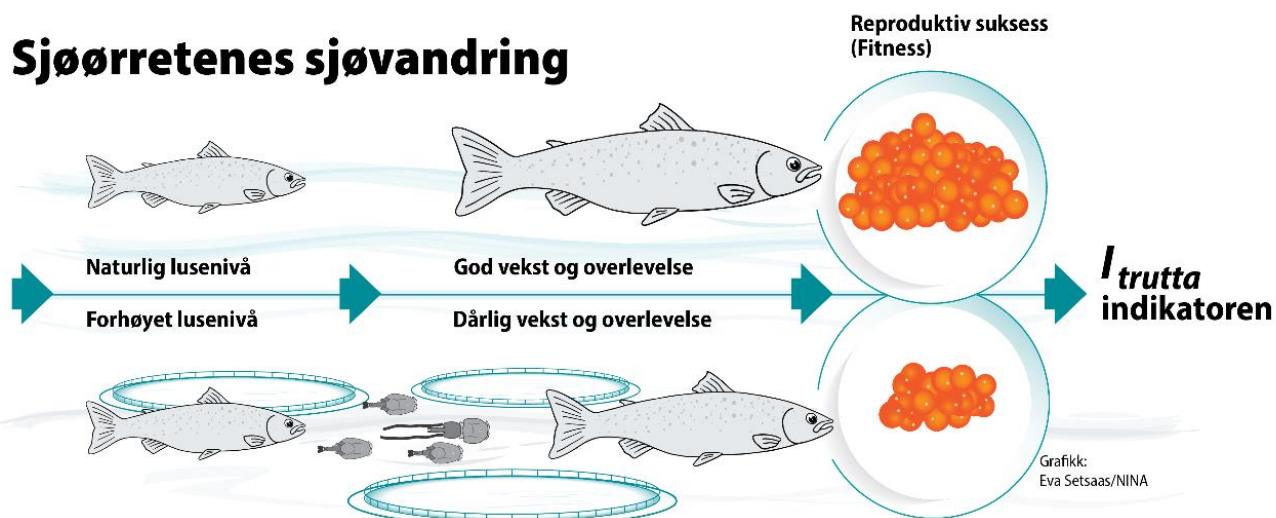


Foreløpige indikatorverdier (I_{trutta}) for sjørret i produksjonsområdene i 2021 og 2024

Geir H. Bolstad, Agnes Holstad, Ola Diserud, Sindre Eldøy, Ørjan Karlsen, Anne D. Sandvik, Tormod Haraldstad, Thron Haugen, Kate L. Hawley, Sten Karlsson, Anders Lamberg, Rachel A. Paterson, Harald Sægrov, Ola Ugedal, Eva M. Ulvan, Henning A. Urke, Knut W. Vollset og Tor F. Næsje

Sjørretenes sjøvandring



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.

Foreløpige indikatorverdier (I_{trutta}) for sjøørret i produksjonsområdene i 2021 og 2024

Geir H. Bolstad¹, Agnes Holstad¹, Ola Diserud¹, Sindre Eldøy², Ørjan Karlsen³, Anne D. Sandvik³, Tormod Haraldstad⁴, Thrond Haugen⁵, Kate L. Hawley⁶, Sten Karlsson¹, Anders Lamberg⁷, Rachel A. Paterson¹, Harald Sægrov⁸, Ola Ugedal¹, Eva M. Ulvan¹, Henning A. Urke⁹, Knut W. Vollset⁴ og Tor F. Næsje¹

¹ Norsk institutt for naturforskning (NINA), P.b. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

² Institutt for naturhistorie, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU), P.b. 8900, 7491 Trondheim

³ Havforskningsinstituttet (HI), P.b. 1870 Nordnes, 5817 Bergen

⁴ NORCE Norwegian Research Centre, Margraten 112, 5008 Bergen

⁵ Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), P.b. 5003, 1432 Ås

⁶ Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Økernveien 94, 0579 Oslo

⁷ Skandinavisk naturovervåking, Vestre Rosten 81, 7075 Tiller

⁸ Rådgivende biologer, Edvard Griegs vei 3D, 5059 Bergen

⁹ Aqualife R&D, P.b. 1294 Torgarden, 7462 Trondheim

Bolstad, G.H., Holstad, A., Diserud, O., Eldøy, S., Karlsen, Ø., Sandvik, A.D., Haraldstad, T., Haugen, T., Hawley, K.L., Karlsson, S., Lamberg, A., Paterson, R.A., Sægrov, H., Ugedal, O., Ulvan, E.M., Urke, H.A., Vollset, K.W. & Næsje, T.F. 2025. Foreløpige indikatorverdier (*I_{trutta}*) for sjørørret i produksjonsområdene i 2021 og 2024. NINA Rapport 2635. Norsk institutt for naturforskning

Trondheim, juni 2025

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5459-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Tonje Aronsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Anne Kristin Jøranlid (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Nærings- og fiskeridepartementet

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Nina Eriksen Vinje

FORSIDEBILDE

Sjørørretindikatoren © Eva Setsaas, NINA

TEKSTLIKHET

Rapporten benytter resultater fra tidligere rapporter av Norsk institutt for naturforskning og Havforskningsinstituttet og tekstlikhet med disse rapportene kan forekomme.

NØKKEWORD

Trafikklyssystemet

Sjørørret

Salmo trutta

Lakselus

Lepeophtheirus salmonis

Produksjonsområder

Fitness

Mortalitet

Reproduksjon

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

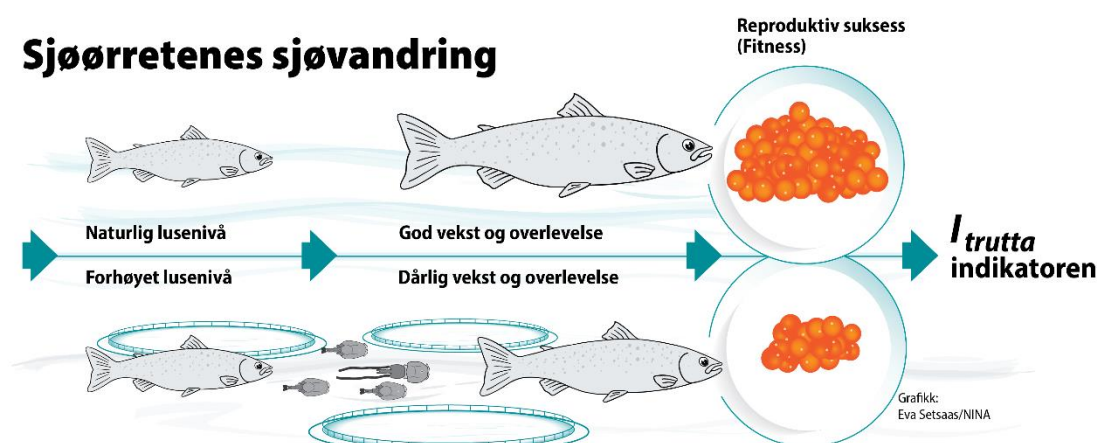
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Bolstad, G.H., Holstad, A., Diserud, O., Eldøy, S., Karlsen, Ø., Sandvik, A.D., Haraldstad, T., Haugen, T., Hawley, K.L., Karlsson, S., Lamberg, A., Paterson, R.A., Sægrov, H., Ugedal, O., Ulvan, E.M., Urke, H.A., Vollset, K.W. & Næsje, T.F. 2025. Foreløpige indikatorverdier (I_{trutta}) for sjørøret i produksjonsområdene i 2021 og 2024. NINA Rapport 2635. Norsk institutt for naturforskning

Som ledd i arbeidet med sjørøretindikatoren publiserte Bolstad et al. (2024) en indikator basert på sjørørets fitness (I_{trutta} , Figur 1) som kan forstås som en organisme sin evne til å overleve og reprodusere. Vi beregner fitness gjennom den forventede totale reproduktive suksessen, altså antall avkom (befrukta egg) en sjørøret er forventet å få fra den er et befruktet egg til den dør. I det påfølgende arbeidet ledet NINA et samarbeid mellom sentrale forskningsmiljø som jobber med sjørøret for å beskrive sjørøretindikatoren rammeverk, variabler og mulige konsekvenser av forutsetninger som ligger til grunn for indikatoren. Rapporten «Sjørøretindikator for implementering i Trafikklyssystemet» (Næsje et al. 2025) utarbeidet av NINA, Aqualife R&D, Havforskningsinstituttet (HI), NORCE, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU), Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Rådgivende biologer og Skandinavisk naturovervåking ble oversendt NFD i februar 2025.



Figur 1. Skjematisk fremstilling av prinsippet for sjørøretindikatoren hvor redusert vekst og dødelighet ved høye lusepåslag reduserer antall egg lagt av sjørøret. © Eva Setsaas

For å operasjonalisere sjørøretindikatoren har vi nå utarbeidet en virtuell sjørøretmodell som estimerer indikatorverdier som representerer den forventede luseinduserte nedgangen i fitness for første- og andregangsvandrende sjørørethunner fra 1028 norske vassdrag. I denne rapporten presenterer vi indikatorverdiene for 2021 og 2024. I henhold til bestillingen fra NFD presenterer vi først indikatorverdiene for de ulike produksjonsområdene i 2024 sammen med usikkerhetsvurderinger og sensitivitetsanalyser. Deretter presenterer vi tilsvarende indikatorverdier for 2021 med sensitivitetsanalyser. Vi har inkludert analysene av 2021 for å gi et sammenligningsgrunnlag for to år med ulik lusebelastning. En grundig gjennomgang av sjørøretindikatoren, materialet og metoder presenteres i rapportens Vedlegg.

For å inkludere mest mulig av sjørørets oppholdstid i sjøen vil sluttrapport med indikatorverdiene for både 2024 og 2025 bli oversendt senhøstes 2025. I det videre arbeidet fram mot sluttrapporten vil det kunne skje enkelte mindre endringer i indikatormodellen. Indikatorvurderingene

for 2021 og 2024 er derfor foreløpige og rapporteres med forbehold om at det kan skje slike mindre endringer i modellverdiene. Resultatdelen i sluttrapporten vil deles inn i egne avsnitt for hver av produksjonsområdene hvor resultatene diskuteres.

Tilsvarende som for vurderingene av lakselusas påvirkning på utvandrende laksesmolt (jfr. Stige et al. 2024), beskriver indikatorverdiene risikobidraget som forskjell i fitness med eller uten påvirkning fra lakselus. For at indikatorverdiene skal være lettere å sammenligne med dagens Trafikklyssystem for laks, har vi benyttet de samme kategoriene for påvirkning: lav ($< 10\%$), moderat ($10-30\%$), og høy ($> 30\%$) (Meld. St. 16 2015). I det pågående arbeidet med Havbruksmeldingen er det åpnet for at disse kategoriene kan endres. I denne rapporten beskriver vi sjørre-tindikatorens modellresultater gitt ulike forutsetning og med og uten vektning av vassdrag. For å unngå at fargene vi benytter forveksles med Trafikklyssystemets fargelegging, har vi benyttet andre farger for å beskrive resultatene i tabeller og figurer.

Indikatorverdiene for 2021 og 2024, som rapporteres i denne foreløpige rapporten, vil imidlertid gi en god indikasjon på lakselusas konsekvenser for sjørreten i de 13 produksjonsområdene i de to årene.

Geir H. Bolstad, NINA, P.b. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (geir.bolstad@nina.no)
Agnes Holstad, NINA, P.b. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (agnes.holstad@nina.no)
Ola Diserud, NINA, P.b. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (ola.diserud@nina.no)
Sindre Eldøy, NTNU, P.b. 8900 Torgarden, 7491 Trondheim (sindre.eldoy@ntnu.no)
Ørjan Karlsen, HI, P.b. 1870 Nordnes, 5817 Bergen (orjan.karlsen@hi.no)
Anne D. Sandvik, HI, P.b. 1870 Nordnes, 5817 Bergen (anne.dagrun.sandvik@hi.no)
Tormod Haraldstad, NORCE, Universitetsveien 19, 4630 Kristiansand (torh@norce-research.no)
Thron O. Haugen, NMBU, P.b. 5003, 1432 Ås (thrond.haugen@nmbu.no)
Kate L. Hawley, NIVA, Økernveien 94, 0579 Oslo (kate.hawley@niva.no)
Sten Karlsson, NINA, P.b. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (sten.karlsson@nina.no)
Anders Lamberg, Skandinavisk naturovervåking, Vestre Rosten 81, 7075 Tiller (anders.lamberg@skandnat.no)
Rachel A. Paterson, NINA, P.b. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (rachel.paterson@nina.no)
Harald Sægrov, Rådgivende biologer, Edvard Griegs vei 3D, 5059 Bergen (harald.saegrov@radgivende-biologer.no)
Ola Ugedal, NINA, P.b. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (ola.ugedal@nina.no)
Eva M. Ulvan, NINA, P.b. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (eva.ulvan@nina.no)
Henning A. Urke, Aqualife R&D, P.b. 1294 Torgarden, 7462 Trondheim (henning.urke@aqualife-rd.no)
Knut W. Vollset, NORCE, Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen (knvo@norce-research.no)
Tor F. Næsje, NINA, P.b. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (tor.nasje@nina.no)

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	6
1 Oversikt over sjørretindikatoren	7
2 Uvektede indikatorverdier for 2024	10
2.1 Førstegangsvandrere	10
2.2 Andregangsvandrere	13
2.3 Første- og andregangsvandrere	16
2.4 Sensitivitetsanalyser	19
2.4.1 Romlig fordeling av sjørreten i sjøen	19
2.4.2 Tidspunkt for utvandring	20
2.4.3 Tålegrenser	21
2.4.4 Tilbakevandring eller død	22
2.4.5 Påslagsrate av lus og lusedødelighet	22
3 Forslag til vektete indikatorverdier for 2024	24
4 Uvektede indikatorverdier for 2021	29
4.1 Sensitivitetsanalyser	30
5 Forslag til vektete indikatorverdier for 2021	31
6 Vedlegg: Materialet og metoder	32
6.1 Oversikt over vassdragene som blir vurdert	32
6.2 Romlig fordeling av luselarver i sjøen	32
6.3 Romlig fordeling av sjørret i sjøen	32
6.3.1 Analyse 1: Rutenivå	33
6.3.2 Analyse 2: Individnivå GAM	35
6.3.3 Analyse 3: Individnivå interpolering	37
6.3.4 Implementering	39
6.4 Tidspunkt for utvandring	40
6.4.1 Førstegangsvandrere	40
6.4.2 Andregangsvandrere	43
6.4.3 Implementering	45
6.5 Lengde på sjøopphold	45
6.5.1 Førstegangsvandrere	46
6.5.2 Andregangsvandrere	48
6.5.3 Implementering	50
6.6 Opplevd lusekonsentrasjon	50
6.7 Størrelse ved utvandring	52
6.8 Vekst i sjøen	54
6.9 Lusepåslag	54
6.10 Infestasjonsgrad	57
6.11 Tålegrenser	58
6.12 Utrekning av indikatorverdiene	60
6.13 Usikkerhet i indikatorverdiene	60
7 Referanser	62

Forord

Nærings- og fiskeridepartementet (NFD) ba i oktober 2023 Norsk institutt for naturforskning (NINA) om å prioritere og utarbeide en indikator for lakselusas påvirkning på sjørørretbestander. I sin henvendelse til NINA sier NFD blant annet: «*Departementet ber derfor om at arbeidet med å inkludere sjørørreten i trafikklyssystemet prioriteres i tiden fremover, og at de statlige bevilgningene benyttes til å finansiere ferdigstillingen av dette arbeidet. NINA skal fortsette å lede arbeidet, men gis også muligheten til å inkludere data, kunnskap og nødvendige bidrag fra andre institusjoner for å innhente informasjon som er nødvendig for å operasjonalisere en ny sjørørretindikator.*» I henhold til bestillingen fra NFD er det departementets mål at vurderingene av lusepåvirkning på sjørørret skal inkluderes i fargeleggingen fra og med 2026. Fargeleggingen av produksjonsområdene gjøres for to år av gangen i oddetallsår. Dette innebærer at sjørørret-indikatoren må være operativ våren 2025 slik at vurderinger av lakselusas påvirkning på sjørørret kan gjøres basert på lakselussituasjonen i årene 2024 og 2025. Denne rapporten gir foreløpige indikatorverdier for 2024 som sammenlignes med verdiene for 2021. De endelige indikatorverdiene for 2024 vil bli oversendt NFD sammen med indikatorverdiene for 2025 i november 2025.

27.6.2025

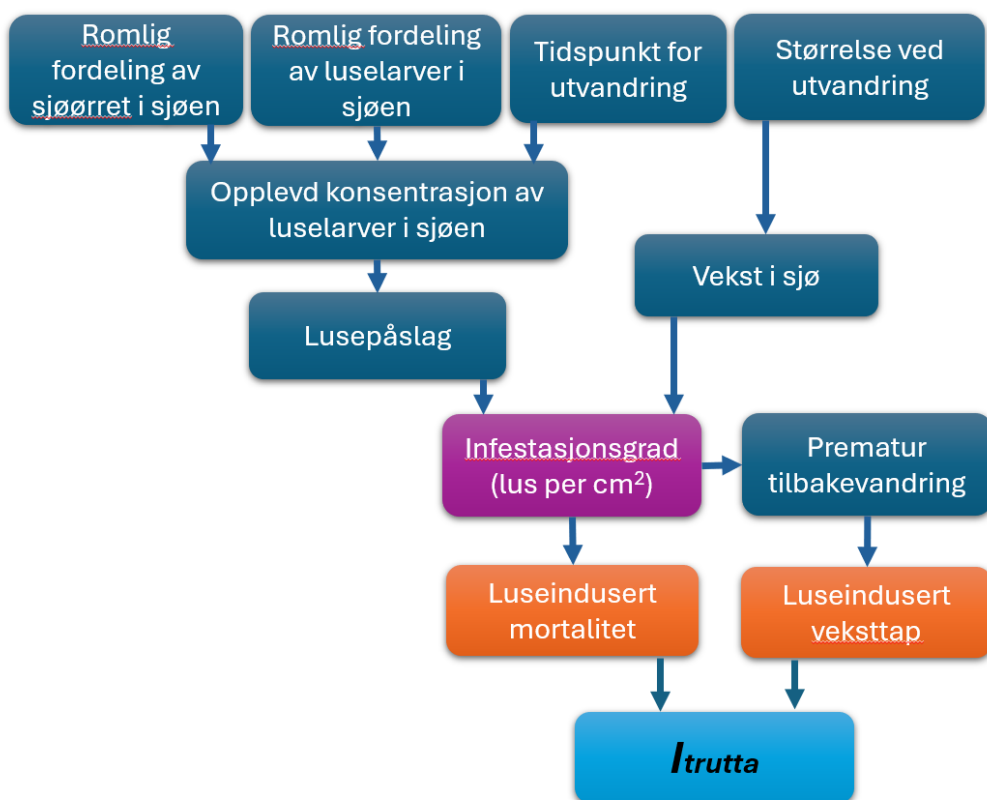
Tor F. Næsje



Foto: Oppvandret sjørørret klar til å gyte © Anders Lamberg.

1 Oversikt over sjørretindikatoren

Sjørretindikatoren *I_{trutta}* er navnet på indikatoren for påvirkning av lakselus på sjørret fra den virtuelle sjørretmodellen. Indikatoren er et mål på forventet prosentvis nedgang i fitness til sjørretene i et vassdrag («sjørretbestanden»). Fitness kan forstås som en organisme sin evne til å overleve og å reprodusere. Vi beregner fitness gjennom den forventede totale reproduktive suksessen, altså antall avkom (befrukta egg) en sjørret er forventet å få fra den er et befruktet egg til den dør (se Bolstad et al. 2025 for detaljert forklaring). I modellen beskrives de relevante variablene ved hver sine delmodeller (Figur 2; Næsje et al. 2025). For å estimere nedgangen i fitness for sjørreten i et gitt vassdrag modellerer vi først en romlig fordeling av sjørret i sjøen utfra en sannsynlighetsfordeling. Denne sannsynlighetsfordelingen er påvirket av avstand til vassdragets munning og avstanden til land. Fordi fisk i vassdrag i sør vandrer ut tidligere og har et lengre opphold i sjøen enn fisk fra vassdrag i nord, modellerer vi også tidspunkt for utvandring og lengde på sjøopphold for et gitt vassdrag basert på vassdragets posisjon langs norskekysten. Hvor og når sjørreten er i sjøen blir koblet mot en modell som gir romlig og temporær fordeling av luselarver. Denne lusemodellen er utviklet av HI og er den samme som blir brukt for å estimere lakselusindusert dødelighet for laks i Trafikklyssystemet. Sammenkoblingen av sjørretens og luselarvenes fordeling i tid og rom gir et estimat på den opplevde lusekonsentrasjonen for fisken fra et gitt vassdrag en gitt dag, og gir et gjennomsnittsmål på hvor mange lus per liter vann en sjørret fra et gitt vassdrag er eksponert for en gitt dag. Tettheten av lus i vannet rundt fisken blir oversatt til antall lus som fester seg på fisken gjennom en påslagsmodell.



Figur 2. Skjematisk oversikt over modellvariablene som inngår i vurderingene av lakselusindusert mortalitet og lakselusindusert veksttap.

I sjørretmodellen varierer størrelsen på fisken ved utvandring mellom vassdrag og år. Etter at fisken har vandret ut i sjøen vokser den i henhold til en vekstmodell. Størrelsen en fisk har en gitt dag påvirker påslaget av lakselus. En stor fisk får på seg flere lus enn en liten gitt den samme lusetettheten. Lakselusa fester seg på fisken som kopepoditt (Figur 3). Utviklingen til lusa er

temperaturavhengig, ved 10 °C tar det omtrent 18 dager fra den har festet seg til den er en mobil lus som beiter på skinnet til fisken, mens det ved 15 °C tar omtrent 10 dager (Hamre et al. 2019). I denne perioden kan det dø eller falle av lus. I modellen er andel lus som dør eller faller av i denne perioden satt til 40 %. Antall mobile lus fisken har fått på seg blir oversatt til en infestasjonsgrad, som er antall lus per cm² overflate på fisken. Når infestasjonsgraden har nådd en gitt terskelverdi fører dette til en sannsynlighet for at den blir påvirket negativt av lusa. En påvirket fisk kan enten dø eller «prematurt» tilbakevandre til ferskvann (dvs. avbryte sjøoppholdet og vandre tilbake til ferskvann der lakselusa dør). Prosentandelen av denne fisken som dør vs. prematurt tilbakevandrer er satt til 30:70 i modellen, men vi oppgir også indikatorverdiene for 100:0 og 0:100.

Prematur tilbakevandring fører til veksttap fordi næringstilgangen i havet oftest er mye bedre enn i ferskvann. Veksttapet blir beregnet gjennom å sammenligne størrelsen fisken ville hatt dersom sjøvandringen ikke ble avbrutt og den størrelsen den har den dagen den prematurt vandret tilbake til ferskvann. Med andre ord så er veksttapet basert på antall dager med tapt sjøopphold.

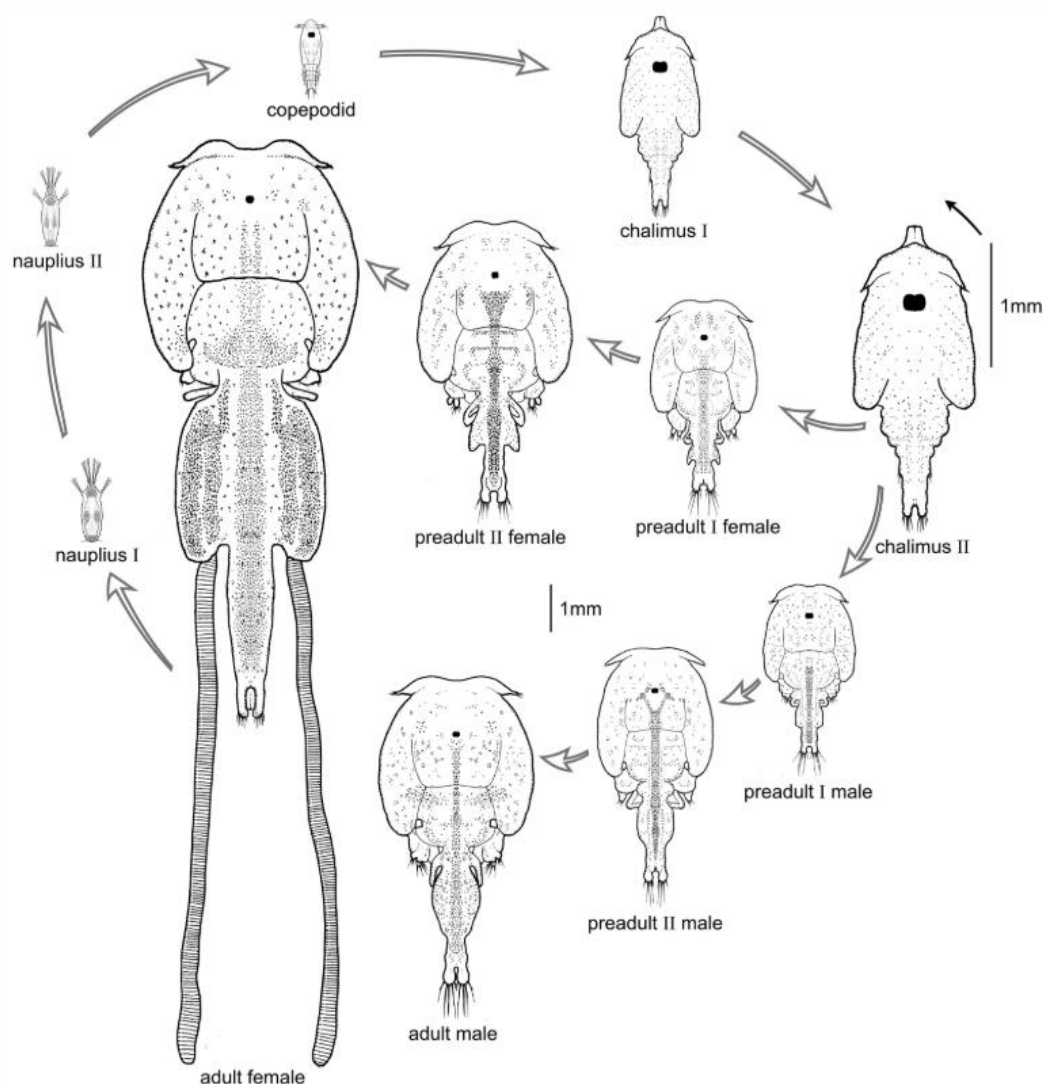
Basert på målet for luseindusert dødelighet og luseindusert veksttap kan vi regne ut den prosentvise nedgangen i fitness. Dette følger av det forhøyete nivået av lakselus gjennom den relative forskjellen i forventet total reproduktiv suksess for fisk som opplever et forhøyet nivå av lakselus vs. fisk som ikke opplever dette. Siden vi bare evaluerer første- og andregangsvandrende sjørret hunner kan dette uttrykkes ved:

$$\frac{TRS^*}{TRS} = \frac{s_1^* s_2^*}{s_1 s_2} \left(\frac{g_1^* g_2^*}{g_1 g_2} \right)^b, \quad (1)$$

hvor asterisken indikerer situasjonen med forhøyet nivå av lakselus, s_1 og s_2 er overlevelsen første og andre sommer i sjøen, g_1 og g_2 er veksten første og andre sommer i sjøen og b er skaleringssekspONENTEN i forholdet mellom kroppsvekt og antall egg hos en sjørrethunn (Bolstad et al. 2024).

Ved denne utregningsmåten tolkes indikatoren som den prosentvise nedgangen i fitness som følge av luseindusert påvirkning på to fitnesskomponenter. Disse komponentene er $(s_1^*/s_1)(g_1^*/g_1)^b$ som representerer reduksjon i fitness som følge reduksjonen i overlevelse og vekst hos førstegangsvandrende sjørrethunner og tilsvarende for andregangsvandrende sjørrethunner, gitt av $(s_2^*/s_2)(g_2^*/g_2)^b$. Disse komponentene kan studeres separat eller i kombinasjon gjennom multiplisering (slik som i ligning 1). Dette gir ikke hele bildet på hvordan lakselus påvirker sjørretens fitness. Andre komponenter av fitness blir også påvirket av lakselus, og det kan være indirekte påvirkning av lakselus mellom komponentene (f.eks. veksttap første eller andre sommer i sjøen kan påvirke alder ved kjønnsmodning som igjen vil påvirke antall egg en sjørrethunn produserer i løpet av livet). I denne første versjonen av indikatoren har vi valgt å bare inkludere to av fitnesskomponentene for å ha mulighet til å implementere indikatoren med dagens kunnskap. I senere versjoner vil vi evaluere mulighetene for å inkludere flere komponenter.

Sjørretindikatoren to komponenter, vekst og dødelighet, er multiplikative komponenter av den totale fitnessen for sjørrethunnene, og den relative reduksjonen i disse komponentene vil gi et mål på den forventede reduksjonen i hunnlig fitness. Indikatoren er konservativ siden den bare inkluderer to komponenter. Om vi hadde inkludert andre komponenter, slik som utsetting av kjønnsmodning som følge av luseindusert veksttap, ville det samme lusenivået ført til en sterkere nedgang i fitness (se Bolstad et al. 2024 for en mer detaljert vurdering).



Figur 3. Lakselusar livshistorie. Fra egget klekker har den åtte livsstadier. I de tre siste stadiene (preadulte og adulte) er det tydelige visuelle forskjeller på hanner og hunner. (Illustrasjon: Sea Lice Research Centre, 2020. SLRC- Life cycle of salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis*), <https://doi.org/10.18710/GQTYYL>, DataverseNO, V1.)

2 Uvektede indikatorverdier for 2024

I 2024 var det høy lusepåvirkning på utvandrende postsmolt av laks (Stige et al. 2024). Indikatorverdiene for både første- og andregangsvandrende sjøørret er på linje med dette, og tyder på at disse årsklassene av sjøørret er mer påvirket av lakselus enn den utvandrende laksesmolten.

2.1 Førstegangsvandrere

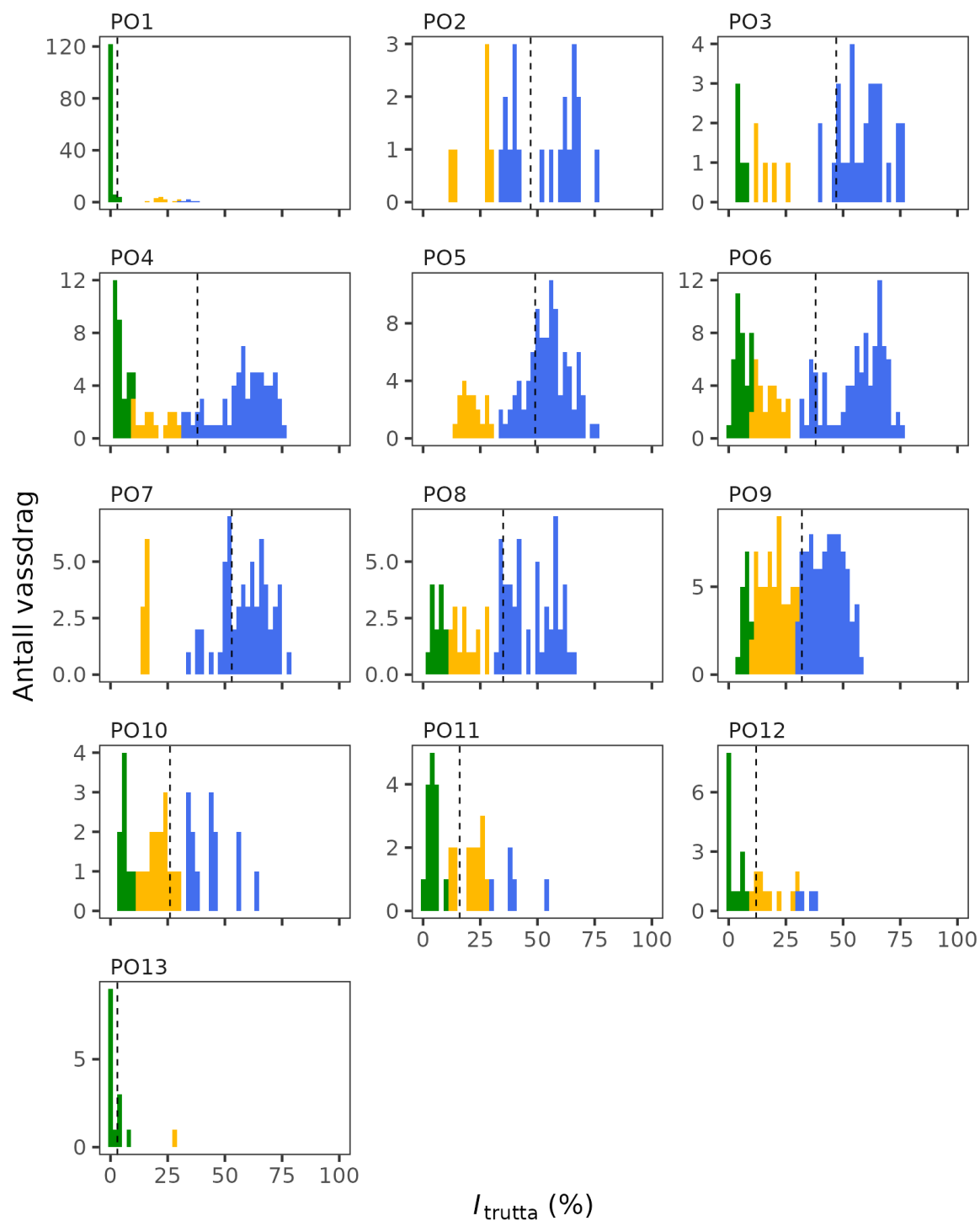
Indikatorverdiene for førstegangsvandrende sjøørret i 2024 viser at det var store effekter av lakselus på sjøørretens fitness i de fleste produksjonsområdene dette året (Tabell 1). Fra PO2 til PO9 var estimatene fra 31,6 % til 53,2 % nedgang i fitness som følge av lakseluspåvirkning på førstegangsvandrende sjøørret. I produksjonsområde 10 var nedgangen 26,4 %, mens produksjonsområde 11 og 12 hadde påvirkning litt over 10 %. Bare produksjonsområde 1 og 13 hadde verdier mindre enn 10 %.

Konfidensintervallene til indikatorverdiene ligger som regel innenfor samme påvirkningskategori (farge) som den tilhørende indikatorverdien (Tabell 1). Konfidensintervallene reflekterer usikkerhet i utvandringstidspunkt, størrelse ved utvandring, lengde på sjøopphold og lusepåslag på fisken.

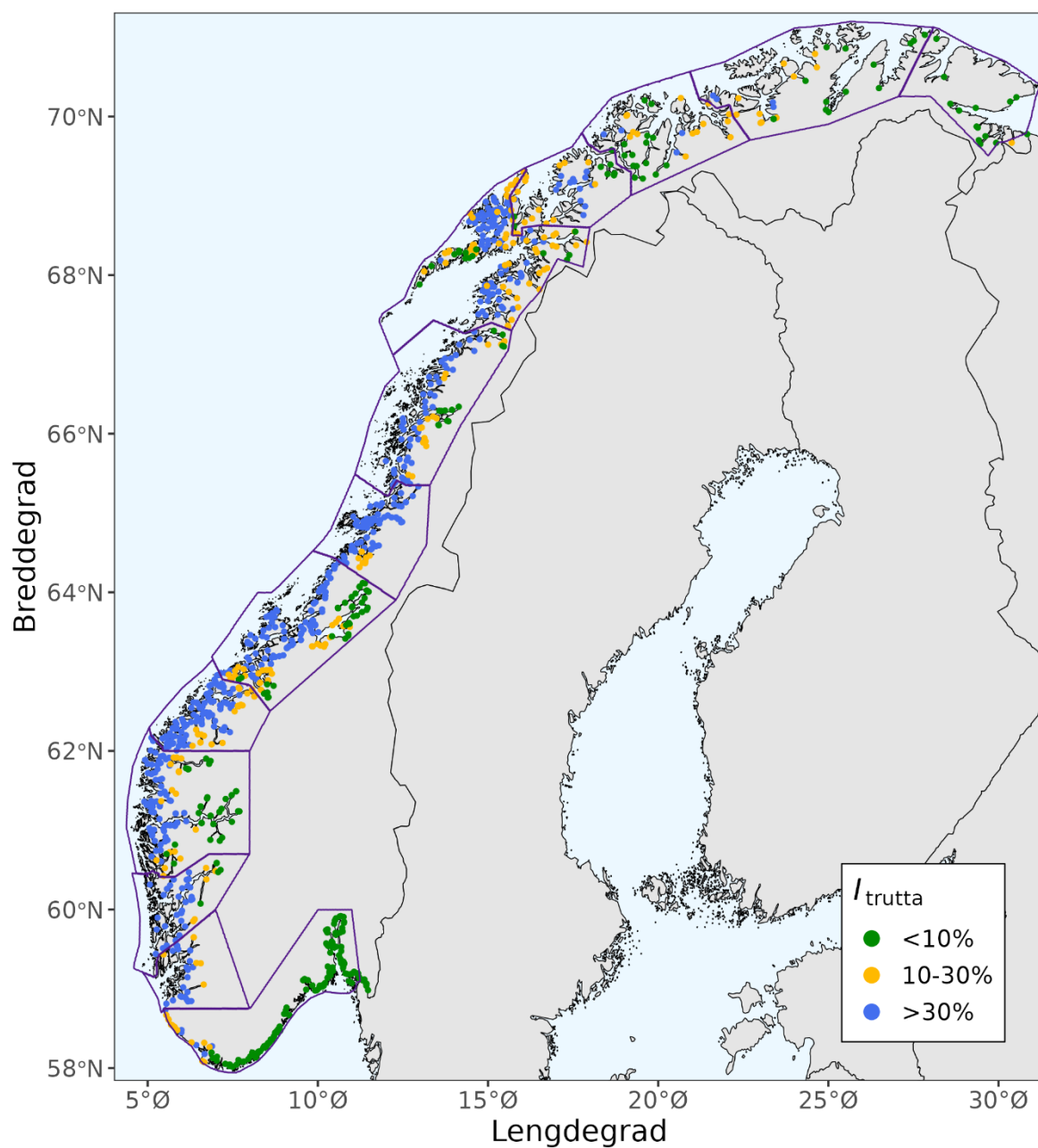
Tabell 1. Førstegangsvandrere i 2024. Indikatorverdier (I_{trutta}) med 95 % konfidensintervall (2,5 og 97,5 persentil). Fargekodene angir om I_{trutta} ender opp under 10 % (grønn), mellom 10 og 30 % (oransje) og over 30 % (blå).

Område	I_{trutta}	2,5-persentil	97,5-persentil
PO1	3,4 %	2,9 %	4,0 %
PO2	46,6 %	43,3 %	50,2 %
PO3	47,0 %	44,3 %	49,9 %
PO4	38,4 %	36,3 %	40,7 %
PO5	48,6 %	46,2 %	51,1 %
PO6	37,6 %	35,5 %	39,9 %
PO7	53,2 %	50,4 %	56,0 %
PO8	35,4 %	32,7 %	38,3 %
PO9	31,6 %	27,6 %	36,2 %
PO10	26,4 %	21,2 %	32,2 %
PO11	16,1 %	12,4 %	20,6 %
PO12	12,3 %	9,1 %	16,0 %
PO13	3,3 %	2,2 %	5,0 %

Det var stor variasjon i påvirkningsgrad mellom bestander fra ulike vassdrag innenfor produksjonsområdene (Figur 4) slik at gjennomsnittsverdien for et produksjonsområde er en dårlig representasjon for mange av vassdragene. Fra PO2 til PO9 er det mange bestander som hadde svært stor nedgang i fitness (> 30%) som følge av påvirkning fra lakselus på førstegangsvandrende sjøørret (Figur 4). Bestandene fra kystvassdragene er generelt sett mer påvirket enn de fra vassdragene inne i fjordene (Figur 5).



Figur 4. Førstegangsvandrere i 2024. Fordeling av Indikatorverdier (I_{trutta}) for sjørretbestandene blant de evaluerte vassdragene innenfor hvert produksjonsområde (PO). Stiplet vertikal linje viser gjennomsnittlig indikatorverdi for produksjonsområdet. Fargekodene angir om I_{trutta} er under 10 % (grønn), mellom 10 og 30 % (oransje) og over 30 % (blå).



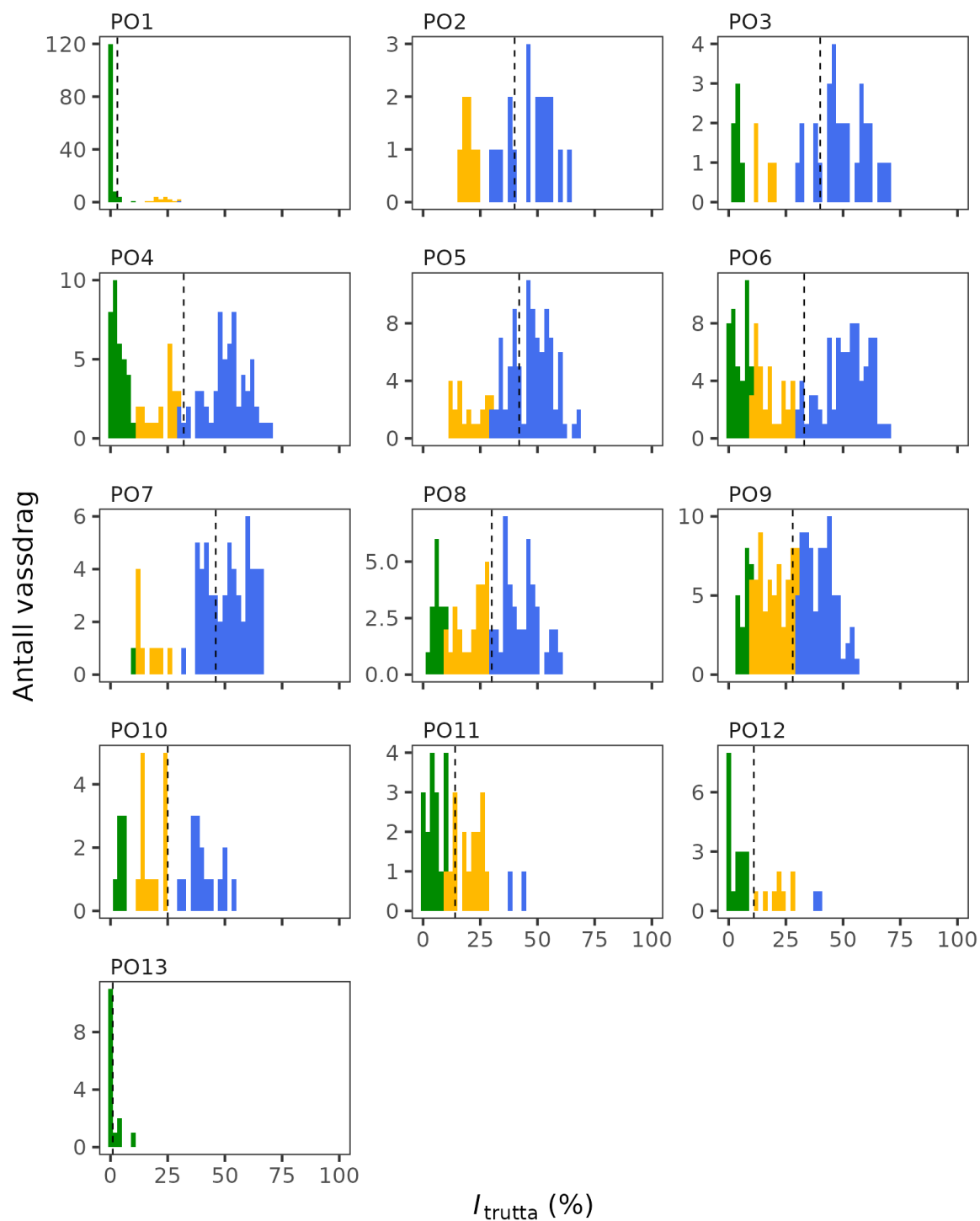
Figur 5. Førstegangsvandrere i 2024. Geografisk variasjon i fargekategori for indikatorverdier (I_{trutta}) for de evaluerte vassdragene. Grensene for produksjonsområdene er markert i lilla.

2.2 Andregangsvandrere

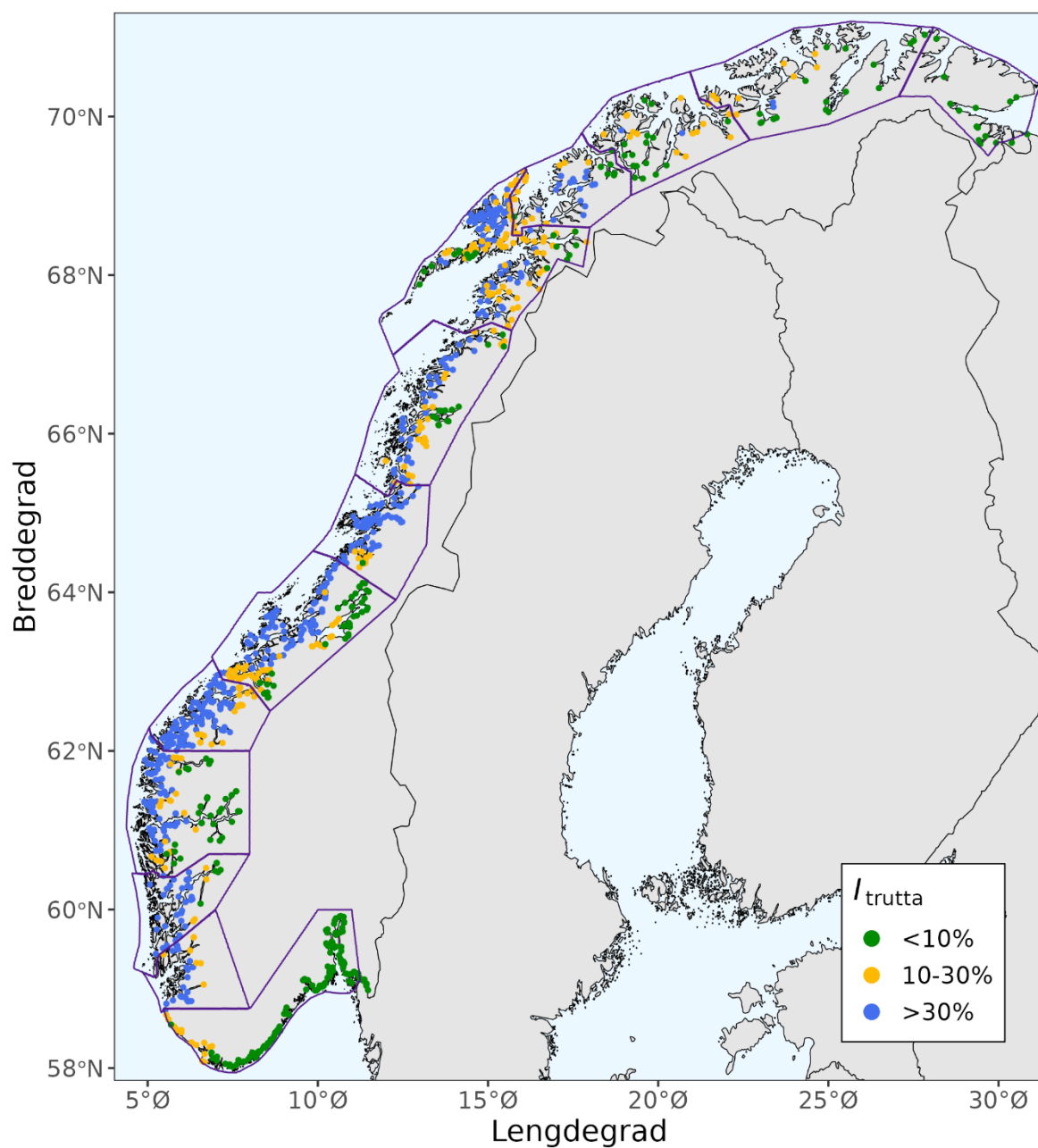
Andregangsvandrere skiller seg fra førstegangsvandrere ved at de er større og at de vandrer ut litt tidligere på våren. Påvirkningen fra lakselus er mindre på andregangsvandrere (Tabell 2) enn førstegangsvandrere (Tabell 1), men utenom dette er mønstrene like med stor variasjon mellom vassdrag innenfor hver PO (Figur 6) og mest påvirkning på bestander fra kystvassdrag (Figur 7).

Tabell 2. Andregangsvandrere i 2024. Indikatorverdier (I_{trutta}) for med 95 % konfidensintervall (2,5 og 97,5 persentil). Fargekodene angir om I_{trutta} ender opp under 10 % (grønn), mellom 10 og 30 % (oransje) og over 30 % (blå).

Område	I_{trutta}	2,5-persentil	97,5-persentil
PO1	3,0 %	2,5 %	3,5 %
PO2	39,8 %	36,3 %	43,1 %
PO3	39,9 %	37,3 %	42,3 %
PO4	32,2 %	30,2 %	34,2 %
PO5	42,3 %	39,8 %	44,7 %
PO6	32,5 %	30,5 %	34,4 %
PO7	46,3 %	43,4 %	49,0 %
PO8	30,0 %	26,9 %	32,8 %
PO9	28,3 %	24,0 %	32,2 %
PO10	25,4 %	21,1 %	30,0 %
PO11	13,9 %	10,4 %	17,5 %
PO12	10,9 %	7,8 %	14,3 %
PO13	1,5 %	0,7 %	2,9 %



Figur 6. Andregangsvandrere i 2024. Fordeling av Indikatorverdier (I_{trutta}) for sjørretbestandene blant de evaluerte vassdragene innenfor hvert produksjonsområde (PO). Stiplet vertikal linje viser gjennomsnittlig indikatorverdi for produksjonsområdet. Fargekodene angir om I_{trutta} er under 10 % (grønn), mellom 10 og 30 % (oransje) og over 30 % (blå).



Figur 7. Andregangsvandrere i 2024. Geografisk variasjon i fargekategori for indikatorverdier (I_{trutta}) for de evaluerte vassdragene. Grensene for produksjonsområdene er markert i lilla.

2.3 Første- og andregangsvandrere

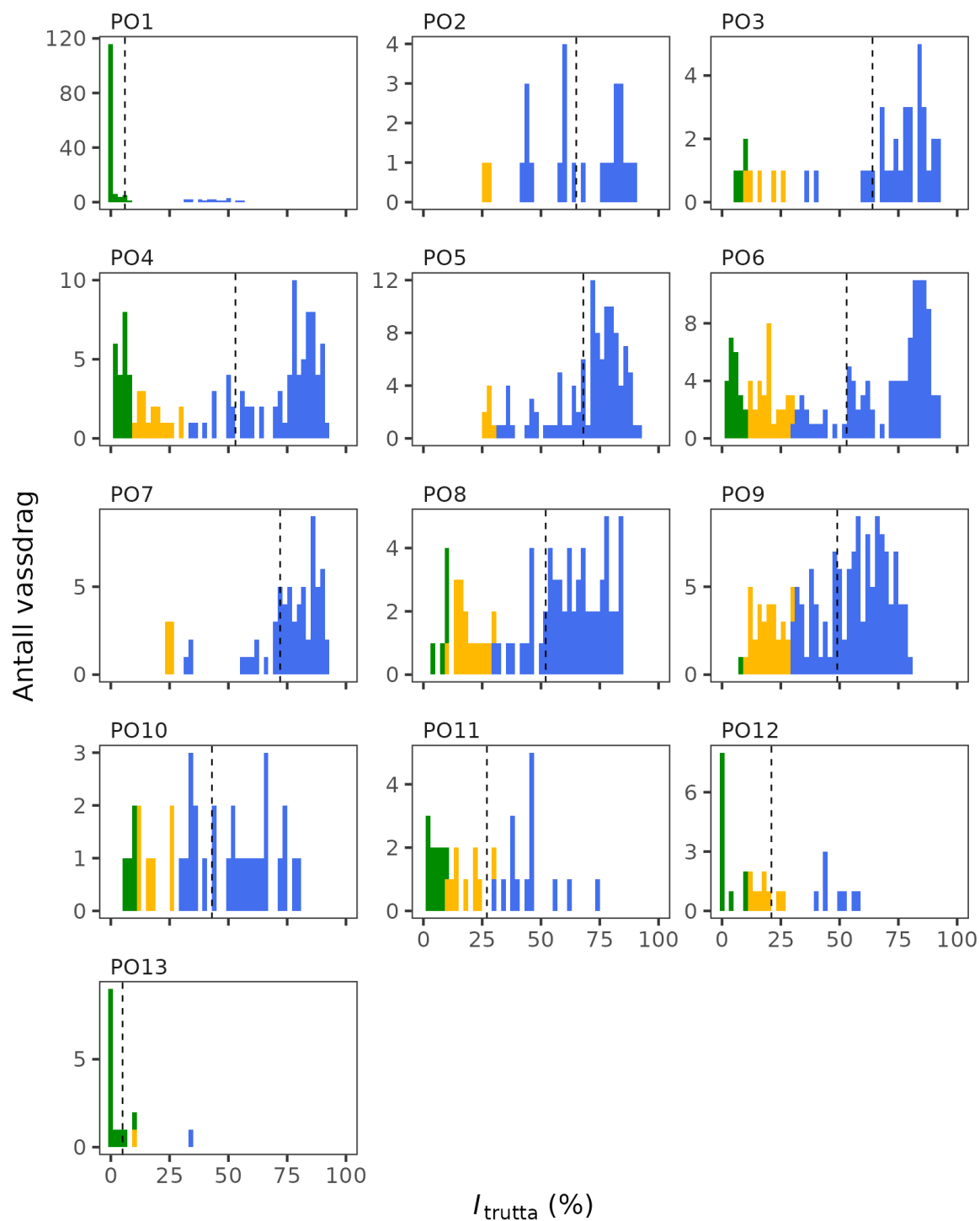
Den samlede påvirkning på første- og andregangsvandrere (gitt av ligning 1) er større enn på de to årsklassene separat (Tabell 3). Dette viser at når en sjøørret blir påvirket av lakselus flere somre på rad vil den akkumulerte påvirkningen bli større. Påvirkningen hadde blitt enda større om også eldre årsklasser (tredje-, fjerde-, femtegangsvandrere osv.) hadde blitt inkludert. Dette illustrerer hvorfor indikatoren er konservativ.

I mange produksjonsområder ligger den forventede påvirkningen over 50%. Dette betyr at en sjøørret er forventet å få over halvparten så høy fitness, altså halvparten så mange avkom (be-fruktede egg) som den ville hatt om den ikke var påvirket. Den økte påvirkningen gir ikke stor endring i fargekategoriene. Bare PO9 og 10 endrer farge fra oransje til blått, men PO11 og 12 ligger nå i øvre del av oransje kategori (Tabell 3).

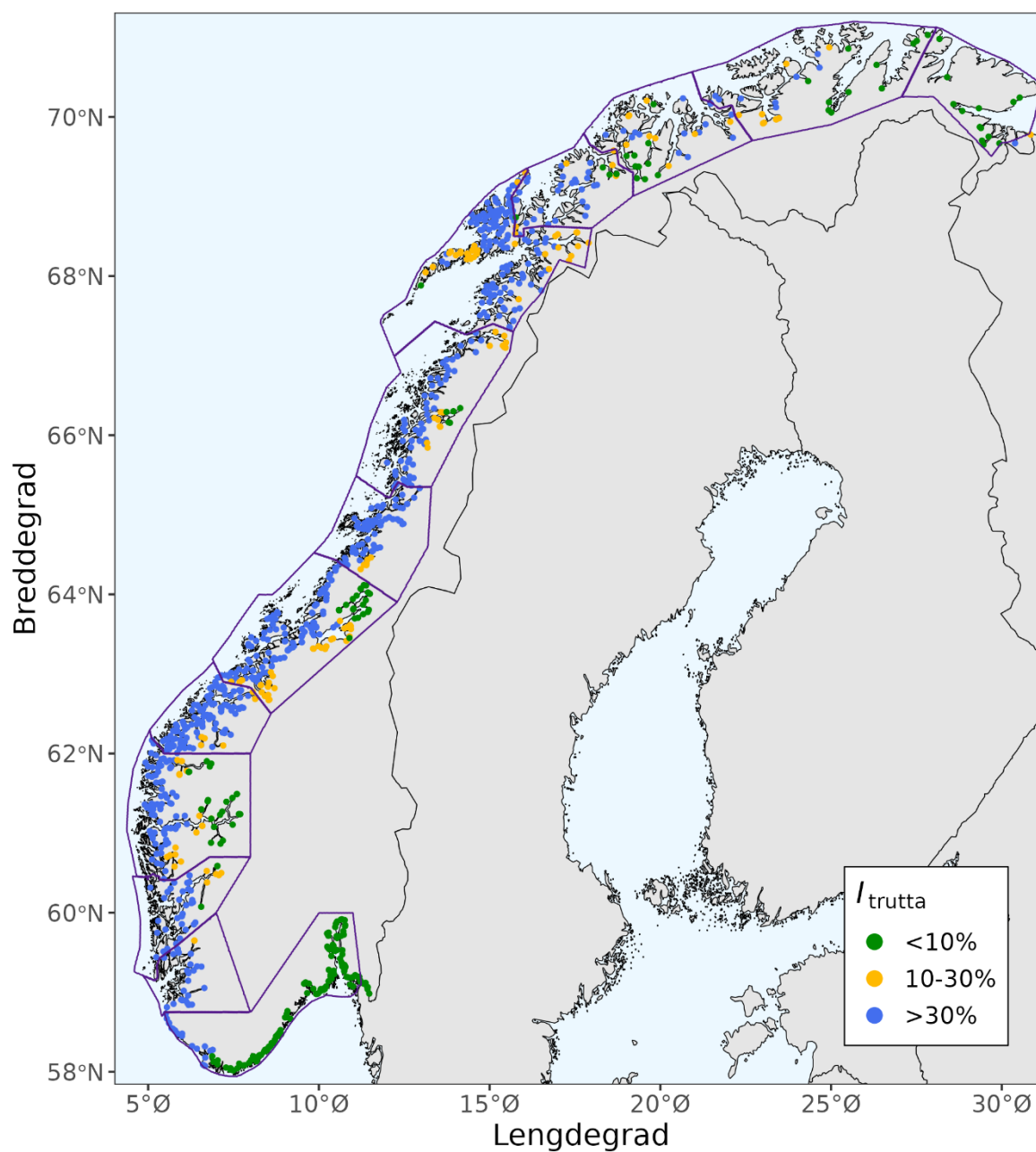
Tabell 3. Første- og andregangsvandrere i 2024. Indikatorverdier (I_{trutta}) med 95 % konfidensintervall (2,5 og 97,5 persentil). Fargekodene angir om I_{trutta} ender opp under 10 % (grønn), mellom 10 og 30 % (oransje) og over 30 % (blå).

Område	I_{trutta}	2,5-persentil	97,5-persentil
PO1	5,6 %	4,9 %	6,3 %
PO2	65,5 %	62,4 %	68,4 %
PO3	63,7 %	61,6 %	65,8 %
PO4	52,5 %	50,3 %	54,7 %
PO5	68,4 %	65,9 %	70,8 %
PO6	52,5 %	50,2 %	54,8 %
PO7	72,3 %	69,6 %	74,6 %
PO8	52,0 %	48,5 %	55,1 %
PO9	49,1 %	43,4 %	54,7 %
PO10	43,0 %	36,7 %	49,8 %
PO11	26,5 %	21,4 %	31,9 %
PO12	20,7 %	16,7 %	25,0 %
PO13	4,6 %	3,1 %	6,9 %

Fordelingen av indikatorverdier blant elvene viser at det er veldig mange elver med svært høy påvirkning (Figur 8). I flere av produksjonsområdene er det en topp i fordelingen rundt eller over 75 % nedgang i fitness. Det geografiske mønsteret viser at det er mange flere bestander som er i kategorien > 30 % (Figur 9), men ellers likt som for første- og andregangsvandrere hver for seg.



Figur 8. Første- og andregangsvandrere i 2024. Fordeling av Indikatorverdier (I_{trutta}) for sjørretbe-standene blant de evaluerte vassdragene innenfor hvert produksjonsområde (PO). Stiplet vertikal linje viser gjennomsnittlig indikatorverdi for produksjonsområdet. Fargekodene angir om I_{trutta} er under 10 % (grønn), mellom 10 og 30 % (oransje) og over 30 % (blå).



Figur 9. Første- og andregangsvandrere i 2024. Geografisk variasjon i fargekategori for indikatorverdier (I_{trutta}) for de evaluerte elvene. Grensene for produksjonsområdene er markert i lilla.

2.4 Sensitivitetsanalyser

Sjørretmodellen er basert på en rekke antagelser som ikke er tatt høyde for i usikkerhetsestimatene. Vi gjør sensitivitetsanalyser for å vise hvor mye indikatorverdiene vil endre seg med ulike antagelser i modelleringen. Sensitivitetsanalysene er basert på førstegangsvandrerne, men gir lignende resultater for andregangsvandrerne.

2.4.1 Romlig fordeling av sjørreten i sjøen

De modellerte fiskene har en sannsynlighet for å oppholde seg i ulike deler av sjøen. Denne sannsynligheten endrer seg med avstand til land og avstand til elvemunningen i vassdraget hvor fisken kommer fra. Sannsynlighetsfordelingene har individvariasjon og er basert på data fra merking av fisk (telemetry). Her måler vi sensitiviteten i indikatorverdiene for bruk av ulike sannsynlighetsfordelinger for hvor sjørreten oppholder seg (se kapittel 6.3 i vedlegget).

Interpolering: Samme data som for sannsynlighetsfordelingen brukt i modellen, men analysert ved bruk av interpolering. Når man interpolerer posisjonen til en fisk, antar man at fisken svømmer korteste veg og i jevn hastighet mellom to registreringer. Den interpolerte posisjonen for hver time ble brukt til å estimere hvordan sannsynlighetsfordelingen til en enkeltfisk endret seg med avstand til elvemunningen.

Rutenivå: Samme data som for sannsynlighetsfordelingen brukt i modellen, men her har vi tatt utgangspunkt i antall registreringer i 800x800-meter ruter som kysten er oppdelt i (i stedet for å analysere sannsynlighetsfordelingene til enkeltfisk). Denne metoden inkluderer ikke individvariasjon.

Uniform: Antar at en fisk fra en elv har lik sannsynlighet for å oppholde seg i sjøen innenfor en radius på 20 km fra elvemunningen. Dette er antagelsen som er blitt gjort i tidligere arbeider på påvirkning av lakselus på sjørret (f.eks. Finstad et al. 2021).

Tabell 4. Sensitivitetsanalyser av romlig fordeling for førstegangsvandrere. Indikatorverdier (I_{trutta}) for hvert produksjonsområde for 2024 og endringen i disse i prosentpoeng (ΔI_{trutta}) under ulike antagelser. Fargekodene angir om I_{trutta} ender opp under 10 % (grønn), mellom 10 og 30 % (oransje) og over 30 % (blå).

Område	I_{trutta}	ΔI_{trutta}		
		Interpolering	Rutenivå	Uniform
PO1	3,4 %	-1,1	+0,6	-0,5
PO2	46,6 %	-2,4	+17,8	+3,0
PO3	47,0 %	-2,6	+6,6	+1,8
PO4	38,4 %	-5,3	+5,5	-0,7
PO5	48,6 %	-2,6	+7,4	+0,5
PO6	37,6 %	-1,1	+7,3	+0,4
PO7	53,2 %	-3,5	+9,3	+1,4
PO8	35,4 %	-2,2	+8,9	+1,4
PO9	31,6 %	+0,1	+5,3	-0,2
PO10	26,4 %	+1,9	+8,3	+4,3
PO11	16,1 %	+1,7	+11,4	+6,9
PO12	12,3 %	-0,2	+3,3	+4,7
PO13	3,3 %	+1,6	+2,0	+3,2
Snitt	30,8 %	-1,2	+7,2	+2,0

Når vi endret metode til interpolering eller uniform fordeling, endret indikatorverdiene seg med bare noen få prosentpoeng (Tabell 4), m.a.o. indikatoren var lite sensitiv til disse endringene. I gjennomsnitt gav interpoleringsmetoden litt lavere indikatorverdier, mens metoden basert på uniform fordeling gav litt høyere. I områdene fra PO10 og nordover gav antagelsen om uniform fordeling konsekvent høyere indikatorverdier.

For rutenivåmetoden ble indikatorverdiene høyere (Tabell 4). Det er sannsynlig at den implementerte metoden og metoden basert på interpolering underestimerer vandringsavstanden og derfor er forventet å gi lavere indikatorverdier for mange elver. Det er derfor mulig at metoden basert på rutenivå gir et mer realistisk bilde på situasjonen.

2.4.2 Tidspunkt for utvandring

Tidspunkt for utvandring er basert på en individfordeling som endrer seg med breddegrad og som varierer mellom elver. Her tester vi sensitiviteten for om alle elvene har tidlig eller alle elvene har sen utvandring. Tidlig utvandring er 12 dager tidligere enn normal utvandring ved en gitt breddegrad og sen utvandring er 12 dager senere enn normalen. Dette er ekstreme verdier (to standardavvik) i forhold til årlig variasjon i gjennomsnittlig utvandringssdag (se kapittel 6.4 i vedlegget).

Tabell 5. Sensitivitetsanalyse av tidspunkt for utvandring for første-gangsvandrere. Indikatorverdier (I_{trutta}) for hvert produksjonsområde for 2024 og endringen i disse i prosentpoeng (ΔI_{trutta}) under ulike antagelser. Fargekodene angir om I_{trutta} ender opp under 10% (grønn), mellom 10 og 30% (oransje) og over 30% (blå).

Område	I_{trutta}	ΔI_{trutta}	
		Tidlig utvandring	Sen utvandring
PO1	3,4 %	+0,4	-0,1
PO2	46,6 %	+0,9	+1,9
PO3	47,0 %	+1,1	+1,2
PO4	38,4 %	+0,3	-4,4
PO5	48,6 %	-0,1	-3,3
PO6	37,6 %	+2,2	-3,7
PO7	53,2 %	+2,5	-2,8
PO8	35,4 %	+0,1	-2,2
PO9	31,6 %	+1,6	+2,0
PO10	26,4 %	+3,4	+0,8
PO11	16,1 %	+5,8	+6,3
PO12	12,3 %	+1,9	-1,4
PO13	3,3 %	+0,4	+0,5
Snitt	30,8 %	+1,6	-0,4

Indikatoren var lite sensitiv for utvandringstidspunkt (Tabell 5). Tidlig utvandring fører til litt høyere indikatorverdier og sen utvandring fører til litt lavere indikatorverdier. Den lave sensitiviteten skyldes ikke at ± 12 dager er lite sammenlignet med den totale lengden på sjøoppholdet som normalt er litt over et par måneder. Den lave sensitiviteten kan heller skyldes at lusenivåene øker utover sommeren slik at sjørreten, også om vi antar sen utvandring, er i sjøen når det er høye lusenivåer.

2.4.3 Tålegrenser

Vi bruker tålegrenser basert på fiskens areal ($> 0,113 \text{ lus cm}^{-2}$ for 100% påvirkning). Dette gir mulighet til å ha samme tålegrense for fisk av ulik størrelse. Tålegrensene for lus har tidligere blitt oppgitt i lus per gram fiskevekt (Taranger et al. 2012, 2015). Det er observert ulike tålegrenser for liten ($< 150 \text{ g}$) og stor fisk ($> 150 \text{ g}$), som tyder på at fiskens vekt ikke er den beste indikatoren på hvor mye lus som kan tolereres. Vi tester sensitiviteten til indikatoren med de alternative tålegrensene basert på lus per gram fiskevekt. I sensitivitetsanalysen bruker vi enten tålegrensene for liten fisk på alle de modellerte fiskene eller tålegrensene for stor fisk på alle de modellerte fiskene.

Tabell 6. Sensitivitetsanalyser av tålegrenser for førstegangs-vandrere. Indikatorverdier (I_{trutta}) for 2024 og endringen i disse i prosentpoeng (ΔI_{trutta}) under ulike antagelser. Fargekodene angir om I_{trutta} ender opp under 10 % (grønn), mellom 10 og 30 % (oransje) og over 30 % (blå).

Område	I_{trutta}^*	ΔI_{trutta}	
		Alternativ tålegrense 1**	Alternativ tålegrense 2***
PO1	3,4 %	-1,2	+1,1
PO2	46,6 %	-3,8	+7,0
PO3	47,0 %	-3,7	+4,2
PO4	38,4 %	-4,5	+4,8
PO5	48,6 %	-3,3	+6,1
PO6	37,6 %	-3,0	+5,1
PO7	53,2 %	-2,5	+4,5
PO8	35,4 %	-3,7	+7,4
PO9	31,6 %	-4,7	+9,5
PO10	26,4 %	-4,2	+10,5
PO11	16,1 %	-2,6	+8,1
PO12	12,3 %	-4,0	+4,7
PO13	3,3 %	-0,6	+5,0
Snitt	30,8 %	-3,2	+6,0

* $>0,113 \text{ lus/cm}^2$ gir 100% påvirkning, $0,076$ til $0,113 \text{ lus/cm}^2$ gir 50% påvirkning, $0,038$ til $0,076 \text{ lus/cm}^2$ gir 20% påvirkning og $< 0,038 \text{ lus/cm}^2$ gir ingen påvirkning.

** $>0,3 \text{ lus/g}$ gir 100% påvirkning, $0,2$ til $0,3 \text{ lus/g}$ gir 50% påvirkning, $0,1$ til $0,2 \text{ lus/g}$ gir 20% påvirkning og $< 0,1 \text{ lus/g}$ gir ingen påvirkning.

*** $>0,15 \text{ lus/g}$ gir 100% påvirkning, $0,10$ til $0,15 \text{ lus/g}$ gir 75% påvirkning, $0,05$ til $0,10 \text{ lus/g}$ gir 50% påvirkning, $0,01$ til $0,05 \text{ lus/g}$ gir 20% påvirkning og $< 0,01 \text{ lus/g}$ gir ingen påvirkning.

Hvis vi bruker tålegrenser basert på fiskens areal ligger indikatorverdiene imellom tålegrensene vi ville fått om vi bruker Taranger et al. (2012, 2015) sine to tålegrenser (Tabell 6). Indikatorverdiene er sensitive for valg av tålegrenser, men kanskje mindre sensitive enn man i utgangspunktet skulle tro.

2.4.4 Tilbakevandring eller død

En av antakelsene i modellen det er knyttet stor usikkerhet til er hvor stor andel av lusepåvirket sjørret som tilbakevandrer og hvor stor andel som dør. Vi har antatt at sannsynligheten for at en lusepåvirket sjørret dør er 30 % (se kapittel 6.12 i vedlegget). Her tester vi sensitiviteten til I_{trutta} for denne antakelsen ved å teste de to ekstreme alternativene: all lusepåvirket sjørret tilbakevandrer og all lusepåvirket sjørret dør.

Tabell 7. Sensitivitetsanalyser av tilbakevandring vs. død for førstegangsvandrere. Indikatorverdier (I_{trutta}) for 2024 og endringen i disse i prosentpoeng (ΔI_{trutta}) under ulike antagelser. Fargekodene angir om I_{trutta} ender opp under 10 % (grønn), mellom 10 og 30 % (oransje) og over 30 % (blå).

Område	I_{trutta}	ΔI_{trutta}	
		Ingen dør	Alle dør
PO1	3,4 %	-1,2	+2,8
PO2	46,6 %	-6,9	+19,2
PO3	47,0 %	-7,3	+17,9
PO4	38,4 %	-6,6	+13,8
PO5	48,6 %	-8,9	+20,7
PO6	37,6 %	-7,4	+17,2
PO7	53,2 %	-8,7	+22,7
PO8	35,4 %	-8,4	+19,2
PO9	31,6 %	-9,8	+23,7
PO10	26,4 %	-7,7	+19,4
PO11	16,1 %	-3,8	+11,3
PO12	12,3 %	-5,2	+10,0
PO13	3,3 %	-0,4	+2,5
Snitt	30,8 %	-6,3	+15,4

Indikatoren er sensitiv til andelen som dør vs. tilbakevandrer (Tabell 7). Fordi vi antar at 30 % dør i indikatoren, får vi indikatorverdier som ligger nærmere antagelsen om at ingen dør enn at alle dør. Selv når ingen dør er indikatorverdiene så høye at de blikker over i blå kategori for PO 2-7, og i grenseland for PO 8.

2.4.5 Påslagsrate av lus og lusedødelighet

Indikatoren baserer seg på en egen påslagsrate for sjørret estimert fra NALO-data (se materialet og metoder i vedlegget), hvor vi antar at 40 % av lusen som fester seg på sjørreten dør eller faller av før de når de mobile stadiene. Her sjekker vi sensitiviteten til indikatoren for påslagsrate og bruker påslagsraten som blir brukt i HI sin virtuelle postsmoltmodell for laks, korrigert for størrelse og lavere svømmehastighet på sjørret. Vi tester også sensitiviteten til antagelsen om at 40 % av lusene dør (etter påslag på fisken) på indikatorverdiene.

Tabell 8. Sensitivitetsanalyser av påslagsrate og lusedødelighet for førs-tegangsvandrere. Indikatorverdier (I_{trutta}) for 2024 og endringen i disse i prosentpoeng (ΔI_{trutta}) under ulike antagelser. Fargekodene angir om I_{trutta} ender opp under 10 % (grønn), mellom 10 og 30 % (oransje) og over 30 % (blå).

Område	I_{trutta}	ΔI_{trutta}	
		Korrigert påslags-rate for laks	Ingen lusedødelighet
PO1	3,4 %	-0,2	+0,7
PO2	46,6 %	-1,9	+5,9
PO3	47,0 %	-1,5	+4,0
PO4	38,4 %	-2,1	+2,8
PO5	48,6 %	-1,5	+3,7
PO6	37,6 %	-1,0	+3,4
PO7	53,2 %	-0,8	+2,7
PO8	35,4 %	-1,8	+4,2
PO9	31,6 %	-1,5	+6,2
PO10	26,4 %	-1,2	+7,2
PO11	16,1 %	-1,2	+4,1
PO12	12,3 %	-1,4	+1,8
PO13	3,3 %	+0,2	+1,9
Snitt	30,8 %	-1,2	+3,7

Modellen er relativt lite sensitiv til valg av påslagsrate. Den gir noe lavere indikatorverdier om vi bruker påslagsraten for laks (korrigert for svømmehastighet og størrelse) (Tabell 8). Dette er forventet siden laks og sjørørret har ulik vandringsadferd.

Om vi antar ingen dødelighet av lus fra påslag til mobile stadier får vi høyere indikatorverdier (Tabell 8), men indikatoren er mindre sensitiv til dette enn man kanskje skulle tro i og med at fisken har 40 % flere mobile lus. Grunnen til den relativt lave sensitiviteten er at modellen er basert på terskelverdier, altså den antar en ikke-lineær sammenheng mellom antall lus og på-virkningsgrad. Når det er høye lusenivå i sjøen vil mange av fiskene uansett overstige terskel-verdiene selv om det er variasjon i hvor mye lus de får på seg med de ulike antagelsene. Dette gjelder alle sensitivitetsanalysene over.

3 Forslag til vektete indikatorverdier for 2024

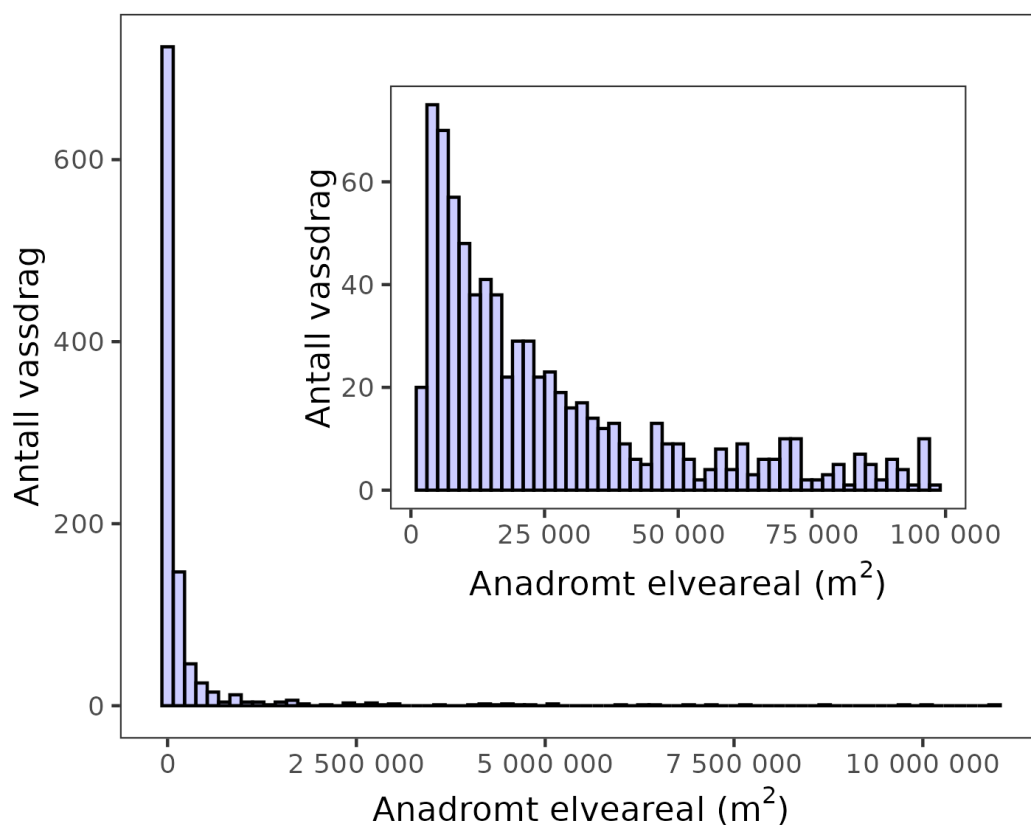
Sjørretindikatoren beregner endringen i sjørretens fitness for de enkelte bestandene. Gjennomsnittlig endring i fitness i produksjonsområdet kan beregnes basert på disse estimatene som et uvektet gjennomsnitt på bestandsnivå eller som et gjennomsnitt vektet med den teoretiske sjørretproduksjonen for hver bestand. I et uvektet gjennomsnitt teller hver sjørretbestand likt, mens i et vektet gjennomsnitt vil hver sjørretsmolt teoretisk sett telle likt. I denne foreløpige rapporten presenteres resultatene som uvektet gjennomsnitt for 2024 og 2021.

Trafikklyssystemets Ekspertgruppe bruker begge utregninger i sine vurderinger. I ekspertgruppe-rapporten for 2022 sier de: «*Ved behandling av resultatene fra modellkjøringene blir snittverdier av dødelighet både regnet uvektet av alle elver og vektet basert på smoltproduksjonen. Ekspertgruppen bruker disse verdiene for å vurdere om vektlegging av store vassdrag vil ha en påvirkning på den totale vurderingen i PO-et. I tilfeller hvor disse to estimatene avviker vil det være naturlig å vurdere om den geografiske spredningen av teoretisk smoltproduksjon og usikkerheten i disse estimatene vil ha stor påvirkning på den endelige konklusjonen for PO-et.*» (Vollset et al. 2022, s. 14-15). I tillegg gjør Trafikklyssystemets ekspertgruppe heterogenitetsvurderinger for vassdragene i produksjonsområdet hvor de vurderer om påvirkningen av lakselusa på den utvandrende laksesmolten i noen vassdrag er større enn for gjennomsnittet.

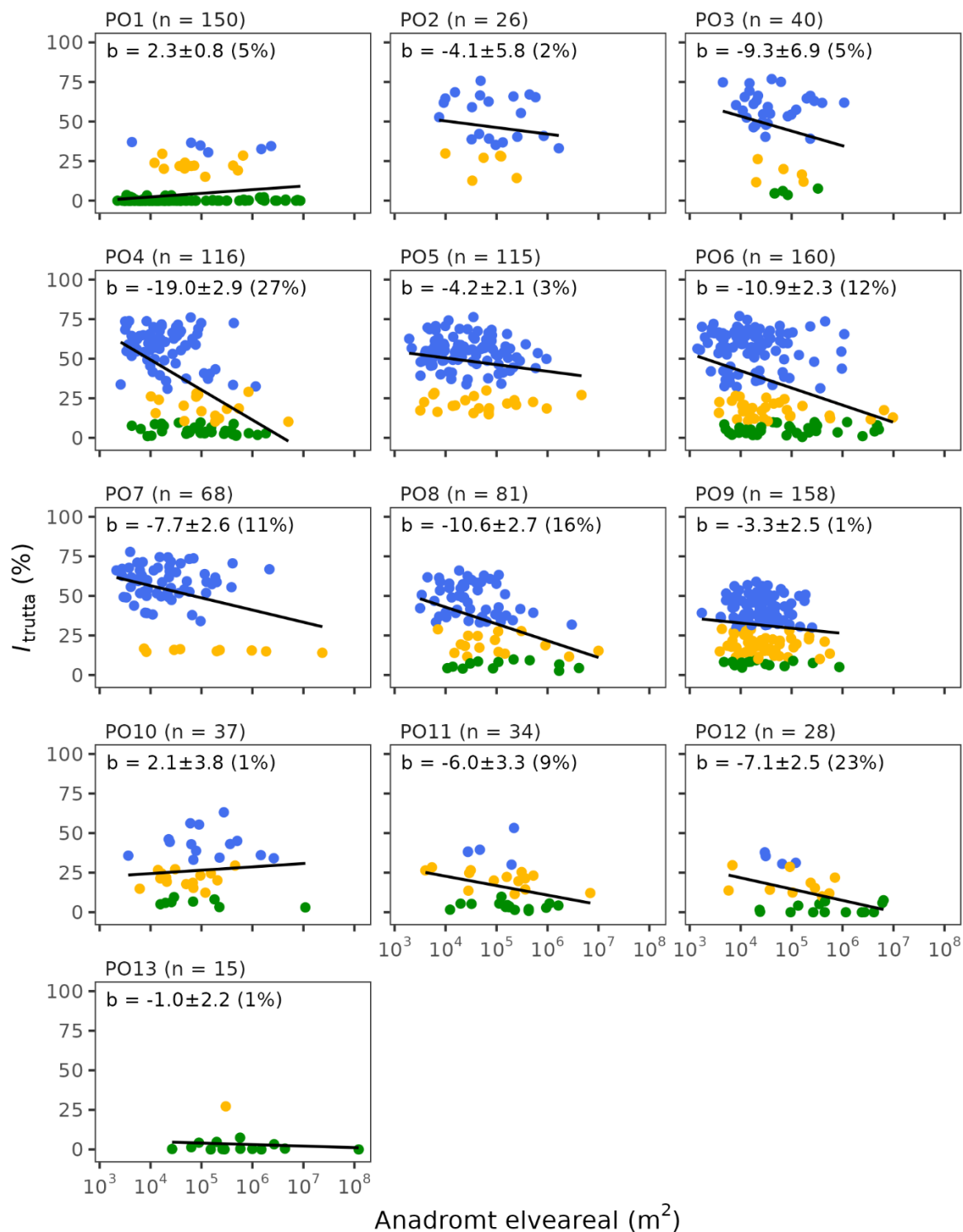
En vekting av indikatorverdiene basert på elvenes produksjon av sjørret vil påvirkes av hvor godt vi kan beregne bestandenes sjørretproduksjon. På en overordnet skala vil produksjonen av sjørret være relatert til størrelsen på vassdraget, dvs. tilgjengelig anadromt bekke-/elveareal og innsjøareal. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL) publiserte i 2022 en klassifisering og gjennomgang av alle norske sjørretvassdrag (VRL 2022). I dette arbeidet ble det anadrome arealet beregnet for vassdragene. Anadromt areal beskriver elve- og innsjøarealet tilgjengelig for sjørreten og tilgjengelig produksjonsareal. Kvaliteten på arealet for produksjon av sjørret vil imidlertid variere med ulike forhold som dyp, substrat, vannhastighet, andel innsjøareal, vann-temperatur, tilstedeværelsen av andre fiskearter mv.

For å regne ut produksjon av sjørret i de ulike vassdragene bruker vi en forenklet modell som er beskrevet i VRL (2022, s. 17). Denne metoden antar en eggtetthet på 2 egg/m² elv-/bekkeareal for vassdrag uten laks og 1 egg/m² for vassdrag med laks. For vassdragene med innsjøer legger man til eggtetthet (i elve-/bekkearealet) som øker lineært med andel innsjøareal opp til 6 egg/m². Fra denne eggtettheten summeres det total antall egg for hvert vassdrag basert på elve-/bekkearealet. Det endelige antallet egg for hvert vassdrag danner grunnlaget for vektingen og er ment å grovt representere produksjonskapasiteten til vassdraget. Produksjonskapasiteten er antatt å være proporsjonal med forventet antall utvandrende sjørretsmolt når vassdraget er fullrekruttert. Det er viktig å påpeke at dette er et teoretisk mål på produksjonskapasitet som ikke tar innover seg status til den enkelte sjørretbestand. Man skulle selvsagt ønske seg et mer nøyaktig mål på produksjon, men dette eksisterer ikke i dag for majoriteten av vassdragene som vi evaluerer.

Av de 1028 vassdragene som inkluderes i sjørretindikatoren har de fleste (75 %) et anadromt bekke-/elveareal på mindre enn 100 000 m² (100 dekar) (Figur 10). Selv om de fleste sjørretvassdragene har et lite bekke-/elveareal og smoltproduksjonsområde så dekkes 90 % prosent av det samlede elvearealet av de 131 største elvene, og halvparten av det tilgjengelige bekke-/elvearealet utgjøres av de ni største vassdragene.



Figur 10. Fordeling av elveareal. Tana og Namsen er utelatt fra histogrammet fordi de har anadromt elveareal på over 20 000 000 m². Det innsatte plottet viser fordeling til vassdragene med under 100 000 m² anadromt elveareal (75 % av elvene).



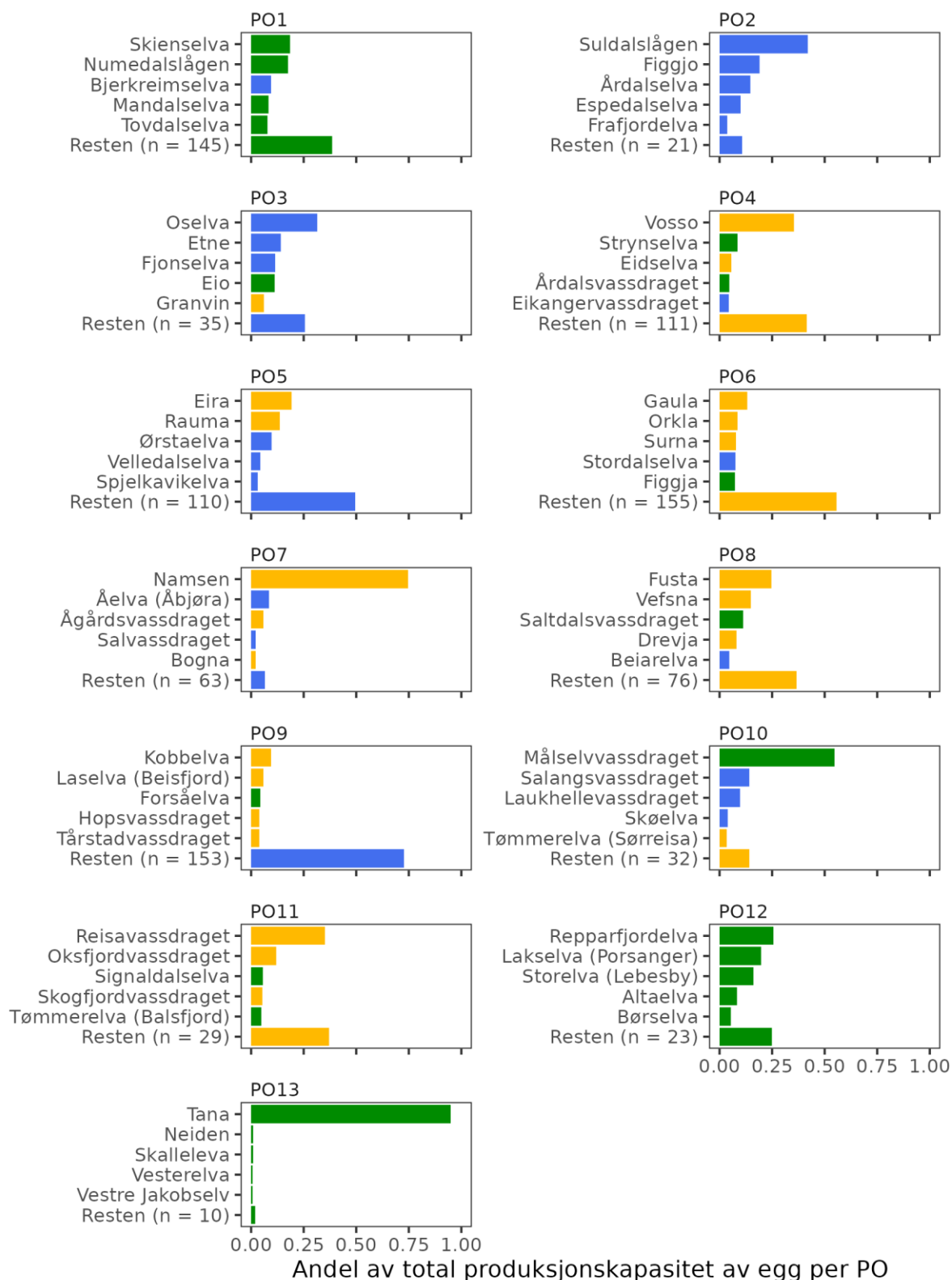
Figur 11. Sammenhengen mellom anadromt bekke-/elveareal (uavhengig variabel, $\log_{10}$ transformert) og I_{trutta} (avhengig variabel) for førstegangsvandrere i de 13 produksjonsområdene i 2024 med effektstørrelse ($b \pm SE$) og r^2 (%) oppgitt. Innsjøarealene i vassdragene er ikke inkludert. Grønn: $I_{trutta} < 10\%$, oransje: $I_{trutta} 10\% - 30\%$, blå: $I_{trutta} > 30\%$.

De fleste av produksjonsområdene får lavere indikatorverdier når vi vekter hver bestand med andelen av den totale produksjonskapasitet av egg per produksjonsområde (Tabell 9). Figur 11 viser sammenhengen mellom anadromt elveareal og I_{trutta} per bestand innenfor de ulike produksjonsområdene. Her ser vi at det er en generell negativ sammenheng med tendens til at elvene med størst areal er også de med lavest påvirkning fra lakselus. Ettersom beregningen av produksjonskapasitet av egg per bestand er en funksjon av elveareal (som beskrevet over) så vil bestandene fra de største elvene ofte trekke ned indikatorverdien for produksjonsområde når vi vekter på eggproduksjonskapasitet (Figur 12). Hovedgrunnen til dette er at mange av de største elvene ligger inne i fjordene, mens de små vassdragene ligger på kysten og det er et geografisk mønster med høyest påvirkning på kystvassdrag (Figur 5, 7 og 9).

I PO4, hvor vi har den største negative sammenhengen mellom I_{trutta} og elveareal (Figur 11), er det også stor endring i den vektete versus uvektede indikatorverdien. De fleste elvene med høy påvirkningsgrad av lakselus ($I_{trutta} > 30\%$) har et elveareal på under 100 000 m² (Figur 11). Dette gjør at også det vektete snittet av I_{trutta} for «resten» av bestandene i PO4 uten de fem største under 30 % (Figur 12), mens det uvektede snittet av disse bestandene er 39,5 %. Den største endringen i indikatorverdien fra uvektet til vektet finner vi imidlertid i PO7 (Tabell 9), der indikatorverdien i stor grad blir satt av en bestand i vassdraget Namsen som står for 75 % av vekten (produksjonskapasiteten av egg) i produksjonsområdet (Figur 12).

Tabell 9. Forslag til vektete indikatorverdier 2024. Indikatorverdier (I_{trutta}) oppgitt for første- og andregangsvandrere separat og for den samlede påvirkningen på begge årsklassene. Fargekodene angir om I_{trutta} ender opp under 10 % (grønn), mellom 10 og 30 % (oransje) og over 30 % (blå).

Område	I_{trutta}		
	Førstegangs- vandrere	Andregangs- vandrere	Samlet
PO1	5,2 %	4,0 %	8,1 %
PO2	45,3 %	34,7 %	62,3 %
PO3	50,4 %	47,9 %	69,4 %
PO4	17,6 %	13,8 %	25,4 %
PO5	38,7 %	33,2 %	56,7 %
PO6	23,3 %	19,4 %	33,4 %
PO7	22,4 %	18,2 %	33,9 %
PO8	19,4 %	18,9 %	32,9 %
PO9	28,3 %	26,1 %	45,1 %
PO10	16,8 %	16,1 %	27,6 %
PO11	12,3 %	11,0 %	21,4 %
PO12	4,2 %	3,1 %	6,9 %
PO13	0,2 %	0,5 %	0,2 %
Snitt	21,9 %	18,9 %	32,6%



Figur 12. Vekting av vassdrag for førstegangsvandrere i 2024. Andelen av total produksjonskapasitet av egg per produksjonsområde for de fem største bestandene med «Resten» av bestandene i en kategori hvor fargen er gitt av et vektet gjennomsnitt av disse bestandene. Grønn: $I_{trutta} < 10\%$, oransje: $I_{trutta} 10\% - 30\%$, blå: $I_{trutta} > 30\%$.

4 Uvektede indikatorverdier for 2021

Som en sammenligning til 2024 presenterer vi her indikatorverdiene for 2021. Det var noe mindre lusepåvirkning i 2021, spesielt i nord (Tabell 10), sammenlignet med førstegangsvandrere i 2024 (Tabell 1), andregangsvandrere i 2024 (Tabell 2), og den samlede påvirkningen på både første- og andregangsvandrere i 2024 (Tabell 3). Selv om 2021 hadde noe mindre lusepåvirkning enn i 2024, er det fortsatt svært stor påvirkning i de fleste produksjonsområder. I flere av produksjonsområdene tilsvarer den samlede påvirkningen at en sjørørret er forventet å få mindre enn halvparten så mange avkom som den ville fått i en situasjon uten lusepåvirkning fra oppdrett.

Tabell 10. Indikatorverdier for 2021. Indikatorverdier (I_{trutta}) oppgitt for første- og andregangsvandrere separat og for den samlede påvirkningen på begge årsklassene. Fargekodene angir om I_{trutta} er under 10 % (grønn), mellom 10 og 30 % (oransje) eller over 30 % (blå).

Område	I_{trutta}		
	Førstegangs- vandrere	Andregangs- vandrere	Samlet
PO1	0,4 %	0,3 %	0,7 %
PO2	42,1 %	36,4 %	59,5 %
PO3	44,7 %	43,5 %	63,7 %
PO4	40,6 %	34,4 %	56,0 %
PO5	41,4 %	36,8 %	61,1 %
PO6	38,2 %	33,6 %	55,1 %
PO7	37,8 %	31,9 %	54,6 %
PO8	27,8 %	24,5 %	43,0 %
PO9	28,7 %	27,8 %	46,8 %
PO10	27,1 %	26,8 %	44,7 %
PO11	7,8 %	8,8 %	15,7 %
PO12	8,5 %	5,9 %	13,5 %
PO13	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Snitt	26,6 %	23,9 %	39,6 %

4.1 Sensitivitetsanalyser

Som en sammenligning til sensitivitetsanalysene på førstegangsvandrere i 2024 viser vi her den tilsvarende analysen på førstegangsvandrere i 2021 (Tabell 11).

Tabell 11 Sensitivitetsanalyser for førstegangsvandrere i 2021. Indikatorverdier (I_{trutta}) og endringen i disse i prosentpoeng (Δ) under ulike antagelser. Fargekodene angir om I_{trutta} ender opp under 10 % (grønn), mellom 10 og 30 % (oransje) og over 30 % (blå).

Område	I_{trutta}	Romlig fordeling av sjøørreten			Tidspunkt for utvandring		Tålegrenser		Tilbakevandring vs død		Påslagsrate og lusedødelighet	
		Δ_1	Δ_2	Δ_3	Δ_4	Δ_5	Δ_6	Δ_7	Δ_8	Δ_9	Δ_{10}	Δ_{11}
PO1	0,4 %	0,0	+0,2	-0,4	-0,2	-0,1	-0,2	+0,7	-0,1	+0,3	0,0	+0,2
PO2	42,1 %	-5,3	+19,0	0,0	+5,3	-2,1	-5,5	+4,4	-7,3	+14,2	-1,2	+2,6
PO3	44,7 %	+2,1	+8,2	+6,1	+6,2	+2,0	-1,8	+4,7	-5,9	+16,5	-1,0	+2,7
PO4	40,6 %	-3,2	+3,7	+0,1	-0,2	-3,6	-4,0	+5,5	-7,1	+15,3	-1,8	+3,4
PO5	41,4 %	-1,6	+7,7	+1,5	+0,9	-0,6	-5,4	+6,0	-9,2	+21,0	-2,2	+3,7
PO6	38,2 %	-2,5	+6,4	+0,2	-0,1	-0,9	-4,2	+5,8	-8,1	+19,2	-2,4	+4,0
PO7	37,8 %	-1,9	+9,0	-0,3	+1,7	-4,9	-3,5	+7,2	-8,6	+20,5	-2,2	+5,2
PO8	27,8 %	-0,4	+9,8	+1,7	+2,0	+1,6	-4,1	+8,5	-8,1	+18,8	-1,3	+4,8
PO9	28,7 %	-3,4	+3,4	0,0	+2,6	-4,1	-6,4	+8,6	-8,8	+22,0	-2,2	+6,2
PO10	27,1 %	-5,6	+1,6	+3,6	+1,4	-5,1	-4,7	+10,1	-7,8	+20,9	-1,4	+7,1
PO11	7,8 %	+0,5	+1,0	-0,1	+0,8	-3,5	-4,9	+6,7	-4,1	+7,4	-3,0	+4,3
PO12	8,5 %	+0,5	+1,5	+0,6	+3,3	-2,3	-3,5	+5,4	-3,5	+6,9	-2,5	+2,7
PO13	0,0 %	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	+1,6	0,0	0,0	0,0	+0,2
Snitt	26,6 %	-1,6	+5,5	+1,0	+1,8	-1,8	-3,7	+5,8	-6,0	+14,1	-1,6	+3,6

Δ_1 Interpolering

Δ_2 Rutenivå

Δ_3 Uniform

Δ_4 Tidlig utvandring

Δ_5 Sen utvandring

Δ_6 Alternativ tålegrensene 1 (lus/g), se tabell 6 for forklaring

Δ_7 Alternativ tålegrensene 2 (lus/g), se tabell 6 for forklaring

Δ_8 Ingen dør

Δ_9 Alle dør

Δ_{10} Påslagsrate for laks (korrigert for størrelse og svømmehastighet)

Δ_{11} Ingen lusedødelighet

Sensitivitetsanalysene for 2021 er like resultatene for 2024. Både retning for endringen i I_{trutta} under de ulike antakelsene og antall prosentpoeng endring i I_{trutta} . PO 2 til 7 forblir i blå kategori, der prosent nedgang i fitness er over 30 %, for alle sensitivitetsanalysene i 2021 med unntak av under antakelsen der ingen av den lusepåvirkede sjøørreten dør. I dette tilfellet bikker PO 7 så vidt under 30 % (til 29,3 %).

5 Forslag til vektete indikatorverdier for 2021

Vi bruker de samme estimatene presentert i kap. 3 på antall egg, som et mål på produksjonskapasitet til vassdraget, for å beregne vektete indikatorverdier per produksjonsområde i 2021. Selv om vassdraget har den samme vektingen som i 2024 så kan den lusepåvirkede nedgangen i fitness (I_{trutta}) for bestanden variere mellom årene og dermed gi ulike utslag på beregningen av vektet indikatorverdi per PO. I likhet med 2024 så er de vektete indikatorverdiene for 2021 lavere sammenlignet med de uvektede for de fleste produksjonsområdene (Tabell 12), men går opp i PO 2 og 3 og forblir relativt uendret i PO1, 9 og 13.

Tabell 12. Forslag til vektete indikatorverdier for 2021. Indikatorverdier (I_{trutta}) oppgitt for første- og andregangsvandrere separat og for den samlede påvirkningen på begge årsklassene. Fargekodene angir om I_{trutta} ender opp under 10 % (grønn), mellom 10 og 30 % (oransje) og over 30 % (blå).

Område	I_{trutta}		
	Førstegangs- vandrere	Andregangs- vandrere	Samlet
PO1	0,9 %	0,4 %	1,2 %
PO2	45,9 %	35,3 %	62,3 %
PO3	53,2 %	48,0 %	68,1 %
PO4	19,1 %	18,4 %	30,6 %
PO5	34,7 %	31,5 %	53,5 %
PO6	22,9 %	19,5 %	34,7 %
PO7	30,4 %	11,8 %	37,0 %
PO8	11,2 %	11,6 %	19,9 %
PO9	30,1 %	27,8 %	48,1 %
PO10	12,2 %	14,7 %	22,7 %
PO11	5,7 %	9,0 %	14,1 %
PO12	5,0 %	4,2 %	8,5 %
PO13	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Snitt	20,9 %	17,9 %	30,8 %

6 Vedlegg: Materialet og metoder

6.1 Oversikt over vassdragene som blir vurdert

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL) har klassifisert tilstanden til norsk sjørret i 1279 vassdrag (VRL 2022). Disse vassdragene danner utgangspunktet for vårt utvalg av sjørretbestander i de 13 produksjonsområdene for vurdering av lakselusas påvirkning til bruk i Trafikklys-systemet. Av de 1279 vassdragene er det 1080 som trolig har hatt en naturlig bestand og resten er ansett som forekomster. Av de 1080 som er klassifisert som «bestand» av VRL, har 18 gått tapt og 34 endret status til forekomst eller liten forekomst. Det er de 1028 resterende vassdragene som i dag er bestander, som er inkludert i vurderingene. For hver av disse vassdragene bruker vi informasjon om posisjon, anadromt innsjøareal og anadromt elveareal i modellene.

6.2 Romlig fordeling av luselarver i sjøen

For å kunne regne ut hvor lakseluslarvene befinner seg til enhver tid, har Havforskningsinstituttet (HI) utviklet et modellsystem som beregner hvordan lakselus fordeles i vannmassene basert på vannstrømmene. Den hydrodynamiske modellen, Norkyst, som beregner strøm, saltholdighet og temperatur er konfigurert for norskekysten i et samarbeid mellom HI og Meteorologisk Institutt, og baserer seg på havmodellen ROMS (Regional Ocean Modeling System, Shchepetkin & McWilliams 2005) som er en amerikanskutviklet havmodell med åpen kildekode. Norkyst er kvalitetssikret og validert mot oseanografiske måledata (Asplin et al. 2020). Spredning av lakselus med strømmene simuleres med en partikkelspredningsmodell (LADIM; <https://github.com/bjornaa/ladim>) og en individbasert modul for lakselus (https://github.com/pnsaevik/ladim_plugins), som er utviklet ved HI. Et tidagers gjennomsnitt av lakselusfordeling langs Norskekysten publiseres ukentlig på www.lakselus.no.

I partikkelspredningsmodellen brukes rapporterte data om antall lus, antall fisk og sjøtemperatur fra alle rapporteringspliktige oppdrettsanlegg til å beregne utslipp (antall) av nyklekte larver fra oppdrettsanleggene (Stien et al. 2005). Disse larvene driver rundt med havstrømmene og opplever temperatur, saltholdighet og strøm fra den hydrodynamiske modellen i den posisjonen de befinner seg. Basert på tilgjengelig kunnskap om lakselusas utvikling, atferd og dødelighet blir det beregnet hvordan lakseluslarvene spres med strømmen, først som ikke-smittsomme nauplier og videre som smittsomme kopepoditter (Samsing et al. 2016, Myksvoll et al. 2018, Sandvik et al. 2020). Lakseluslarvene unnviker vann med lavt saltinnhold (Crosbie et al. 2019), og infektiviteten er temperaturavhengig (Skern-Mauritzen et al. 2020), og dette er inkludert i modellen. Sluttproduktet fra modellen er fordelingen av smittsomme kopepoditter i fjordene og langs hele kysten time for time, noe som gir en god og detaljert oversikt over hvilke områder som til enhver tid har mye eller lite lakseluslarver. I vurderingene av påvirkning på vill laksefisk har vi bare tatt med smittsomme kopepoditter som befant seg i de to øverste meterne av vannsøylen. Kartene viser stor romlig variasjon av lus utover våren/sommeren i de fleste PO-ene, med en tendens til oppsamling langs land, og i fronter og virvler. Hvor mye smitte villfisk utsettes for, vil henge sammen med antall lakseluslarver i området. Sjørretindikatoren bruker sluttproduktet fra lusespredningsmodellen som input i modelleringen. Oppløsningen er gjennomsnittlig lusekonsentrasjon per døgn i de to øverste meterne av vannsøylen i kvadratiske ruter på 0,64 km² (800 m × 800 m).

6.3 Romlig fordeling av sjørret i sjøen

Sjørreten oppholder seg stort sett i fjordene og kystnære strøk gjennom hele sin marine vandring, og de fleste holder seg stort sett innenfor 80 km fra vassdraget (Thorstad et al. 2016). Det blir imidlertid sporadisk registrert enkeltindivider som kan vandre betydelig lengre avstander (Birnie-Gauvin et al. 2019). Det er store variasjoner i vandringsatferd i sjøen både innad og

mellom populasjoner, hvor noen fisk holder seg i nærheten av elvemunningen under hele sjøoppholdet, mens andre individer bruker mesteparten av tiden lengre unna i ytre fjord- eller kystområder (del Villar-Guerra et al. 2014, Hawley et al. 2024a, Lennox et al. 2024). Sjøørret oppholder seg hovedsakelig nært land når de er i sjøen, men de kan også bruke åpne vannmasser, da særlig langtvandrende individer (Eldøy et al. 2015). Sjøørret er regnet som opportunister som kan spise en rekke byttedyr, og vandringsatferden i sjøen påvirkes trolig av sesongvariasjoner i byttedyrene den jakter på og med sjøørrets kroppsstørrelse (Knutsen et al. 2001, Davidsen et al. 2023). Det meste vi har av kunnskap om romlig fordeling hos sjøørret i sjøen kommer fra studier som har brukt akustisk telemetri som metode. En konsekvens av dette er at sporingsdataenes oppløsning og utbredelse begrenses av nettverket av lyttebøyer som er satt ut. Langtvandrende individer vil derfor ofte kun registreres som "utenfor nettverket", og maksimal vandringsatferd kan derfor underestimeres. Denne teknologien gir i de fleste tilfeller ganske grove data på vandringsavstanden til land og ulike habitat typer da rekkevidden til lyttebøyene kan være opptil flere hundre meter. Finstad et al. (2021) sin modell antok at postsmolt av sjøørret var likt fordelt i et område innenfor 20 km fra elvemunningen i de øvre 2 m av vannsøylen. Dette er også antagelsen som Vitenskapelig råd for lakseforvaltning bruker i sin trusselvurdering av sjøørreten (VRL 2025). For å forbedre denne vandringsmodellen har vi samlet sammen flere datasett på telemetri fra ulike norske institusjoner (Tabell V1) og gjort ulike analyser på disse. Vi delte dataene inn i tre størrelsesgrupper som grovt sett representerer førstegangs vandrere (< 18 cm), andregangs vandrere (18-27 cm) og eldre fisk (> 27 cm).

Tabell V1. Oversikt over data på akustisk telemetri.

Fjordsystem	Vassdrag	Periode	Utvalgsstørrelse		
			< 18 cm	18 - 27 cm	> 27 cm
Skjerstadvfjorden ¹	Botnvassdraget	2016-2018	3	24	40
Skjerstadvfjorden ¹	Laksåga	2016-2018			19
Skjerstadvfjorden ¹	Lakselva	2016-2018			17
Skjerstadvfjorden ¹	Saltdalselva	2016-2018			62
Skjerstadvfjorden ¹	Valnesfjord	2016-2018			16
Beiarnfjorden ¹	Beiarelva	2022-2024	66	64	2
Sognefjorden ²	Aurland	2012-2016	13	25	51
Sognefjorden ²	Fortun	2012-2016	20	13	47
Sognefjorden ²	Lærdal	2012-2016	5	13	82
Sognefjorden ²	Mørkrid	2012-2016	5	7	
Sognefjorden ²	Årdal	2012-2016	20	11	58

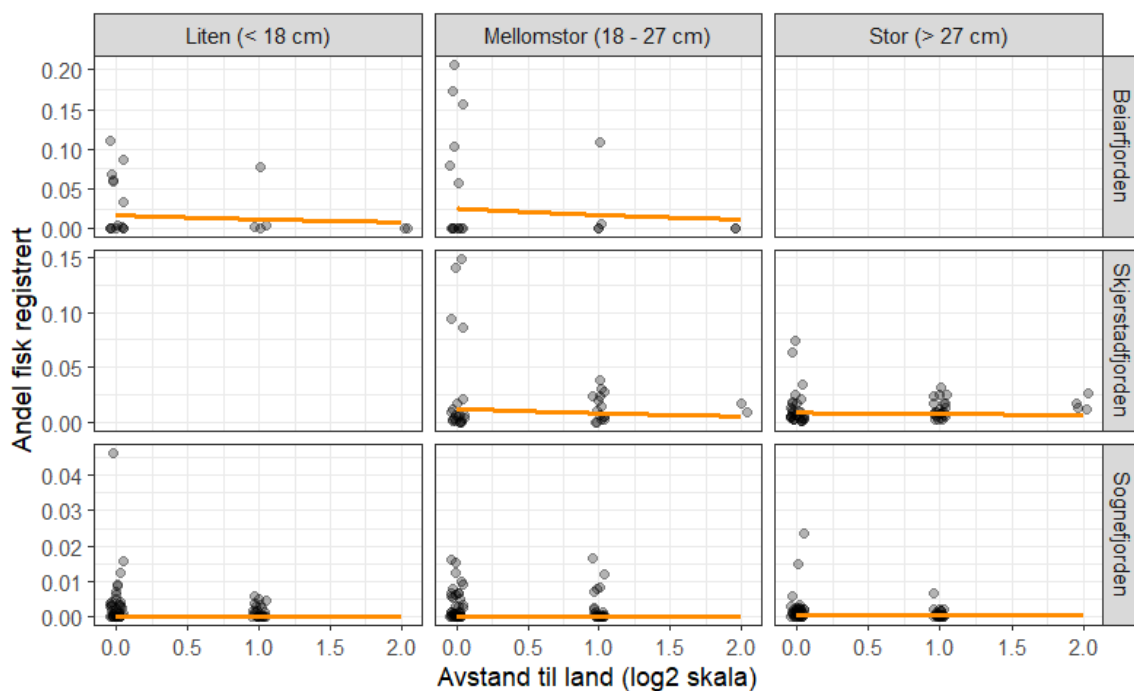
¹ Data fra NTNU vitenskapsmuseet. Tidligere brukt i Davidsen et al. (2019, 2025).

² Data fra AquaLife R&D m.fl. Tidligere brukt i Kristensen et al. (2011), Urke et al. (2010), Hawley (2024), Hawley et al. (2024 a,b)

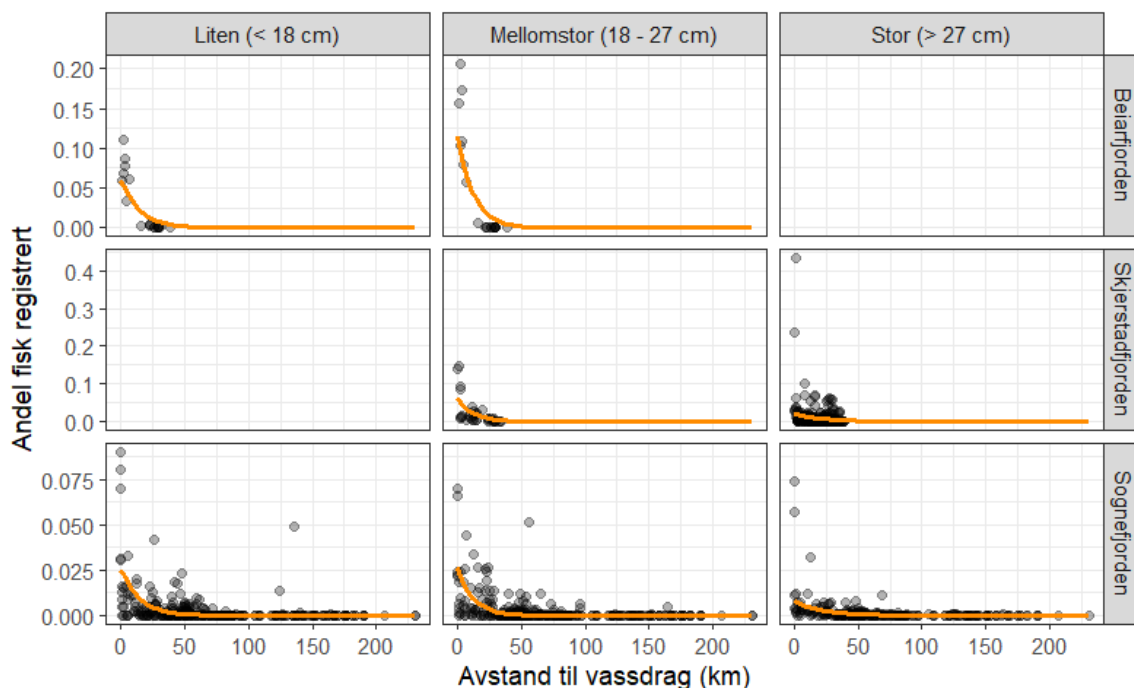
6.3.1 Analyse 1: Rutenivå

I den første analysen tok vi utgangspunkt i 800x800-meter rutene i HI sin modell for lusespredning som hadde en eller flere lyttebøyer, og om fisken var registrert eller ikke i en eller flere av disse rutene en gitt dag. Analysen hadde andelen av fiskene som er registrert i en rute per dag som funksjon av avstand til land (Figur V1), avstand til vassdrag (Figur V2) og inverst antall lyttestasjoner i hver rute. Inverst antall lyttestasjoner er inkludert for å kontrollere for registreringssannsynlighet. I denne analysen tok vi ikke med liten fisk (< 18 cm) i Skjerstadvfjorden og stor fisk (> 27 cm) i Beiarnfjorden på grunn av lav utvalgsstørrelse (Tabell V1). En logistisk regresjon med antall registreringer av totalt antall mulige per rute som respons variabel, estimerte at oddsen for at en liten fisk oppholder seg i en rute minker med 30,2 % når avstanden til land

fordobles, for mellomstor fisk minker dette med 32,3 % og for stor fisk med 11,3 % (regresjonslinjer i Figur V1). Den samme modellen estimerte at oddsen for at en liten fisk oppholder seg i en rute minker med 6,8 % når avstanden til vassdraget øker med 1 km, for mellomstor fisk minker dette med 8,3 % og for stor fisk med 4,5 % (regresjonslinjer i Figur V2). Registreringssannsynligheten i denne modellen ble mindre med inverst antall lyttestasjoner (stigningstall = $-1,39 \pm 0,02$), som tilsier at en rute med en enkelt lyttestasjon hadde 75 % mindre odds for å registrere en fisk sammenlignet med en rute med 100 % registreringssannsynlighet.



Figur V1. Gjennomsnittlig daglig andel av den merkede fisken som ble registrert i hver av de overvåkede 800x800-meter rutene mot rutens avstand til land. Avstanden er på $\log_2$ -skala, hvor en økning på 1 gir en dobling av avstanden til land. Det er tatt hensyn til tidsperioden hver ulik fisk var i sjøen. Regresjonslinjene viser den gjennomsnittlige endringen i andel fisk innenfor hver størrelseskategori etter at avstand til vassdrag og antall lyttestasjoner i ruten er hensyntatt. Stigningstallet ($\pm$ SE) til regresjonslinjene på log-odds-skala er $-0,36 \pm 0,04$ for liten fisk, $-0,39 \pm 0,03$ for mellomstor fisk, og $-0,12 \pm 0,02$ for stor fisk. Alle regresjonslinjene vist i figuren har ulikt skjæringspunkt. Modellen som ble brukt for å estimere regresjonslinjene var en binomisk regresjonsmodell hvor «suksess» i responsvariabelen var antall fisk registrert i en rute en gitt dag og «ikke-suksess» var antall fisk i sjøen som ikke ble registrert i ruten. Forklaringsvariablene var en kategorisk variabel som inkluderte alle kombinasjoner av fiskestørrelseskategori og fjordsystem, rutenes distanse til land på $\log_2$ skala som kontinuerlig variabel med interaksjon med fiskestørrelseskategori (altså et estimert stigningstall per fiskestørrelseskategori), rutenes distanse til land (km) som kontinuerlig variabel med interaksjon med fiskestørrelseskategori, og inverst antall lyttebøyer i hver rute som kontinuerlig variabel. Det er lagt til litt støy til rutenes avstand til land for at datapunktene skal vise bedre.

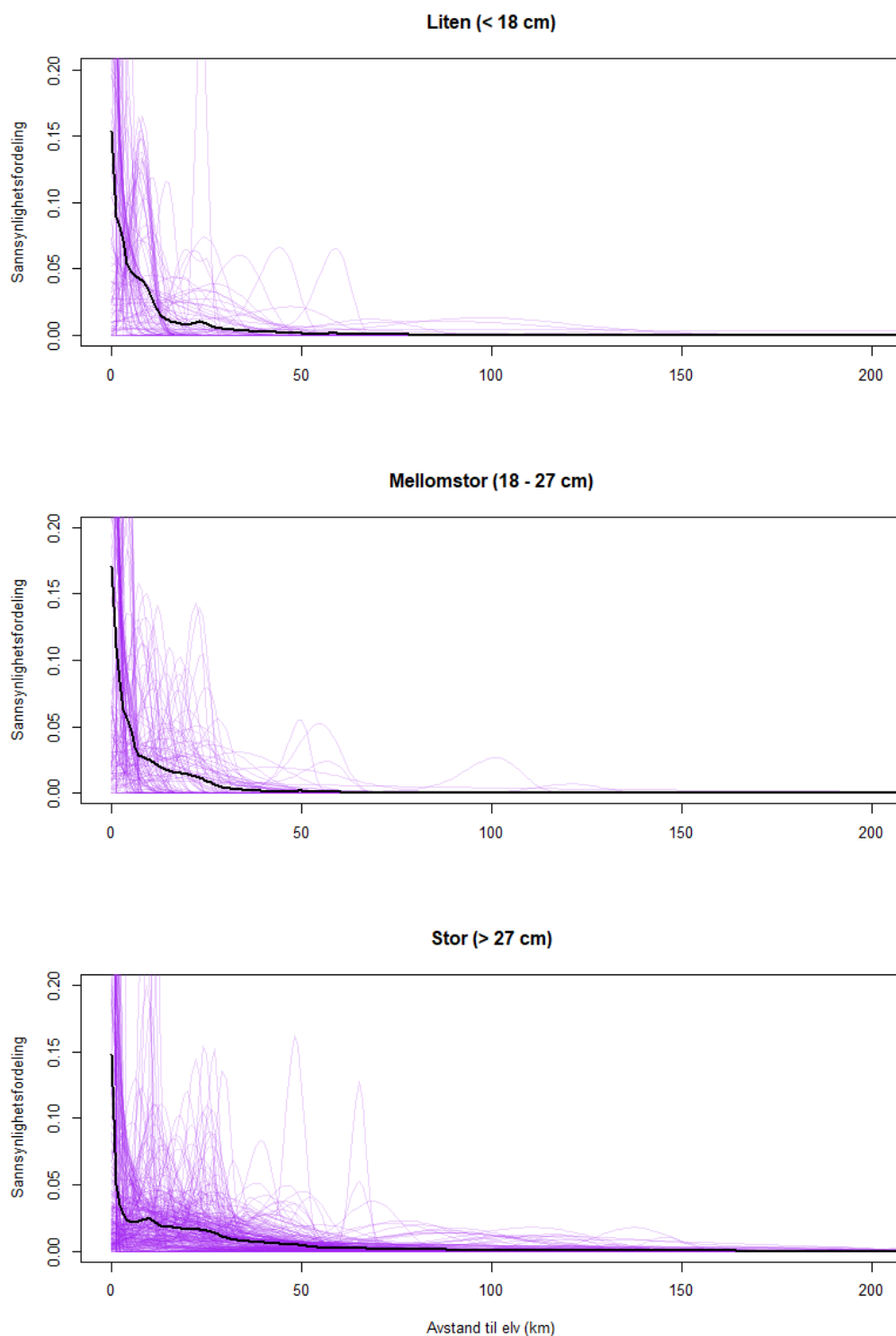


Figur V2. Gjennomsnittlig daglig andel av den merkede fisken i sjøen som ble registrert i hver av de overvåkede 800x800-meter rutene mot rutens avstand til vassdraget. Regresjonslinjene viser den gjennomsnittlige endringen i andel fisk innenfor hver størrelseskategori etter at avstand til land og antall lyttestasjoner i ruten er hensyntatt. Stigningstallet ($\pm$ SE) til regresjonslinjene på log-odds-skala er $-0,070 \pm 0,001$ for liten fisk, $-0,087 \pm 0,001$ for mellomstor fisk, og $-0,046 \pm 0,001$ for stor fisk. Alle regresjonslinjene vist i figuren har ulikt skjæringspunkt. Samme modell som den beskrevet i figurteksten til Figur V1 ble brukt til å estimere regresjonslinjene.

6.3.2 Analyse 2: Individnivå GAM

For å inkludere individvariasjon tilpasset vi en logistisk GAM (generalisert additiv modell) til dataene for hvert enkelt individ (Figur V3). Denne modellen hadde antall daglige registreringer av totalt antall mulige (totalt antall dager fisken var i sjøen) per rute som respons variabel og avstand til vassdrag som «utglattingsfunksjon» («thin plate regression spline»), mens avstand til land og antall bøyer ble kontrollert for ved å inkludere resultatene fra modellen over som «offset» variabler. Siden effekten av avstand til land var veldig lik for liten og mellomstor fisk, brukte vi gjennomsnittet for disse to størrelsesgruppene. Analysen antar at sannsynligheten for at en fisk blir registrert i en rute, gitt at den er til stede, er lik for alle ruter i analysen etter at vi har kontrollert for antall lyttestasjoner. Dette er trolig ikke riktig siden rekkevidden til en lyttestasjon er avhengig av vannkjemielementer. For eksempel, høyt saltinnhold fører til mindre rekkevidde enn lavt saltinnhold, noe som medfører at deteksjonssannsynligheten trolig er høyere nærmere vassdraget enn lengre ute i fjorden. I tillegg vil området nært elvemunningen være bedre dekket med bøyer enn områder lengre fra elvemunningen. Dette kan føre til at en fisk bare blir registrert når den er nær elvemunningen, selv om den har vandret over lengre avstand. Analysen overestimerer trolig derfor oppholdstid nært vassdrag.

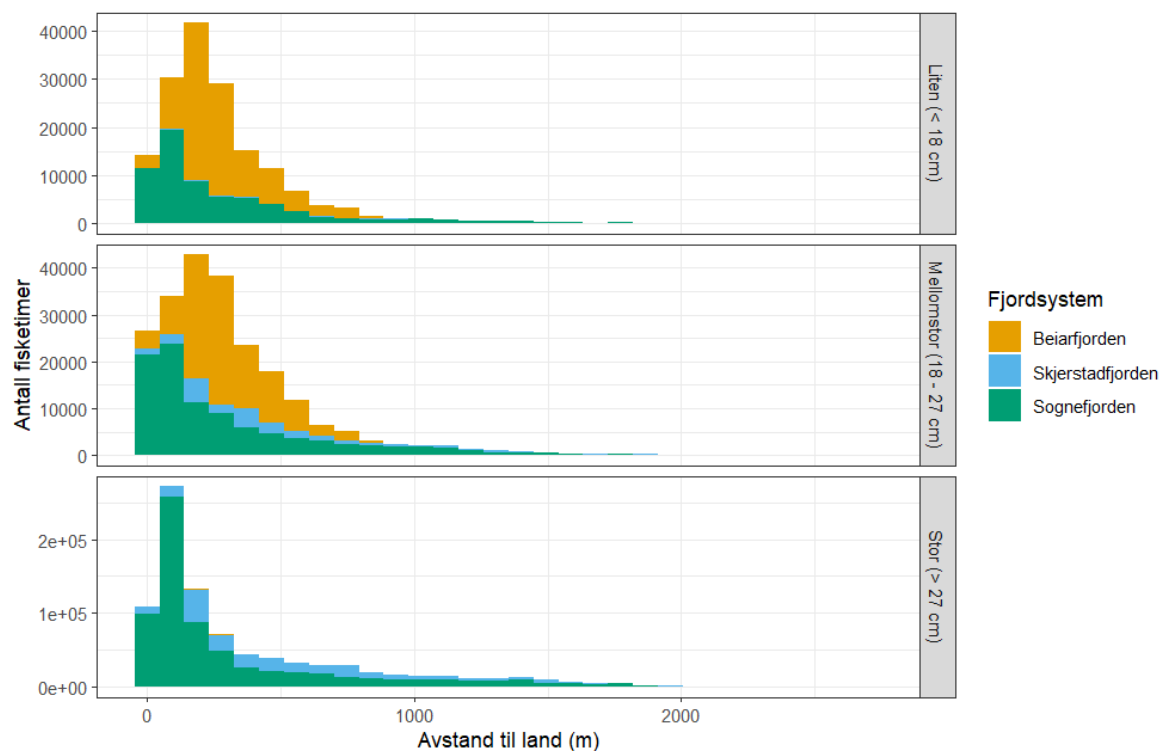
Analysen på individnivå viser at det er svært få små og mellomstore fisk som oppholder seg i ruter mer enn 50 km fra elvemunningen, og sannsynligheten for at en slik fisk oppholder seg i ruter mer enn 150 km er neglisjerbar. For store fisk er det flere som oppholder seg i ruter langt fra vassdraget, men også her er tidsbruken i områdene nærmere enn 50 km sterkt dominerende. Dette er i godt samsvar med resultatene fra analysen på rutenivå (Figur V2).



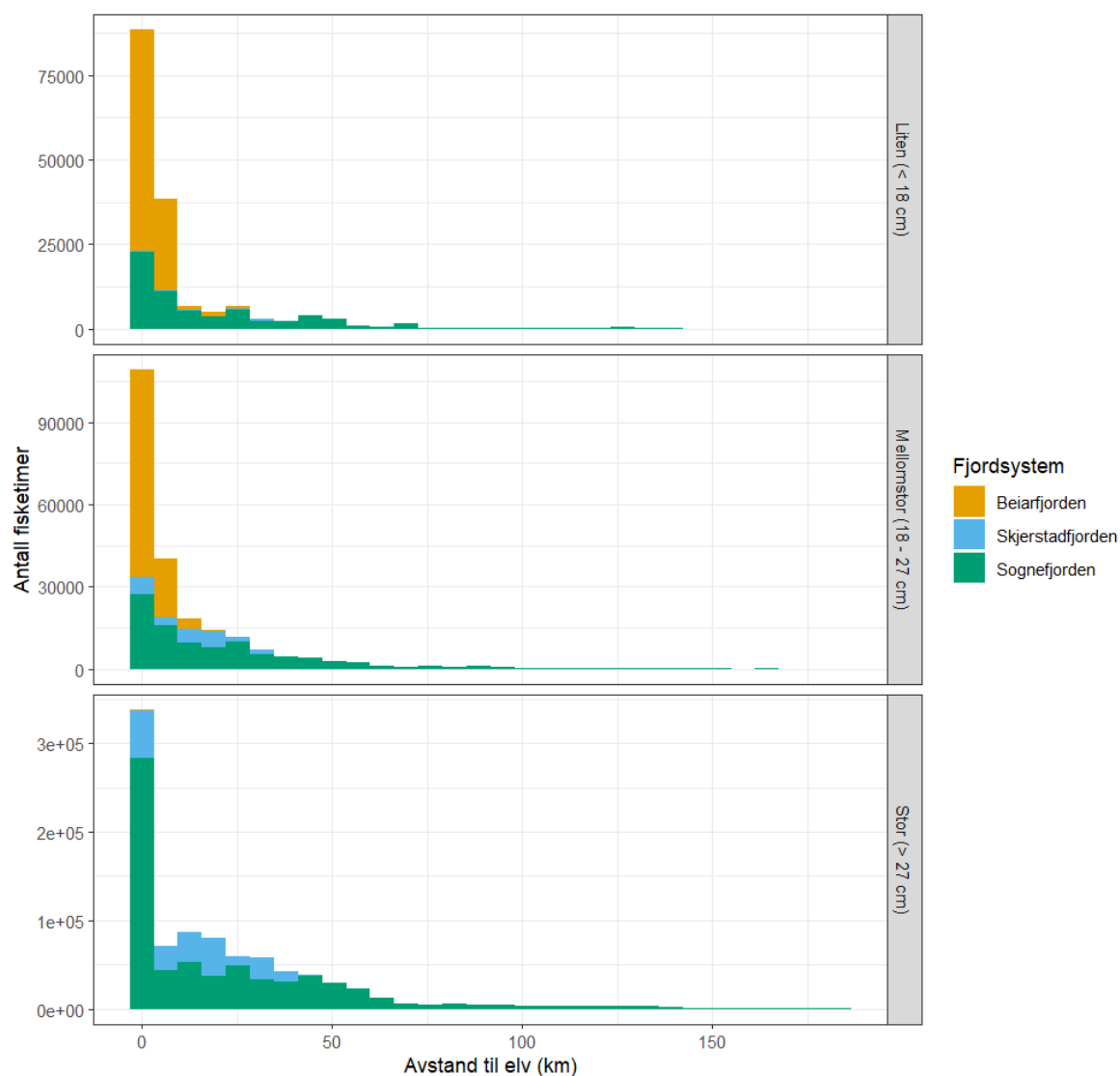
Figur V3. Individuelle fisk sine sannsynlighetsfordelinger for å befinne seg i 800x800-meter ruter med ulik avstand til vassdrag. Y-aksen er trunkert på 0,20 for å bedre vise variasjonen. Den sorte linjen viser gjennomsnittet. Analysene antar at log-odds endrer seg med -1,39 med inverst antall lyttestasjoner i ruta og med -0,375 når avstanden til land dobler seg for liten og mellomstor fisk og med -0,12 når avstanden til land dobler seg for stor fisk. Fisk med færre enn 10 observasjoner på dagsposisjon ble utelatt fra analysen. Se tekst for forklaring på modellene som ble brukt for å estimere hver av de individuelle sannsynlighetsfordelingene (lilla linjer).

6.3.3 Analyse 3: Individnivå interpolering

En alternativ metode for å inkludere individvariasjon er å basere analysene på interpolerte data. Her antar man at fisken svømmer kortest mulig vei (i sjø) mellom to registreringer på lyttebøyene. Vi interpolerte posisjonen til hver fisk i datasettene for hver time. Denne metoden viser også at fisken holder seg nært land, som regel under 500 m (Figur V4) og i relativt korte avstander fra elv (Figur V5).

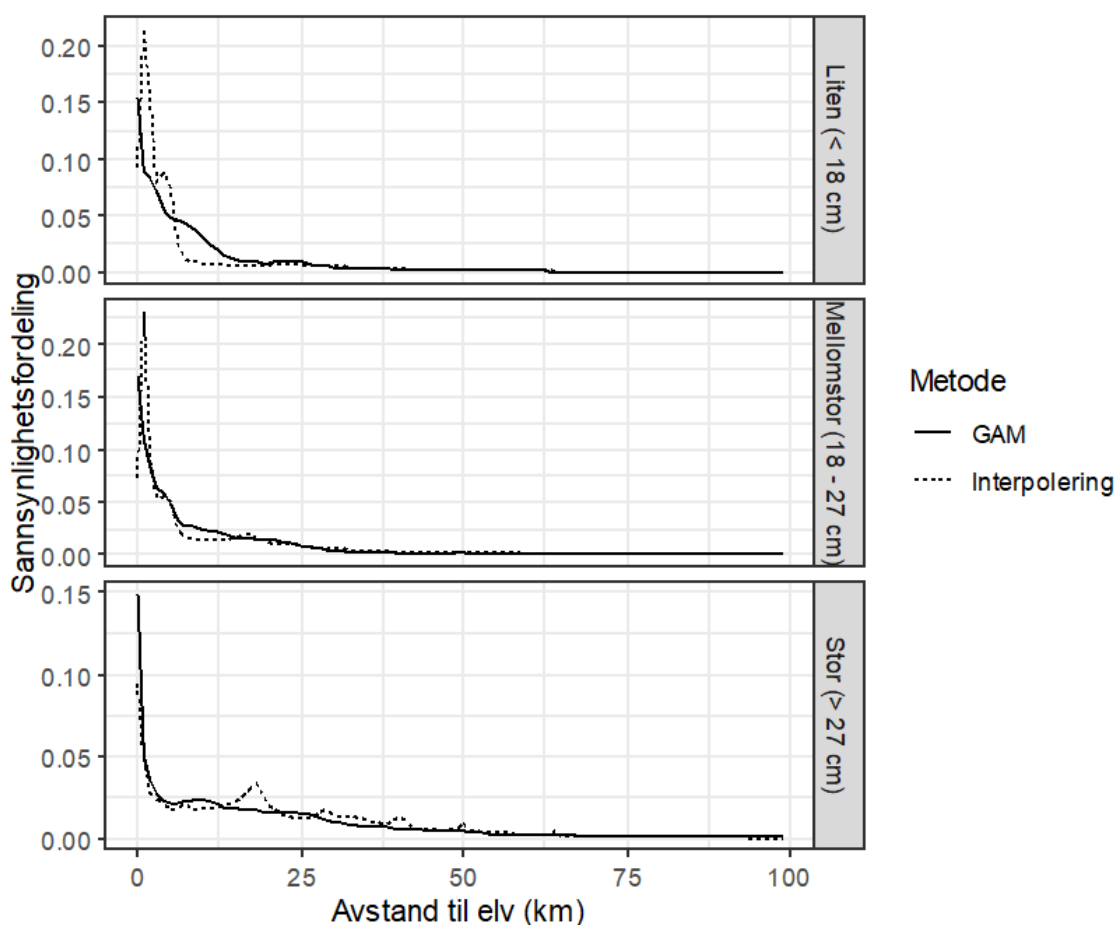


Figur V4. Antall timer i sjøen for alle fiskene i datasettet i forhold til avstand til land. Basert på interpolerte data. Fisk som var mindre enn en uke i sjøen er utelatt.



Figur V5. Antall timer i sjøen for alle fiskene i datasettet i forhold til avstand til elv. Basert på interpolerte data. Fisk som var mindre enn en uke i sjøen er utelatt.

For å inkludere individvariasjon i analysene av interpoleringsdata, brukte vi «kernel density estimation» på hvert individs timefordeling i forhold til avstand til elvemunningen. Interpoleringsmetoden er også forventet å overestimere oppholdstid nært vassdrag, av de samme grunnene som metoden basert på logistisk GAM. En sammenligning av interpoleringsmetoden og GAM metoden (Figur V6) viser at metodene er i god overenstemmelse, men at metoden basert på logistisk GAM estimerer at fisken i størrelseskategorien liten og mellomstor oppholder seg litt lengre fra elvene i gjennomsnitt sammenlignet med metoden basert på interpolering.



Figur V6. Sammenligning av metode basert på GAM og interpolering for ulike størrelseskategorier av fisk. Linjene viser sannsynlighet basert på gjennomsnittet av fiskene. For å regne ut individuelle sannsynlighetsfordelinger fra interpoleringsdataene brukte vi «kernel density estimation» (funksjonen density i R versjon 4.4.0, med argumenter kernel = «gaussian» og adjust = 4) .

6.3.4 Implementering

Sjørørretindikatoren bruker individfordelingene fra GAM metoden inkludert den negative effekten av avstand til land på sannsynlighet for at en fisk befinner seg i en rute i modelleringen. For hver modellert sjørørret trekker vi en individfordeling (med tilbakelegging) fra alle de estimerte individfordelingen til størrelsesgruppen som fisken tilhører. Denne sannsynlighetsfordelingen, inkludert endringen i sannsynlighet med avstand til land, blir brukt til å regne ut sannsynligheten for at en fisk oppholder seg i hver 800x800-meter rutene som omgir elven (opp til en radius på 150 km fra elvemunningen). Dette gir et tall per 800x800-meter rute som summerer til 1 over alle rutene, og som representerer den romlige fordelingen en fisk har under hele sjøvandringen. I modellen oppholder ikke en fisk seg i en enkelt rute, i stedet regner vi et gjennomsnitt over alle rutene den kan oppholde seg i (vektet på sannsynligheten til den enkelte rute). Slik sett representerer fisken mange fisk med lignende vandringsadferd. Grunnen til at vi gjør modelleringen på denne måten er at vi slipper unna med å modellere færre fisk, og dermed sparer maskinkraft, men får det samme resultatet.

I sensitivitetsanalysene presenterer vi også indikatorverdier der modelleringen er basert på de andre analysene (Analyse 1: Rutenivå og Analyse 3: Individnivå interpolering), i tillegg presenter vi indikatorverdier under antagelsen om at fisken oppholder seg med lik sannsynlighet i alle ruter innenfor en radius på 20 km fra elvemunningen (slik som i Finstad et al. 2021).

6.4 Tidspunkt for utvandring

Data om utvandringstid hos sjørøret er basert på fangster av nedvandrende fisk i feller som dekker hele eller mindre deler av elvetverrsnittet, eller overvåking av ut- og oppvandrende fisk i hele eller deler av elvetverrsnitt med video. I de siste årene er det samlet inn data på utvandring av sjørøret i vassdrag der det gjøres bestandsovervåking av sjøoverlevelse med PIT-merking av smolt eller presmolt (Haraldstad et al. 2017, 2022, 2024, Paterson et al. 2021). I tillegg er det gjennomført studier av vandringsatferd, både utvandring og fjordvandring, hos både smolt og større sjørøret med akustisk telemetri i en del vassdrag og fjorder (Bremset et al. 2017, Eldøy et al. 2019, 2021, Serra-Llinares et al. 2020, Hawley et al. 2024, Lennox et al. 2024).

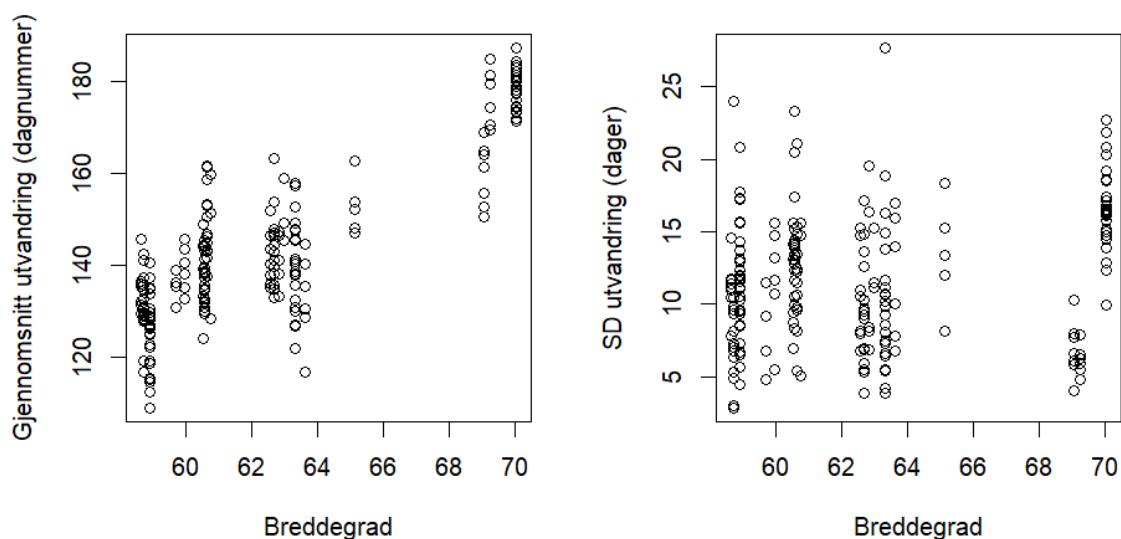
6.4.1 Førstegangsvandrere

Vi har tatt utgangspunkt i en rekke datasett med utvandringstidspunkt for (antatt) førstegangsvandrende sjørøret (Tabell V2). I datasettene er antagelsen om at en fisk er førstegangsvandrende i stor grad basert på størrelse og i noen grad på andre morfologiske karakteristikk. Unntakene er Halselva og Imsa der vi har kontroll på opp- og nedvandring av all fisk og derfor vet om en fisk har passert fella på et tidligere tidspunkt.

For hvert år i hvert vassdrag estimerte vi gjennomsnitt og individvariasjon i utvandringsdag (Figur V7), hvor individvariasjonen er estimert som en varians på log skala. Dette ble gjort ved å tilpasse en trunkert normalfordeling til dataene, hvor tilpasningen var basert på «maximum likelihood». Trunkeringen var basert på perioden til overvåkingen, som gir første og siste mulige observasjonspunkt. Usikkerheten i estimatene for gjennomsnitt og log varians ble estimert som standardfeil basert på den inverse Hessematrissa til den estimerte likelihood-funksjonen.

Tabell V2. Oversikt over data på førstegangsvandrende sjøørret.

PO	V. nr.	Vassdrag	Periode	Antall år	Antall fisk	Datatype
1	018.62AZ	Østeråbekken ¹	2016-2023	8	496	PIT/elfiske
1	018.Z	Vegårvassdraget ¹	2005-2024	17	7310	PIT/Smoltskrue
2	029.2Z	Imsa ²	1988-2019	31	1466	Wolf-felle
3	041Z	Etne ³	2018-2021	4	85	PIT/ruse
3	045.32Z	Guddalselva ³	2007-2016	6	77	Wolf-felle
3	052.1Z	Granvinsvassdraget ⁴	2017-2022	6	2559	Video
4	061.Z	Dalelva ¹	2004-2024	21	57432	Wolf-felle
4	062.Z	Vosso ¹	2002-2024	14	2502	Smoltskrue
4	063.Z	Ekso ¹	2006-2008	3	1397	Ruse
5	102.2Z	Vatne ²	2016-2023	7	798	PIT/ruse
5	104.Z	Eira ²	2001-2016	16	2018	Felle m fangstkammer
5	107.3Z	Sylteelva/Moaelva ²	2017-2023	5	346	PIT/elfiske
6	112.Z	Surna ²	2011-2013	3	401	Smoltskrue
6	119.9Z	Fremstadelva ²	2016-2022	6	382	PIT/ruse
6	121.Z	Orkla ²	1992-2011	18	2116	Notfelle/smoltskrue
6	122.2Z	Vigda ²	2017-2023	7	1894	PIT/smoltskrue
7	144.Z	Urvollvassdraget ⁴	2015-2019	5	1278	Video
10	186.2Z	Roksdalsvassdraget ⁴	2008-2016	7	498	Video
10	194.Z	Laukhelle ⁴	2009-2014	6	40299	Video
12	212.2Z	Halselva ²	1987-2012	26	83047	Wolf-felle

¹ Data fra NORCE.² Data fra NINA. Tidligere brukt i Jonsson & Jonsson (2002, 2009), Jensen et al. (2012, 2020, 2022) og Paterson et al. (2021)³ Data fra HI. (Bare deler av datamaterialet er brukt.)⁴ Data fra Skandinavisk Naturovervåkning.**Figur V7.** Gjennomsnittlig utvandringssdag og individvariasjon (standardavvik) for alle kombinasjoner av år og elv i forhold til breddegrad. Dagnummer 120 er 30. april og dagnummer 180 er 29. juni.

Estimatene på gjennomsnittlig utvandringssdag og individvariasjon (log varians) ble brukt som responsvariabler i statistiske analyser for å undersøke om det er systematiske forskjeller mellom elver som er viktig å hensynta i modelleringen. Vi brukte Akaikes informasjonskriterium (AIC) for å vurdere hvilke forklaringsvariabler som burde inkluderes (Burnham & Anderson 2002). I modellseleksjonen brukte vi en såkalt «forward selection» der en begynner med den enkleste modellen (bare krysningspunkt) og så vurderer en og en forklaringsvariabel med økende kompleksitet av modellen. I modellseleksjonstabellene viser vi et utvalg av modellene vi har vurdert (vi har typisk ekskludert enkle modeller med dårlige AIC verdier). Modellene er lineære miksa-modeller som inkluderte vassdrag som tilfeldig faktor og tok hensyn til usikkerheten i datapunktene i estimeringen av parameterne. Usikkerheten ble hensyntatt gjennom en tilfeldig faktor med varians lik den kvadrerte standardfeilen til datapunktene. Residualvariansen estimert i disse modellene vil derfor representere variasjon mellom år (innenfor elv). Alle de tilfeldige faktorene og residualene er antatt å være uavhengige og normalfordelte. Som forklaringsvariabler evaluerte vi breddegrad, relativt innsjøareal (andel innsjøareal av det totale anadrome arealet), anadromt innsjøareal ($\log_{10} \text{ m}^2$) hvor vi antok at alle elver hadde minst 1 m^2 med «innsjøareal», anadromt elveareal ($\log_{10} \text{ m}^2$) og total anadromt areal ($\log_{10} \text{ m}^2$). Grunnen til at disse variablene ble valgt som potensielle forklaringsvariabler (og ikke andre) er at vi har data for alle de evaluerte 1028 elvene for disse variablene. Dette gjør det mulig å bruke modellen fra den statistiske analysen til å modellere heterogenitet mellom elver i de biologiske parameterne. Andre variabler som potensielt kan påvirke de biologiske parameterne (f.eks. utvandringssdato), slik som vanntemperatur på våren, mangler vi data på for mange av elvene.

Den beste modellen av de evaluerte modellene for gjennomsnittlig utvandringssdag inkluderte breddegrad som forklaringsvariabel (Tabell V3). Estimatene fra denne modellen viser at gjennomsnittlig utvandringssdag økte med 3,5 dager per breddegrad, at normalvariasjonen (standardavviket) mellom vassdrag var $\pm 6,7$ dager og at normalvariasjonen mellom år (i et vassdrag) var $\pm 6,0$ dager (Tabell V4).

Tabell V3. Modellseleksjon for gjennomsnittlig utvandringssdag (dagnummer). Antall parametre i modellen er gitt av k og forskjell i AIC fra den beste modellen er gitt av ΔAIC . Alle modellene hadde vassdrag som tilfeldig faktor og residualene representerte årsvariasjon (innenfor vassdrag).

Forklaringsvariabler	k	AIC	ΔAIC
Ingen (bare krysningspunkt)	3	1495,0	26,3
Breddegrad	4	1468,7	0,0
Breddegrad, Rel. innsjøareal	5	1470,6	1,9
Breddegrad, Innsjøareal	5	1470,6	1,9
Breddegrad, Elveareal	5	1469,7	1,0
Breddegrad, Anadromt areal	5	1470,7	2,0

Tabell V4. Parameterestimat og standardfeil (SE) for modellen for gjennomsnittlig utvandringssdag.

Parameter	Estimat	SE
Krysningspunkt (dagnummer)	153,18	1,91
Breddegrad (dager per °N)	3,52	0,46
Vassdragsvariasjon (standardavvik målt i dager)	6,65	
Årsvariasjon (standardavvik målt i dager)	5,96	

Den beste av de evaluerte modellene for individvariasjon i utvandringdag inkluderte ingen forklaringsvariabler, denne modellen var like god som modellen som inkluderte anadromt areal som forklaringsvariabel (forskjell i AIC var marginal) (Tabell V5). Estimaten fra modellen viser at den gjennomsnittlige individvariasjonen i utvandringdag målt som standardavvik var $\pm 10,0$ dager (Tabell V6). Det var stor variasjon mellom vassdrag og år i størrelsen på individvariasjonen, de estimerte standardavvikene tilsvarer at individvariasjonen (variansen i utvandringdag) endret seg med en faktor på 1,6 mellom vassdrag og 1,9 mellom år (innenfor vassdrag) (Tabell V6).

Tabell V5. Modellseleksjon for individvariasjon i utvandringdag (dagnummer). Antall parametre i modellen er gitt av k og forskjell i AIC fra den beste modellen er gitt av ΔAIC . Alle modellene hadde vassdrag som tilfeldig faktor og residualene representerte årsvariasjon (innenfor vassdrag).

Forklaringsvariabler	k	AIC	ΔAIC
Ingen (bare krysningspunkt)	3	493,8	0,1
Breddegrad	4	495,8	2,1
Rel. innsjøareal	4	495,4	1,7
Innsjøareal	4	494,9	1,2
Elveareal	4	494,3	0,6
Anadromt areal	4	493,7	0,0

Tabell V6. Parameterestimat og standardfeil (SE) for modellen for individvariasjon i utvandringdag.

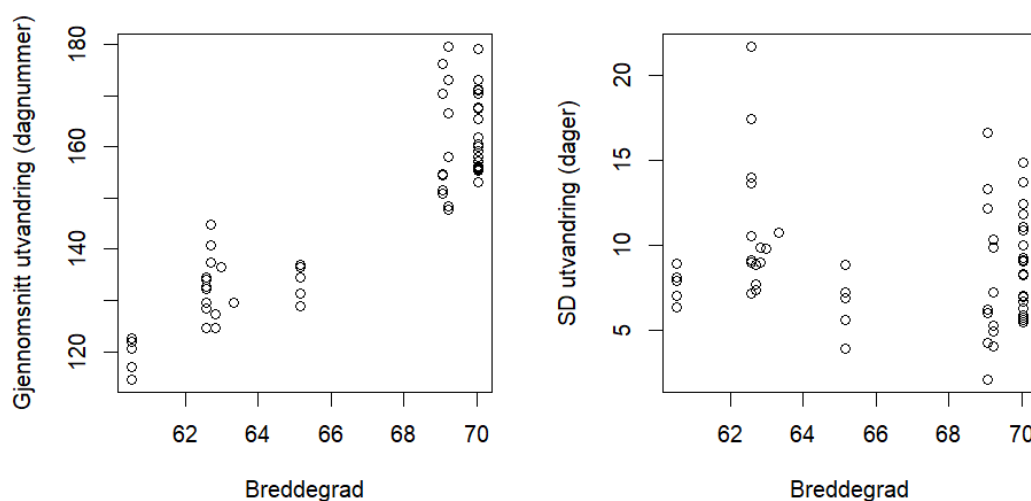
Parameter	Estimat	SE
Krysningspunkt (log dager ²)	4,60	0,12
Vassdragsvariasjon (standardavvik målt i log dager ²)	0,46	
Årsvariasjon (standardavvik målt i log dager ²)	0,66	

6.4.2 Andregangsvandrere

Data på andregangsvandrere er fra de samme vassdragene som for førstegangsvandrere, men siden en del av vassdragene bare hadde data på førstegangsvandrende/liten sjøørret, er det færre vassdrag med i denne analysen (Tabell V7, Figur V8). Vi brukte samme metode som for førstegangsvandrere for å komme fram til modeller for utvandringdag for andregangsvandrere.

Tabell V7. Oversikt over data på andregangsvandrende sjøørret

V. nr.	Vassdrag	Periode	Antall år	Antall fisk
018.62AZ	Østeråbekken	2020-2020	1	17
052.1Z	Granvinsvassdraget	2018-2022	5	3391
102.2Z	Vatne	2015-2023	8	1394
104.Z	Eira	2001-2008	6	138
107.3Z	Sylteelva/Moaelva	2017-2021	2	63
112.Z	Surna	2011-2013	3	119
121.Z	Orkla	1992-2011	9	142
122.2Z	Vigda	2017-2022	4	46
144.Z	Urvollvassdraget	2015-2019	5	2429
186.2Z	Roksdalsvassdraget	2008-2016	7	278
194.Z	Laukhelle	2009-2014	6	8210
212.2Z	Halselva	1989-2012	23	1949



Figur V8. Gjennomsnittlig utvandringssdag og individvariasjon (standardavvik) for alle kombinasjoner av år og elv i forhold til breddegrad. Dagnummer 120 er 30. april og dagnummer 180 er 29. juni.

Den beste modellen av de evaluerte modellene for gjennomsnittlig utvandringssdag inkluderte breddegrad som forklaringsvariabel (Tabell V8). Estimaten fra denne modellen viser at andregangsvandrere vandret ut fra vassdragene litt tidligere enn førstegangsvandrerne (dagnummer 144 vs. 153 ved 65°N), for andregangsvandrere økte gjennomsnittlig utvandringssdag med 3,5 dager per breddegrad, normalvariasjonen mellom vassdrag var $\pm 6,9$ dager og normalvariasjonen mellom år (innenfor vassdrag) var $\pm 7,0$ dager (Tabell V9).

Tabell V8. Modellseleksjon for gjennomsnittlig utvandringssdag (dagnummer). Antall parametre i modellen er gitt av k og forskjell i AIC fra den beste modellen er gitt av ΔAIC . Alle modellene hadde vassdrag som tilfeldig faktor og residualene representerte årsvariasjon (innenfor vassdrag).

Forklaringsvariabler	k	AIC	ΔAIC
Ingen (bare krysningspunkt)	3	579,5	13,9
Breddegrad	4	565,6	0,0
Breddegrad, Rel. innsjøareal	5	565,8	0,2
Breddegrad, Innsjøareal	5	567,2	1,6
Breddegrad, Elveareal	5	566,6	1,0
Breddegrad, Anadromt areal	5	567,6	2,0

Tabell V9. Parameterestimat og standardfeil (SE) for modellen for gjennomsnittlig utvandringssdag.

Parameter	Estimat	SE
Krysningspunkt (dagnummer)	144,46	2,26
Breddegrad (dager per °N)	3,52	0,67
Vassdragsvariasjon (standardavvik målt i dager)	6,90	
Årsvariasjon (standardavvik målt i dager)	7,01	

Den beste av de evaluerte modellene for individvariasjon i utvandringssdag inkluderte breddegrad som forklaringsvariabel (Tabell V10). Estimaterne fra modellen viser at den gjennomsnittlige individvariasjonen i utvandringssdag målt som standard avvik var $\pm 8,2$ dager og variansen til individvariasjonen minket med 6 % per breddegrad (Tabell V11). Det er verdt å merke seg at sammenhengen med breddegrad er svak og har relativt dårlig statistisk støtte. Det var moderat variasjon mellom vassdrag og stor variasjon mellom år i mengden av individvariasjon, de estimerte standardavvikene tilsvarer at individvariasjonen (variansen i utvandringssdag) endret seg med en faktor på 1,3 mellom vassdrag og 2,0 mellom år (innenfor vassdrag) (Tabell V11).

Tabell V10. Modellseleksjon for individvariasjon utvandringssdag (dagnummer). Antall parametre i modellen er gitt av k og forskjell i AIC fra den beste modellen er gitt av ΔAIC . Alle modellene hadde vassdrag som tilfeldig faktor og residualene representerte årsvariasjon (innenfor vassdrag).

Forklaringsvariabler	k	AIC	ΔAIC
Ingen (bare krysningspunkt)	3	188,1	0,6
Breddegrad	4	187,5	0,0
Breddegrad, Rel. innsjøareal	4	189,4	1,9
Breddegrad, Innsjøareal	4	189,4	1,9
Breddegrad, Elveareal	4	188,8	1,3
Breddegrad, Anadromt areal	4	187,9	0,4

Tabell V11. Parameterestimat og standardfeil (SE) for modellen for individvariasjon i utvandringssdag.

Parameter	Estimat	SE
Krysningspunkt (log dager ²)	4,21	0,12
Breddegrad (log dager ² per °N)	-0,06	0,04
Vassdragsvariasjon (standardavvik målt i log dager ²)	0,28	
Årsvariasjon (standardavvik målt i log dager ²)	0,67	

6.4.3 Implementering

I implementeringen brukte vi modellene presentert i Tabell V4, V6, V9 og V11 for å modellere variasjon mellom vassdrag i individfordelingen av utvandringssdag. I modellen antok vi at individfordelingene var trunkerte normalfordelinger (trunkerte på 2,5 % og 97,5 % kvantilene). Siden en normalfordeling går fra minus uendelig til pluss uendelig var trunkering nødvendig. Usikkerheten i estimatene og vassdragsvariasjonen ble brukt som input i modellen for å informere usikkerhetsestimatet til indikatoren.

6.5 Lengde på sjøopphold

Det er en sterk negativ sammenheng mellom utvandringssdag og lengde på sjøopphold, men bare en svak sammenheng mellom utvandringssdag og tilbakevandringssdag (Figur 5. i Næsje et al. 2025). Dette tyder på at sjørreten i hovedsak vandrer tilbake til elva på et gitt tidspunkt på året, heller enn etter en viss tid i sjøen. Modellen baserer seg derfor på en fordeling av tilbakevandringssdatoer (uavhengig av utvandringssdato). Dette gjør det også mulig å bruke videodata for å informere modellen (i disse dataene vet vi ikke når de individuelle fiskene gikk ut i sjøen).

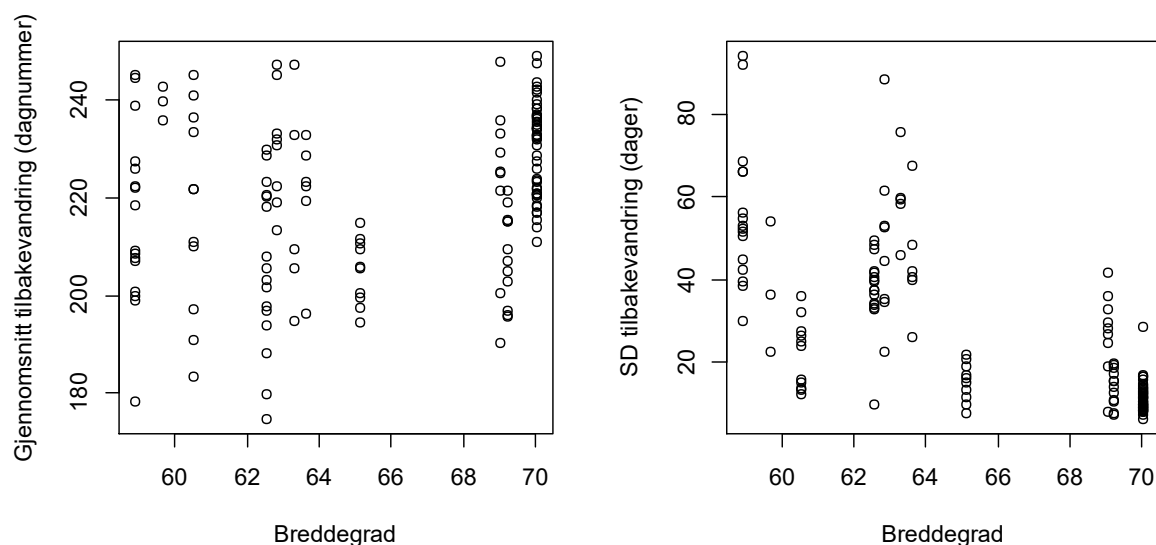
Vi brukte samme metode som for utvandringstidspunkt for å komme fram til modeller for tilbakevandringstidspunkt.

6.5.1 Førstegangsvandrere

Vi har noe mindre data for tilbakevandringstidspunkt (Tabell V12, Figur V9) sammenlignet med utvandringstidspunkt (Tabell V2, Figur V7), siden en del av vassdragene bare har feller for å fange utvandrende fisk.

Tabell V12. Oversikt over data på tilbakevandring av førstegangsvandrende sjørørret

V. nr.	Vassdrag	Periode	Antall år	Antall fisk
029.2Z	Imsa	1988-2019	16	107
052.1Z	Granvinsvassdraget	2017-2022	5	5945
102.2Z	Vatne	2015-2023	8	301
107.3Z	Sylteelva/Moaelva	2017-2023	6	58
119.9Z	Fremstadelva	2016-2022	6	110
122.2Z	Vigda	2019-2023	3	29
144.Z	Urvollvassdraget	2015-2019	5	5444
186.2Z	Roksdalsvassdraget	2011-2013	3	198
194.Z	Laukhelle	2009-2014	6	13877
212.2Z	Halselva	1988-2012	25	2796



Figur V9. Gjennomsnittlig tilbakevandringsdag og individvariasjon (standardavvik) for alle kombinasjoner av år og elv i forhold til breddegrad. Dagnummer 180 er 29. juni og dagnummer 240 er 28. august.

Den beste modellen av de evaluerte modellene for gjennomsnittlig tilbakevandringsdag inkluderte ingen forklaringsvariabler (Tabell V13). Gjennomsnittlig tilbakevandringsdag var dagnummer 218 (starten av august), normalvariasjonen mellom vassdrag var $\pm 9,8$ dager og normalvariasjonen mellom år (i et vassdrag) var $\pm 10,6$ dager (Tabell V14).

Tabell V13. Modellseleksjon for gjennomsnittlig tilbakevandringsdag (dagnummer). Antall parametere i modellen er gitt av k og forskjell i AIC fra den beste modellen er gitt av ΔAIC . Alle modellene hadde vassdrag som tilfeldig faktor og residualene representerte årsvariasjon (innenfor vassdrag).

Forklaringsvariabler	k	AIC	ΔAIC
Ingen (bare krysningspunkt)	3	699,5	0,0
Breddegrad	4	701,5	2,0
Rel. innsjøareal	4	699,6	0,1
Innsjøareal	4	700,4	0,9
Elveareal	4	701,0	1,5
Anadromt areal	4	700,9	1,4

Tabell V14. Parameterestimat og standardfeil (SE) for modellen for gjennomsnittlig tilbakevandringsdag.

Parameter	Estimat	SE
Krysningspunkt (dagnummer)	218,54	3,59
Vassdragsvariasjon (standardavvik målt i dager)	9,78	
Årsvariasjon (standardavvik målt i dager)	10,57	

Den beste av de evaluerte modellene for individvariasjon i tilbakevandringsdag inkluderte breddegrad og innsjøareal som forklaringsvariabler (Tabell V15). Estimaten fra modellen viser at den gjennomsnittlige individvariasjonen i utvandringsdag (ved 65°N for et vassdrag med 1 m² innsjøareal) målt som standardavvik er $\pm 42,5$ dager, at variansen til individvariasjonen minker med 13 % per breddegrad og med 21 % for en tidobling i innsjøareal (Tabell V16). Det var stor variasjon mellom vassdrag og år i mengden av individvariasjon, de estimerte standardavvikene tilsvarer at individvariasjonen (variansen i tilbakevandringsdag) endret seg med en faktor på 2,2 mellom vassdrag og 1,8 mellom år (innenfor vassdrag) (Tabell V16).

Tabell V15. Modellseleksjon for individvariasjon i tilbakevandringsdag (dagnummer). Antall parametere i modellen er gitt av k og forskjell i AIC fra den beste modellen er gitt av ΔAIC . Alle modellene hadde vassdrag som tilfeldig faktor og residualene representerte årsvariasjon (innenfor vassdrag).

Forklaringsvariabler	k	AIC	ΔAIC
Ingen (bare krysningspunkt)	3	207,0	7,6
Breddegrad	4	202,2	2,8
Breddegrad, Innsjøareal	5	199,4	0,0
Breddegrad, Innsjøareal, Rel. innsjøareal	6	201,4	2,0
Breddegrad, Innsjøareal, Elveareal	6	200,5	1,1
Breddegrad, Innsjøareal, Anadromt areal	6	200,9	1,5

Tabell V16. Parameterestimat og standardfeil (SE) for modellen for individvariasjon i tilbakevandringsdag.

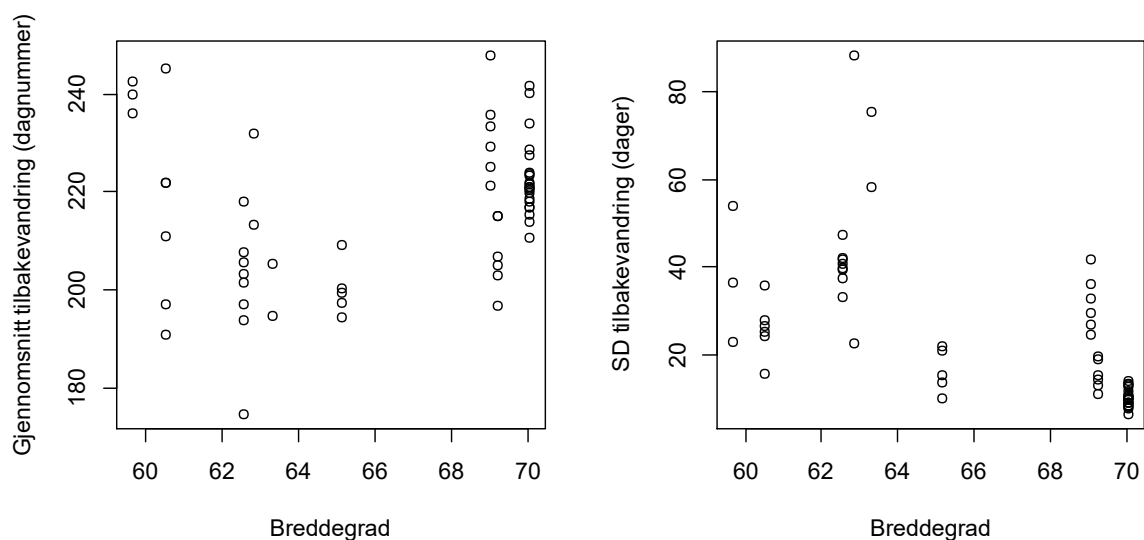
Parameter	Estimat	SE
Krysningspunkt (log dager ²)	7,50	0,63
Breddegrad (log dager ² per °N)	-0,14	0,08
Innsjøareal (log dager ² per log ₁₀ m ²)	-0,24	0,12
Vassdragsvariasjon (standardavvik målt i log dager ²)	0,77	
Årsvariasjon (standardavvik målt i log dager ²)	0,60	

6.5.2 Andregangsvandrere

Vi har noe færre data på tilbakevandring av andregangsvandrende sjørørret (Tabell V17, Figur V10) sammenlignet med førstegangsvandrende sjørørret (Tabell V12, Figur V9).

Tabell V17. Oversikt over data på tilbakevandring av andregangsvandrende sjørørret.

V. nr.	Vassdrag	Periode	Antall år	Antall fisk
041Z	Etna	2019-2021	3	15
052.1Z	Granvinsvassdraget	2017-2022	6	12841
102.2Z	Vatne	2015-2023	8	1010
107.3Z	Sylteelva/Moaelva	2019-2021	2	5
122.2Z	Vigda	2017-2019	2	7
144.Z	Urvollvassdraget	2015-2019	5	4858
186.2Z	Roksdalsvassdraget	2009-2016	6	989
194.Z	Laukhelle	2009-2014	6	13312
212.2Z	Halselva	1989-2012	22	971



Figur V10. Gjennomsnittlig tilbakevandringsdag og individvariasjon (standardavvik) for alle kombinasjoner av år og elv i forhold til breddegrad (elvemunning). Dagnummer 180 er 29. juni og dagnummer 240 er 28. august.

Den beste modellen av de evaluerte modellene for gjennomsnittlig tilbakevandringssdag inkluderte ingen forklaringsvariabler (Tabell V18). Estimaten fra modellen viser at gjennomsnittlig tilbakevandringssdag var dagnummer 215 (3. august), normalvariasjonen mellom vassdrag var $\pm 12,8$ dager og normalvariasjonen mellom år (innen vassdrag) var $\pm 9,7$ dager (Tabell V19).

Tabell V18. Modellseleksjon for gjennomsnittlig tilbakevandringssdag (dagnummer). Antall parametere i modellen er gitt av k og forskjell i AIC fra den beste modellen er gitt av ΔAIC . Alle modellene hadde vassdrag som tilfeldig faktor og residualene representerte årsvariasjon (innenfor vassdrag).

Forklaringsvariabler	k	AIC	ΔAIC
Ingen (bare krysningspunkt)	3	483,0	0,0
Breddegrad	4	485,0	2,0
Rel. innsjøareal	4	485,0	2,0
Innsjøareal	4	484,8	1,8
Elveareal	4	484,0	1,0
Anadromt areal	4	483,3	0,3

Tabell V19. Parameterestimat og standardfeil (SE) for modellen for gjennomsnittlig tilbakevandringssdag.

Parameter	Estimat	SE
Krysningspunkt (dagnummer)	215,72	4,95
Vassdragsvariasjon (standardavvik målt i dager)	12,83	
Årsvariasjon (standardavvik målt i dager)	9,71	

Den beste av de evaluerte modellene for individvariasjon i tilbakevandringssdag inkluderte breddegrad og innsjøareal som forklaringsvariabler (Tabell V20). Estimaten fra modellen viser at den gjennomsnittlige individvariasjonen i tilbakevandringssdag (ved 65°N for et vassdrag uten innsjøer (1 m² innsjøareal)) målt som standardavvik var $\pm 49,9$ dager, at variansen til individvariasjonen minket med 15 % per breddegrad og med 22 % for en tidobling i innsjøareal (Tabell V21). Det var stor variasjon mellom vassdrag og år i mengden av individvariasjon, de estimerte standardavvikene tilsvarer at individvariasjonen (variansen i tilbakevandringssdag) endret seg med en faktor på 2,3 mellom vassdrag og 1,5 mellom år (innenfor vassdrag) (Tabell V21).

Tabell V20. Modellseleksjon for individvariasjon i tilbakevandringssdag (dagnummer). Antall parametere i modellen er gitt av k og forskjell i AIC fra den beste modellen er gitt av ΔAIC . Alle modellene hadde vassdrag som tilfeldig faktor og residualene representerte årsvariasjon (innenfor vassdrag).

Forklaringsvariabler	k	AIC	ΔAIC
Ingen (bare krysningspunkt)	3	119,0	4,0
Breddegrad	4	116,5	1,5
Breddegrad, Innsjøareal	5	115,0	0,0
Breddegrad, Innsjøareal, Rel. innsjøareal	6	116,9	1,9
Breddegrad, Innsjøareal, Elveareal	6	116,8	1,8
Breddegrad, Innsjøareal, Anadromt areal	6	116,0	1,0

Tabell V21. Parameterestimat og standardfeil (SE) for modellen for individvariasjon i tilbakevandringsdag.

Parameter	Estimat	SE
Krysningspunkt (log dager ²)	7,82	0,84
Breddegrad (log dager ² per °N)	-0,16	0,08
Innsjøareal (log dager ² per log ₁₀ m ²)	-0,25	0,14
Vassdragsvariasjon (standardavvik målt i log dager ²)	0,84	
Årsvariasjon (standardavvik målt i log dager ²)	0,42	

6.5.3 Implementering

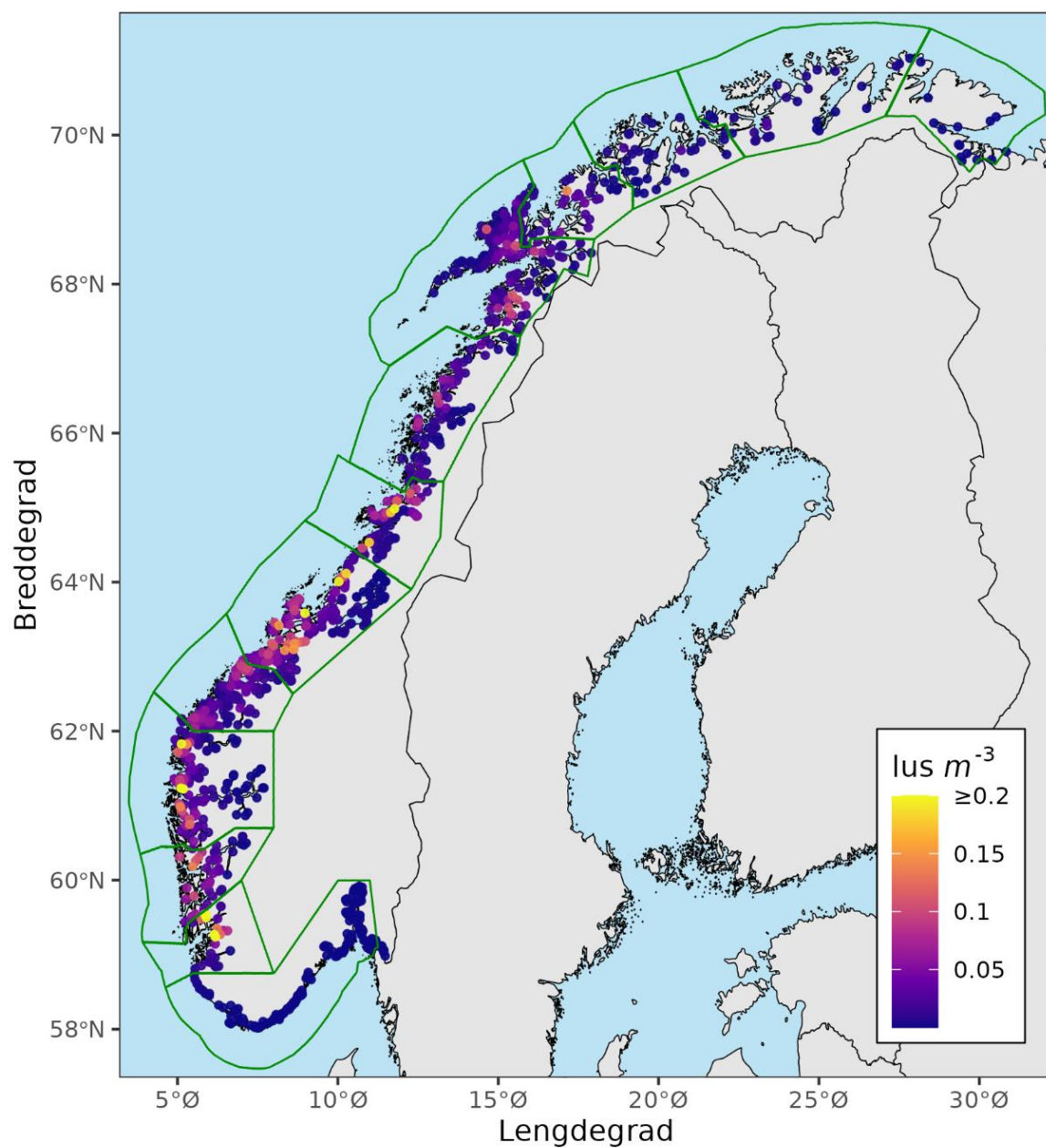
I implementeringen brukte vi modellene presentert i Tabell V14, V16, V19 og V21 for å modellere variasjon mellom vassdrag i individfordelingen av tilbakevandringsdag. I modellen antok vi at individfordelingene var trunkerte normalfordelinger (trunkerte på 2,5 % og 97,5 % kvantilene). Siden en normalfordeling går fra minus uendelig til pluss uendelig var trunkering nødvendig. I tillegg til denne generelle trunkeringen, kunne ikke en fisk i modellen tilbakevandre før etter minimum 14 dager i sjøen. Usikkerheten i estimatene, vassdragsvariasjonen og årsvariasjonen ble brukt som input i modellen for å informere usikkerhetsestimatet til indikatoren.

6.6 Opplevd lusekonsentrasjon

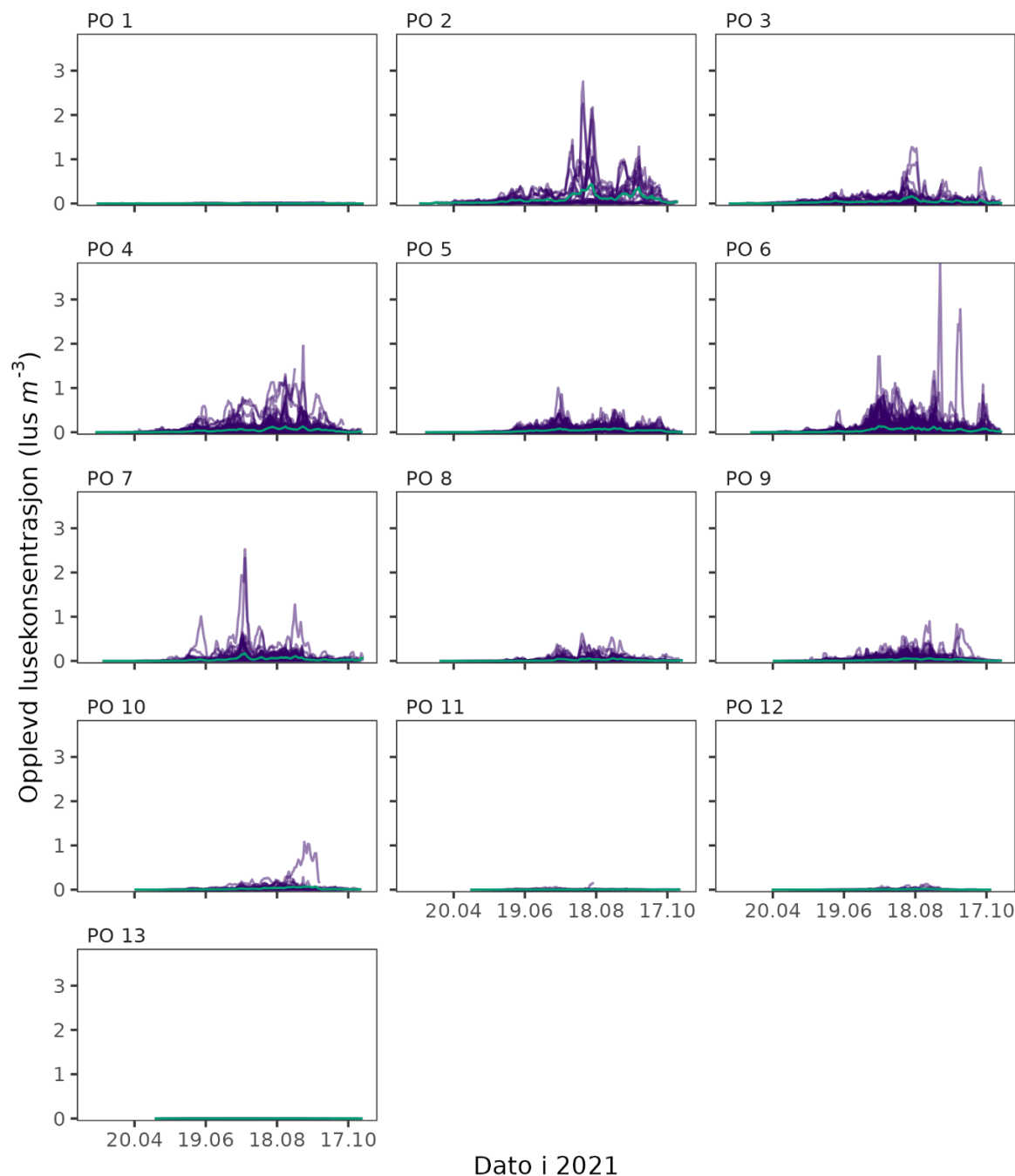
Når vi vet konsentrasjonen lakselus i sjøen og hvor og når sjørørret er i sjøen kan vi regne ut hvilken konsentrasjon en sjørørret opplever en gitt dag i sjøen. Fra lusemodellen (partikkelspredningsmodellen) har vi gjennomsnittlig konsentrasjonen av lus en gitt dag i hver 800x800-meter rute som fjordene og kystområdene er oppdelt i. Fra modellen på romlig fordeling av sjørørret kombinert med modellen på tidspunkt for utvandring og lengde på sjøopphold vet vi sannsynligheten for at en modellert fisk oppholder seg i denne ruten. Ved å vekte konsentrasjonen av lakselus på sannsynligheten for at en fisk oppholder seg i rutene får vi den forventede lusekonsentrasjon i vannet rundt fisken. Dette refererer vi til som opplevd lusekonsentrasjon.

Som et eksempel viser vi situasjonen for 2021 (Figur V11 og V12). Dette viser at kystbestandene av sjørørret opplevde en betydelig høyere lusekonsentrasjon enn bestandene innerst i fjordene (Figur V11) og at den opplevde lusekonsentrasjonen endret seg gjennom sesongen, og var høyest i juli og august (Figur V12).

Figur V11 viser gjennomsnittlig verdi av opplevd lusekonsentrasjon gjennom hele vandringsperioden for de modellerte fiskene i hver elv i 2021. Figur V12 viser hvordan opplevd lusekonsentrasjon endrer seg gjennom sesongen for hver bestand i hver PO.



Figur V11: Gjennomsnittlig verdi av opplevd lusekonsentrasjon gjennom hele vandringsperioden for hver bestand i 2021. Grensene rundt produksjonsområde 1 (i sør) til 13 (i nord) er markert med grønt.



Figur V12: Gjennomsnittlig opplevd lusekonsentrasjon (lus m^{-3}) per dag for hver bestand (lilla linjer). Grønne linjer viser gjennomsnittet for alle elvene innenfor hver PO.

6.7 Størrelse ved utvandring

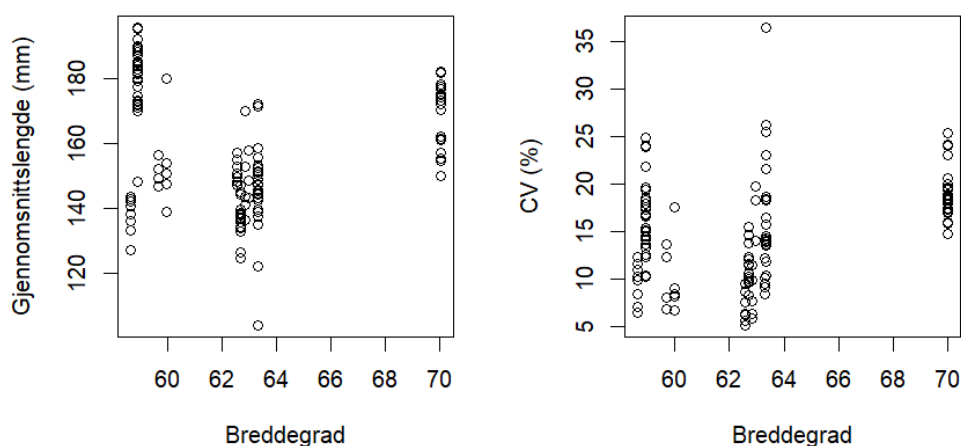
Størrelse er viktig i modellen siden vi estimerer et vekttap som følge av prematur tilbakevandring, i tillegg er lusepåslogsmodellen størrelsesavhengig (større fisk får på seg mer lus for en gitt lusekonsentrasjon enn en liten fisk).

Vi har brukt fisk fanget i feller som datagrunnlag for å estimere variasjon i størrelse ved utvandring (Tabell V22). Disse dataene overlapper i stor grad med dataene brukt for å estimere

tidspunkt for utvandring (V2). Vi har tatt bort Fremstadvassdraget fra denne analysen siden ørretsmolten i dette vassdraget er veldig stor og trolig ikke representativ for de fleste norske vassdrag. Til disse dataene har vi tilpasset individfordelinger (log-normalfordeling) som varierer mellom vassdrag og år (Figur V13). For alle vassdragene, utenom Imsa og Halselva, inkluderte vi bare fisk som var mellom 10 cm og 17 cm, siden vi antar at det er få fisk som ikke er førstegangsvandrende i denne størrelsesgruppa. Tilpasningen av individfordelingen tok hensyn til denne trunkeringen av dataene.

Tabell V22. Oversikt over data størrelse ved utvandring for førstegangsvandrende sjørøret

V. nr.	Vassdrag	Periode	Antall år	Antall fisk
018.62AZ	Østeråbekken	2016-2023	8	496
029.2Z	Imsa	1988-2019	31	1466
041Z	Etne	2018-2021	4	86
045.32Z	Guddalselva	2007-2016	5	66
102.2Z	Vatne	2016-2023	7	798
104.Z	Eira	2001-2016	16	2018
107.3Z	Sylteelva/Moaelva	2017-2023	5	346
112.Z	Surna	2011-2013	3	401
121.Z	Orkla	1992-2011	18	2116
122.2Z	Vigda	2017-2023	7	1894
212.2Z	Halselva	1987-2012	26	83047



Figur V13. Gjennomsnittslengde og individvariasjon (variasjonskoeffisient, CV) for kombinasjoner av vassdrag og år. Gjennomsnittene (på log skala) og variasjonskoeffisientene er estimert gjennom å tilpasse trunkerte log-normalfordelinger til individdataen ved bruk av «maximum likelihood».

Vi gjorde en modellseleksjon basert på samme metodikk som for tidspunkt for utvandring, men denne favoriserte en komplisert modell med mange usikre parameter estimer. Dette virker ikke fornuftig, og vi mistenker at denne modellen har problemer med «overtilpasning». Vi valgte derfor heller å basere implementeringen på de enkleste modellene med ingen forklaringsvariabler (bare krysningspunkt) (Tabell V23 og V24). Modellene viste at gjennomsnittslengde ved utvandring var 150 mm og at vassdragene varierte mer enn år (innenfor vassdrag) (Tabell V23). Individvariasjonen varierte også mer mellom år enn mellom vassdrag (Tabell V24).

Tabell V23. Parameterestimat og standardfeil (SE) for modellen for gjennomsnittlig størrelse ved utvandring.

Parameter	Estimat	SE
Krysningspunkt (log mm)	5,011	0,026
Vassdragsvariasjon (standardavvik målt i log mm)	0,084	
Årsvariasjon (standardavvik målt i log mm)	0,045	

Tabell V24. Parameterestimat og standardfeil (SE) for modellen for individvariasjon i størrelse ved utvandring.

Parameter	Estimat	SE
Krysningspunkt ($\log[\log \text{ mm}]^2$)	-4,38	0,21
Vassdragsvariasjon (standardavvik målt i $\log[\log \text{ mm}]^2$)	0,68	
Årsvariasjon (standardavvik målt i $\log[\log \text{ mm}]^2$)	0,32	

For andregangsvandrere har vi mindre data. Vi antok derfor at andregangsvandrere var i snitt 24 cm ved utvandring, altså 9 cm lengre enn førstegangsvandrerne. Dette stemmer godt med forskjellen mellom førstegangsvandrere og andregangsvandrere i Halselva, som er $8,8 \pm 0,5$ cm. Det stemmer også med størrelsesgruppene som Skandinavisk Naturovervåking bruker når de analyserer video, som er 20-27 cm for andregangsvandrere. I implementeringen brukte vi modellen for førstegangsvandrere, men la til 9 cm på lengden til alle fiskene. Modellen for størrelse til andregangsvandrere (slik som for førstegangsvandrerne) vil bli oppdatert når vi får inkludert skjelldata i analysen.

Vekt ved utvandring ble modellert gjennom den allometriske sammenhengen mellom lengde og vekt ved utvandring (se Figur 3 i Næsje et al. 2025). Denne sammenhengen er gitt av vekt ($\ln g$) = $3,1 \times \text{lengde} (\ln \text{ mm}) - 12,2$. Regresjonen som sammenhengen er basert på hadde svært god forklaringsgrad ($r^2 = 0,95$).

6.8 Vekst i sjøen

Indikatoren benytter Ostrovsky (1995) sin vekstmodell, som er en mye brukt vekstmodell for laksefisk (Sigourney et al. 2008). Denne er gitt av

$$M(t) = (M_0^b + b\Omega t)^{1/b},$$

hvor M_0 er vekten ved utvandring, b er eksponenten til potensen av vekt som gir lineær vekst i tid (altså det underliggende trekket M^b vokser lineært i tid), Ω er den relative vekstraten ($b\Omega$ gir den lineære veksten til M^b), og t er tiden veksten har foregått. Elliot et al. (1995) estimerte b til å være 0,31, og Jensen et al. (2020) estimerte Ω til å være 0,0867 (g^b/dag) når vekt er målt i gram for førstegangsvandrende sjørørret i Halselva. Dette er vekstmodellen som er implementert for sjørørretindikatoren.

6.9 Lusepåslog

For å omsette den opplevde lusekonsentrasjonen til et antall lus som fester seg på den modellerte fisken trenger vi en påslagsmodell. For å utvikle denne starter vi med den generelle

ligningen som gir sammenhengen mellom lusekonsentrasjon og forventet antall lus ($E[N_{lus}]$) en fisk får på seg. Dette er gitt av

$$E[N_{lus}] = V \times D \times P,$$

hvor V er vannvolumet en fisk er eksponert for, D er konsentrasjonen av lus i dette vannvolumet og P er sannsynligheten for at en lus i dette vannvolumet fester seg på fisken.

Om vi modellerer fisken som en sylinder, så er vannvolumet fisken er eksponert for over en gitt tid (t) gitt av

$$V = \left(\pi(r_f + r_p)^2 l_f - \pi r_f^2 l_f \right) t v_f = \pi r_p (2r_f + r_p) l_f v_f t$$

hvor r_p er avstanden fra fisken som er relevant for lusepåslag, r_f er radiusen til fiskesylinderen, l_f er lengden til fisken og v_f er svømmehastigheten målt i fiskelengder per tidsenhet. Å implementere dette uttrykket for V i en modell blir vanskelig siden det fører til en ikke-lineær regresjon på log skala. Vi gjør der for tilnærmingen at vannvolumet er gitt av

$$V \approx A r_p v_f t,$$

hvor $A = 2\pi r_f l_f$ er sidearealet av sylinderen (utenom endene). Denne tilnærmingen er god når $r_p \ll 2r_f$. Ut fra dette er det forventede antall lus gitt av

$$E[N_{lus}] = (A r_p v_f t) \times D \times P.$$

På naturlig log-skala får vi

$$\ln E[N_{lus}] = \ln(r_p v_f P) + \ln A + \ln t + \ln D.$$

Vi har estimater for variablene A , D og t , mens samleparameteren $\ln(r_p v_f P)$ er ukjent og må estimeres i en statistisk modell. Dette kan vi bruke NALO-data til.

I overvåkingsprogrammet for lakselus på vill laksefisk (NALO) blir vill sjørret fanget i ulike stasjoner langs norskekysten (Nilsen et al. 2024). Antall lus i hvert stadium (copepoditt, chalimus I og II, pre-adult, adult hann og adult hunn, se Figur 3) blir registrert for hver fisk som er fanget. I den statistiske analysen har vi brukt antall chalimus som responsvariabel og vi har bare inkludert fisk som hadde en eller flere lus av eldre stadier (pre-adult, adult-hann og adult-hunn), men ikke nødvendigvis chalimus. Ekskluderingen av fisk uten eldre stadier av lus ble gjort for å sikre at fiskene som inngikk i analysen hadde vært i sjøen i perioden der de potensielt kunne få på seg lus som har nådd chalimus stadiet når de ble fanget i NALO-programmet.

Til disse dataene tilpasset vi en negativt-binomisk regresjonsmodell med log-link, hvor formålet var å estimere påslagsrate-parameteren $\beta = \ln(r_p v_f P)$:

$$\ln E[N_{lus}] = \beta + \ln A + \ln t + \ln D + E,$$

hvor E er et sett med normalfordelte tilfeldige faktorer (vi tester ulike strukturer av modellen under).

Fiskens sideareal (A) ble regnet ut ved å anta at fisken har en sylindrisk form slik at

$$A = 2 \sqrt{\pi V l_f},$$

hvor volumet V er gitt av vekten til fisken ved å anta at 1 kg = 1 liter. Vi brukte størrelsen på fisken når den ble fanget i NALO-programmet.

Tiden i sjøen hvor fisken fikk på seg luselarvene (t) ble basert på Hamre et al. (2019) sin utviklingsmodell for lakselus. Fra fangstdato regner vi oss bakover i tid fra når chalimusene tidligst og senest kunne festet seg til sjøørreten gitt sjøtemperaturen i dagene før fangstdato (altså bakover i tid fra 0,5 og 2,5 skallsifter i modellen til Hamre et al. 2019). Perioden vil være lik for fisk fanget på samme dag ved samme stasjon.

Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av lus (D) har vi fra den opplevde konsentrasjonen av lus til de modellerte fiskene i området rundt den aktuelle NALO-stasjonen. For å regne ut D venter vi den opplevde konsentrasjonen av lus til de modellerte fiskene i tidsperioden t med sannsynligheten for at disse virtuell befinner seg i den samme 800x800-meter ruta som den aktuelle NALO-stasjonen på fangstdatoen. Den samme vektingen ble brukt for å regne ut daglig sjøtemperatur. Alle fiskene fanget samme dag på samme NALO-stasjon fikk den samme verdien av t og D som forklaringsvariabel i regresjonsmodellen.

Vi brukte modellseleksjon for å evaluere hvilken struktur vi skulle ha på de tilfeldige faktorene i den statistiske modellen (Tabell V25). Den beste modellen hadde både hvilken NALO-stasjon fisken ble fanget ved, hvilket produksjonsområde stasjonen var i og hvilken uke på året fisken ble fanget som tilfeldige faktorer. Variasjonen mellom år var neglisjerbar.

Tabell V25. Modellseleksjon for å vurdere ulike strukturer av de tilfeldige faktorene i den statistiske modellen som estimerer påslagsparameteren. Antall parametere i modellen er gitt av k , AIC er Akaikes informasjonskriterium og ΔAIC gir forskjell i AIC til den beste modellen.

Tilfeldige faktorer	k	AIC	ΔAIC
PO	3	27520,4	2166,9
PO + PO:år	4	27140,8	1787,3
PO + PO:år + PO:år:uke	5	26194,5	841,0
PO + PO:år + PO:år:uke + PO:stasjon	6	25424,3	70,8
PO + PO:år + PO:år:uke + PO:år:stasjon	6	25353,5	0,0
PO + PO:år + PO:år:uke + PO:år:stasjon + PO:stasj.	7	25354,6	1,1

Påslagsraten (β) fra den beste modellen ble estimert til $5,95 \pm 0,23$ (enhet: log antall lus per time, fiskeareal [m^2] og lusekonsentrasjon [lus/m^3]). Dette tilsvarer at en fisk på 30 gram som er 15 cm lang er forventet å få på seg 2,89 lus i timen ved en lusekonsentrasjon på 1 lus/m^3 . Dispersjonsparameteren θ til den negative binomiske fordelingen ble estimert til 0,74 i denne modellen.

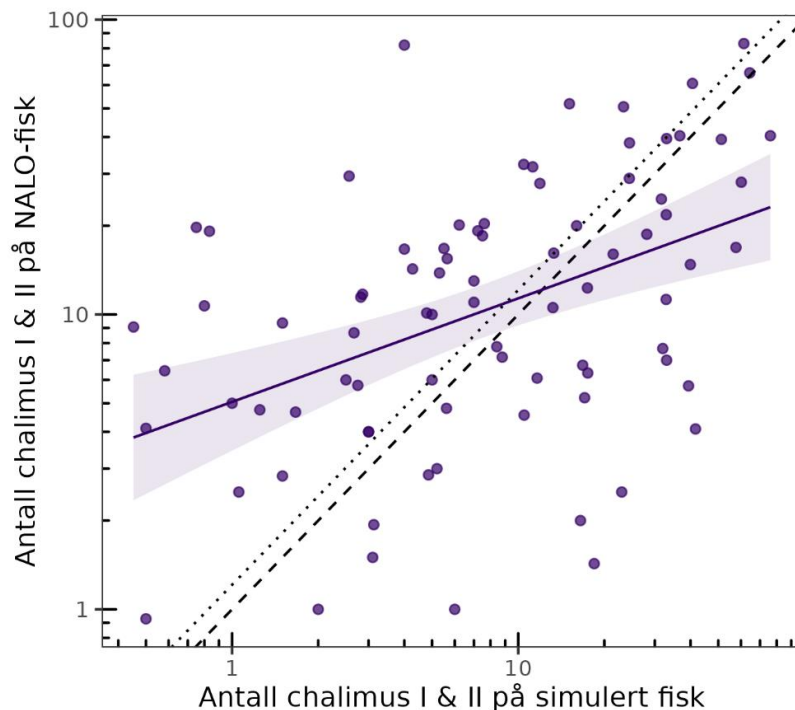
Den implementerte påslagsmodellen var basert på en negativt binomisk fordeling:

$$N_{lus} \sim NB(\mu, \theta),$$

hvor forventet antall lus per døgn ($E[N_{lus}]$) på naturlig logskala er gitt av $\ln \mu = \beta + \ln A + \ln D + \ln(24)$ og variansen til antall lus er gitt av $\text{Var}[N_{lus}] = \mu + \mu^2/\theta$. Vi tar altså ikke hensyn til variasjon mellom produksjonsområder, uker eller år i implementeringen, men vi tar hensyn til usikkerheten i parameterestimatet for påslagsraten.

For hver dag i modellen får den virtuelle fisken på seg lus gitt av den negative binomiske fordelingen. Disse lakselusene utvikler seg på fisken gjennom modellen til Hamre et al. (2019), og vil ettersom tiden går endre opp som lus av ulike stadier på fisken. Stadium til den enkelte lus på

fisken avhenger av hvor lenge siden den festet seg og temperaturen i vannet. Figur V14 viser samsvaret mellom modellen og fisk fanget i NALO-programmet med lus på chalimus stadiet. Til slutt vil lusene ende opp som mobile lus på de virtuelle fiskene. Det er antall mobile lus som danner grunnlaget for infestasjonsgraden. I modellen antar vi at 40% av lusene faller av eller dør etter chalimus stadiet, før de blir mobile. Dette tilsvarer reduksjonen som benyttes i HI og VI sine virtuelle postsmoltmodeller for presmolt av laks (Stige et al. 2024).



Figur V14. Gjennomsnittlig antall chalimus I og II på fisk fanget per NALO-stasjon som en funksjon av gjennomsnittlig antall chalimus I og II på simulert fisk per NALO-stasjon. Gjennomsnittlig antall chalimus I og II på simulert fisk er basert på en vektet sannsynlighet for nærhet til NALO-stasjonen. Den stiplede linjen er 1:1 forholdet mellom NALO- og simulert fisk, og den prikkete linjen er estimert skjæringspunkt når stigningstallet er 1. NALO-fisk har i snitt 121 % av chalimus I og II på simulert fisk. Regresjonen er $\log_{10}(lus_{NALO}) = 0,70 \pm 0,08 + 0,35 \pm 0,08 \log_{10}(lus_{sim})$, $r^2 = 20\%$.

I sensitivitetsanalysen bruker vi også en skalert versjon av påslagsraten som blir brukt i HI sin virtuelle postsmoltmodell. Denne påslagsraten er 1,04 (enhet: log antall lus per time og lusekonsentrasjon [lus/m^3]) for en laksesmolt på 20 g. Vi antar at disse fiskene har en gjennomsnittslengde på 136.5 mm. Påslagsraten per areal på fisken blir da 6,18 (enhet: log antall lus per time, fiskeareal [m^2] og lusekonsentrasjon [lus/m^3]).

Siden laksen svømmer forttere enn sjørreten vil den bli eksponert for mer vann per tidsenhet. Om vi antar at laksen svømmer 1,00 fiskelengde per sekund og sjørreten svømmer 0,68 fiskelengder per sekund får vi en påslagsrate korrigert for sjørretet på 5,79 (enhet: log antall lus per time, fiskeareal [m^2] og lusekonsentrasjon [lus/m^3]). Det er denne vi bruker i sensitivitetsanalysen sammen med den tilhørende dispersjonsparameteren $\theta = 0,45$.

6.10 Infestasjonsgrad

Fra vekstmodellen og påslaget av lus kan vi regne ut infestasjonsgraden for den modellerte fisken. For å kunne predikere konsekvensene av en infestasjon trenger vi å forstå hvordan et gitt lusepåslag påvirker en sjørrets mortalitet og atferd. Større fisk forventes å få på seg flere lus.

Hvordan en parasitt utnytter sin verts ressurser er avgjørende for hvordan vi kan skalere infestasjonsgrad med størrelse (Hechinger et al. 2019). Lakselus, som er en ektoparasitt, forventes dermed å skalere proporsjonalt med fiskens overflateareal. Når effekten av lakselus på lakse-smolt har blitt studert har infestasjonsgraden blitt skalert med kroppsmasse (lus g^{-1}), sannsynligvis fordi masse er mye lettere å måle enn overflateareal. Taranger et al. (2015) har foreslått ulike tålegrenser for infestasjonsgrad for laksefisk henholdsvis under og over 150 g, med høyere tålegrenser for den mindre fisken. Selv om større volum vil gi større overflateareal, så er ikke denne sammenhengen lineær. For lakse-smolt som har en relativt smal størrelsesfordeling godt under 150 g, og virtuelle postsmoltmodellene (Stige et al. 2024) som antar en standard-smolt på 20 g, har valget av størrelsesskalering liten betydning. For sjørøret, som har en mye videre størrelsesfordeling og som kan vokse forbi skillet på 150 g i løpet av et sjøopphold, vil feil valg av størrelsesskalering kunne få større konsekvenser. Flere tidligere studier har også argumentert for å benytte lusetetthet på overflaten (lus per cm^2) for å skalere infestasjonsgrad (Bui et al. 2018, Glover et al. 2004, Jarowski & Holm 1992).

6.11 Tålegrenser

Grenseverdiene brukt i vurderingen av effekt av lakselus på utvandrende lakse-smolt i Trafikklyssystemet baserer seg på forslagene til grenseverdiene fra Taranger et al. (2012, 2015). I en nylig gjennomgang av tilgjengelig kunnskap ble det konkludert med at en ikke har grunnlag for å endre grenseverdiene foreslått av Taranger et al. (Stige et al. 2024). Grenseverdiene er som følger:

For små laksefisk (< 150 g) antar man at:

- 100 % vil dø eller prematurt tilbakevandre om infestasjonsgraden er $>0,3 \text{ lus g}^{-1}$,
- 50 % om infestasjonsgraden er mellom 0,2 og $0,3 \text{ lus g}^{-1}$,
- 20 % om infestasjonsgraden er mellom 0,1 og $0,2 \text{ lus g}^{-1}$,
- og 0 % om infestasjonsgraden er $< 0,1 \text{ lus g}^{-1}$.

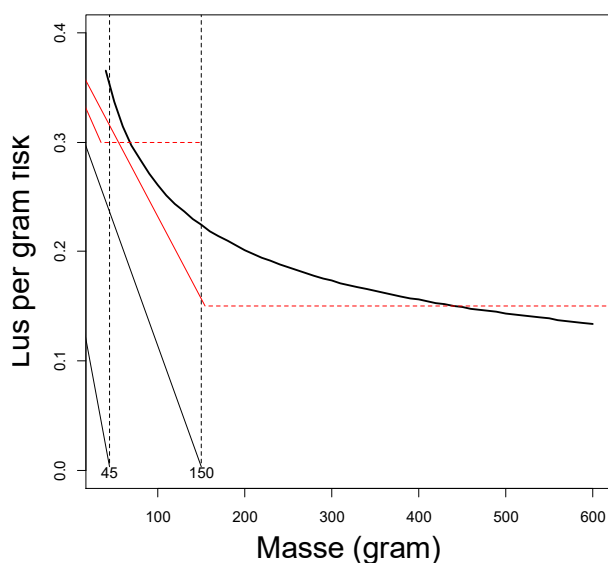
For større laksefisk (>150 g) antar man at:

- 100 % vil dø eller prematurt tilbakevandre om infestasjonsgraden er $>0,15 \text{ lus g}^{-1}$,
- 75 % om infestasjonsgraden er mellom 0,10 og $0,15 \text{ lus g}^{-1}$,
- 50 % om infestasjonsgraden er mellom 0,05 og $0,10 \text{ lus g}^{-1}$,
- 20 % om infestasjonsgraden er mellom 0,01 og $0,05 \text{ lus g}^{-1}$,
- og 0 % om infestasjonsgraden er $<0,01 \text{ lus g}^{-1}$.

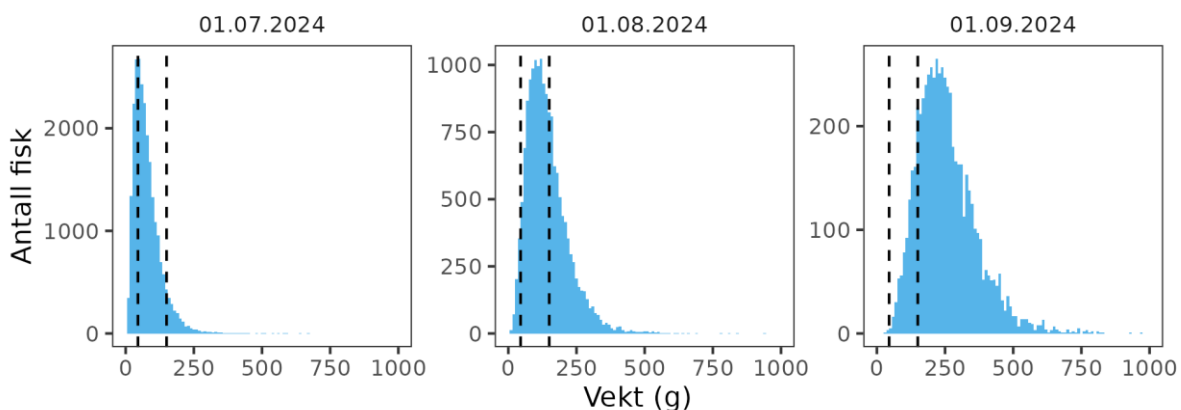
For å kunne oversette tålegrensene fra lus g^{-1} til lus cm^{-2} trenger vi å kunne estimere overflateareal A fra de faktisk målte størrelsesvariablene (masse M eller lengde L). Vi har her valgt å bruke O'Shea et al. (2006) sin modell for sjørøret

$$A = 12,62M^{0,63}$$

Taranger et al. (2012) refererer til Wells et al. (2006) som rapporterte at $0,35 \text{ lus g}^{-1}$ forårsaker fysiologiske forstyrrelser i en rekke stressparametere for postsmolt sjørøret i vektområdet 19-70 gram. Hvis vi antar at $0,35 \text{ lus g}^{-1}$ tilsvarer grensen for 100 % død eller prematur tilbakevandring for en sjørøret på 45 g (midtpunkt i vektintervallet) får vi $15,75 \text{ lus}$ på en fisk med overflateareal 139 cm^2 , det vil si $0,113 \text{ lus cm}^{-2}$. Figur V15 viser hvordan antall lus g^{-1} vil endre seg med økende masse når vi holder antall lus cm^{-2} konstant lik 0,113. Merk spesielt at vi ved å oppgi tålegrenser i lus cm^{-2} ikke lenger trenger å ha ulike grenseverdier for fisk under og over 150 g, de to tålegrensene på henholdsvis 0,30 og $0,15 \text{ lus g}^{-1}$ tilnærmes godt i sine respektive vektintervaller (Figur V15). Størrelsen på fisken øker utover sesongen og mange fisk får størrelser over 150 g (Figur V16).



Figur V15. Sammenhengen mellom antall lus g^{-1} og masse når overflatetettheten for lus er holdt konstant lik $0,113 \text{ lus cm}^{-2}$ (sort linje). Dette tilsvarer tålegrensa for 100 % død eller prematur tilbakevandring. Horisontale stipla røde linjer angir Taranger et al. (2012, 2015) sine tålegrenser på 0,30 og 0,15 for laksefisk henholdsvis under eller over 150 g. Vertikale stipla linjer angir fisk på 45 g og 150 g.



Figur V16. Fordeling av vekten på simulerte førstegangsvandrere sjørøret den 1. juli, 1. august og 1. september 2024. De stiplede linjene markerer 45 og 150 g.

I implementeringen bruker vi tålegrensene:

- 100 % vil dø eller prematurt tilbakevandre om infestasjonsgraden er $>0,113 \text{ lus cm}^{-2}$,
- 50 % om infestasjonsgraden er mellom $0,076$ og $0,113 \text{ lus cm}^{-2}$,
- 20 % om infestasjonsgraden er mellom $0,038$ og $0,076 \text{ lus cm}^{-2}$,
- og 0 % om infestasjonsgraden er $< 0,038 \text{ lus cm}^{-2}$.

De modellerte fiskene har en viss sannsynlighet for å bli lusepåvirket den dagen de ulike tålegrensene blir nådd slik at prosentandelene over stemmer for den modellerte fiskebestanden. Om en enkelt modellert fisk blir påvirket eller ikke blir trukket fra en binomisk fordeling.

6.12 Utregning av indikatorverdiene

Hver modellert fisk fra en gitt elv har et sjøopphold i en situasjon uten lakseluspåvirkning. Dette gir fisken en vekt når den returnerer til elven. I en situasjon med lus fra oppdrett vil en andel av de modellerte fiskene bli påvirket av lakselus, dette er gitt av hvor mange lus fisken får på seg i modellen og tålegrensene. Når en fisk blir påvirket vil en viss andel av disse fiskene dø og en viss andel vil søke tilbake til ferskvann (prematurt tilbakevandre) og få et veksttap. Ved å sammenligne de modellerte fiskene i situasjonene med og uten lakseluspåvirkning kan vi regne ut den relative forskjellen i overlevelse og vekst i de to situasjonene. Fra dette kan vi regne ut den relative forskjellen i forventet total reproduktiv suksess (TRS), eller fitness, for fisk som opplever et forhøyet nivå av lakselus vs. fisk som ikke opplever dette. For førstegangsvandrende sjøræthunner er dette gitt ved (Bolstad et al. 2024):

$$\frac{TRS^*}{TRS} = \frac{s_1^*}{s_1} \left(\frac{g_1^*}{g_1} \right)^b,$$

hvor asterisken indikerer situasjonen med forhøyete nivå av lakselus, s_1 er overlevelsen første sommer i sjøen, g_1 er veksten første sommer i sjøen og b er skaleringssekspONENTEN i forholdet mellom kroppsvekt og antall egg hos en sjøræthunn. Vi bruker $b = 1$ i implementeringen. Gjennom den samme metoden kan en regne ut nedgangen i fitness for lusepåvirkning på andregangsvandrende sjøræthunner, og for den kombinerte effekten av lusepåvirkning både på første og andregangsvandrende sjøræthunner (se ligning 1 og Bolstad et al. 2024).

Et viktig poeng med indikatorimplementeringen er at vi ikke måler absolutt overlevelse i den virtuelle modellen på sjørættet. For utregning av indikatorverdien er det den relative forskjellen som er viktig, altså ratioen s_1^*/s_1 . Derfor er målet på dødelighet i de lusepåvirkede modellerte fiskene ikke absolutt mortalitet som følge av påvirkning fra lakselus, men den relative forskjellen i mortalitet mellom lusepåvirkede og ikke-lusepåvirkede fisk. Når det er 30% mortalitet i modellen på lusepåvirkede fisk betyr dette at det er 30% flere av de lusepåvirkede fiskene som dør sammenlignet med de ikke-lusepåvirkede fiskene.

Vi har lite informasjon om hvor stor andel av de lusepåvirkede individene som vil dø og hvor stor andel som vil prematurt vandre tilbake til ferskt eller brakt vann. Vi anser at det er sannsynlig at færre enn 50 % av lusepåvirkede fiskene dør som følge av lakselusinfestasjon. I utgangspunktet antar vi i indikatormodellen at 30 % av disse fiskene dør. Dette er på linje med estimatene på reduksjon av overlevelse i Vollset et al. (2024). I tillegg vil vi gjennomføre sensitivitetsanalyser med ulike verdier under forutsetninger fra at alle de påvirkede individene prematurt tilbakevandrer til at alle dør, som to ytterpunkter for indikatoren.

6.13 Usikkerhet i indikatorverdiene

Den virtuelle sjørættmodellen gir en indikatorverdi per vassdrag og vi presenterer en gjennomsnittsverdi per produksjonsområde med et oppgitt usikkerhetsintervall (95 % konfidensintervall). Usikkerheten i gjennomsnittsverdien kommer fra variasjonen i de underliggende variablene størrelse og tidspunkt for utvandring, tidspunkt for tilbakevandring og lusepåslag. For størrelse og tidspunkt for utvandring og for tidspunkt for tilbakevandring inkluderer vi både usikkerheten i parameter estimatene og vassdragsvariasjonen. Denne delen av usikkerheten er antatt å være uavhengig mellom vassdrag (siden vassdragsvariasjonen er mye større enn usikkerheten i parameter estimatene). For lusepåslagsparameteren inkluderer vi den estimerte usikkerheten hvor vi antar at det bare er en sann verdi som er lik for alle vassdragene (usikkerheten er fullstendig korrelert mellom vassdrag).

Usikkerhetene er estimert ved at vi kjører den virtuelle sjørretmodellen mange ganger med ulike parameterverdier (trukket fra usikkerhetsfordelingene). Dette gir en fordeling av indikatorverdier for hvert vassdrag. Hver kjøring har 30 fisk per vassdrag, men vi vil ikke at antall modellert fisk skal påvirke usikkerheten. Vi transformerte derfor usikkerhetsfordelingen til hvert vassdrag ved

$$X' = \frac{X - \bar{X}}{\sqrt{\text{Var}(X)}} \sqrt{\text{Var}(X) - \overline{SE^2}} + \bar{X}$$

hvor X er indikatorverdiene i for et vassdrag, $\bar{X}$ er gjennomsnittlig indikatorverdi for et vassdrag og $\overline{SE^2}$ er gjennomsnittet av de kvadrerte standardfeilene for alle estimatene av X . I denne transformerte fordelingen av indikatorverdier (X') har vi tatt bort variasjonen som skyldes et begrenset antall modellerte individer for hver kjøring ($\overline{SE^2}$). For å regne ut 95% konfidensintervallet til gjennomsnittlig indikatorverdi for en PO, trekker vi fra fordelingene til X' .

Denne usikkerhetsfordelingen reflekterer ikke usikkerheten i alle variablene/antagelsene i modellen. Vi gjør derfor sensitivitetsanalyser for å undersøke hvordan ulike antagelser påvirker indikatorverdiene.



Foto: Sjørret postsmolt med lakselus © Rune Nilsen, Havforskningsinstituttet.

7 Referanser

- Asplin, L., Albretsen, J., Johnsen, I.A. & Sandvik, A.D. 2020. The hydrodynamic foundation for salmon lice dispersion modeling along the Norwegian coast. *Ocean Dynamics* 70: 1151-1167.
- Birnie-Gauvin, K., Thorstad, E.B. & Aarestrup, K. (2019). Overlooked aspects of the *Salmo salar* and *Salmo trutta* lifecycles. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 29: 749-766.
- Bolstad, G.H., Diserud, O.H., Paterson, R.A., Ulvan, E.M., Karlsson, S., Ugedal, O. & Næsje, T.F. 2024. A fitness-based indicator for the effect of aquaculture-produced salmon lice on wild sea trout. *ICES Journal of Marine Science* 82: fsae192.
- Bui, S., Halttunen, E., Mohn, A.M., Vågseth, T. & Oppedal, F. 2018. Salmon lice evasion, susceptibility, retention, and development differ amongst host salmonid species. *ICES Journal of Marine Science* 75: 1071-1079.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer, New York.
- Davidsen, J.G., Eldøy, S.H., Meyer, I., Halvorsen, A.E., Sjursen, A.D., Rønning, L., Schmidt, S.N., Præbel, K., Daverdin, M., Bårdsen, M.T., Whoriskey, F. & Thorstad, E.B. 2019. Sjørret og sjørøye i Skjerstadvfjorden - Marine vandringer, områdebruk og genetikk. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2019-5. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- Davidsen, J.G., Eldøy, S.H., Rønning, L., Lange, R.R., Sand, S.E., Endresen, J., Birkeland, T.D. & Daverdin, M. 2025. Marine vandringer og områdebruk til ørret- og laksesmolt i Beiarfjorden og ved Sandhornøya, Nordland. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2025-3. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- Davidsen, J.G., Halvorsen, A.E., Eldøy, S.H., Thorstad, E.B. & Vøllestad, L.A. 2023. Brown trout (*Salmo trutta* L. 1758) and Arctic charr [*Salvelinus alpinus* (L. 1758)] display different marine behaviour and feeding strategies in sympatry. *Journal of Fish Biology* 102: 1129–1140.
- del Villar-Guerra, D., Aarestrup, K., Skov, C. & Koed, A. 2014. Marine migrations in anadromous brown trout (*Salmo trutta*). Fjord residency as a possible alternative in the continuum of migration to the open sea. *Ecology of Freshwater Fish* 23: 594-603.
- Eldøy, S.H., Davidsen, J.G., Thorstad, E.B., Whoriskey, F., Aarestrup, K., Næsje, T.F., Rønning, L., Sjursen, A.D., Rikardsen, A.H. & Arnekleiv, J.V. 2015. Marine migration and habitat use of anadromous brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 1366-1378.
- Finstad, B., Sandvik, A.D., Ugedal, O., Vollset, K.W., Karlsen, Ø., Davidsen, J.G., Sægrov, H. & Lennox, R.J. 2021. Development of a risk assessment method for sea trout in coastal areas exploited for aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions* 13: 133-144.
- Glover, K.A., Hamre, L.A., Skaala, Ø. & Nilsen, F. 2004. A comparison of sea louse (*Lepeophtheirus salmonis*) infection levels in farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) stocks. *Aquaculture* 232: 41-52.
- Hamre, L., Bui, S., Oppedal, F., Skern-Mauritzen, R. & Dalvin, S. 2019. Development of the salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* parasitic stages in temperatures ranging from 3 to 24°C. *Aquaculture Environment Interactions* 11: 429-443.
- Hawley, K.L. 2024. Brown trout anadromy in the Anthropocene. Philosophiae Doctor (PhD) Thesis. Norwegian University of Life Sciences Faculty of Environmental Sciences and Natural Resource Management. Thesis number 2024:50, ISBN 978-82-575-2178-3
- Hawley, K.L., Urke, H.A., Kristensen, T. & Haugen, T.O. 2024a. Balancing risks and rewards of alternate strategies in the seaward extent, duration and timing of fjord use in contemporary anadromy of brown trout (*Salmo trutta*). *BMC Ecology and Evolution* 24: 27.
- Hawley, K.L., Urke, H.A., Kristensen, T. and Haugen, T. O. 2024b. Individual patterns of anadromy determine the cost of salmon lice exposure in brown trout. *Ecosphere* 15: e70098.

- Hechinger, R.F., Sheehan, K.L. & Turner, A.V. 2019 Metabolic theory of ecology successfully predicts distinct scaling of ectoparasite load on hosts. *Proceedings of the Royal Society B* 286: 20191777.
- Jaworski, A. & Holm, J.C. 1992. Distribution and structure of the population of sea lice, *Lepeophtheirus salmonis* Krøyer, on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., under typical rearing conditions. *Aquaculture and Fisheries Management* 23: 577-589.
- Jensen, A.J., Finstad, B., Fiske, P., Hvidsten, N.A., Rikardsen, A.H., & Saksgård, L. 2012. Timing of smolt migration in sympatric populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*), and Arctic char (*Salvelinus alpinus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 711-723.
- Jensen, A.J., Finstad, B., Fiske, P., Diserud, O.H., & Thorstad, E.B. 2020. Repeatable individual variation in migration timing in two anadromous salmonids and ecological consequences. *Ecology and Evolution* 10: 11727-11738.
- Jensen, A.J., Diserud, O.H., Finstad, B., Fiske, P. & Thorstad, E.B. 2022. Early-season brown trout (*Salmo trutta*) migrants grow and survive better at sea. *Journal of Fish Biology* 100: 1419–1431.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2009. Migratory timing, marine survival and growth of anadromous brown trout *Salmo trutta* in the River Imsa, Norway. *Journal of Fish Biology* 74: 621-638.
- Jonsson, N. & Jonsson, B. 2002. Migration of anadromous brown trout *Salmo trutta* in a Norwegian river. *Freshwater Biology* 47: 1391–1401.
- Knutsen, J.A., Knutsen, H., Gjøsæter, J. & Jonsson, B. 2001. Food of anadromous brown trout at sea. *Journal of Fish Biology* 59: 533-543.
- Kristensen, T., Urke, H.A., Haugen, T.O., Rustadbakken, A., Alfredsen, J.A., Alfredsen, K. and Roseland, B.O. 2011. Sea trout (*Salmo trutta*) from River Lærdalselva, W Norway: a comparison of growth and migratory patterns in older and recent studies. NIVA rapport 6102. Norsk institutt for vannforskning.
- Lennox, R.J., Hanssen, E.M., Normann, E.S., Barlaup, B.T., Nilsen, C.I., Dahlmo, L.S., Berhe, S. & Vollset, K.W. 2024. Migratory contingents of brown trout reveal variable exposure to anthropogenic threats along a fjord-river continuum. *Marine Ecology* 45: e12820.
- Meld. St. 16 (2014-2015). 2015. Forutsigbar og miljømessig bærekraftig vekst i norsk lakse- og ørre-topppdrett. Nærings- og fiskeridepartementet.
- Myksvoll, M.S., Asplin, L., Sandvik, A.D., Johnsen, I.A., Ådlandsvik, B., Albretsen, J. & Skardhamar, J. 2018. Modelling salmon lice copepodids along the Norwegian coast—comparing old and new particle tracking models. Rapport fra havforskningen 39-2018. Havforskningsinstituttet.
- Nilsen, R., Serra-Llinares, R.M., Sandvik, A.D., Lehmann, G.B., Skår, B., Uglem, I., Tonstad, A., Ambjørndalen, V., & Karlsen, Ø. 2024. Lakselusinfestasjon på vill laksefisk våren 2024. Rapport fra havforskningen 2024-29. Havforskningsinstituttet.
- Næsje, T.F., Bolstad, G.H., Diserud, O., Eldøy, S., Hagen, I.J., Haraldstad, T., Haugen, T.O., Hawley, K.L., Karlsen, Ø., Karlsson, S., Lamberg, A., Paterson, R.A., Sandvik, A.D., Sægvog, H., Ugedal, O., Ulvan, E.M., Urke, H.A. & Vollset, K.W. 2025. Sjøørretindikator for implementering i Trafikklssystemet. NINA rapport 2583. Norsk institutt for naturforskning.
- Ostrovsky, I. 1995. The parabolic pattern of animal growth: determination of equation parameters and their temperature dependencies. *Freshwater Biology* 33: 357-71.
- Paterson, R.A., Berntsen, H.H., Næsje, T.F., Berg, M. & Finstad, B. (2021). Factors influencing return rate and marine residence duration in sea trout populations in Central Norway. *Journal of Fish Biology* 99: 875-887.
- Samsing, F., Oppedal, F., Dalvin, S., Johnsen, I., Vågseth, T. & Dempster, T. 2016. Salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) development times, body size, and reproductive outputs follow universal models of temperature dependence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73: 1841-1851.

- Sandvik, A.D., Johnsen, I.A., Myksvoll, M.S., Svik, P.N. & Skogen, M.D. 2020. Prediction of the salmon lice infestation pressure in a Norwegian fjord. *ICES Journal of Marine Science* 77: 746-756.
- Shchepetkin, A.F. & McWilliams, J.C. 2005. The regional oceanic modeling system (ROMS): a split-explicit, free-surface, topography-following-coordinate oceanic model. *Ocean Modelling* 9: 347-404.
- Sigourney, D.B., Letcher, B.H., Obedzinski, M. & Cunjak, R.A. 2008. Size-independent growth in fishes: patterns, models and metrics. *Journal of Fish Biology* 72: 2435-2455.
- Skern-Mauritzen, R., Sissener, N.H., Sandvik, A.D., Meier, S., Sævik, P.N., Skogen, M.D., Vågseth, T., Dalvin, S., Skern-Mauritzen, M. & Bui, S. 2020. Parasite development affect dispersal dynamics; infectivity, activity and energetic status in cohorts of salmon louse copepodids. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 530: 151429.
- Stien, A., Bjørn, P.A., Heuch, P.A. & Elston, D.A. 2005. Population dynamics of salmon lice on Atlantic salmon and sea trout. *Marine Ecology Progress Series* 290: 263-275.
- Stige, L.C., Vollset, K.W., Diserud, O., Karlsen, Ø., Knutsen, Ø., Nilsen, F., Paterson, R.A., Qviller, L., Skardhamar, J. & Lille-Langøy, R. 2024. Produksjonsområdebaseret vurdering av lakselusindusert villfiskdødelighet i 2024. Rapport fra ekspertgruppe for vurdering av lusepåvirkning.
- Taranger, G.L., Karlsen, O., Bannister, R.J., Glover, K.A., Husa, V., Karlsbakk, E., Kvamme, B.O., Boxaspen, K.K., Bjørn, P.A., Finstad, B., Madhun, A.S., Morton, H.C. & Svåsand, T. 2015. Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming. *ICES Journal of Marine Science* 72: 997-1021.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Bjørn, P.A., Jansen, P.A., Heuch, P.A., Grøntvedt, R.N., Asplin, L., Skilbrei, O., Glover, K., Skaala, Ø., Wennevik, V. & Boxaspen, K.K. 2012. Forslag til førstegenerasjons målemetode for miljøeffekt. Rapport fra Havforskningen 13-2012. Havforskningsinstituttet.
- Thorstad, E.B., Todd, C.D., Uglem, I., Bjørn, P.A., Gargan, P.G., Vollset, K.W., Halttunen, E., Kålås, S., Berg, M. & Finstad, B. 2016. Marine life of the sea trout. *Marine Biology* 163: 1-19.
- Urke, H. A. Kristensen, T., Alfredsen, K.T., Daae, K. L.D. og Alfredsen, J.A. 2010. Utvandringstidspunkt og marin åtferd hjå smolt frå Lærdalselva. NIVA rapport. 6033-2010. Norsk institutt for vannforskning.
- Vollset, K.W., Nilsen, F., Ellingsen, I., Karlsen, Ø., Paterson, R.A., Qviller, L., Skardhamar, J., Stige, L.C., Sægrov, H., Ugedal, O. & Dalvin, S. 2022. Produksjonsområdebaseret vurdering av lakselusindusert villfiskdødelighet i 2022. Rapport fra ekspertgruppe for vurdering av lusepåvirkning.
- Vollset, K.W., Skår, B., Lennox, R.J., Serra-Llinares, R.M. & Lehmann, G.B. Salmon louse infestation impairs the lifetime fitness of sea-run brown trout. *Authorea*. December 12, 2024.
- VRL Vitenskapelig råd for lakseforvaltning. 2022. Klassifisering av tilstanden til sjørret i 1279 vassdrag. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning 9.
- VRL. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning. 2025. Status for norske laksebestander i 2025. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning 21.

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 Ims 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: 978-82-426-5459-5

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

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger