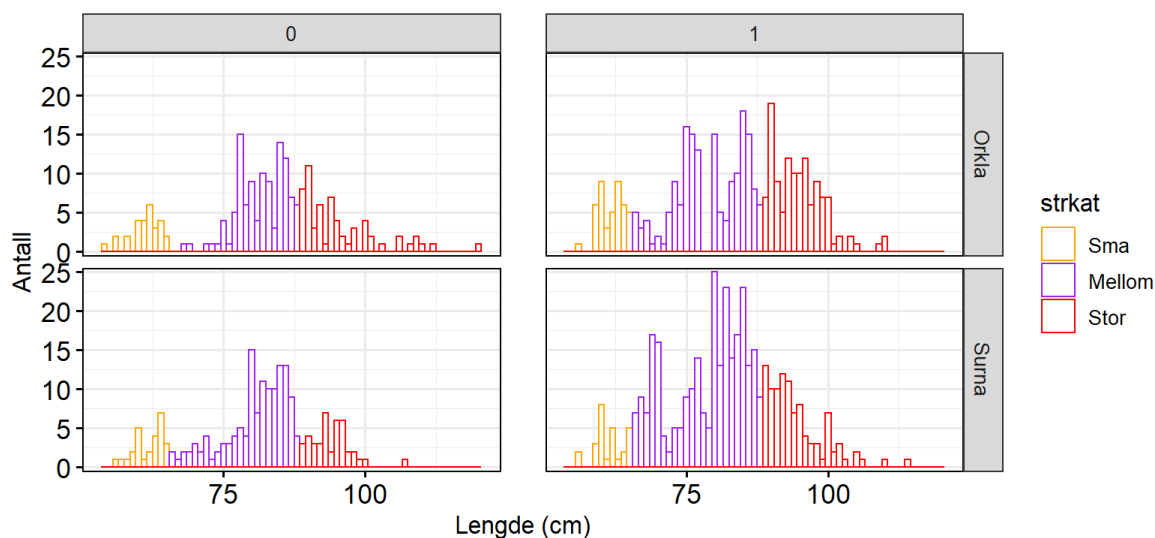
**Tabell 2.2.** Antall og prosentandel laks med genetisk bestemt kjønn fra skjellprøvematerialet i år før hunnlaksfredning (2002 og 2006) som er i størrelseskategoriene smålaks (<66 cm), mellomlaks (66-88 cm) og storlaks (>88 cm), og ble fanget i juni, juli og august.

	Juni	Juli	August	Totalt
<b>Surna</b>				
Små	1 (4 %)	13 (48 %)	13 (48 %)	27
Mellom	31 (24 %)	68 (52 %)	31 (24 %)	130
Stor	18 (44 %)	16 (39 %)	7 (17 %)	41
<b>Totalt</b>	<b>50 (25 %)</b>	<b>97 (49 %)</b>	<b>51 (26 %)</b>	<b>198</b>
<b>Orkla</b>				
Små	3 (11 %)	14 (50 %)	11 (39 %)	28
Mellom	29 (26 %)	57 (52 %)	24 (22 %)	110
Stor	30 (49 %)	21 (34 %)	10 (17 %)	61
<b>Totalt</b>	<b>62 (31 %)</b>	<b>92 (46 %)</b>	<b>45 (23 %)</b>	<b>199</b>

I prøvematerialet vårt for år før hunnlaksfredning var det i Surna 14 % smålaks, 65 % mellomlaks og 21 % storlaks. Tilsvarende var det i Orkla 14 % smålaks, 55 % mellomlaks og 31 % storlaks.

Til sammenligning var det i år etter hunnlaksfredning 7 % smålaks, 68 % mellomlaks og 25 % storlaks i Surna, og 11 % smålaks, 58 % mellomlaks og 31 % storlaks i prøvematerialet vårt fra Orkla.

Det er altså lavere antall individer blant de minste og største laksene enn blant mellomlaksen (**figur 2.1, tabell 2.2**) i både Surna og Orkla, noe som gjør at det vil det være større usikkerhet knyttet til resultater som gjelder disse. Dette er tilfelle for år både før og etter hunnlaksfredning ble innført.

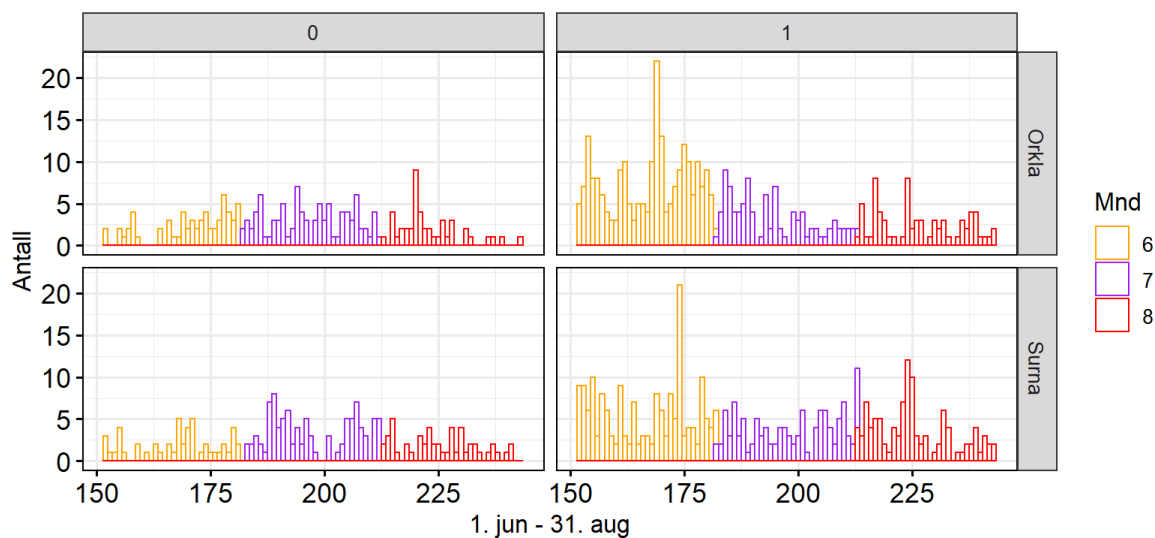


**Figur 2.1.** Lengdefordeling av utvalgt laks fra skjellprøvematerialene fra sportsfisket i Surna og Orkla. År uten hunnlaksfredning (2002/2006) er gitt i grafene til venstre og markert 0, mens år med hunnlaksfredning (2016/2018) er gitt til høyre og markert 1. Smålaks (<66 cm) er vist i gult, mellomlaks (66-88 cm) i lilla og storlaks (>88 cm) i rødt.

**Tabell 2.3.** Antall og prosentandel laks med genetisk bestemt kjønn fra skjellprøvematerialet i år etter hunnlaksfredning (2016 og 2018) som er i størrelseskategoriene smålaks (<66 cm), mellomlaks (66-88 cm) og storlaks (>88 cm), og ble fanget i juni, juli og august.

	Juni	Juli	August	Totalt
<b>Surna</b>				
Små	4 (15 %)	12 (44 %)	11 (41 %)	27
Mellom	114 (42 %)	83 (31 %)	72 (27 %)	269
Stor	56 (56 %)	21 (21 %)	23 (23 %)	100
<b>Totalt</b>	<b>174 (44 %)</b>	<b>116 (29 %)</b>	<b>106 (27 %)</b>	<b>396</b>
<b>Orkla</b>				
Små	7 (16 %)	13 (30 %)	24 (55 %)	44
Mellom	138 (60 %)	60 (26 %)	33 (14 %)	231
Stor	84 (69 %)	24 (20 %)	14 (11 %)	122
<b>Totalt</b>	<b>229 (58 %)</b>	<b>97 (24 %)</b>	<b>71 (18 %)</b>	<b>397</b>

Representasjonen av skjellprøver er generelt sett god for hele fiskesesongen. Det ble imidlertid rapportert høyere andeler mellom- og storlaks i juni i årene etter hunnlaksfredning ble innført enn i årene før, noe som enten kan være forbundet med at mellom- og storlaks vandret opp tidligere i sesongen, eller at de ble fanget tidligere i årene etter hunnlaksfredning. Det vil uansett være knyttet høyere usikkerhet til periodene med færrest fisk, slik som i første og siste del av fiske-sesongen i årene før hunnlaksfredning. I årene etter hunnlaksfredning var det en overvekt av prøver fra laks som ble fanget i juni (**tabell 2.3, figur 2.2**).



**Figur 2.2.** Fangsttidspunkt for laks fra skjellprøvematerialene fra sportsfisket i Surna og Orkla i år uten (markert 0) og med hunnlaksfredning (markert 1). Laks fanget i juni er farget gul, mens juli er vist i lilla og august i rødt. X-aksen viser dagnummer.

## 2.3 Genetisk bestemmelse av kjønn

Kjønnnet på 1190 laks ble bestemt genetisk ved å oppformere et kort fragment av sdY-genet (Quéméré mfl. 2014) fra skjellprøver levert inn av sportsfiskere. Fragmentet fra dette genet blir kun oppformert hos hanner. Ved en vellykket oppformering blir individet derfor tolket som en hann, mens hvis det ikke forekommer noen oppformering blir individet tolket å være en hunn. Fordi fravær av en oppformering kan bety at det er en hunn, men også at PCR-reaksjonen var mislykket så ble sdY-genet analysert sammen med andre markører. Dersom disse markørene ble oppformert, men ikke sdY-genet så gjør det at en blir mer sikker på at bestemmelsen av hunner er reell. Kjønnsmarkøren ble derfor analysert i samme PCR-multiplex som fire markører som brukes til å skille mellom laks og ørret (Karlsson mfl. 2013).

I analyser av 61 stamfisk som ble brukt til kultivering ble det funnet samsvar mellom oppgitt kjønn ut fra utseende og genetisk kjønn på 59 individer (97 %) (Karlsson upublisert). Denne stamfisken var i de fleste tilfeller fanget relativt sent i sesongen og hadde derfor forholdsvis tydelige kjønns-karakterer. I tillegg ble vurderingen av kjønn gjort av erfarne personer. Likevel kan det forekomme feilbestemmelser av kjønn, noe som viser seg ved stryking av fisken. Ut fra disse analysene vurderer vi den genetiske identifikasjonen av kjønn fra skjellprøver som svært sikker.

## 2.4 Statistiske analyser

Logistisk regresjon (binomial glm) ble brukt til å undersøke om graden av feilrapportering av kjønn hos laks fanget i Surna og Orkla i sportsfisket var ulikt i år før (2002 og 2006) og etter (2016 og 2018) hunnlaksfredning ble innført, og om eventuelle forskjeller kan forklares av kroppsstørrelse eller fangstdato. Binomiale modeller håndterer responsvariabler med to mulige utfall på en god måte. Kun individer som var innrapportert som enten hann eller hunn ble inkludert i analysene. I responsvariabelen ble individer med overenstemmelse mellom innrapportert og genetisk bestemt kjønn gitt verdien 1 (rett), og individer med forskjell i innrapporter og genetisk bestemt kjønn ble gitt verdien 0 (feil).

Vi undersøkte om laks fanget i sportsfisket var rapportert med riktig kjønn ved å sammenligne det innrapportert kjønnnet på hver fisk med det genetisk bestemte kjønnnet basert på skjellprøver fra den samme fisken. For å vurdere graden av overensstemmelse mellom innrapportert og genetisk bestemt kjønn tok vi utgangspunkt i det innrapportert kjønnnet på en fisk. Det betyr at modellestimatene gir informasjon om sannsynligheten for at et individ som var innrapportert som en hann også var en hann genetisk. Hvis graden av riktig innrapportering eksempelvis er lav for hanner, betyr det at en høy andel av individene som var innrapportert som hanner, ved hjelp av genetiske metoder viste seg å være hunner.

I **modelloppsett 1** testet vi om graden av riktig innrapportering av laks fanget i hhv. Surna og Orkla var signifikant forskjellig for år uten (2002 og 2006) og med (2016 og 2018) hunnlaksfredning, og for laks innrapportert som hann og hunn. Disse fullmodellene har følgende struktur:

$$(1) \text{ Rett, feil} \sim \text{Innrapportert kjønn} * \text{Hunnlaksfredning}$$

I **modelloppsett 2** testet vi om eventuelle forskjeller i grad av riktig innrapportert kjønn kan forklares av kroppsstørrelse og fangstdato i henholdsvis Surna og Orkla:

$$(2) \text{ Rett, feil} \sim \text{Innrapportert kjønn} * \text{KroppsleNGde} * \text{Hunnlaksfredning} + \text{Innrapportert kjønn} * \text{Fangstdato} * \text{Hunnlaksfredning}$$

I disse analysene brukte vi altså innrapportert kjønn som faktor. For å estimere parameterverdiene som skal brukes til å simulere effekter av manglende etterfølgelse av hunnlaksfredning (**kapittel 2.5**) trenger vi den "omvendte" modellen, dvs. sannsynligheten for feilrapportering for en fisk, gitt det genetiske kjønn. For Surnadataene gjorde vi derfor i tillegg en analyse som tilsvarende **modelloppsett 2**, men hvor genetisk bestemt kjønn var med som faktor i stedet for innrapportert kjønn. Innfallsvinkelen og resultatene fra denne analysen vil avvike fra dem som er beskrevet her og i kapittel **3.4**, og de er presentert i **vedlegg 6.2**.

Vi undersøkte hvor godt hver av fullmodellene var tilpasset dataene («Goodness-of-fit») ved å teste om restavviket («residual deviance») lå innenfor forventningsrommet. Dersom modelltilpasningen var god, ble funksjonen «stepAIC» fra MASS-pakken (Venables & Ripley, 2002) brukt til å evaluere forklaringsvariablene. For modeller med mindre god modelltilpasning, forårsaket av overdispersering (høyere variasjon i dataene enn forventet fra modellen), ble quasi-binomiale modeller brukt i stedet for binomiale modeller. Seleksjon av de quasi-binomiale modellene ble gjort ved å sammenligne trinnvist forenklede modeller i parvise tester (ANOVA) fram til utelatelse av termer førte til modeller som hadde signifikant dårligere forklaringsevne (økning i  $\Delta AIC > 2$ ).

All statistikk ble gjort i R versjon 4.1.2 (R Core team, 2021). For å framstille figurer og predikere effekter fra statistiske modeller ble pakkene ggplot2 (Wickham, 2016) og ggeffects (Lüdtke, 2018) benyttet. TidyR-pakken (Wickham & Girlich, 2022) ble brukt for å lette håndteringen av datoformat.

## 2.5 Modellering av effekter av forskjellige fiskereguleringer

Vi modellerer her hvilke effekter ulike fiskereguleringsalternativer kan ha på oppnåelsen av gytebestandsmål, både som en konsekvens av selve tiltaket og som følge av eventuell feilklassifisering. Gytebestandsmålsoppnåelse er et naturlig valg som modellrespons, siden forvaltningsmålet er å nå gytebestandsmålet i minst tre av fire år. Alternative måleparametere kan også velges. Forventet effekt av et gitt tiltak vil kunne variere mellom forskjellige typer bestander. Ved å justere parameterne i modellen kan den derfor tilpasses ulike typer bestander og vassdragsforhold.

I simuleringmodellen bruker vi hunnlaksfredning og bestemmelse av kjønn som eksempler på reguleringstiltak og feilklassifisering (se **vedlegg 6.2**), men den vil også kunne tilpasses andre forvaltningstiltak som begrensninger i antall fiskere, fangst per fisker (totalt eller per døgn), fiskesesong, fiskestørrelse eller kombinasjoner av disse. Modellen blir her tilpasset en liten / mellomstor bestand som er utsatt for et middels fisketrykk.

Simuleringmodellen har følgende struktur:

1. Simulering av en bestand av returnerende voksen laks. For hver individuell fisk vil vi ha kjønn, sjøalder (èn-, to- eller tre-sjøvinter) og størrelse (lengde og vekt).
2. Hver fisk får tilordnet en oppvandringsdato iht. forventet fordeling for kjønn og sjøalder, og daglig bitevillighet som funksjon av antall dager den har vært i elva. Vi har dermed simulert en virtuell fiskebestand.
3. Et gitt antall fiskere blir tildelt fiskedager og varierende «fiskedyktighet», dvs. en virtuell «fisker-bestand». Daglig fisketrykk blir da en skalert sum av dyktigheten til de fiskerne som er aktive denne dagen.
4. Daglig fangstsannsynlighet for en gitt fisk blir en funksjon av fiskens bitevillighet og totalt fisketrykk. Vi kan dermed simulere daglig fangst under en gitt fiskeregulering.
5. Hvis en fisk blir fanget blir den tilordnet fisker iht. deres dyktighet, dvs. en dyktig fisker har større sannsynlighet for å få fangsten enn en mindre dyktig fisker.
6. Fisken blir så klassifisert iht. en klassifiseringsmodell, f.eks. kjønnsbestemmelsen presentert i foregående delkapittel og **vedlegg 6.2**.



7. Om fisken avlives eller gjenutsettes bestemmes av aktuell fiskeregulering og fiskerens klassifisering. Vi har også inkludert en opsjon i simuleringsmodellen for at en viss andel av fiskerne frivillig gjenutsetter all fisk (fang og slipp fiske).
8. Gjenutsetting av fisk er forbundet med en viss dødelighet, og evt. reduksjon i bitevillighet.
9. Til slutt summeres fangster (avlivet og gjenutsatt) og gjenværende gytefisk, både totalt og fordelt på kjønn og størrelse. Som modellrespons vil vi her presentere kilo hunnfisk i gytebestanden som et mål på gytebestandsmålsoppnåelse.

Med en slik modell kan vi undersøke mulige effekter av ulike reguleringer, for å vurdere om nok hunnfisk blir igjen til gyting. Vi kan undersøke både hvordan fiskereglene virker hvis de blir fulgt til punkt og prikke, og hvordan brudd på forutsetningene for reguleringen, f.eks. feilaktig kjønnsbestemmelse eller annen fiskeratferd, vil påvirke reguleringsmålet. Modellen har mange parametere som kan være vanskelige å estimere nøyaktig for konkrete bestander, men sammenhenger mellom ulike modellkomponenter, som oppvandringsperioder eller fiskertrykk, og effekt av regulering vil allikevel kunne bli godt beskrevet. I tillegg vil modellutviklingen kunne avdekke eventuelle kunnskapshull ved å identifisere hvilke delprosesser og parametere vi ikke har gode estimater for, hvilke parametere som har stor betydning for resultatet, eller hvilke forutsetninger som må være oppfylt for at konsekvensene av en regulering skal bli som tiltenkt.

### 2.5.1 Simulering av bestand som returnerer fra sjø

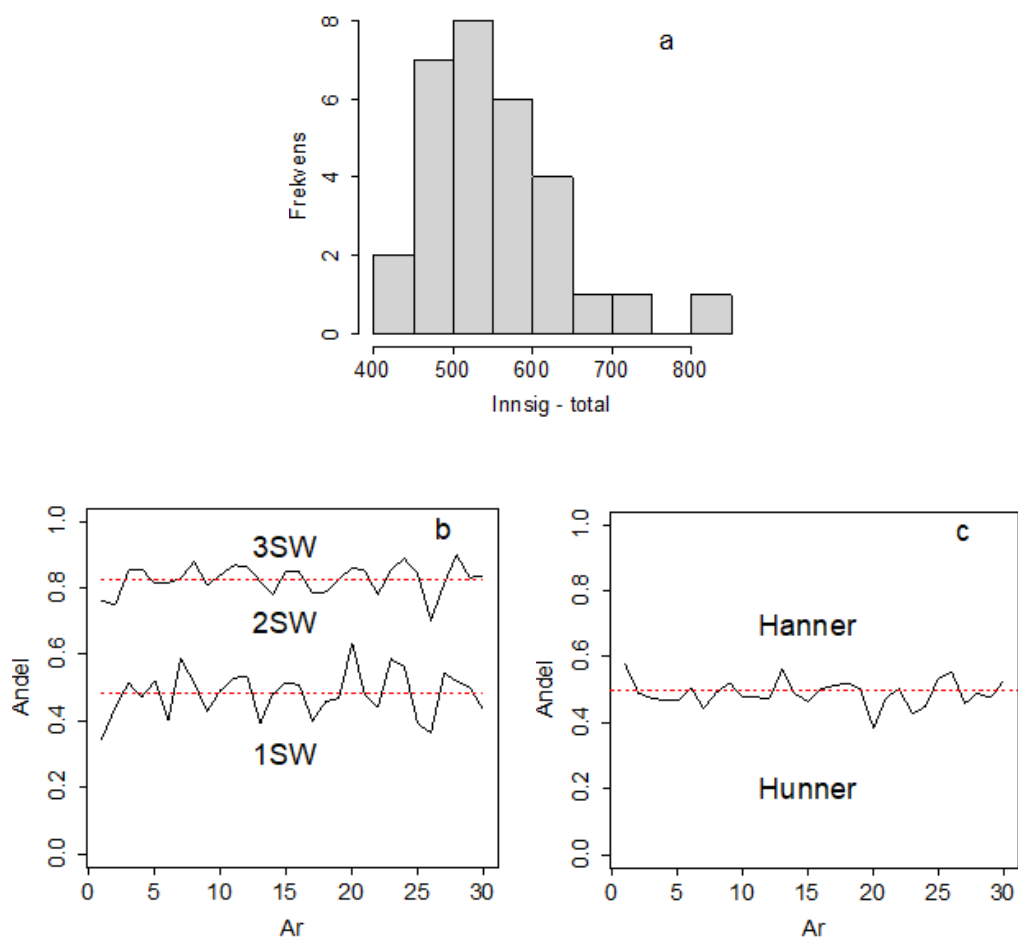
Vi starter modelleringen med å simulere årlige smoltårsklasser for en gitt periode – dvs. vi simulerer ikke ferskvannsfasen fra klekking til pre-smolt. Dette innebærer at vi simulerer et stasjonært system hvor *forventet* antall utvandrende smolt og returnerende bestand er det samme hvert år, men pga. naturlig miljøvariasjon og tilfeldige prosesser kan vi ha relativt stor variasjon mellom år i antall fisk som faktisk returnerer for å gyte, i bestandsstruktur (sjøalders- og kjønnsfordeling), og i tidspunkt for oppvandring. Denne variasjonen i innsig er nyttig å inkludere i simuleringene, for å kunne illustrere hvor stor mellom-års variasjon det kan være i effekten av et reguleringstiltak. Simuleringsmodellen vil samtidig inkludere en opsjon om å benytte den samme gytebestanden i flere simuleringer, bl.a. for å kunne sammenligne konsekvensene av ulike reguleringstiltak med eksakt samme fisk- og fiskerbestand. En konsekvens av å modellere smoltårsklasser med samme årlige forventning, og ikke inkludere modellering av ferskvannsfasen fra en simulert gyting, blir at vi kun simulerer den umiddelbare effekten av reguleringen, dvs. på årets gytebestand, og ikke konsekvensene av f.eks. lav gytebestand på rekruttering og etterfølgende generasjoner.

Elementer i delmodellen fra smolt til returnerende kjønnsmoden laks:

- Årlig smoltproduksjon. Totalt utvandrende smolt kan f.eks. trekkes fra en normalfordeling, her illustrert med forventning 10 000 smolt og standardavvik 1000 smolt. Variasjonen i smoltproduksjon kan for eksempel skyldes varierende eggdeponering, og varierende overlevelse fra gyting til smolt pga. tilfeldig miljøvariasjon.
- Kjønnsfordeling for smolt [ $p_{MSm}$ ,  $p_{FSm}$ ] ( $M$  for hanner (male),  $F$  for hunner (female)). Her baserer vi oss på data fra Alta og Orkla (Ola Ugedal, pers. ref.) som viser at ca. 60 % av utvandrende laksesmolt er hunner. Hver smolt tilordnes derfor kjønn med sannsynlighet  $p_{FSm} = 0.60$  for å være hunnlaks.
- Årlige overlevelsesserater i sjø [ $s_1$ ,  $s_2$ ,  $s_3$ ] ( $s$  for overlevelse (*survival*)), dvs. hver fisk overlever et gitt år i sjø med sannsynlighet  $s$ . Overlevelsesseratene antas like for kjønnene.
  - o Post-smolt overlevelsen  $s_1$ , fra smoltutvandring til en-sjøvinter fisk (1SW), antas normalfordelt med forventning 0,1 og standardavvik 0,02. Overlevelsen første år i sjø er lav og kan variere mye mellom år.
  - o Overlevelse andre år i sjø  $s_2$ , fra 1SW til 2SW, antas å være 0,5. Som en forenkling antar vi at denne er konstant.
  - o Overlevelse tredje år i sjø  $s_3$ , fra 2SW til 3SW, antas også å være konstant lik 0,5.

- Årlige kjønnsmodningsrater [ $m_{1F}$ ,  $m_{2F}$ ,  $m_{3F}$ ] og [ $m_{1M}$ ,  $m_{2M}$ ,  $m_{3M}$ ] ( $m$  for kjønnsmodning (*maturation*)). Kjønnsmodningsraten for en  $x$ -åring er sannsynligheten for å kjønnsmodne som  $x$ -åring betinget at den har overlevd til å bli  $x$  år og ikke har kjønnsmodnet tidligere.
  - o Ulike kjønnsmodningsrater for kjønnene vil medføre at kjønnsfordelingen i de forskjellige sjøaldersgrupper, og totalt for gytebestanden, vil bli ulik 50-50.
  - o Vi antar at alle kjønnsmodnes som 3SW hvis de ikke har gjort det tidligere og overlevd, det vil si  $m_{3F} = m_{3M} = 1$ .
  - o I illustrasjons-simuleringene antar vi [ $m_{1f}$ ,  $m_{2f}$ ,  $m_{3f}$ ] = [0,1, 0,5, 1] og [ $m_{1m}$ ,  $m_{2m}$ ,  $m_{3m}$ ] = [0,5, 0,5, 1]. For hunnlaks som har overlevd til å bli 1SW er det da sannsynlighet 0,1 for å kjønnsmodne mens for 1SW hanlaks er sannsynligheten for å kjønnsmodne 0,5, osv.
- For hver returnerende fisk kan vi tilordne størrelse (lengde og vekt) iht. sjøalder og kjønn, noe som er nødvendig hvis størrelse skal være et av reguleringskriteriene. Vi vil her anta lik størrelsesfordeling innen sjøaldersklassene for kjønnene. Vekt antas normalfordelt med forventning og standardavvik for 1SW hhv. 1,75 og 0,5 kg, for 2SW hhv. 5 og 1,5 kg, og for 3SW hhv. 9 og 2 kg. For å bestemme lengde bruker vi at kondisjonsfaktoren skal være lik 1.

Parametervalgene for denne delmodellen er ikke kritiske for resultatet av simuleringene, hovedpoenget med å simulere sjøfasen i stedet for å anta konstant innsig til elv er å vise hvilken betydning tilfeldig mellom-års variasjon i antall gytefisk, og kjønn og størrelsesfordelinger for disse, kan ha på effekten av regulering. Fra denne delmodellen kan vi simulere årlig gytebestandsinnsig over en ønsket periode; her satt til 30 år. **Figur 2.3** illustrerer variasjon i antall, størrelses- og kjønnsfordeling, generert av variasjonen i årlig smoltproduksjon og post-smoltoverlevelse, og de resterende ratene (kjønnsfordeling for smolt, sjøoverlevelse og kjønnsmodning). Det totale årlige innsiget for denne simulerte bestanden er forventet å være 538 laks, men varierer mellom 435 og 818 kjønnsmoden laks, dvs. nesten en fordobling fra minste til største innsig (**figur 2.3a**). **Figur 2.3b** viser den årlige variasjonen i sjøaldersfordeling, hvor det er forventet en andel 1SW på 48 % (35 %-63 %), 2SW på 34 % (23 %-45 %) og 3SW 17 % (10 %-30 %). Andelen hunner i innsiget er forventet å være 48,9 %, men varierer mellom 38 % og 58 % (**figur 2.3c**).



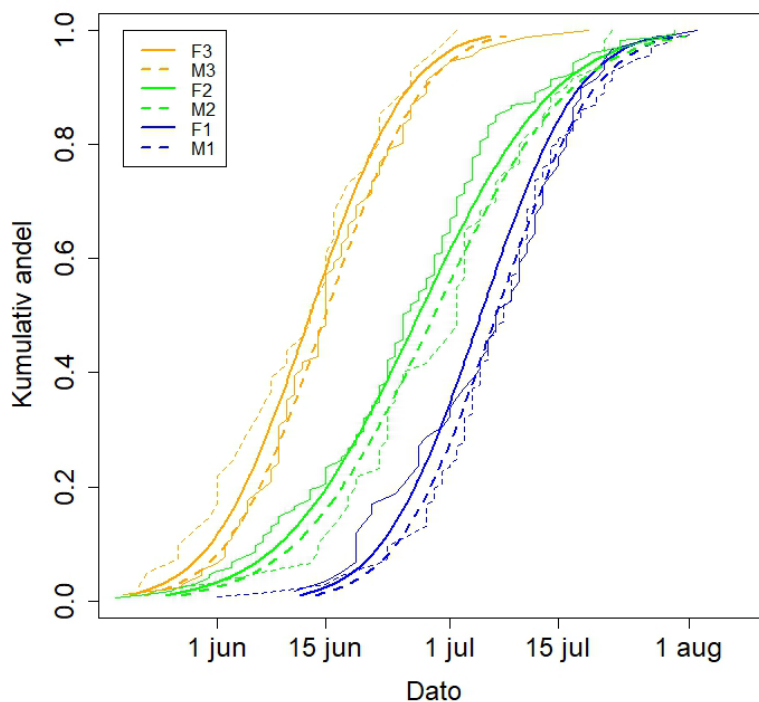
**Figur 2.3.** Oversikt over 30 år med simulerte innsig: a) Antallsfordeling, b) sjøaldersfordeling, og c) kjønnsfordeling.

Vi har foreløpig ikke inkludert sjøfiske i simuleringmodellen. Det er viktig å være klar over at sjøfiske kan endre størrelsesfordelingen for fisken som når fram til elv, for eksempel fanger ikke kilenøter likt for alle størrelser siden små laks vil kunne gå gjennom nøtene. Sjøfiske vil også redusere oppvandringen for de delene av sesongen hvor kilenøtene står ute. Vi har heller ikke inkludert flergangsgytere eksplisitt i simuleringene, men så lenge størrelsesfordeling, oppvandringsdatoer, bitevillighet og fekunditet er representative for gytebestanden har det mindre betydning for evalueringen av reguleringskonsekvenser om fisken er simulert som førstegangs- eller flergangsgyter.

## 2.5.2 Oppvandringsdato og bitevillighet

For hver kjønnsmoden laks som returnerer fra sjøen kan vi simulere oppvandringsdato, basert på kumulative fordelinger for hver sjøalder- og kjønnskategori. Dette muliggjør modellering av variasjon i livshistorieegenskaper utover i fiskesesongen og hvilken effekt dette kan ha på konsekvens av reguleringstiltak og bestandsutvikling. En slik individbasert tilnærming er spesielt viktig for å få fram effekten av tilfeldig demografisk variasjon for små og sårbare bestander.

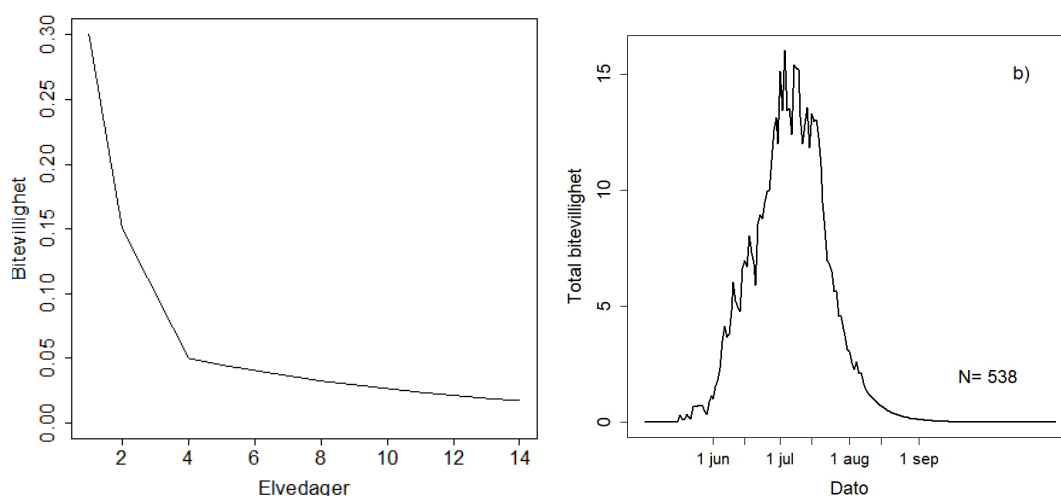
Som eksempel på forskjeller i tidspunkt for oppvandring bruker vi først kumulative fangstdatoer fra fire lokaliteter fra kysten av Trøndelag (Sør-Gjæslingan, Ansnes på Hitra, Kvaløya og Utvorda; Hansen mfl. 2007). **Figur 2.4** viser kumulativ datofordeling som benyttes i simuleringene for de ulike sjøalder- og kjønnskategoriene; hannene (M) antas å komme i snitt to dager etter hunnene (F), og 3SW tidligst i sesongen (median dagnummer 164 +/- sd 10 dager), så 2SW (median 178 +/- sd 15 dager) før 1SW ankommer sist (median 185 +/- sd 10 dager). Dagnummer 152 tilsvarer 1. juni mens nummer 243 er 31. august. Det kan argumenteres for at fordelingene for oppvandringsdatoer kan variere mye mellom år, på grunn av varierende miljøforhold i sjø og elv (f.eks. vannføring og temperatur), men dette er foreløpig ikke tatt hensyn til i simuleringssmodellen. Hvis mellom-års variasjon i forventet tidsperiode for oppvandring skal inkluderes må vi ha en ide om hvor stor denne variasjonen er, og eventuell samvariasjon mellom kategorier. Vil en 2SW laks alltid forventes å komme 12 dager etter 3SW laksen eller kan denne forskjellen også variere, f.eks. ved at det blir mindre forskjell seinere i sesongen? Stor simulert variasjon i oppvandringsperiode i forhold til start- og sluttdato for fiskesesongen vil generere stor variasjon i forventede fangster, og dermed potensielt også stor variasjon i effekt av et gitt reguleringstiltak.



**Figur 2.4.** Kumulativ fordeling for oppvandringsdato for de ulike sjøalder- og kjønnskategoriene. Oransje kurver for 3SW, grønne for 2SW og blå for 1SW. Tykke, glatte linjer angir de teoretiske fordelingene, heltrukne for hunnene og stipla for hannene, mens de tynnere, sprang-vise linjene viser simulerte fordelinger for et års oppvandring. Det kan være ganske få individer i noen av gruppene, så de tilfeldige avvikene mellom simulerte og teoretiske kurver kan bli store, spesielt i ytterkantene av fordelingene.

Bitevilligheten til en fisk er en viktig faktor når vi skal simulere daglige fangstsannsynligheter. Bitevilligheten kan defineres som sannsynligheten for at fisken biter på og blir fisket, gitt at det fiskes der fisken er. I tråd med eksisterende kunnskap har vi her antatt at bitevilligheten avtar med antall dager på elv (Harvey mfl. 2017; Thorstad mfl. 2020), som illustrert i **figur 2.5a**.

Simulert bitevillighet er størst første dag på elv (her 0,30), avtar raskt de neste tre dagene for så å avta saktere resten av sesongen. Med en slik utvikling for bitevilligheten vil det være en sannsynlighet på 0.76 for at en fisk blir fisket i løpet av en uke, gitt at fisken hele tiden fiskes på. Dette er en svært forenklet modell for bitevilligheten til en laks; den vil kunne variere mye mellom kjønn og størrelseskategorier, påvirkes av andre faktorer som miljøforhold (vannføring, temperatur osv.) og fisketetthet, og ha mer komplekse utviklinger f.eks. ettersom fisken nærmer seg gyting. Det vil imidlertid være tilstrekkelig, og nødvendig, å implementere en relativt enkel bitevillighetsfunksjon for å kunne tolke resultatene på en oversiktlig måte. **Figur 2.5b** viser hvordan den totale bitevilligheten for den delen av bestanden som har vandret opp elva kan utvikle seg gjennom en sesong, gitt at ingen fisk blir fanget.



**Figur 2.5.** a) Antatt bitevillighetsutvikling mot antall dager etter oppvandring til elv, b) summert bitevillighet over alle fiskene som har ankommet elva til og med denne dato, gitt at ingen er fanget og avlivet.

Bitevilligheten til en fisk og fiskeres dyktighet er vanskelige parametere å skille fra hverandre, estimert fra fangststatistikker eller lignende type data. Disse må derfor kalibreres samtidig for at simuleringsmodellen skal kunne gi realistiske fangstresultater. Hvordan disse parametriseres i simuleringsmodellene for å simulere daglig fangstsannsynlighet vil kunne påvirke de observerte konsekvensene av forskjellige reguleringsalternativer. Det er derfor viktig å se resultatene i lys av hvordan modellen er satt opp. Det finnes flere alternative hypoteser for hvordan en laks sin bitevillighet avhenger av tid på elv, erfart fiskehistorikk osv. Bitevilligheten kan, for eksempel, heller være en funksjon av «antall dager fisket på».

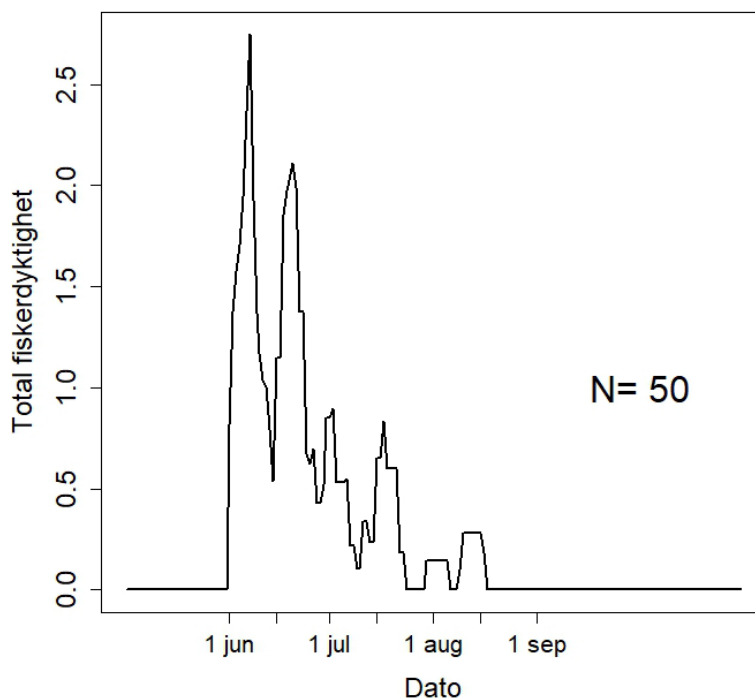
Bitevillighet etter gjenutsetting antas foreløpig å følge samme utvikling som opprinnelig simulert, dvs. fangst og gjenutsetting får ingen konsekvens for en fisks etterfølgende bitevillighet.

### 2.5.3 Virtuell fiskerbestand

Fordelingen av fiskere gjennom en fiskesesong følger ikke nødvendigvis noen teoretisk fordeling som vi kan simulere fra. Den enkleste, og kanskje beste, tilnærmingen for å generere en fiskerbestand kan derfor være å sette den opp direkte iht. informasjon fra laksebørser eller salg av fiskekort, og valgt reguleringsregime - hvor mange fisker, og når og hvor lenge fisker de forskjellige fiskerne? Her har vi allikevel valgt å simulere innsatsen til hver enkelt fisker; det vil uansett

være mange tilfeldigheter, som varierende miljøforhold og hvor populær ei elv er, som avgjør når og hvor intensivt de fisker. I vår illustrasjonssimulering har vi antatt en fiskesesong fra 1. juni til 31. august, at elva totalt får besøk av 50 fiskere, at alle fisker syv dager med individuell startdato simulert fra en høyreskjev fordeling med flest forventet i starten og så gradvis færre gjennom sesongen (gammafordeling).

En annen variabel som må implementeres i modellen er fiskernes «dyktighet» – det er stor variasjon mellom fiskere på hvor flinke de er til å fiske på rett sted til rett tid (dvs. fiske der fisken står), med rett utstyr uten å skremme fisken, antall kast gjennom døgnnet osv. Varierende dyktighet mellom fiskere vil være et viktig element når vi skal evaluere effekten av f.eks. individuelle døgn- eller periodekvoter – jo større forskjell i dyktighet, desto skjevere forventer vi at fangsten blir fordelt. Enkeltfiskeres CPUE (Catch per unit effort) kan gi oss en indikasjon på denne variasjonen i fiskerdyktighet, men siden fangst per innsats også vil være et resultat av tetthet av fisk i elva og deres bitevillighet vil CPUE kun kunne brukes som et relativt mål mellom fiskere som fisker samtidig, evt. kalibreres sammen med antall eller tetthet av fisk og fiskenes bitevillighetsutvikling for å gi realistiske fangstresultater. Vi kan for eksempel kalibrere fordelingen for fiskerdyktighet slik at den totale fangstraten blir f.eks. 50 %. Freda eller eksklusive soner vil også kunne påvirke «dyktigheten», m.a.o. den romlige overlappingen mellom fisk og fiskere begrenses. Simulert variasjon i fiskerdyktighet kan baseres på informasjon om daglig innsats og fangster fra laksebørsene, der dette er tilgjengelig. Som en første tilnærming tilordnes dyktighet tilfeldig fra en gammafordeling (flest med lav eller middels, noen få med større dyktighet), hvor 0 tilsvarer en «håpløs fisker» mens 1 betyr «står fisken der er det kun bitevilligheten som avgjør». **Figur 2.6** gir en illustrasjon på simulert sesongutvikling for total fisketrykk ved å summere opp fiske-dyktighet per dag over alle fiskere som er aktive denne dagen.



**Figur 2.6.** Eksempel på simulert sesongutvikling for totalt fisketrykk. For hver dag har vi summert opp dyktigheten til alle fiskere som er aktive denne dagen.

Vi har også inkludert en fang-og-slipp-opsjon i simuleringsmodellen hvor vi kan anta at det er en viss sannsynlighet for at en fisker er en kategorisk fang-og-slipp fisker, dvs. at hen uansett reguleringsregime gjenutsetter fangsten – i illustreringseksempellet har vi satt denne til 30 % sannsynlighet.

#### 2.5.4 Simulering av daglig fangstsannsynlighet, klassifisering og videre skjebne

Slik simuleringsmodellen nå er satt opp blir daglig fangstsannsynlighet for en fisk produktet av bitevilligheten (sannsynligheten for å bite på, gitt at den fiskes på) og sannsynligheten for at den fiskes på. Bitevilligheten antas å avta med økende antall dager i elv (**figur 2.5a**). Sannsynligheten for å bli fisket på avhenger av fiskertetthet (antall fiskere og elvestørrelse) og disse fiskernes dyktighet. Om en fisk blir fanget en gitt dag blir dermed et binomisk eksperiment med den daglige fangstsannsynligheten, hvis fisken ikke blir fanget fortsetter simuleringsrutinen til neste dag med en litt mindre bitevillighet og justert sannsynlighet for at den fiskes på osv. til fiskesesongen er slutt.

Hvis resultatet av simuleringen blir «fangst», tilordnes først fisken til fisker – dette skjer som en multinomisk trekning blant fiskere som er aktive denne dagen, hvor sannsynligheten til de forskjellige fiskerne er proporsjonal med deres dyktighet, dvs. dyktige fiskere har større sannsynlighet for å få «tildelt» fisken. Fiskens videre skjebne avhenger nå av flere forhold – punktene under gjelder for hunnlaksfredning i hele fiskesesongen:

- Hvis denne fiskeren er kategorisk fang-og-slipp, vil fisken bli gjenutsatt og antas fiskbar igjen neste dag. Fisken overlever gjenutsetting med sannsynlighet 0,93 (7 % dødelighet etter gjenutsetting, Lennox mfl. 2017). Fisken fortsetter med samme bitevillighets-utvikling, dvs. antar at bitevilligheten ikke påvirkes av fangsten.
- Hvis fiskeren ikke er fang-og-slipp fisker, må fiskeren klassifisere fisken for å vurdere om reguleringen pålegger gjenutsetting eller ikke. For en hunnlaksfredning betyr det at fisken må kjønnsbestemmes, en klassifisering som innebærer en viss sannsynlighet for feilbestemmelse i forhold til genetisk kjønn (**vedlegg 6.2**). Denne modellen for feilklassifiseringssannsynligheten avhenger av faktisk (genetisk) kjønn, størrelse, tid i sesongen, om vi har hunnlaksfredning eller ikke, og interaksjonsledd. For en hunnlaksfredning har vi to alternative skjebner:
  - o Laksen klassifiseres som hannfisk, korrekt eller ikke, og avlives.
  - o Laksen klassifiseres som hunnfisk og gjenutsettes, med en 7 % sannsynlighet for å dø pga. fangstpåkjenningen og gjenutsettingen. Hvis fiskeren er usikker på kjønn skal den gjenutsettes, dvs. behandles som en hunnfisk, men vi har ikke inkludert en usikker-klasse for kjønnsbestemmelsen i simuleringsmodellen.

Tilsvarende lister kan utarbeides for andre forvaltningstiltak, som hunnlaksfredning for deler av sesongen, størrelsesbegrensninger eller kvoteordninger for antall fisk som kan avlives.

#### 2.5.5 Sensitivitetsanalyser

For å kunne vurdere hvor viktige de forskjellige parametervalgene er for resultatene fra simuleringene vil vi gjennomføre noen enkle sensitivitetsanalyser – dvs. variere de utvalgte parameterverdiene innenfor rimelige grenser og se hvor stor effekt dette kan ha på resultatene. Vi kan, for eksempel, sette opp to alternative fordelinger for oppvandringdatoer, en tidlig og en seinere, og se hvordan det kan påvirke konsekvensene av hunnlaksfredning innført ved forskjellige datoer i fiskesesongen. Vi kan også vise hvordan ulike fordelinger av fiskerinnsetts gjennom sesongen kan påvirke fangstene under forskjellige fiskereguleringer.

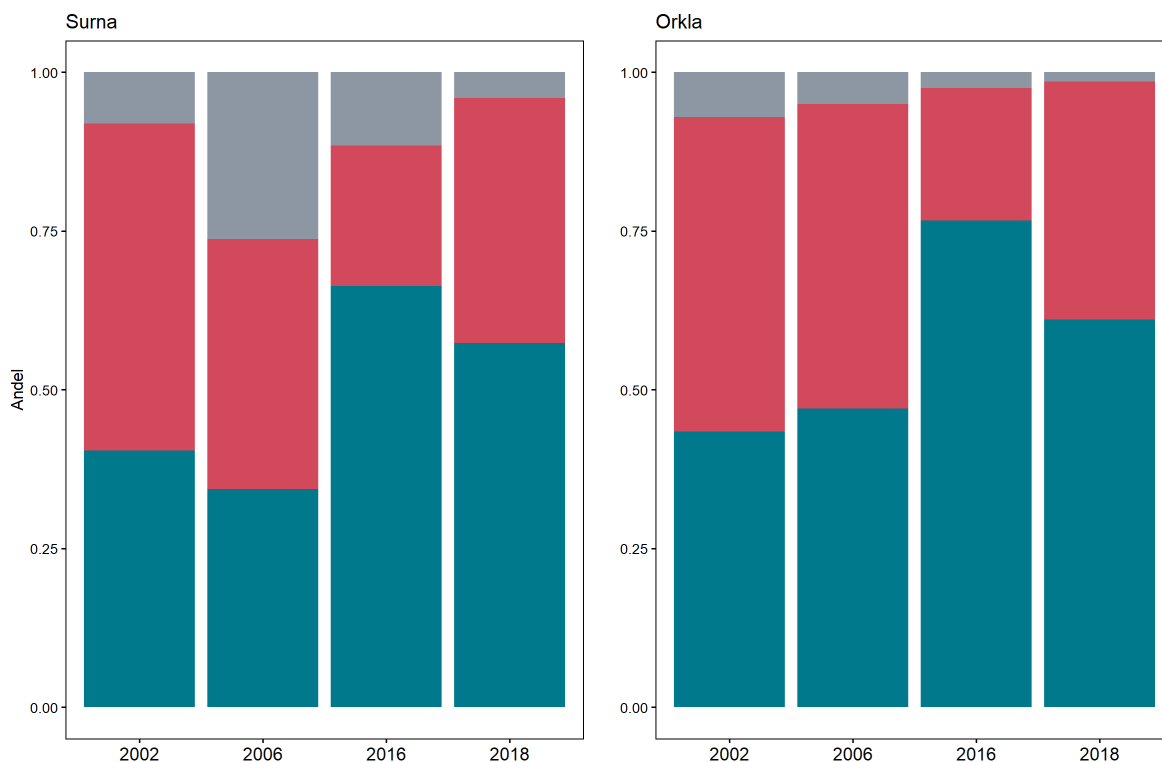
## 3 Resultater og diskusjon

### 3.1 Innrapportert kjønn

Av de henholdsvis 594 og 596 genetisk bestemte skjellprøvene fra laks som var fanget i sportsfisket i Surna og Orkla (**tabell 2.1**), var 85 individer innrapportert uten kjønn og 1105 som enten hunn eller hann.

Blant de analyserte individene fra Surna, var det i de 99 prøvene fra 2002 innrapportert 40 % hanner, 52 % hunner og 8 % uten opplysninger om kjønn (**figur 3.1**). Tilsvarende var 34 % av de 99 skjellprøvene fra 2006 rapportert inn som hanner, 40 % som hunner og 26 % uten kjønn. Av de 199 prøvene fra 2016 var 66 % innrapporterte hanner, 22 % innrapporterte hunner og 12 % uten opplysninger om kjønn. De 197 prøvene fra 2018 ble innrapportert som 57 % hanner, 39 % hunner og 4 % uten kjønn (**figur 3.1**).

Fra Orkla ble det analysert 99 skjellprøver fra laks fanget i sportsfisket i 2002. Av disse var 43 % innrapportert som hanner, 50 % som hunner, og 7 % uten kjønn. Hundre prøver fra Orkla i 2006 fordelte seg på 47 % innrapporterte hanner, 48 % innrapporterte hunner og 5 % uten innrapportert kjønn. Tilsvarende var det 76,5 % innrapporterte hanner, 21 % innrapporterte hunner og 2,5 % innrapportert uten kjønn blant de 197 skjellprøvene fra Orkla i 2016. Til sist var innrapporteringen av de 200 skjellprøvene fra Orkla i 2018 som følger: 61 % hanner, 37,5 % hunner og 1,5 % uten informasjon om kjønn (**figur 3.1**).



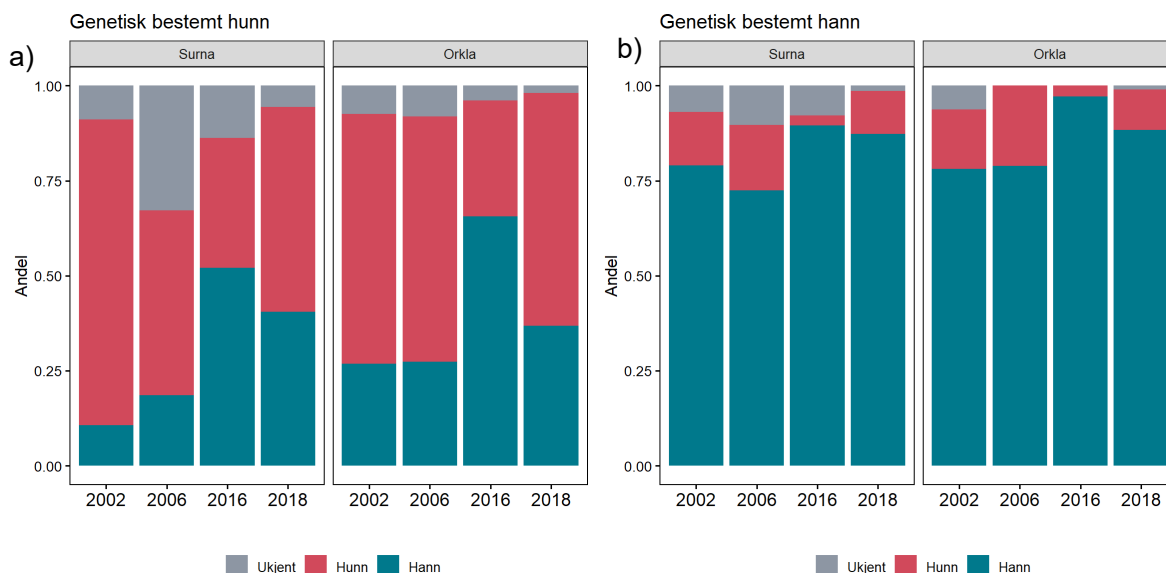
**Figur 3.1.** Andel av henholdsvis 594 og 596 genotypedede laks fra skjellprøvematerialet fra sportsfisket i Surna og Orkla i 2002, 2006, 2016 og 2018 som var innrapportert som hann (blå), hunn (rød) og uten informasjon om kjønn (grå).



I både Surna og Orkla ble altså større andeler av fangstene innrapportert som hanner, og lavere andeler rapportert inn som hunnlaks i årene etter hunnlaksfredning (2016 og 2018) enn i årene før hunnlaksfredning (2002 og 2006) (**figur 3.1**). Andeler innrapporterte hunner var spesielt lave i 2016, for så å øke igjen i 2018. I begge vassdrag var det en tendens til at en større andel individer ble innrapportert uten opplysninger om kjønn i år før hunnlaksfredning ble innført. At det i datasettet vårt var lavere andel innrapporterte hunner etter hunnlaksfredning, er i stor grad en naturlig konsekvens av at studien er basert på et utvalg skjellprøver fra år før og etter hunnlaksfredning, og at hunnlaksfredning nødvendigvis innebærer fang-og-slipp-fiske. Siden intensjonen med hunnlaksfredning nettopp er å øke andelen av fanget hunnfisk som blir gjenutsatt og dermed ikke blir skjellprøvetatt eller innrapportert, er denne nedgangen i andelen innrapporterte hunner etter hunnlaksfredning i tråd med forventningene. Ut fra resultatet om at høyere andeler hunner ble rapportert inn med feil kjønn i elvene med hunnlaksfredning enn i elven uten hunnlaksfredning (Robertsen mfl. 2021), kan det også spekuleres i at hunnlaksfredning kan føre til en økning i andelen avlivede genetiske hunner som blir rapportert inn med feil kjønn. I begge tilfeller er resultatet det samme, nemlig at det i utvalget av skjellprøver vi har brukt fra år etter hunnlaksfredning kan forventes å være lavere representasjon av innrapporterte hunner enn av innrapporterte hanner.

### 3.2 Genetisk bestemt kjønn

Blant laksen som var genetisk bestemt som hunner i Surna, var 11 % innrapportert som hanner i 2002, 17 % i 2006, 52 % i 2016 og 41 % i 2018 (**figur 3.2a**), mens andelen (genetiske) hunner som var innrapportert som hanner i Orkla var på 27 % i 2002, 27 % i 2006, 66 % i 2016 og 37 % i 2018 (**figur 3.2a**). Til sammenligning var andelen av genetisk bestemte hanner som ble innrapportert som hunner generelt lavere i begge elver: I Surna lå den på 14 % i 2002, 17 % i 2006, 3 % i 2016 og 11 % i 2018, mens den i Orkla var 16 % i 2002, 21 % i 2006, 3 % i 2016 og 11 % i 2018 (**figur 3.2b**).



**Figur 3.2.** Andel av de 1190 skjellprøvene av laks fra sportsfisket i Surna og Orkla 2002, 2006, 2016 og 2018, bestemt til a) hunner og b) hanner ved hjelp av genetiske metoder, som var innrapportert som henholdsvis hann, hunn og uten informasjon om kjønn.

I Surna var 9 % av genetisk bestemte hunner innrapportert uten kjønn i 2002, 33 % i 2006, 14 % i 2016 og 6 % i 2018 (**figur 3.2a**), mens andelen genetiske hunner som var innrapportert uten kjønn i Orkla var 8 % i 2002, 8 % i 2006, 4 % i 2016 og 2 % i 2018 (**figur 3.2a**).

Andelen genetisk bestemte hanner som ble rapportert inn uten informasjon om kjønn i Surna var 7 % i 2002, 10 % i 2006, 8 % i 2016 og 1,4 % i 2018. Samme tall for Orkla var generelt lavere, med 6 % i 2002, 0 % i 2006, 0 % i 2016 og 1 % i 2018 (**figur 3.2**).

Blant laksen som var innrapportert uten kjønn i både Surna og Orkla er det en klar overvekt av genetiske hunner, både i år før og etter hunnlaksfredning (**tabell 3.1**). I Surna var fordelingen av genetisk kjønn for individer som var rapportert inn uten kjønn som følger 2002: 37,5 % hanner og 62,5 % hunner, 2006: 11,5 % hanner og 88,5 % hunner, 2016: 26 % hanner og 74 % hunner, og 2018: 12,5 % hanner og 87,5 % hunner. Tilsvarende tall for Orkla var 2002: 29 % hanner og 71 % hunner, 2006: 0 % hanner og 100 % hunner, 2016: 0 % hanner og 100 % hunner, 2018: 33 % hanner og 67 % hunner.

**Tabell 3.1.** Antall og prosentandel undersøkte skjellprøver fra sportsfisket i Surna og Orkla i 2002, 2006, 2016 og 2018 som var rapportert inn uten kjønn og var genetisk bestemt til henholdsvis hann og hunn.

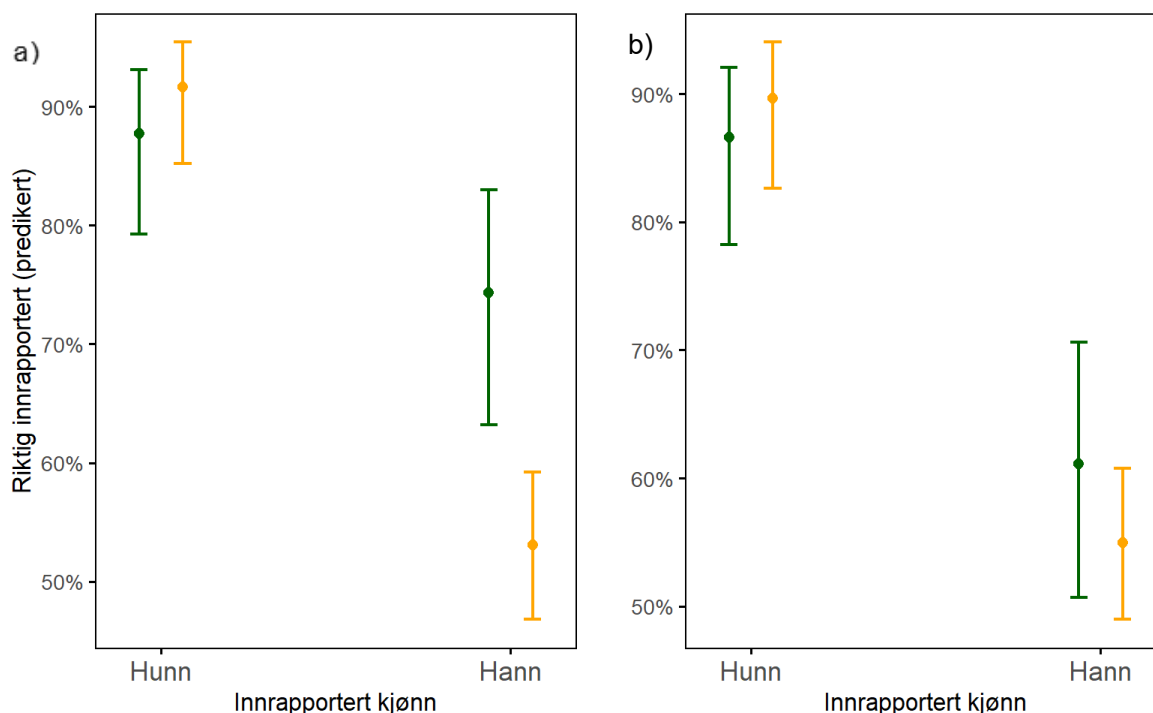
	Genetisk kjønn, antall (%)	
	Hann	Hunn
<b>Surna</b>		
<b>2002</b>	3 (37,5 %)	5 (62,5 %)
<b>2006</b>	3 (11,5 %)	23 (88,5 %)
<b>2016</b>	6 (26 %)	17 (74 %)
<b>2018</b>	12,5 (1 %)	87,5 (7 %)
<b>Orkla</b>		
<b>2002</b>	2 (29 %)	5 (71 %)
<b>2006</b>	0 (0 %)	5 (100 %)
<b>2016</b>	0 (0 %)	5 (100 %)
<b>2018</b>	1 (33 %)	2 (67 %)

### 3.3 Feil innrapportering av kjønn i år før og etter hunnlaksfredning

For å undersøke om graden av riktig innrapportering av kjønn hos laks fra sportsfisket var forskjellig i år før og etter hunnlaksfredning ble innført, brukte vi separate statistiske modeller for Surna og Orkla (**modelloppsett 1**, se beskrivelse av startmodeller i **2.4 Statistiske analyser**, og utfall av modellseleksjon i **vedlegg 6.1**).

I Surna var det større sannsynlighet for at laks som var innrapportert som hunner var riktig, sammenlignet med laks innrapportert som hanner (koeffisient for hanner relativt til hunner = -0,91, SE = 0,42,  $z = -2,18$ ,  $p = 0,03$ , **figur 3.3a**). Laks som var innrapportert som hanner hadde også høyere grad av riktig innrapportering i år før hunnlaksfredning ble innført sammenlignet med år etter at hunnlaksfredning ble innført (forskjell i koeffisient for hanner etter innføring av hunnlaksfredning = -1,37, SE = 0,55,  $z = -2,50$ ,  $p = 0,01$ ). For individer som var innrapportert som hunner var det ikke signifikant forskjell på grad av riktig innrapportering i år før og etter hunnlaksfredning (forskjell i koeffisient for hunner etter innføring av hunnlaksfredning = 0,43, SE = 0,46,  $z = 0,93$ ,  $p = 0,36$ , **figur 3.3a**).

For Orkla er det eneste signifikante resultatet at det er større sannsynlighet for at individer innrapportert som hunner er korrekt (~85-90 %) sammenlignet med individer innrapportert som hanner (~55-60 %) (koeffisient for hann relativt til hunn = -2,07, SE = 0,27,  $z = -7,75$ ,  $p < 0,001$ , **figur 3.3b**). Dette mønsteret gjelder både for år før og etter hunnlaksfredning ble innført.



**Figur 3.3.** Predikert sannsynlighet for overensstemmelse mellom innrapportert og genetisk bestemt kjønn for laks innrapportert som hunn og hann i år før (grønn) og etter (oransje) at hunnlaksfredning ble innført i a) Surna og b) Orkla. Prediksjonene for Surna er hentet fra modellen som i henhold til modellseleksjon fra **modelloppsett 1** var best. For Orkla inkluderte den beste modellen ikke hunnlaksfredning. For å forenkle sammenligningen med resultatene fra Surna er det her brukt prediksjoner fra en modell for Orkla hvor hunnlaksfredning er inkludert. Se **vedlegg 6.1** for informasjon om modellseleksjonen og den beste modellen for Orkla.

I begge elvene ble det oftere gjort feil for individer som fiskerne rapporterer inn som hanner enn det som var tilfelle for fisk som var innrapportert som hunner. Dette gjaldt både for år før og etter hunnlaksfredning, og det stemmer også overens med funn fra elvene Namsen og Gaula (Robertsen mfl. 2021). I tillegg ble det i den engelske elva Tamar, med bruk av genetiske analyser, avdekket at personell som røktet fiskefellen ofte feilbestemte kjønn på laksen. Også i denne elven ble genetiske hunner oftere innrapportert som hanner enn omvendt (King mfl. 2022). I en sammenligning av kjønnsbestemmelser basert på både morfometriske og genetiske analyser av kanadisk laks (Robertson mfl. 2023) ble det konkludert med at kjønnsbestemmelse basert på ytre morfometri er forbundet med høye feilrater. Et resultat av dette er at andelen hunner i gytebestandene, og dermed eggdeponeringen, kan bli feilestimert dersom det ikke brukes genetiske analyser til å bestemme kjønn.

En mulig forklaring på at det var høyere grad av riktig innrapportering av hannlaks i Surna i år før hunnlaksfredning enn i år etter, er at flere genetisk bestemte hunner oftere ble innrapportert uten opplysning om kjønn i år før hunnlaksfredning sammenlignet med år etter hunnlaksfredning (**tabell 3.1, figur 3.2a**). Altså kan det virke som fiskerne i Surna i større grad kun oppga kjønn når de var nesten helt sikre i år før hunnlaksfredning, mens de i år etter hunnlaksfredning i større grad oppga kjønn også når de var usikre. Dette inntrykket styrkes av at andelen individer som ble innrapportert som hanner i år etter hunnlaksfredning i Surna, men som viste seg å være hunner (basert på genetiske analyser) ligger på lignende nivå som i Orkla (**figur 3.3b**). Det kan også ha betydning at det generelt var færre laks som ble rapportert inn uten informasjon om kjønn i Orkla enn i Surna, noe som spesielt var tilfelle i årene før hunnlaksfredning ble innført (**figur 3.2**).

Hvorvidt forskjellene i grad av feil kjønnsrapportering hos innrapporterte hanner i Surna i årene før og etter hunnlaksfredning ble innført, faktisk er et resultat av at hunnlaksfredning ble innført kan vi ikke fastslå med sikkerhet her. Forskjeller mellom elver og år kan for eksempel også henge sammen med at sammensetningen av fiskere forventes å variere både mellom elver og mellom år i samme elv med tanke på deres evne til å gjenkjenne kjønn. Dette er en faktor vi ikke har kontroll på i denne undersøkelsen. I tillegg kan det spille en rolle at fang-og-slipp-fiske var lite utbredt på begynnelsen av 2000-tallet, for så å bli mer vanlig opp mot og etter 2010. Perioden etter at fang-og-slipp-fiske var blitt mer vanlig i norske elver overlapper altså med perioden da hunnlaksfredning først ble innført. Både fang-og-slipp-fiske og hunnlaksfredning kan forventes å medføre både at færre laks blir avlivet og at færre blir skjellprøvetatt, noe som under hunnlaksfredning vil være ekstra uttalt for hannlaks. På grunn av dette er det sannsynlig at fangstrapportene og skjellprøvematerialene i årene etter hunnlaksfredning ble innført er mindre representative for fangstene enn de var i årene før hunnlaksfredning. Vi har ikke mulighet til å kontrollere for dette i denne studien.

Det er også noen forskjeller mellom år før og etter at hunnlaksfredning ble innført med hensyn på fangsttidspunkter og kroppsstørrelse på laksen i datasettet vårt (**figur 2.1 og 2.2, tabell 2.2 og 2.3**). Begge deler kan påvirke hvor lett det er å bestemme kjønn ut fra utseende på laksen, og dermed graden av riktig innrapportering av kjønn. Det er derfor viktig å gjøre analyser som kan avdekke hvordan fangsttidspunkt og fiskestørrelse virker inn på innrapporteringen av kjønn på laks fanget i sportsfisket.

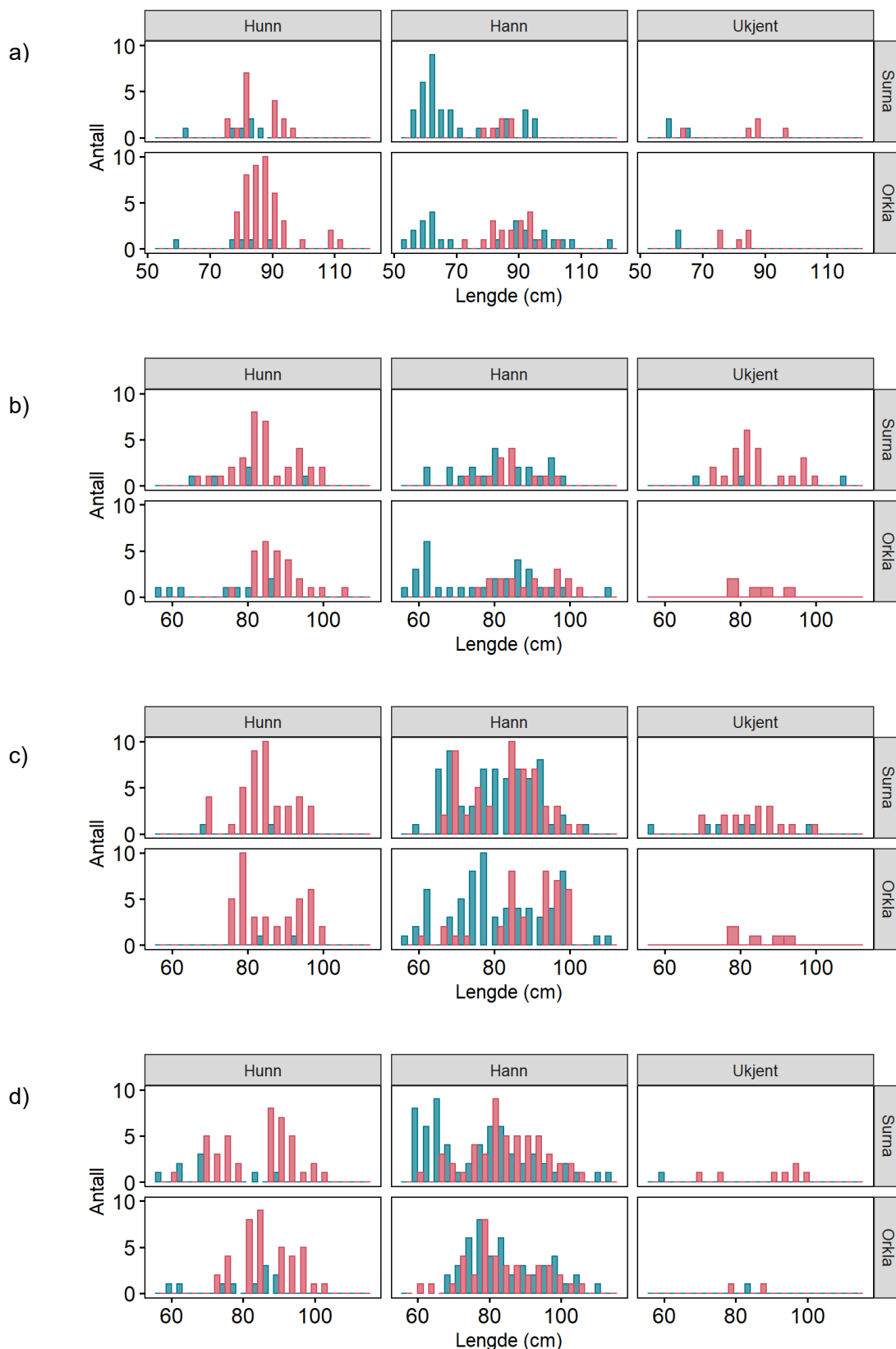
### 3.4 Feil innrapportering av kjønn hos laks med ulik kroppsstørrelse og fangstdato

Det er sannsynlig at feil innrapportering av kjønn ofte skyldes at det er vanskelig å bestemme kjønn ut fra utseende. I så fall er det rimelig å forvente at graden av korrekt innrapportering er større for stor laks og enn for små, fordi sekundære kjønnskarakterer ofte er tydeligere hos store individer (Perry mfl. 2019). Videre er det spesielt vanskelig å kjønnsbestemme laks som nylig har vandret opp i elva basert på utseende (Gray 1986; ICES 2010) og sekundære kjønnskarakterer er også ofte mer tydelige nært gytetiden. Ut fra dette er det rimelig å forvente

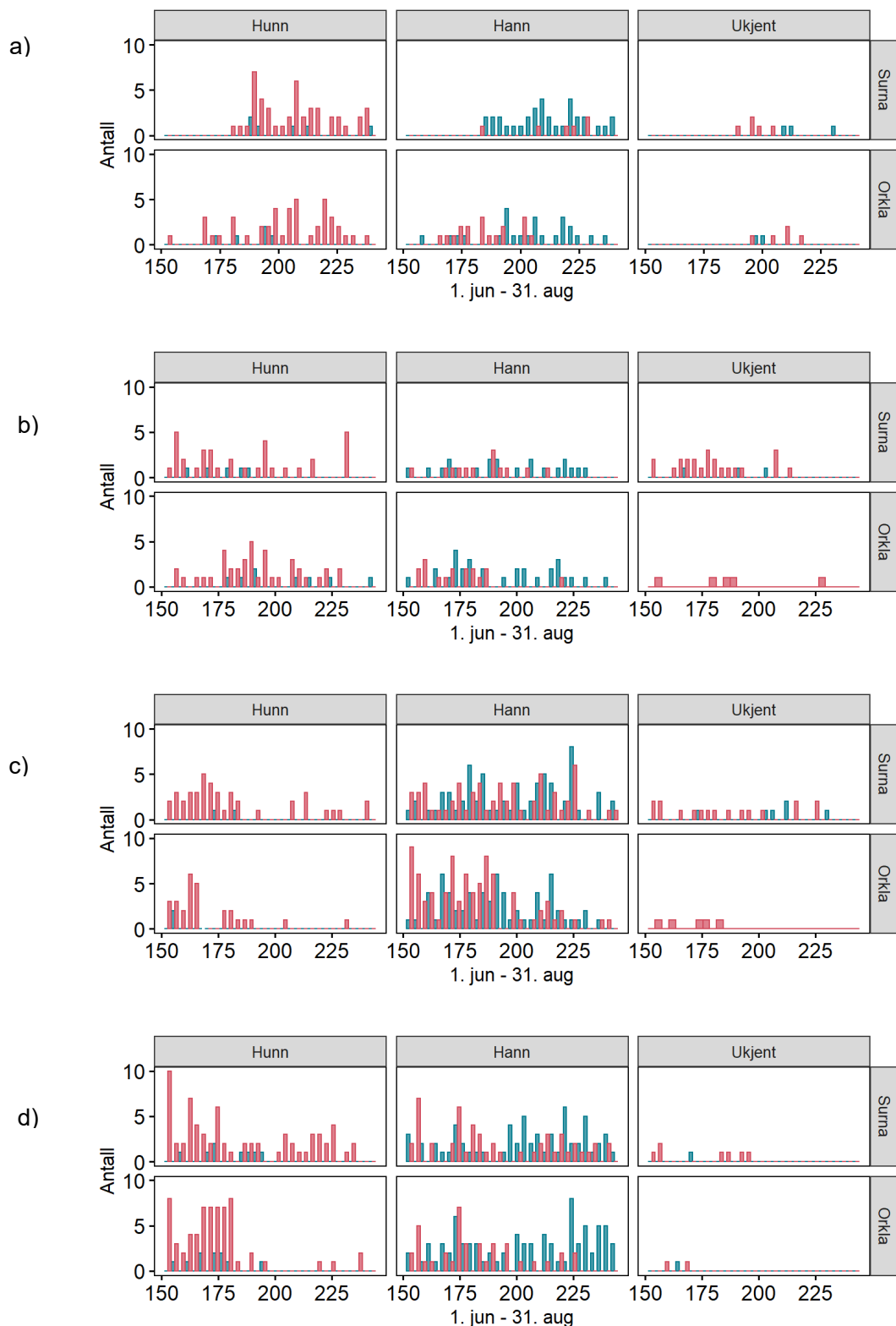
at grad av riktig innrapportering av kjønn skulle være høyere sent i sesongen sammenlignet med tidlig.

I våre data er det et mønster at flere individer som var innrapportert som hanner ble genetisk bestemt som hunner enn omvendt (**figur 3.4** og **3.5**). Dette gjelder for laksematerialet vårt fra både Surna og Orkla, og i alle de fire årene vi har analysert data fra. Genetiske hunner ble altså oftere rapportert inn som hanner enn visa versa, både før og etter hunnlaksfredning ble innført. Videre ser det ut som om genetiske hunner oftere blir innrapportert uten informasjon om kjønn enn det genetiske hanner blir (**figur 3.4** og **3.5**). Det er imidlertid vanskelig å avdekke trender med hensyn til eventuelle forskjeller i grad av feilbestemmelse av kjønn hos laks som har ulik kroppsstørrelse eller er fanget på ulikt tidspunkt kun basert på visuell inspeksjon av rådata (**figur 3.4** og **3.5**).

For å avdekke slike mønstre brukte vi derfor statistiske modeller for Surna og Orkla (en modell for hver elv) til å undersøke om graden av riktig innrapportering av kjønn hos laksen henger sammen med laksens kroppsstørrelse, datoen den ble fanget og hvilket kjønn den ble rapportert inn med. I de samme to modellene undersøkte vi også om eventuelle trender var forskjellig i år før og etter hunnlaksfredning (**modelloppsett 2**, se beskrivelse av startmodeller i **2.4 Statistiske analyser**, og utfall av modellseleksjonene i **vedlegg 6.1**).



**Figur 3.4.** Lengdefordeling (cm) av laks som ble fanget i Orkla og Surna og var innrapportert som hunn, hann eller uten informasjon om kjønn, og ble bestemt genetisk til hunn (rød) og hann (blå) i a) 2002, b) 2006, c) 2016 og d) 2018.



**Figur 3.5.** Fangstdato (dagnummer) for laks fanget i sportsfisket i Surna og Orkla i 2002, 2006, 2016 og 2018, som var innrapportert som hunn, hann eller uten informasjon om kjønn, og ble genetisk bestemt til henholdsvis hunn (rød) og hann (blå). I 2002 og 2006 var det ingen hunnlaksfredning i Surna eller Orkla. I 2016 måtte all hunnlaks over 70 cm gjenutsettes fra 1. juli i Surna, mens all hunnlaks var fredet i Orkla etter 18. juni. I 2018 var det i Surna fredning av hunnlaks over 70 cm fra 15. juli, og i Orkla var det fredning av all hunnlaks fra 1. juli.

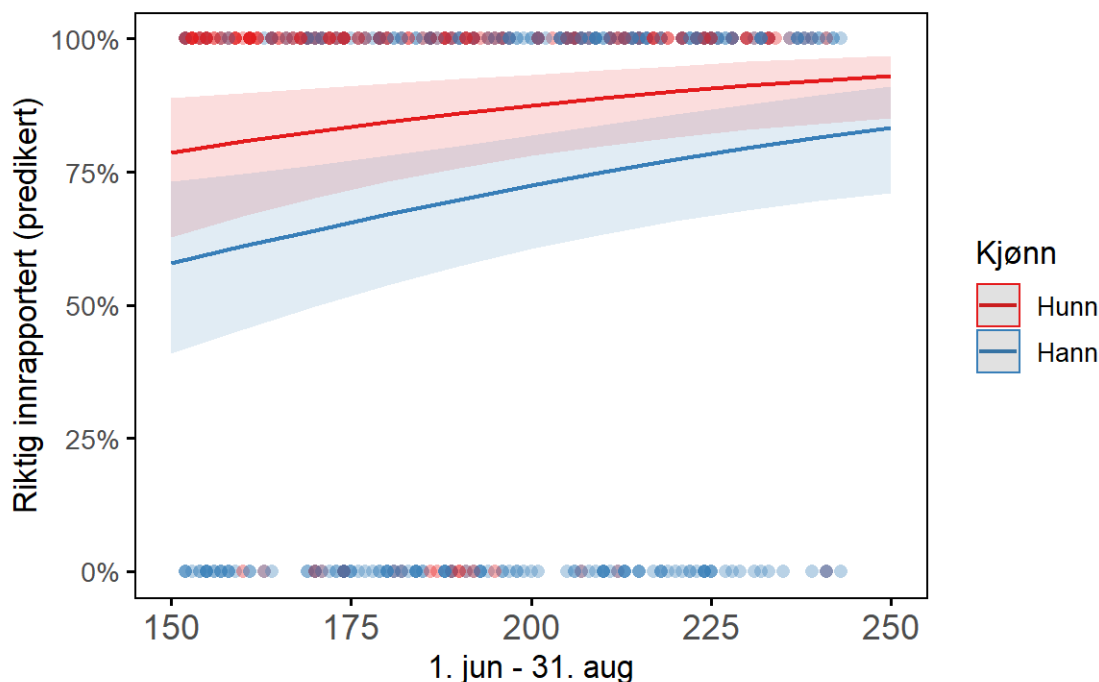
## Surna

Ifølge modellseleksjonen (**vedlegg 6.1**) hadde versjonen av **modelloppsett 2** som fanger opp mest variasjon i datasettet fra Surna følgende struktur:

***Rett, Feil ~ Innrapportert kjønn + Kroppslengde + Hunnlaksfredning + Fangstdato + Innrapportert kjønn:Kroppslengde + Innrapportert kjønn:Hunnlaksfredning***

Ifølge denne modellen, økte sannsynligheten for korrekt innrapportering av kjønn over sesongen for både hunner og hanner (stigningstall = 0,013, SE = 0,005,  $z = 2,82$ ,  $p = 0,005$ , **figur 3.6**). Sannsynlighet for korrekt innrapportering av kjønn var høyere for innrapporterte hunner enn for hanner ( $p < 0,01$ , **figur 3.6**). Det betyr at en større andel individer som ble innrapportert som hunner også var hunner genetisk, mens det blant individene som ble innrapportert som hanner faktisk var en god del genetiske hunner.

Interaksjonen mellom fangstdato og kjønn var ikke med i den beste modellen. Det betyr at stigningstallet i forholdet mellom fangstdato og grad av korrekt innrapportering ikke er signifikant forskjellig for innrapporterte hunner og hanner. I den beste modellen var det heller ikke med noen interaksjon mellom fangstdato og hunnlaksfredning. Dette indikerer at effekten som fangstdato har på sannsynligheten for korrekt innrapportering av kjønn til avlivet laks ikke er påvirket av tiltaket med hunnlaksfredning. Uavhengig av hunnlaksfredning øker altså sannsynligheten for at laks blir rapportert inn med korrekt kjønn jo lenger en kommer ut i fiskesesongen (**figur 3.6**).

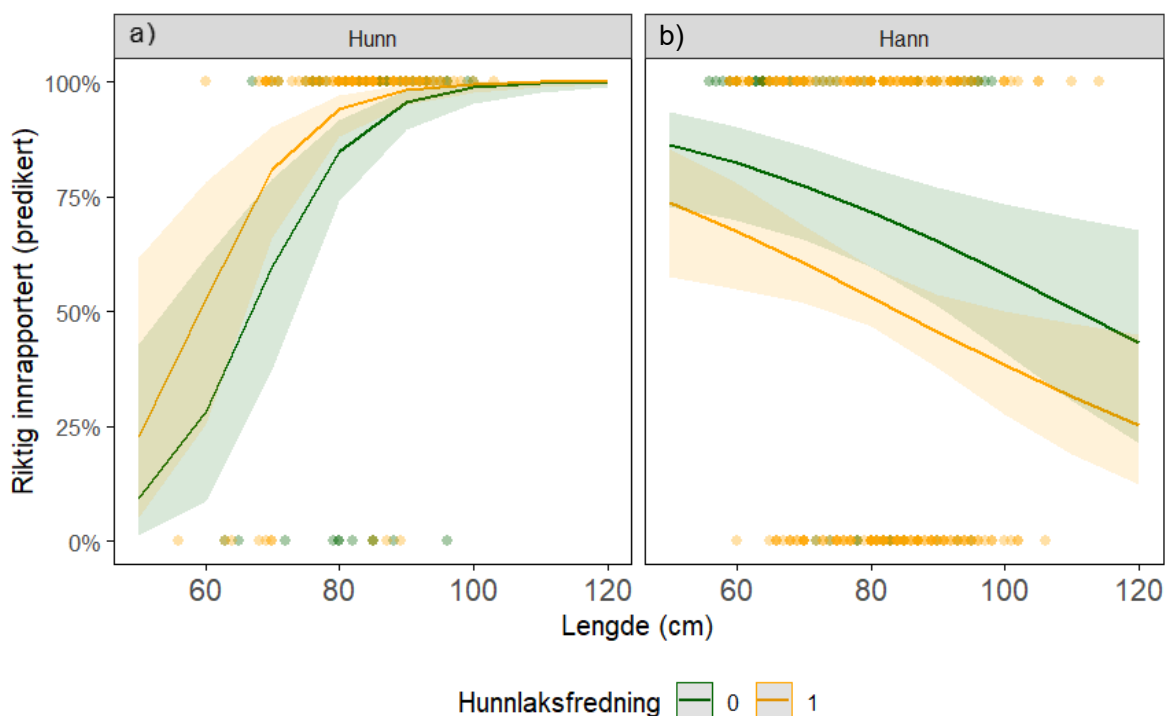


**Figur 3.6.** Predikert grad av korrekt innrapportering av utvalgte skjellprøvetatte laks som var fanget over fiskesesongen, og var innrapportert som hunn (rød) og hann (blå), i år før (2002 og 2006) og etter (2016 og 2018) hunnlaksfredning ble innført. Alle prediksjoner er hentet fra modellen som i henhold til modellseleksjon fra **modelloppsett 2** er best (se **kapittel 2.4** og **vedlegg 6.1**).

Parametere fra denne modellen viser også at sannsynligheten for at laks som ble innrapportert som hunn i sportsfisket i Surna også var en hunn genetisk øker med økende kroppsstørrelse



(stigningstall = 0,13, SE = 0,03,  $z = 4,23$ ,  $p < 0,001$ , **figur 3.7**). For laks som var innrapportert som hanner var det motsatt, med avtagende sannsynlighet for korrekt innrapportering av kjønn med økende kroppsstørrelse. Denne forskjellen i stigningstall mellom innrapporterte hunner og hanner var signifikant (hann relativt til hunn = - 0,16, SE = 0,03,  $z = 4,90$ ,  $p < 0,001$ , **figur 3.7**). Dette betyr eksempelvis at store individer som var innrapportert som hunner, stort sett var hunner. For individer som var innrapportert som hanner var det motsatt: små laks som var innrapportert som hanner var oftere også genetiske hanner enn det som var tilfelle for stor laks. For stor laks som var innrapportert som hanner var det en stor andel genetiske hunner (**figur 3.7b**).



**Figur 3.7.** Grad av korrekt innrapportering av utvalgte skjellprøvetatt laks som var fanget i sportsfiskesesongen i Surna med ulik kroppslengde, og var innrapportert som a) hunn og b) hann, i år før (2002 og 2006) og etter (2016 og 2018) at hunnlaksfredning ble innført.

Videre var det signifikant høyere sannsynlighet for at laks som var innrapportert som hunner var korrekt i år etter at hunnlaksfredning ble innført en før (Koeffisient = 1,05, SE = 0,52,  $z = 2,0$ ,  $p = 0,045$ , **figur 3.7a**), mens det for laks innrapportert som hanner var signifikant lavere sannsynlighet for at de ble korrekt innrapportert etter hunnlaksfredning sammenlignet med før (etter hunnlaksfredning relativt til før = -1,85, SE = 0,6,  $z = -3,06$ ,  $p = 0,002$ , **figur 3.7b**). Ifølge disse resultatene ser det altså ut som at innføring av hunnlaksfredning kan ha medført at laksefiskere som fikk hunnlaks på kroken oftere rapporterte dem inn som hanner enn de gjorde i årene før hunnlaksfredning ble innført. Dette står i motsetning til resultatet med at innrapporterte hunner i større grad var korrekt i år etter hunnlaksfredning ble innført, noe som foreslår at fiskere som rapporterte inn en laks som en hunn etter hunnlaksfredning var mer treffsikre enn før hunnlaksfredning. En mulig forklaring er at hunner som har tydelige kjønnstrekk som gjør dem enkle å identifisere basert på utseende blir rapportert inn som hunner etter fredning, mens hunner som ikke har så tydelige kjønnstrekk blir rapportert inn som hanner.

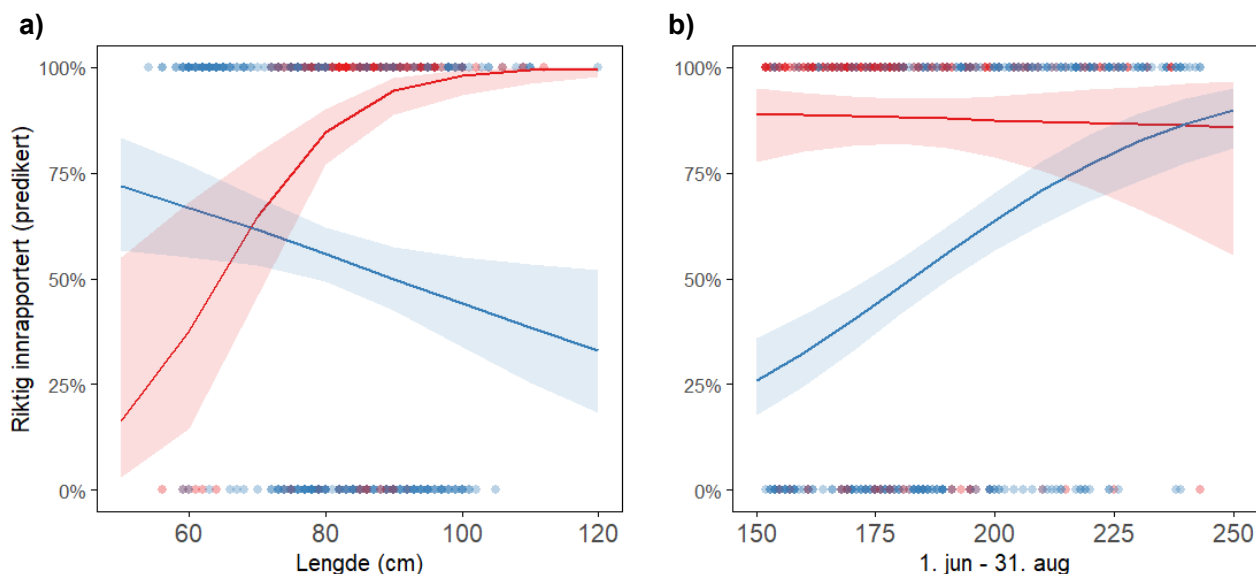
Uansett hva som er forklaringen virker det som hunnlaksfredning har ført til at fiskerne i Surna som rapporterte inn fangsten sin som hunner ble mer treffsikre, mens de som rapporterte inn fangsten sin som hann ble mindre treffsikre.

## Orkla

Versjonen av **modelloppsett 2** for Orkla som hadde lavest AIC-verdi (se **kapittel 2.4** og **vedlegg 6.1** for detaljer om modellseleksjonen) var følgende:

***Rett, Feil ~ Innrapportert kjønn + Kroppslengde + Fangst dato + Innrapportert kjønn:Kroppslengde + Innrapportert Kjønn:Fangst dato + Hunnlaksfredning***

I denne modellen økte sannsynligheten for at laks som var innrapportert som hunner var korrekt med økende kroppsstørrelse (stigningstall = 0,11, SE = 0,03, z = 3,73, p = 0,0002, **figur 3.8**). Samtidig minket sannsynligheten for at laks som var innrapportert som hanner var korrekt med økende kroppsstørrelse (stigningstall relativt til hunner = -0,14, SE = 0,03, z = -4,28, p < 0,001). Fangsttidspunktet hadde ingen signifikant effekt på grad av korrekt innrapportering for innrapporterte hunner (stigningstall = -0,003, SE = 0,01, z = -2,60, p = 0,80), mens grad av riktig innrapportering økte for innrapporterte hanner utover i fiskesesongen (forskjell i stigningstall relativt til hunner = 0,04, SE = 0,012, z = 2,85, p = 0,004, **figur 3.8**). I motsetning til i Surna var det ikke signifikante forskjeller i grad av riktig innrapportering i år før og etter hunnlaksfredning (koeffisient etter relativt til før = -0,17, SE = 0,25, z = -0,26, p = 0,48), noe som er i overensstemmelse med resultatene fra de enklere modellene (**kapittel 3.3**).



**Figur 3.8.** Sammenheng mellom a) kroppslengde og b) fangst dato og sannsynlighet for korrekt innrapportering av kjønn for fisk fanget i Orkla som ble innrapportert som henholdsvis hunner (rød) og hanner (blå). Predikerte sammenhenger er hentet fra den beste modellen i henhold til modellseleksjon fra **modelloppsett 2**.

Mønstrene fra analysene av Orkla og Surna er grovt sett like (**figur 3.6, 3.7** og **3.8**), og selv om det er noen forskjeller stemmer de ganske godt overens med resultater fra en tidligere undersøkelse i Surna, Orkla, Namsen og Gaula (Robertsen mfl. 2021), og den engelske elva Tamar (King mfl. 2022). Inneværende analyser fra både Surna og Orkla viser begge at sannsynligheten for at laks som var innrapportert som hunner faktisk også er hunner, øker med økende kroppsstørrelse. Samtidig minker sannsynligheten for at laks som var innrapportert som hanner faktisk er hanner med økende kroppsstørrelse i begge elvene (**figur 3.7b** og **3.8a**). Så jo større de innrapporterte hannene var, jo flere av dem er egentlig genetiske hunner.

Resultatet med at innrapporterte hunner i større grad var korrekt for store individer passer godt overens med at sekundære kjønnskarakterer blir tydeligere hos eldre fisk (Perry mfl. 2019), slik

at det er enklere å skille mellom kjønnene. Det at innrapporterte, små hunner ofte var genetiske hanner kan henge sammen med at det blant fiskerne muligens er en forventning om at smålaks ofte er hanner. Innrapporterte små hanner er da også ofte genetiske hanner. Det at større individer som var innrapportert som hanner ofte var genetiske hunner, er imidlertid ikke helt enkelt å forklare gitt at en forventer at det skal være enklere å skille mellom kjønnene på stor fisk enn på små (Perry mfl. 2019). Dermed er en mulig fortolkning at fiskere som fikk stor hunnlaks på kroken oftere valgte å avlive dem på tross av hunnlaksfredningen, enn hvis en liten hunnlaks bet på.

Mønstrene med at individer som var innrapportert som både hanner og hunner stort sett var mer korrekt sent i sesongen enn tidlig i sesongen (**figur 3.6** og **3.8b**) passer godt sammen med forventningen om at det blir enklere å skille mellom kjønnene senere i sesongen når gytetiden nærmer seg (Gray 1986, ICES 2010).

I motsetning til i Surna, hvor innrapporterte hunner i større grad enn innrapporterte hanner var korrekte i år etter hunnlaksfredning enn før, og hvor innrapporterte hanner i større grad enn hunner var rapportert inn feil i år etter hunnlaksfredning ble innført, var det i Orkla ikke signifikante forskjeller i grad av riktig innrapportering i år før og etter hunnlaksfredning ( $p = 0,48$ ) (se også resultater fra enklere modeller i **kapittel 3.3**).

### 3.5 Modellerte effekter av forskjellige forvaltningstiltak

I dette kapitlet viser vi resultater fra utvalgte simuleringer. Først ser vi på mulige effekter av hunnlaksfredning og hvordan effekten kan avhenge av valgt startdato for fredningen i forhold til timing av oppvandring for ulike kjønn og størrelsesgrupper, modellert bitevillighetsutvikling og fordelingen av fiskeinnsats gjennom sesongen. Vi ser samtidig på mulige effekter av fang-og-slipp-fiske. I neste simuleringrunde undersøkte vi mulige konsekvenser av kvotereguleringer; her eksemplifisert ved individuelle døgnkvoter og individuelle totalkvoter. Andre alternative forvaltningstiltak blir diskutert, sett i lys av resultatene for hunnlaksfredning og individuell kvoteregulering.

For å illustrere forventet variasjon i størrelse og sammensetning av gytebestand etter et gitt forvaltningstiltak har vi for hver simulering modellert 30 år med innsig hvor antall laks, kjønn og aldersfordelingen kan variere «naturlig» mellom år, og for hvert årlige innsig og fordeling av fiskerinnsetts har vi simulert 100 fangstsekvenser for å kunne ha kontroll på tilfeldigheter fra fangst og klassifisering.

#### 3.5.1 Hunnlaksfredning

For å undersøke mulige effekter av hunnlaksfredning (HF), eventuell feilklassifisering av kjønn og fang-og-slipp fiske gjennomfører vi tre serier med simuleringer; hver serie med syv forskjellige reguleringsalternativer. Siden effekten av HF vil avhenge av relativ timing av fiskesesong og fiskerinnsetts vs. laksens oppvandring og bitevillighet har vi variert disse i de tre simuleringsseriene; **HF.1** «tidlig» fordeling for oppvandringsdato (**kapittel 2.5.2**; Hansen mfl. 2007) og «tidlig-skjev» fiskerinnsetts med flest fiskere tidlig i sesongen (**kapittel 2.5.3**), **HF.2** samme fordeling for oppvandringsdatoer men fiskerinnsetts jevnt fordelt gjennom sesongen (uniform fordeling), og **HF.3** seinere oppvandring (ref. Surna, Ola Ugedal pers. med.) og uniform fordeling av fiskerdøgn gjennom fiskesesongen. I tillegg har vi simulert HF.1 både uten kategoriske fang-og-slipp fiskere (som setter ut laksen uansett) og med at 30 % av fiskerne har slik atferd, mens resten av simuleringene er kjørt uten kategoriske fang-og-slipp fiskere. De syv alternativene under hver simuleringsserie er: 1) uregulert (ingen hunnlaksfredning) som referansen de andre sammenlignes mot, 2) HF hele sesongen og ingen feilklassifisering, 3) HF hele sesongen og mulig feilklassifisering, 4) HF start 15. juli (dagnr. = 196), ingen feilklassifisering, 5) HF start 15. juli, mulig

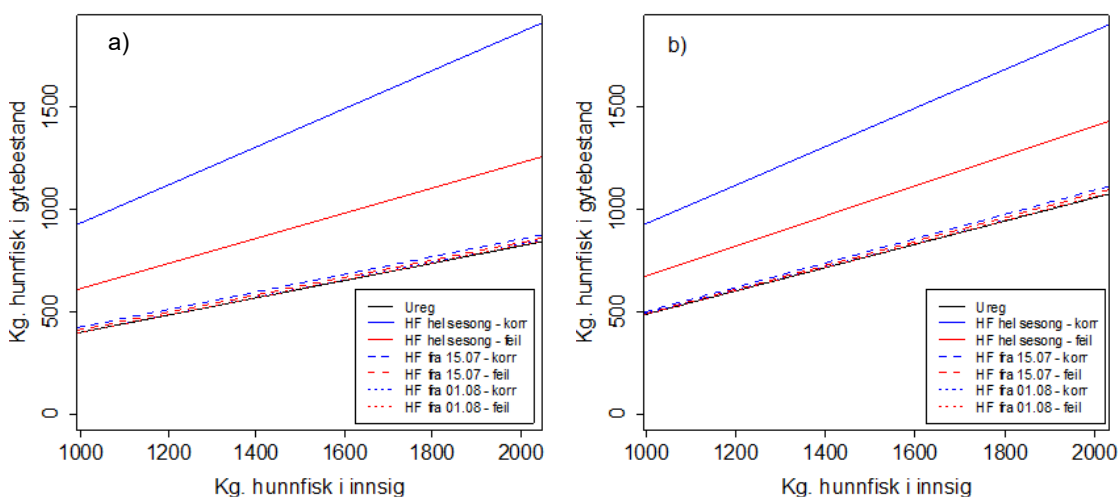
feilklassifisering, 6) HF start 1 august (dagnr. = 213), ingen feilklassifisering, og 7) HF start 1 august og mulig feilklassifisering.

Fra smoltårsklasser med forventet antall på 10 000 og 60 % hunner, forventer vi et innsig på 538 kjønnsmodne laks med en hunnandel på 49 % med de valgte overlevelses- og kjønnsmodningsratene (**kapittel 2.5.1**). Endringen i kjønnsandel fra smolt til returnerende voksen laks skyldes de ulike kjønnsmodningsratene, hvor hannene hovedsakelig er 1SW mens hunnene domineres av 2SW laks. For hver fiskesesong har vi simulert 50 fiskere som hver fisker i 7 dager (**kapittel 2.5.3**).

### Tidlig oppvandring, tidlig fiskerinnsats og effekt av fang-og-slipp fiske (HF.1)

De 30 årene med simulerte innsig gir fra 435 til 818 laks. Vi får stor «naturlig» variasjon i kjønnsfordeling (38-58 % hunner), i størrelsesfordeling (andel 2SW, som har flest hunnlaks, mellom 23 og 45 %) og i fordelinger for oppvandringsdatoer. For at denne variasjonen i antall, kjønn og størrelse i innsiget ikke skal maskere effekten av de ulike reguleringsalternativene, fokuserer vi videre på «kg. hunnfisk i gytebestanden» som måloppnåelses-variabel og sammenligner den mot «kg. hunnfisk i innsiget».

**Figur 3.9a** viser forventet kg. hunnfisk i gytebestanden som funksjon av kg. hunnfisk i innsiget for ingen regulering (svart linje) mot de forskjellige reguleringsalternativene (fargede linjer) når vi antar ingen kategoriske fang-og-slipp fiskere. Merk at måloppnåelsen er mer enn dobbelt så stor for HF hele sesongen med korrekt kjønnsklassifisering (blå heltrukken linje) enn for uregulert fiske for dette simuleringssoppsettet (**tabell 3.2**); dette skyldes at de store hunnene som utgjør majoriteten av 2SW og 3SW laksen, kommer tidligere i sesongen, har større bitevillighet tidlig og fanges i større grad enn de små hunnene og hannene. Hunnlaksfredning innført i løpet av fiskesesongen, hhv. 15. juli eller 1. august, får minimal betydning for måloppnåelsen for denne simuleringsserien siden hunnlaksen er mest bitevillig tidlig i sesongen, og det meste av fiskerinnsettsen allerede er lagt til perioden før disse datoene. Oppstartsdato for hunnlaksfredning må ses i sammenheng med timing for oppvandring (for hunnlaksen), antatt bitevillighetsutvikling og fordelingen av fiskerinnsetts gjennom sesongen; for sein start gir nødvendigvis liten effekt. Mulig feilklassifisering av kjønn (røde linjer) medfører en kraftig reduksjon i måloppnåelse for hunnlaksfredningen for hele sesongen (rød heltrukken linje), siden forventet feilrapportering for faktiske (genetiske) hunner ligger på rundt 50 % uansett størrelse (**vedlegg 6.2**).



**Figur 3.9.** Sammenhengen mellom kg hunnfisk i innsiget (tidlig oppvandring) og kg hunnfisk i gytebestanden etter at det simulerte fisket (tidlig fiskerinnsetts) er avsluttet, for de sju reguleringsalternativene: a) uten fang-og-slipp fiskere og b) med 30 % fang-og-slipp fiskere. Hunnlaksfredning fra 1. august har her tilnærmet ingen effekt. Derfor er linjene som representerer HF 1. august vanskelige å skille fra linja som representerer uregulert situasjon.

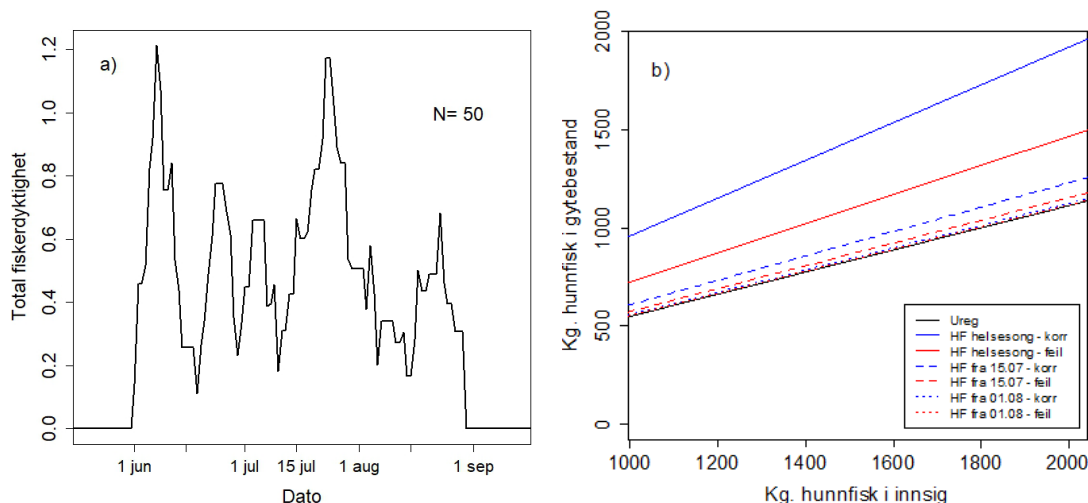
**Tabell 3.2.** Gytebestand (GB), oppgitt som kg. hunnlaks, etter hvert av de sju reguleringsalternativene for simuleringsserien med tidlig oppvandring og tidlig fiskerinnsats. Hver oppgitte GB-verdi er et gjennomsnitt av 100 simuleringer per årlige innsig, og over 30 år med naturlig varierende innsig. Gytebiomassen etter avsluttet fiskesesong er oppgitt både uten og med fang-og-slipp fiskere (30 %). Den prosentvise økningen i gytebiomasse er relativt til det uregulerte fisket (alternativ 1).

Regulering	Uten fang-og-slipp fiskere		Med fang-og-slipp fiskere	
	GB (kg)	Prosentvis økning	GB (kg)	Prosentvis økning
1) Uregulert	573	0	724	0
2) HF hele sesongen - Korrekt	1314	129	1319	82
3) HF hele sesongen - Feil	866	51	979	35
4) HF fra 15.07 - Korrekt	600	4,7	749	3,5
5) HF fra 15.07 - Feil	586	2,3	736	1,7
6) HF fra 01.08- Korrekt	576	0,5	727	0,4
7) HF fra 01.08 - Feil	574	0,1	726	0,3

Hvis vi antar at en viss andel av fiskerne er kategoriske fang-og-slipp fiskere (30 %), så vil vi for det uregulerte fisket få en god del større gytebestand enn uten fang-og-slipp (**figur 3.9b** og **tabell 3.2**), tilsvarende omtrent 30 % ekstra gytefisk minus de som dør etter gjenutsetting. Med hunnlaksfredning hele sesongen og ingen feilklassifisering av kjønn havner vi likt mht. gytebestandsmål-oppnåelse i forhold til uten fang-og-slipp fiskere; som forventet siden alle hunnene uansett skal gjenutsettes. Med mulig feilklassifisering ligger måloppnåelsen nå litt høyere enn uten fang-og-slipp siden færre hunner feilaktig klassifiseres som hanner.

### Tidlig oppvandring og jevn fiskerinnsats gjennom sesongen (HF.2)

For å illustrere betydningen av en mer jevn fiskerinnsats gjennom sesongen trekker vi startdato for hver fisker fra en uniform fordeling (hver dato like stor sannsynlighet). Ellers er simuleringssoppsettet som for HF.1, men kun uten fang-og-slipp fiskere. **figur 3.10a** viser hvordan innsatsen da kan fordele seg gjennom sesongen, etter at fiskerdøgnene er vektet med dyktighet (**kapittel 2.5.3**). Måloppnåelsen er vist i **figur 3.10b** og **tabell 3.3**. Gytebiomassen etter det uregulerte fisket ligger her høyere enn for HF.1 siden flere fiskere fisker i perioder hvor fisken antas å ha lavere bitevillighet. Merk også at effekten av hunnlaksfredning med startdato 15. juli er noe bedre for denne simuleringsserien siden en større andel av fangstene forventes å komme etter denne datoen. Hvordan innsatsen til fiskere er fordelt gjennom fiskesesongen har altså stor betydning for effekten av hunnlaksfredning. Det medfører også en risiko for at ønsket effekt av hunnlaksfredning delvis kan motvirkes ved at fiskere tilpasser perioden de fisker til forvaltningstiltaket (hvis det er mulig).



**Figur 3.10.** a) Eksempel på simulert fordeling for fiskerdyktighet for 50 fiskere gjennom en sesong, når enkeltfiskeres startdato er antatt uniformt fordelt. b) Sammenhengen mellom kg. hunnfisk i innsiget og kg. hunnfisk i gytebestanden etter at det simulerte fisket er avsluttet, for alle de sju reguleringsalternativene.

**Tabell 3.3.** Gytebestand (GB), oppgitt som kg. hunnlaks, etter hvert av de sju reguleringsalternativene for simuleringsserien med tidlig oppvandring og jevn fiskerinnsetts. Hver oppgitte GB-verdi er et gjennomsnitt av 100 simuleringer per årlige innsig, og over 30 år med naturlig varierende innsig. Den prosentvise økningen i gytebiomasse er relativt til det uregulerte fisket (alternativ 1).

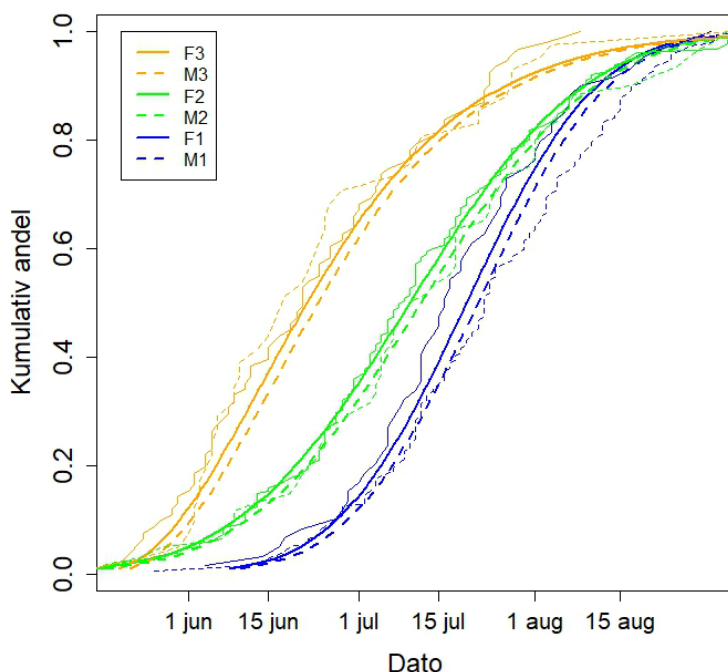
Regulering	GB (kg)	Prosentvis økning
1) Uregulert	783	0
2) HF hele sesongen - Korrekt	1358	73
3) HF hele sesongen - Feil	1035	32
4) HF fra 15.07 - Korrekt	869	11
5) HF fra 15.07 - Feil	816	4,2
6) HF fra 01.08- Korrekt	797	1,7
7) HF fra 01.08 - Feil	789	0,7

### Senere oppvandring og jevn fiskerinnsetts gjennom sesongen (HF.3)

Vi har her satt opp modellen på samme måte som i forrige simuleringsserie (HF.2), unntatt omlegging til senere oppvandringsdato-fordelinger som gir større andel av fangstene i august (ref. fangstfordeling gjennom sesongen i Surna; Ola Ugedal pers.med.). Oppvandring og fangstfordelinger gjennom sesongen kan variere mye mellom vassdrag, og mellom år innen vassdrag, avhengig av elveegenskaper og miljøvariabler som vannføring, som igjen kan påvirke fiskerinnsetts.

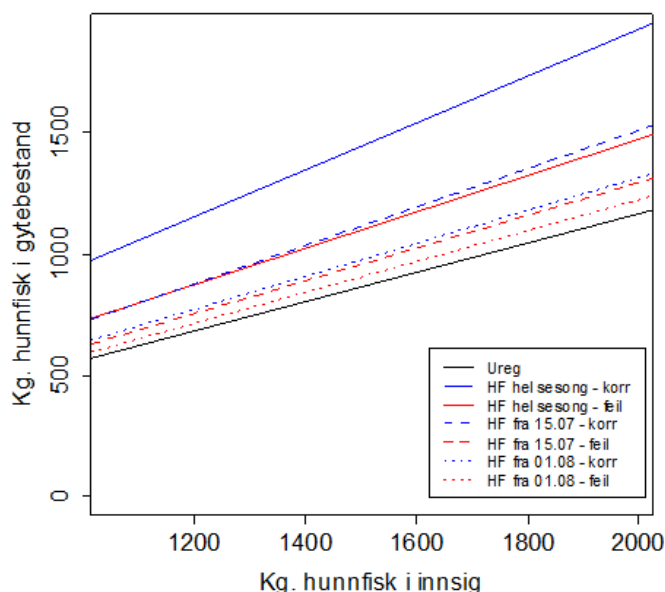
Dataene fra Surna er fangstdatoer, så for å kunne simulere oppvandring trenger vi å korrigere for «tid på elv». For forrige simulering var laksen gjennomsnittlig seks dager på elv før fangst, men her trekker noen store verdier gjennomsnittet opp, ca. halvparten av de simulerte fangstene inntraff første eller andre dag på elv. Som en første tilnærming trekker vi derfor to dager fra fangstdatoene, som utgangspunkt for oppvandringsdato-fordelinger. Vi er ikke ute etter å gjenskape Surna-oppvandring eksakt, men heller bruke dette som en illustrasjon på en bestand med

seinere oppvandring enn de foregående simuleringsseriene (Hansen mfl. 2007). Variasjonen i fangstdatoer er nok større enn variasjonen i oppvandringsdatoer, siden vi legger til variasjonen i dag-fra-oppvandring-til-fangst, men ignorerer foreløpig dette for å få en mer «ekstrem» simulering. Vi antar fortsatt at det er en forskjell mellom kjønnene på to dager i forventet oppvandringsdato; for hunnene trekker vi fra én dag mens det for hannene legges til én dag. Vi får dermed kumulative fordelinger for oppvandringsdatoer som vist i **figur 3.11**, og hvor fangstdatoer vil komme noen dager etter dette. Husk at noen av gruppene ikke har så mange individer, så noen av de simulerte kurvene forventes å kunne bomme ganske mye på halene (se f.eks. M2 i **figur 3.11**). De største laksene (3SW) forventes fortsatt å komme tidligst i sesongen (median dato 25. juni, dagnr. 174), men med en høyreskjev fordeling (gammafordeling), så ankommer 2SW laksen (normalfordelt, dagnr. 192 +/- sd. 24 dager) og til slutt smålaksen (normalfordelt 202 +/- sd. 18 dager). Disse fordelingene for oppvandringsdatoer ligger rundt 2 uker etter de som ble anvendt i de to foregående simuleringsseriene (HF.1 og HF.2). Dagnummer 152 tilsvarer 1. juni, mens nummer 243 er 31. august.



**Figur 3.11.** Kumulativ fordeling for oppvandringsdato for de ulike sjøalder- og kjønnskategoriene for en bestand med seinere forventet oppvandring. Oransje kurver for 3SW, grønne for 2SW og blå for 1SW. Tykke, glatte linjer angir de teoretiske fordelingene, heltrukne for hunnene og stipla for hannene, mens de tynnere, sprang-vise linjene viser simulerte fordelinger for et eksempel-års oppvandring. Det kan være ganske få individer i noen av gruppene så de tilfeldige avvikene mellom simulerte og teoretiske kurver kan se store ut i ytterkantene av fordelingene.

Simuleringene viser nå en atskillig bedre effekt av hunnlaksfredningen med oppstart underveis i fiskesesongen, siden en større del av de forventede fangstene i et uregulert fiske vil komme etter oppstartsdatoene 15. juli eller 1. august (**figur 3.12** og **tabell 3.4**).



**Figur 3.12.** Sammenhengen mellom kg hunnfisk i innsiget (sein oppvandring) og kg hunnfisk i gytebestanden etter at det simulerte fisket er avsluttet (jevnt fordelt innsats), for alle de sju reguleringsalternativene.

**Tabell 3.4.** Gytebestand (GB), oppgitt som kg. hunnlaks, etter hvert av de sju reguleringsalternativene for simuleringsserien med seinere oppvandring og jevn fiskerinnsats. Hver oppgitte GB-verdi er et gjennomsnitt av 100 simuleringer per årlige innsig, og over 30 år med naturlig varierende innsig. Den prosentvise økningen i gytebiomasse er relativt til det uregulerte fisket (alternativ 1).

Regulering	GB (kg)	Prosentvis økning
1) Uregulert	807	0
2) HF hele sesongen - Korrekt	1351	68
3) HF hele sesongen - Feil	1028	28
4) HF fra 15.07 – Korrekt	1039	29
5) HF fra 15.07 – Feil	892	11
6) HF fra 01.08 – Korrekt	912	13
7) HF fra 01.08 - Feil	843	4,5

### 3.5.2 Individuelle kvotebegrensninger

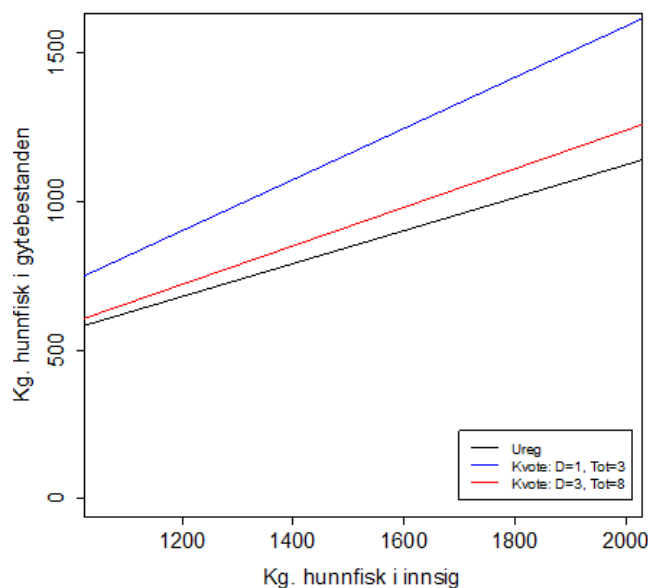
Kvotebegrensninger kan være et annet aktuelt forvaltningstiltak. Vi ser her på mulige effekter av individuelle kvoter; både døgnkvoter og totalt for hele sesongen. For ikke å gjøre tolkningen av resultatene for komplisert antar vi ikke fang-og-slipp fiske i denne simuleringsserien, dvs. verken under det regulære fisket (ingen «kategoriske fang-og-slipp fiskere») eller at fiskere går over til fang-og-slipp fiske etter at kvota er nådd.

Vi fortsetter med parametervalgene fra HF.3, dvs. seinere oppvandring (Surna-alternativet), jevn fiskerinnsats gjennom sesongen (uniform fordeling), skjevfordelt fiskerdyktighet og fiskere som fisker i sju døgn. For denne simuleringsserien kjører vi tre forskjellige forvaltningsalternativer; 1) uregulert, 2) individuell døgnkvote på maksimalt én laks og individuell totalkvote på tre laks, og



3) individuell døgnkvote på tre laks og totalkvote på åtte laks. Vi har ikke simulert totalkvote for alle fiskerne samlet.

**Figur 3.13** illustrerer effektene av de to kvotebegrensningene. En døgnkvote på tre laks og totalkvote på åtte laks (rød linje) gir ikke store økningen i forventet gytebiomasse, mens en strengere kvote på én laks per døgn og tre laks totalt får en større effekt. Gjennomsnittet over alle simuleringer og år for det uregulerte fisket ble 798 kilo hunnlaks på gyteplassen, for kvotebegrensningen på tre laks per døgn og åtte laks totalt blir gjennomsnittet 860 kilo hunnlaks (+ 7 %) mens den strengere begrensningen på én laks per døgn og tre laks totalt gir 1085 kilo hunnlaks (+36 %).



**Figur 3.13.** Sammenhengen mellom kg hunnfisk i innsiget (sein oppvandring) og kg hunnfisk i gytebestanden etter at det simulerte fisket er avsluttet (jevnt fordelt innsats), for de tre kvotereguleringsalternativene: Uregulert fiske (svart kurve), kvotebegrensning på maksimalt én laks per døgn og tre laks totalt (blå kurve), og kvote på tre laks per døgn og åtte laks totalt (rød kurve).

En strengere kvotebegrensning gir naturlig nok en økning i gytebiomasse. Hvor stor økningen blir, avhenger i stor grad av fiskernes dyktighet og variasjonen i denne. Med en relativt lik dyktighet mellom fiskerne vil en individuell kvote kunne ha liten effekt, mens ved en svært skjev dyktighetsfordeling, hvor få fiskere fanger det meste av laksen, vil effekten av samme individuelle kvotebegrensning være atskillig større. Kvotebegrenset fiske kan medføre en størrelsesskjevhet i fangstene ved at fisk som vandrer opp tidligere i sesongen (større laks i våre simuleringer, se f.eks. **figur 3.11**) får en høyere sannsynlighet for å bli fanget, siden vi i simuleringene fjerner fiskere etter hvert som de når kvotene sine. I tillegg kan man få en skjev kjønnsfordeling i fangstene hvis det er stor forskjell i oppvandringstidspunkt mellom kjønnene. Disse skjevhetene med hensyn til størrelse og kjønn kan i en viss grad motvirkes ved å fordele fiskertrykket gjennom sesongen slik at fangstsannsynligheten blir så lik som mulig for alle typer fisk.

En annen aktuell simulering, for å illustrere mulige effekter av kvotebegrensninger i fisket, kan være å se på total sesongkvote for hele bestanden. Hvis vi antar at fast totalkvote alltid nås, blir konsekvensen at fangstraten øker med avtagende bestandsstørrelse, dvs. at reguleringen fungerer dårligst når den trengs mest. Siden totalkvota settes i forkant av sesongen, før vi kjenner størrelsen på årets innsig, må den settes lav nok, slik at gjenværende gytebestand ikke blir for liten i år med dårlig og / eller underestimert innsig. For å kunne vurdere den fulle effekten av

uønsket lave gytebestander i enkeltår trenger vi å modellere også ferskvannsfasen, for å få med betydningen av år med dårlig gyting på forventet smoltproduksjon i etterfølgende generasjon.

Det kan videre tenkes mange mulige tilpasninger og hybridløsninger for kvotebegrenset fiske, slik som kvoter spesifisert for vald eller elvestrekninger, delperioder av fiskesesongen, muligheter for fang-og-slipp fiske underveis eller etter at kvota er nådd. En mulig konsekvens av kvotebegrensninger kan også være at nye fiskere tar over når andre har nådd sine individuelle kvoter slik at fisketrykket ikke avtar som ønsket.

For en mer fullstendig forståelse av effekter av kvotebegrensninger trengs videre sensitivitetsanalyser, for eksempel for å illustrere betydningen av alternative fiskerdyktighetsfordelinger, eller hvordan endring i fiskeratferd som følge av innføring av et forvaltningstiltak kan påvirke (motvirke?) den tiltenkte effekten av tiltaket.

### 3.5.3 Modellering av ulike forvaltningstiltak for naturlige bestander

Resultater fra statistisk-økologiske simuleringsmodeller kan brukes for å vurdere mulige effekter av ulike fangstreguleringer på bestandsnivå. Modellering er strukturering av kunnskap, antyder faktorenes relative betydning, og er nyttige når usikkerhet og variasjon skal akkumuleres gjennom flere steg. Det kan kanskje se ut som simuleringsmodellene blir svært kompliserte, med mange parametere som skal estimeres, men det vi har gjort her er å tydeliggjøre kunnskapen og forutsetningene som må ligge bak en slik effektvurdering. Da blir det også tydelig hvilke parametere som må estimeres og hvilke valg og eventuelle forenklinger som gjøres, som et utgangspunkt for diskusjon og videre arbeid. Resultatene og svarene blir ikke nødvendigvis mer korrekte av å forenkle modellen, fordi det kan innebære at forhold som kan ha betydning blir utelatt. Det som blir viktig er å validere modellene og vurdere hvor gode de er til å predikere utfallet av en regulert fiskesesong eller til å sammenligne effektene av ulike reguleringstiltak. Med en simuleringsmodell som beskrevet i **kapittel 2.5** er vi fleksible ved at vi kan inkludere den elve-spesifikke informasjonen som er tilgjengelig, og konkretisere de antagelsene som må aksepteres for å erstatte manglende empiri. En simuleringsmodell gir oss også mulighet til å illustrere effekten på forskjellige forvaltningsmål etter fangst (som bestandsstørrelse, gytebestandsmålsopnåelse, eller kjønns- og størrelsesfordeling for gytebestanden) når betydningsfulle parametere varieres innenfor usikkerhetsgrenser, f.eks. ulike scenarier for bitevillighetsutvikling eller feilklassifisering. Til slutt gir det oss muligheten til å introdusere naturlig miljøvariasjon og demografisk variasjon i simuleringene, fra for eksempel stokastiske overlevelsesheter og tidspunkt for migrasjon, og undersøke hvordan det kan påvirke fangster og gytebestand, noe som er spesielt viktig for små bestanders levedyktighet.

Vi kan uansett ikke regne med presise prediksjoner for konkrete bestander (til det er det er for stor naturlig variasjon, og høy usikkerhet rundt estimater og funksjonelle sammenhenger), men det gjør det mulig å identifisere noen viktige sammenhenger og mekanismer for hvilke tiltak som kan virke i henhold til hensikten. Simuleringene kan også antyde når eller hvordan regulerings tiltakene bør innføres for å få ønsket effekt, og hvilken kunnskap som trengs for en gitt bestand for å kunne designe virksomme tiltak.

## 4 Oppsummering

Basert på resultater fra undersøkelsene av feilinnrapportering av kjønn blant laks fra vårt utvalg av skjellprøver fra avlivede individer, virker det som hunnlaksfredning kan ha påvirket hvordan fiskerne har rapportert inn fangstene sine med hensyn på kjønn:

- Andeler av fangstene som var rapportert inn som hannlaks i Surna og Orkla var høyere etter hunnlaksfredning (2016 og 2018) enn før hunnlaksfredning (2002 og 2006) (**figur 3.1**). Dette er i tråd med at innføring av hunnlaksfredning kan forventes å føre til at individer som utseendemessig ser ut som hunner oftere har blitt gjenutsatt eller rapportert inn som hanner, og vil dermed ikke være representert i skjellprøvematerialet vi har brukt.
- I begge elvene ble en større andel individer innrapportert uten informasjon om kjønn i år før hunnlaksfredning ble innført enn etter (**figur 3.2**).
- Det var overvekt av genetiske hunner blant laksene som var innrapportert uten kjønn i begge elvene, både i år før og etter hunnlaksfredning (**tabell 3.1**).
- Det var mer sannsynlig at innrapportert og genetisk bestemt kjønn stemte overens hos laksene som var innrapportert som hunner enn hos laksene som var innrapportert som hanner i begge elvene (**figur 3.3**). Dette betyr at innrapporterte hunner stort sett også var genetiske hunner, mens innrapporterte hanner ofte viste seg å være (genetiske) hunner.
- I Surna økte sannsynligheten for korrekt innrapportering utover i sesongen for begge kjønn (**figur 3.6**). For innrapporterte hunner økte graden av korrekt innrapportering med økt kroppsstørrelse, mens den for innrapporterte hanner avtok med økt kroppsstørrelse (**figur 3.7**). Disse mønstrene gjaldt både før og etter hunnlaksfredning.
- Sannsynligheten for riktig innrapportering av kjønn i Surna var høyere for innrapporterte hunner i år etter hunnlaksfredning enn før, mens den for innrapporterte hanner var lavere i år etter hunnlaksfredning enn i år før (**figur 3.7**).
- Resultatene fra Orkla var grovt sett like dem i Surna, bortsett fra at det i Orkla ikke var signifikante forskjeller i grad av riktig innrapportering i år før og etter hunnlaksfredning (**figur 3.8**).

At laks som ble rapportert inn som hunner i større grad var korrekt innrapportert enn laks som ble rapportert inn som hanner, stemmer godt overens med tidligere analyser fra Surna og Orkla (Robertsen mfl. 2021). Det samme gjelder mønstrene med at 1) laks som var fanget sent i sesongen i større grad var rapportert med korrekt kjønn enn laks som ble fanget tidlig i sesongen, og 2) at kroppsstørrelse hos individer som var rapportert inn som hunner var positivt forbundet med grad av riktig innrapportering, mens det motsatte var tilfelle for innrapporterte hanner. Dette betyr det var høyere sannsynlighet for at en stor laks som var innrapportert som en hann egentlig var en (genetisk og feilrapportert) hunn, enn at en liten innrapportert hannlaks var en hunn.

At innrapporterte hunner i Surna i større grad ble rapportert med korrekt kjønn i år etter hunnlaksfredning enn før, mens innrapporterte hanner i større grad var korrekt i år før hunnlaksfredning sammenlignet med år etter, samsvarer med det tidligere funnet av at genetiske hunner oftere ble rapportert inn som hanner i tre elver med hunnlaksfredning (Orkla, Gaula og Surna) enn i en elv uten hunnlaksfredning (Robertsen mfl. 2021). Det er ikke helt enkelt å peke på én forklaring siden dette antageligvis er et resultat av flere faktorer, som også kan samvirke.

Det er tydelig at grad av riktig innrapportering av begge kjønn påvirkes av hvor stor laksen var og når i sesongen den ble fanget, og at disse sammenhengene i Surna endret seg etter at hunnlaksfredning ble innført. Andre faktorer som antageligvis er indirekte forårsaket av hunnlaksfredning, og som kan ha medvirket til disse resultatene, er at flere genetiske hunner enn genetiske

hanner typisk ble rapportert inn uten opplysning om kjønn både før og etter hunnlaksfredning. Når en lavere andel laks var rapportert inn uten kjønn etter hunnlaksfredning enn før, kan det derfor være et resultat av at flere fiskere oppga kjønn på laks som de er usikre på etter at hunnlaksfredning ble innført på grunn av økt fokus på at kjønn skulle innrapporteres. Dermed kan hunnlaksfredningen ha gjort at fiskerne i større grad gjettet på kjønn for genetiske hunner som før hunnlaksfredning ville blitt rapportert inn uten opplysning om kjønn, og at det har ført til flere feilrapporteringer enn tidligere.

Uansett hva som er årsaken, så virker det sannsynlig at hunnlaksfredning som forvaltningstiltak har ført til at fiskere i større grad rapporterer fangstene sine inn med feil kjønn. Det gjelder spesielt for mange genetiske hunner som ifølge reglene skulle blitt gjenutsatt, men som i stedet ble avlivet og innrapportert som hanner. En viktig konsekvens av at genetiske hunnlaks ofte blir rapportert inn som hanner er at andelen hunner (og dermed eggdeponeringen) i bestandene vil bli underestimert hvis innrapportert fangststatistikk ble lagt til grunn. For hanner vil utfallet være motsatt, slik at andelen hanner i gytebestandene sannsynligvis ville blitt overestimert ut fra fangststatistikken.

Så lenge hunnlaksfredningen følges av fiskerne må den nødvendigvis føre til en økning i gytebiomasse (kg. hunnfisk i gytebestanden etter avsluttet fiskesesong). Hvor mye biomassen vil øke som følge av hunnlaksfredning vil imidlertid avhenge av en rekke faktorer. Ifølge modelleringen er feilklassifisering av kjønn en av faktorene som i størst grad kan påvirke hvor mye hunnlaksfredning bidrar til å øke biomassen av hunnlaks. Når i fiskesesongen hunnlaksfredning innføres, i forhold til laksens oppvandringsperiode og fordelingen av fiskerinnsats over sesongen, har også stor betydning.

Nedenfor er effektene av hunnlaksfredning sammenlignet med et såkalt "uregulert" fiske, hvor et gitt antall fiskere som er fordelt utover fiskeresesongen avliver all fisk som fanges:

- Uten feilklassifisering av kjønn vil hunnlaksfredning medføre at gytebiomassen øker med en faktor som avhenger av fangstraten for hunner i perioden for hunnlaksfredning (**figur 3.9, 3.10b og 3.12**). Fanges det få hunnlaks i denne perioden vil økningen i gjenværende gytebiomasse bli liten. Eventuelle konsekvenser av gjenutsetting, her illustrert med en 7 % dødelighet etter gjenutsetting (Lennox mfl. 2017), vil begrense gevinsten ved hunnlaksfredning.
- Feilklassifisering av kjønn vil redusere økningen i gytebiomasse som følge av hunnlaksfredning, proporsjonalt med feilklassifiseringssannsynligheten for hunnlaks. Her har vi benyttet feilklassifiseringsmodellen for Surna (**vedlegg 6.2**) i simuleringene.
- Fang-og-slipp fiske vil øke gytebiomassen ved å redusere avlivingen av fanget hunnfisk i perioden uten hunnlaksfredning tilsvarende andelen fang-og-slipp fiskere korrigeret for gjenutsettingsdødeligheten. For perioden med hunnlaksfredning vil fang-og-slipp fiske fortsatt kunne ha en betydning ved at hunnfisk fanget av fang-og-slipp fiskere ikke risikerer avliving på grunn av feilklassifisering av kjønn.
- Tidspunktet for innføring av hunnlaksfredning vil være avgjørende for hvor vellykket tiltaket blir (**figur 3.9, 3.10b og 3.12**). Hunnlaksfredningen må startes tidlig nok i forhold til når hunnlaksen forventes å bli fanget. Fangsttidspunkt for hunnlaksen avhenger av oppvandringsperiode, bitevillighetsutvikling etter ankomst til elv og fordeling av fiskerinnsats gjennom sesongen.
- De simulerte resultatene som er presentert i **kapittel 3.5.1** forutsetter at fiskerne ikke har anledning til å flytte innsats som rammes av hunnlaksfredning til perioden før den innføres.

Modellsimuleringene med individuelle kvotebegrensninger som forvaltningstiltak viser at:

- En strengere kvotebegrensning gir en økning i gytebiomasse, jo dyktigere fiskere desto større økning.
- Effekten av individuelle kvoter, både døgn- og periodekvoter, på gytebestand vil avhenge av hvor jevnt de forventede døgnfangstene er fordelt mellom fiskerne, altså hvor stor variasjon i fiskerdyktighet det er. Hvis variasjonen i dyktighet er stor, det vil si at noen få fiskere forventes å fange det meste av laksen, blir effekten av individuelle kvotebegrensninger større enn om fangstene antas mer jevnt fordelt mellom fiskerne. Hvis en er usikker på hvordan dyktigheten varierer mellom fiskere kan totalkvoter for hele "fisker-bestanden" være et alternativ, men det forutsetter en rask rapportering av fangst og varsling av status.
- Vi forventer også at totalkvoter, både individuelle og for alle fiskerne samlet, kan påvirke kjønn- og størrelsesfordelingen i gytebestanden hvis det er forskjeller i oppvandringsperiode og dermed fisketrykk for de ulike kategoriene.
- Hvordan kvotene bør fordeles mellom individuelle eller samlede kvoter, per døgn eller over lengre perioder, og eventuelt innen fiskesesongen for å oppnå en ønsket effekt av tiltaket har vi ikke noe generelt svar på. Valgene avhenger av hvordan de forventede døgnfangstene er fordelt mellom fiskere og gjennom sesongen, som igjen avhenger av den nevnte variasjonen i fiskerdyktighet, oppvandringsperioder og fordelingen av fisker-innsats gjennom sesongen.

Nedenfor har vi listet opp forslag til alternative fiskereguleringer som kan inkluderes i framtidige simuleringer eller sensitivitetsanalyser:

- **Innkorting av sesongen:** Så lenge vi kun er interessert i «kg hunnfisk» som måleparameter, vil effekten av total stans i fisket til en viss grad tilsvare effekten av hunnlaksfredning. En positiv tilleggseffekt ved sesonginnkorting vil være at feilklassifisering av kjønn ikke lenger blir en konsekvens av reguleringen.
- **Størrelsesregulering:** Effekten av, for eksempel, et utsettingskrav for store hunner vil bli noe mindre enn den for generell hunnlaksfredning siden mindre hunner da vil avlives. Ved en slik simulering vil det være aktuelt å inkludere muligheten for feilklassifisering av størrelse.
- **Terskelhøsting:** En form for terskelhøsting kan være at sesongens totalkvote settes til det høstbare overskuddet over gytebestandsmålet. Dette krever imidlertid at innsiget av laks kan estimeres i forkant av sesongen. Hvis bestandsestimatet i forkant av fiske-sesongen er usikkert, bør en vurdere å kun tillate fangst på en andel av det estimerte høstbare overskuddet (proporsjonal terskelhøsting).
- **Bitevillighet:** Det vil være interessant å vurdere alternative bitevillighetsutviklinger; her har vi kun sett på bitevillighet som en enkel funksjon som avtar med dager på elv. Hvordan bitevillighet eventuelt påvirkes av fisketrykk (dager fisket på), fiskestørrelse eller miljøforhold under oppvandring og fisket (vannføring og temperatur) vil også påvirke forventet effekt av forskjellige forvaltningstiltak.
- **Fiskerinnsetts:** Andre fordelinger for fiskerinnsetts gjennom en sesong som ligger nærmere den reelle situasjonen for konkrete vassdrag. Det kan også være aktuelt å vurdere hvordan en endring i fiskeratferd, som respons på innføringen av en regulering, kan påvirke måloppnåelsen.

## 5 Referanser

- Anon. 2010. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, nr 2: 213 s.
- Anon. 2011. Kvalitetsnormer for laks – anbefalinger til system for klassifisering av villaksbestander. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1: 105 s.
- Anon. 2022. Status for norske laksebestander i 2022. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 17: 125 s.
- Forseth, T., Barlaup, B.T., Finstad, B., Fiske, P., Gjøsæter, H., Falkegård, M., Hindar, A., Mo, T.A., Rikardsen, A.H., Thorstad, E.B., Vøllestad, L.A. & Wennevik, V. 2017. The major threats to Atlantic salmon in Norway, ICES Journal of Marine Science 74: 1496–1513.
- Gray, R.W. 1986. Biological characteristics of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the upper LaHavre River basin. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1437: 45 s.
- Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A.J. & Sægrov, H. 2007. Bestandsstatus for laks 2007. Rapport fra arbeidsgruppe. Utredning for DN 2007-2: 88 s.
- Harvey, A.C., Tang, Y.K., Wennevik, V., Skaala, O., & Glover, K.A. 2017. Timing is everything: fishing-season placement may represent the most important angling-induced evolutionary pressure on Atlantic salmon populations. Ecology and Evolution 7: 7490–7502.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Storeid, S.-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægrov, H. & Sættem, L.M. 2007. Gytebestandsmål for norske laksebestander. NINA Rapport 226: 78 s.
- Hindar, K., Hutchings, J. A., Diserud, O. H. & Fiske, P. 2011. Stock recruitment and exploitation. In: Atlantic salmon ecology. Ed by Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. Wiley-Blackwell, Oxford, UK: 299–322.
- Hindar, K., Diserud, O.H., Hedger, R.D., Finstad, A.G., Fiske, P., Foldvik, A., Forseth, T., Forsgren, E., Kvingedal, E., Robertsen, G., Solem, Ø., Sundt-Hansen, L.E. & Ugedal, O. 2019. Vurdering av metodikk for andregenerasjons gytebestandsmål for norske laksebestander. NINA Rapport 1303: 58 s.
- ICES. 2010. Report of the study group on biological characteristics as predictors of Salmon abundance (SGBICEPS), 24-26 November 2009, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2010/SSGEF:03: 158 s.
- Karlsson, S., Hagen, M.S., Eriksen, L., Hindar, K., Jensen, A.J., Garcia de Leaniz, C., Cotter, D., Gudbergsson, G., Kahilainen, K. & Gudjonsson, S. 2013. A genetic marker for the maternal identification of Atlantic salmon x brown trout hybrids. Conservation Genetics Resources 5: 47–49.
- King, A.R., Toms, S. & Stevens, J.R. 2022. Evaluating the importance of accurate sex ratios on egg deposition targets and conservation limit compliance for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the River Tamar, south-west England. Fisheries Management and Ecology 2022: 1–10.
- Lennox, R.J., Cooke, S.J., Davis, C., Gargan, P., Hawkins, L.A., Havn, T.B., Johansen, M.R., Kennedy, R.J., Richard, A., Svenning, M.-A., Uglem, I., Webb, J., Whoriskey, F.G. & Thorstad, E.B. 2017. Pan-Holarctic assessment of post-release mortality of angled Atlantic salmon *Salmo salar*. Biological Conservation 209: 150–158.
- Lüdecke, D. 2018. ggeffects: Tidy Data Frames of Marginal Effects from Regression Models. Journal of Open Source Software 3: 772.
- NASCO 2022. Protection, restoration and enhancement of salmon habitat. Focus area report Norway. IP(09)11. [https://nasco.int/wp-content/uploads/2020/02/HabitatFAR\\_Norway.pdf](https://nasco.int/wp-content/uploads/2020/02/HabitatFAR_Norway.pdf) : 16 s.
- Perry, W.B., Solberg, M.F., Besnier, F., Dyrhovden, L., Mare, I.H., Fjellidal, P.G., Allyon, F., Creer, S., Llewellyn, M., Taylor, M.I., Carvahlo, G. & Glover, K.A. 2019. Evolutionary drivers of kype size in Atlantic salmon (*Salmo salar*): domestication, age and genetics. Royal Society open science 6: 190021.

- Quéméré, E., Perrier, C., Besnard, A-L., Evanno, G., Bagliniér, J-L., Guiguen, Y. & Launey, S. 2014. An improved PCR-based methods for faster sex determination in brown trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*). Conservation Genetic Resources 6: 825–827.
- R Core Team 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Robertsen, G., Ugedal, O., Ulvan, E.M., Fiske, P., Karlsson, S., Rognes, T., Krogdahl, R., Florø-Larsen, B., Spets, M.H. & Solem, Ø. 2021. Genetisk kartlegging av kjønn hos laks fra skjellprøver innsamlet ved sportsfiske. NINA Rapport 1955: 25 s.
- Robertson, M.J., Lehnert, S.J., Kelly, N.I., Hamilton, L.C., Jones, R.A., Levy, A.L., Poole, R., Burke, C.M., Duffy, S.J., Messmer, A. & Bradbury, I.R. 2023. Genetic sex determination improves Canadian Atlantic salmon (*Salmo salar*) population assessments. Fisheries Management and Ecology 00: 1–13.
- Stensland, S., Fossgard, K., Kristiansen, A.H., Navrud, S. & Aas, Ø. 2014. Elveeiernes syn på fiskerett, laksefiske og lakseforvaltning i Orkla og Verdalselva. INA fagrapport 26: 110 s.
- Thorstad, E. & Rybråten, S. 2021. Forvaltning av laks. NINA Rapport 1968: 32 s.
- Thorstad, E.B., Diserud, O.H., Solem, Ø., Havn, T., Bjørnum, L., Kristensen, T., Urke, H., Johansen, M., Lennox, R., Fiske, P. & Uglem, I. 2020. The risk of individual fish being captured multiple times in a catch and release fishery. Fisheries Management and Ecology 27: 248–257.
- Venables, W.N. & Ripley, B.D. 2002. Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York.
- Wickham, H. 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.
- Wickham, H. & Girlich, M. 2022. tidy: Tidy Messy Data. R package version 1.2.0. <https://CRAN.R-project.org/package=tidy>

## 6 Vedlegg

### 6.1 Modelltilpasning og modellseleksjon av statistiske modeller

#### Modelloppsett 1: Innrapportert kjønn før og etter hunnlaksfredning

##### **Surna**

Modelltilpasningen (*Rett, feil ~ Innrapportert kjønn \* Hunnlaksfredning*) oppfyller forutsetningene for parametriske tester. Ifølge modellseleksjonen er fullmodellen best, da utelatelse av toveisinteraksjonen «Kjønn:Hunnlaksfredning» ga en signifikant dårligere tilpasset modell ( $\Delta AIC = 4,22$ ).

##### **Orkla**

Tilsvarende modell for Orkla (*Rett, feil ~ Innrapportert kjønn \* Hunnlaksfredning*) hadde høyere residualavvik enn forventet, med svak trend til overdispersering ( $c\text{-cap} = 1,14$ ). Vi brukte derfor en modell med quasi-binomial fordeling og modellseleksjon ble gjort ved parvise tester (ANOVA) av stegvist forenklede modeller.

Ifølge modellseleksjonen bidrar ikke interaksjonen «Kjønn: Hunnlaksfredning» og hovedeffekten av «hunnlaksfredning» signifikant ( $p > 0,23$ ), mens utelatelse av hovedeffekten av «Kjønn» førte til signifikant nedgang i forklaringssevne ( $p < 0,01$ ).

Beste modell for Orkla er dermed følgende:

*Rett, feil ~ Kjønn*

#### Modelloppsett 2: Innrapportert kjønn hos laks med forskjellig kroppslengde og fangsttidspunkt

##### **Surna**

Modelltilpasningen for modell (2) (*Rett, feil ~ Innrapportert kjønn \* kroppslengde \* Hunnlaksfredning + Innrapportert kjønn \* fangstdato \* Hunnlaksfredning*) oppfyller forutsetningene for parametriske tester. Samtlige interaksjonseffekter som ble utelatt etter parvise tester av stegvist enklere modeller ga  $\Delta AIC$  mellom 0,01 og -2. Ekskludering av ytterligere termer ga  $\Delta AIC$  mellom 6,43 og 26,85. Ifølge modellseleksjonen er beste modell som følger:

*Rett, feil ~ Innrapportert kjønn + Lengde + Hunnlaksfredning + fangstdato + Kjønn:Lengde + Kjønn:Hunnlaksfredning*

##### **Orkla**

Fullmodellen «*Rett, feil ~ Innrapportert kjønn \* kroppslengde \* Hunnlaksfredning + Innrapportert kjønn \* fangstdato \* Hunnlaksfredning*» er ikke overdispersert og oppfyller forutsetningene for parametriske tester.

Ifølge modellseleksjon (gjennomført med funksjonen «stepAIC» fra MASS-pakken) bidrar følgende hovedeffekter og interaksjoner signifikant til å forklare variasjon i grad av riktig innrapportering av kjønn i Orkla:

*Rett, feil ~ Kjønn + Lengde + Fangstdato + Kjønn:Lengde + Kjønn:Fangstdato + Hunnlaksfredning*

Utelatelse av alle forutgående termer ga  $\Delta AIC$  mellom -1,86 og 1,25, mens utelatelse av «Kjønn:Fangstdato» og «Kjønn:Lengde» ga en økning i AIC på hhv. 4,92 og 9,11. Disse interaksjonstermene og deres hovedeffekter kan altså ikke utelukkes uten at det fører til at modellen forklarer mindre av variasjonen i datasettet.



## 6.2 Innrapportering av (genetiske) hunner og hanner i Surna

I tillegg til å undersøke i hvor stor grad individer som var innrapportert som hunner og hanner var riktig, som beskrevet i **kapittel 2.4, 3.3** og **3.4**, analyserte vi dataene fra Surna med utgangspunkt i hvor stor grad individer som ifølge de genetiske analysene var henholdsvis hanner og hunner ble innrapportert med riktig kjønn. I dette tilfellet vil en lav grad av riktig innrapportering bety at en stor andel av fisken med et gitt genetisk kjønn var innrapportert med feil kjønn.

Innfallsvinkelen her er altså annerledes enn den som ble brukt i **modelloppsett 1** og **2 (kapittel 3.3 og 3.4)**. Vi bruker denne innfallsvinkel for å få modellestimater som kan informere simuleringsmodelleringen (**kapittel 2.5**) om mangel på etterfølgelse av hunnlaksfredning som forvaltningstiltak. Grunnen til at vi bruker data fra Surna og ikke fra Orkla, er at vi ut fra foregående studie (Robertsen mfl. 2021) forventer at graden av feilrapportering er høyest i Surna. Derfor er det sannsynlig at bruk av estimater på feilinnrapportering av kjønn fra Surna vil gi de mest tydelige resultatene.

I dette modelloppsettet undersøker vi altså i hvilken grad genetisk bestemte hanner og hunner var rapportert inn med riktig kjønn i Surna i år før og etter hunnlaksfredning, og om kroppsstørrelse og fangstdato kunne forklare dette.

Fullmodellen har følgende struktur «*Rett, feil ~ Genetisk kjønn \* Kroppslengde \* Hunnlaksfredning + Genetisk kjønn \* Fangstdato \* Hunnlaksfredning*»,

og den oppfyller forutsetningene for parametriske tester.

Ifølge modellseleksjon («stepAIC», MASS) bidrar følgende hovedeffekter og interaksjoner til å forklare variasjon i grad av riktig innrapportering av kjønn i Surna:

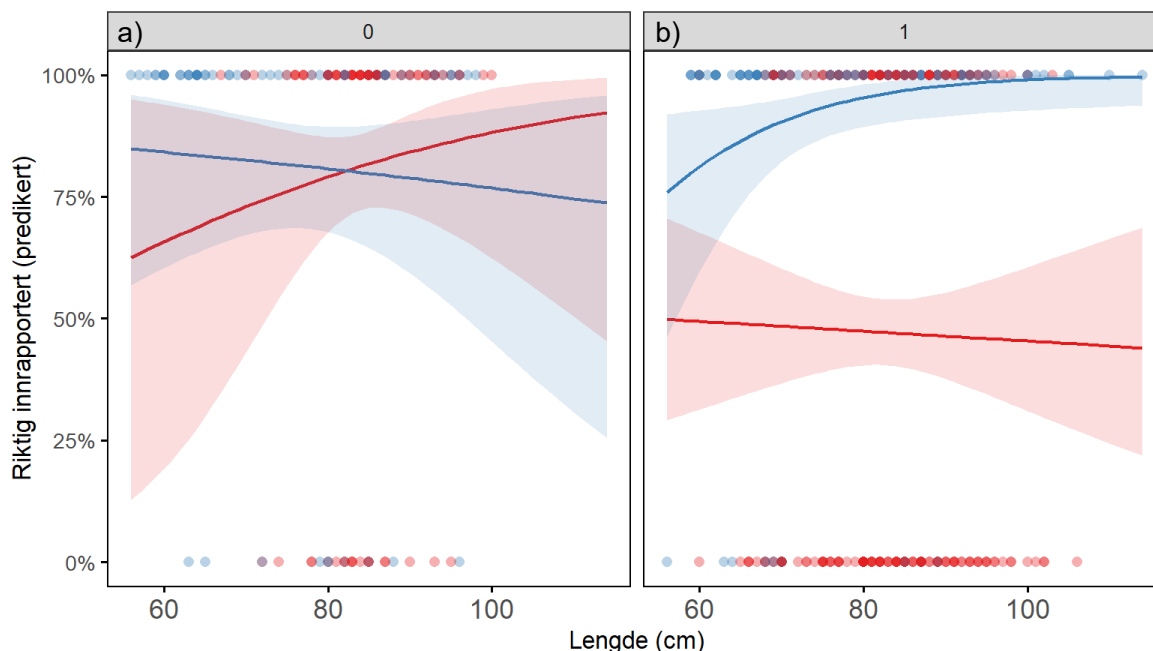
*Rett, feil ~ Genetisk kjønn + Kroppslengde + Hunnlaksfredning + Fangstdato + Genetisk-kjønn:Kroppslengde + Genetisk kjønn:Hunnlaksfredning + Kroppslengde:Hunnlaksfredning + Genetisk kjønn:fangstdato + Genetisk kjønn:Kroppslengde:Hunnlaksfredning*

Samtlige interaksjonseffekter som ble utelatt førte til nedgang i  $\Delta AIC$  eller økning i  $\Delta AIC < 2$ . Utelatelse av termer som ble bibeholdt ga økning i  $\Delta AIC < 2$ .

**Tabell 6.1.** Parameterestimer fra modellen som ifølge modellseleksjonen var best, oppgitt på logit-format og som kontraster. Disse parameterverdiene ble brukt til å beregne grad av feilrapportering som inngikk i modelleringen (**kapittel 3.5.1**).

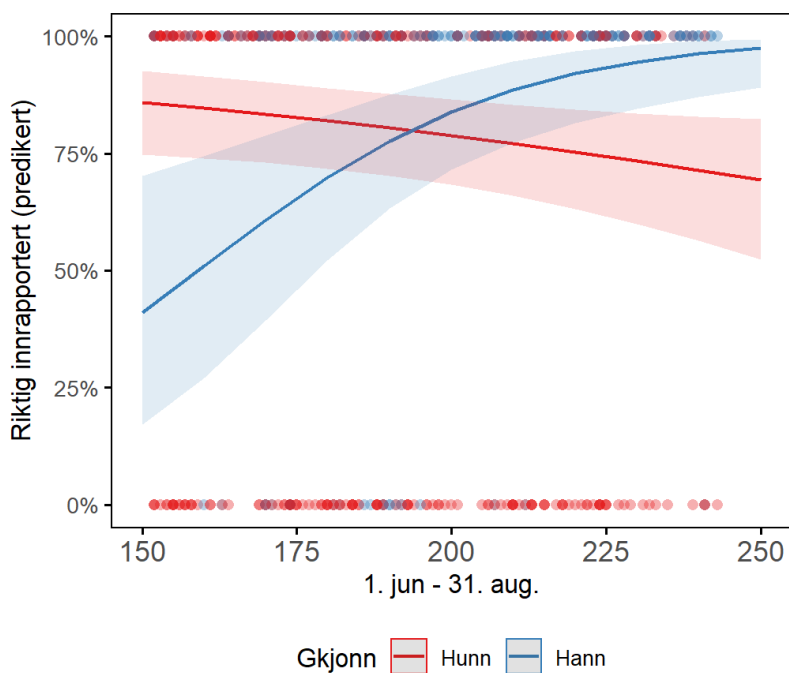
	Estimat	SE	z	p
Koeffisient	0,54	3,83	0,14	0,89
Genetisk kjønn	-5,98	5,23	-1,42	0,25
Kroppslengde	0,03	0,04	0,77	0,44
Hunnlaksfredning Hann	1,61	3,91	0,41	0,68
Fangsttidspunkt	-0,01	0,005	-2,03	0,04
Genetisk kjønn Hann:Lengde	-0,05	0,05	-0,87	0,38
Genetisk kjønn Hann:HunnlaksfredningEtter	-7,22	5,15	-1,40	0,16
Kroppslengde:HunnlaksfredningEtter	-0,04	0,05	-0,82	0,42
Genetisk kjønn Hann:Fangsttidspunkt	0,05	0,01	3,82	<0,001
Genetisk kjønn Hann:Kroppslengde:HunnlaksfredningEtter	0,13	0,06	1,99	0,046

Estimatene i **tabell 6.1** beskriver hvordan genetisk kjønn, kroppslengde, hunnlaksfredning, fangsttidspunkt og interaksjoner mellom disse hovedeffektene påvirket feilrapportering av kjønn på laks fra materialet vårt fra Surna (jfr. modellen som kom best ut i modellseleksjonen). Ut fra disse estimatene er det tydelig at sammenhengen mellom kroppslengde og grad av riktig innrapportering var ulik hos genetiske hunner og genetiske hanner, både a) før og b) etter hunnlaksfredning ble innført. Videre var sammenhengene for genetiske hunner og genetiske hanner motsatt før og etter hunnlaksfredning ble innført: For genetiske hunner økte graden av riktig innrapportering med økt kroppsstørrelse, mens den for genetiske hanner gikk ned med økende kroppsstørrelse (**figur 6.1a**). Merk at det er stor usikkerhet knyttet til estimatene i år før hunnlaksfredning med innført. I år etter hunnlaksfredning ble innført ble sannsynligheten for at genetiske hanner var innrapportert med riktig kjønn høyere jo større hannlaksen var, mens den for de genetiske hunnene gikk ned med økende størrelse (**figur 6.1b**).



**Figur 6.1.** Sammenheng mellom kroppslengde og sannsynlighet for korrekt innrapportering av kjønn for fisk fanget i Surna som genetisk var bestemt til henholdsvis hunner (rød) og hanner (blå) i år a) før og b) etter innføring av hunnlaksfredning. Alle prediksjoner er hentet fra modellen som i henhold til modellseleksjonen var best (**tabell 6.1**).

For genetiske hanner økte graden av riktig innrapportering over fiskesesongen, mens den gikk ned over fiskesesongen for genetiske hunner (**figur 6.2**). Siden treveisinteraksjonen «Fangst-dato:Genetisk kjønn:Hunnlaksfredning» ikke var med i modellen som ifølge modellseleksjonen var best, var det ikke signifikante forskjeller i forholdet mellom fangst dato og grad av riktig innrapportering for hunner og hanner i år før og etter hunnlaksfredning.



**Figur 6.2.** Sammenheng mellom fangst dato og sannsynlighet for korrekt innrapportering av kjønn for fisk fanget i Surna som genetisk var bestemt til henholdsvis hunner (rød) og hanner (blå). Alle prediksjoner er hentet fra modellen som i henhold til modellseleksjonen var best (**tabell 6.1**).





*Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.*

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-5033-7

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger