# RISIKORAPPORT NORSK FISKEOPPDRETT 2022 - KUNNSKAPSSTATUS

## Effekter på miljø og dyrevelferd i norsk fiskeoppdrett

Ellen Sofie Grefsrud, Pål Arne Bjørn, Bjørn Einar Grøsvik, Pia Kupka Hansen, Vivian Husa, Ørjan Karlsen, Bjørn Olav Kvamme, Ole Samuelsen, Nina Sandlund, Monica F. Solberg og Lars Helge Stien (HI)

**RAPPORT FRA HAVFORSKNINGEN NR. 2022-13**

**Tittel (norsk og engelsk):**

Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2022 - kunnskapsstatus

**Undertittel (norsk og engelsk):**

Effekter på miljø og dyrevelferd i norsk fiskeoppdrett


| Rapportserie: | År - Nr.: | Dato: |
|---|---|---|
| Rapport fra havforskningen | 2022-13 | 04.05.2022 |
| ISSN:1893-4536 | | |



**Forfatter(e):**

Ellen Sofie Grefsrud, Pål Arne Bjørn, Bjørn Einar Grøsvik, Pia Kupka Hansen, Vivian Husa, Ørjan Karlsen, Bjørn Olav Kvamme, Ole Samuelsen, Nina Sandlund, Monica F. Solberg og Lars Helge Stien (HI)



Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Lasse Taranger og Karin Kroon Boxaspen Programleder(e): Terje Svåsand og Rune Waagbø

**Distribusjon:**

Åpen

**Prosjektnr:**

14272

**Program:**

Miljøeffekter av akvakultur

Fremtidens havbruk

**Antall sider:**

406

# Innhold


**1 Effekter av lakselus fra oppdrett på vill laksefisk** 7
1.1 Innledning 7
1.2 Lakselus og miljø 7
1.3 Effekt av lakselus på individ og populasjon 9
1.4 Metodene for overvåking av lakselus på vill laksefisk 13
1.4.1 *Observasjonsmetode 1: Ruse og garnfangst av sjøørret og sjørøye* 13
1.4.2 *Observasjonsmetode 2: Trålfangst av utvandrende postsmolt laks* 14
1.4.3 *Observasjonsmetode 3: Vaktbur med kultivert smolt* 14
1.4.4 *Modellmetode 1: ROC - Relative Operating Characteristic* 15
1.4.5 *Modellmetode 2: Virtuell smolt* 16
1.5 Status og utvikling i infestasjon av lakselus i produksjonsområdene 17
1.5.1 *PO 1 Svenskegrensen til Jæren* 17
1.5.2 *PO 2 Ryfylke* 23
1.5.3 *PO 3 Karmøy til Sotra* 33
1.5.4 *PO 4 Nordhordland til Stadt* 44
1.5.5 *PO 5 Stadt til Hustadvika* 54
1.5.6 *PO 6 Nordmøre og Sør- Trøndelag* 63
1.5.7 *PO 7 Nord-Trøndelag med Bindal* 71
1.5.8 *PO 8 Helgeland til Bodø* 78
1.5.9 *PO 9 Vestfjorden og Vesterålen* 86
1.5.10 *PO 10 Andøya til Senja* 92
1.5.11 *PO 11 Kvaløya til Loppa* 100
1.5.12 *PO 12 Vest Finnmark* 106
1.5.13 *PO 13 Øst Finnmark* 114
1.6 Referanser 120
**2 Forekomst av sykdom hos villaks som følge av virussmitte fra fiskeoppdrett** 128
2.1 Innledning 128
2.2 Sentrale kunnskapsbehov 129
2.3 Havforskningsinstituttets overvåking av virus i vill og rømt laks 130
2.4 Villaks og oppdrettslaks 131
2.5 Patogener i norsk fiskeoppdrett 131
2.6 Konsekvenser av smittespredning 131
2.7 Smittet rømt oppdrettslaks i elv 133
2.8 Spredning og fortynning 134
2.9 Virusets robusthet 134
2.10 Fjerning av smittet og syk oppdrettsfisk 135
2.11 Sammenfall i tid og rom mellom villaks og smitte 136
2.12 Infeksisøst lakseanemivirus og Salmonid alphavirus 136
2.12.1 *Infeksiøst lakseanemivirus (ILAV)* 136
2.12.2 *Salmonid alfavirus (SAV)* 144
2.13 Referanser 148
**3 Ytterligere genetisk endring hos villaks som følge av rømt oppdrettslaks** 159
3.1 Innledning 159
3.2 Konsekvenser av innkryssing av rømt oppdrettslaks 160
3.2.1 *Atlantisk laks, en art med genetisk forskjellige bestander* 160
3.2.2 *Hvor ulik er villaks og oppdrettslaks?* 160
3.2.3 *Genetisk påvirkning fra rømt oppdrettslaks – hva forteller empiriske data oss?* 163
3.2.4 *Modellering* 169

3.3 Faktorer inkludert i risikovurderingen 170
3.4 Rømt oppdrettslaks på gyteplassene 171
3.4.1 *Rømming* 171
3.4.2 *Andel rømt oppdrettslaks i elv* 175
3.4.3 *Utfisking/fjerning av rømt oppdrettslaks fra elv* 179
3.4.4 *Bestandenes robusthet for ny innkryssing* 182
3.4.5 *Villaksens bestandsstatus* 184
3.5 Takk 189
3.6 Referanser 189
**4 Miljøeffekter som følge av utslipp av løste næringssalter fra fiskeoppdrett** 201
4.1 Innledning 201
4.2 Utslippsmengde 201
4.3 Spredning og fortynning 203
4.4 Effekter av utslipp av løste næringssalt 204
4.4.1 *Endring i planteplanktonproduksjonen (eutrofi)* 204
4.4.2 *Teoretisk beregning av respons i planteplanktonproduksjon* 205
4.4.3 *Endringer i makroalgesamfunn på hardbunn* 206
4.5 Overvåkning av miljøtilstand i kystvann 206
4.6 Lokale effekter av utslipp av løste næringssalter 207
4.7 Referanser 207
**5 Miljøpåvirkning på bunn som følge av partikulære organiske utslipp fra fiskeoppdrett** 210
5.1 Innledning 210
5.2 Spredning av partikulært materiale 211
5.3 Lokale effekter av utslipp av partikulært materiale på bløtbunn og hardbunn 212
5.4 Regionale effekter av utslipp av organiske partikler 216
5.5 Rehabilitering av lokaliteter 216
5.6 Sporing av organisk materiale i sedimenter og marine næringskjeder 216
5.7 Lokale effekter på sårbare bunntyper 217
5.8 Overvåking 217
5.8.1 *Overvåking i anleggssonen* 218
5.8.2 *Overvåking i overgangssonen* 220
5.9 Referanser 222
**6 Miljøeffekter som følge av utslipp av kobber fra fiskeoppdrett** 225
6.1 Innledning 225
6.2 Kobber i marine sediment 225
6.3 Kobber i kystvann 226
6.4 Opptak og giftighet 227
6.5 Utslipp av kobber 227
6.6 Utslipp av kobber brukt som antibegroingsmiddel 228
6.7 Økte konsentrasjoner i sediment rapportert fra C- undersøkelsene 229
6.8 Artenes toleranse for kobber 230
6.9 Nivå i sediment i fjernsonen i fjorder i Vestland 231
6.10 Referanser 234
**7 Miljøeffekter på non-target arter ved bruk av legemidler** 236
7.1 Innledning 236
7.2 Desinfeksjonsmidler 237
7.3 Legemidler mot innvollsorm 237
7.4 Antibakterielle midler 237
7.5 Legemidler mot lakselus 238
7.5.1 *Bademidler* 239

7.5.2 *Fôrmidler* 265
7.6 Totalt forbruk av avlusningsmidler 2022 for PO1-13 279
7.7 Referanser 281
**8 Bruk av rensefisk i norsk oppdrett** 293
8.1 Innledning 293
8.2 Fangst av leppefisk 294
8.2.1 *Fiskeripåvirkning på leppefiskbestandene* 294
8.2.2 *Kunnskapsstyrke* 297
8.2.3 *Bekymringsmeldinger* 298
8.2.4 *Sortering/gjenutsetting av leppefisk og fiskeripåvirkning på andre arter* 298
8.2.5 *Biologi, velferd og svinn* 301
8.3 Smitte og innførsel av uønskede organismer via transport 302
8.4 Sykdommer og sykdomsutbrudd i merd 303
8.4.1 *Virus* 303
8.4.2 *Bakterier* 304
8.4.3 *Parasitter* 305
8.5 Gjenbruk av rensefisk 305
8.6 Genetiske påvirkninger 306
8.7 Referanser 307
**9 Effekter av torskeoppdrett i åpne merder på ville torskebestander** 314
9.1 Innledning 314
9.2 Torskebestander og torskeoppdrett i Norge 315
9.2.1 *Generelt om kysttorsk* 315
9.2.2 *Kysttorsk nord for 67°N* 316
9.2.3 *Kysttorsk mellom 62°N og 67°N* 316
9.2.4 *Kysttorsk sør for 62°N* 316
9.2.5 *Torsk i oppdrett* 317
9.2.6 *Mellomlagring av villfanget torsk og fangstbasert akvakultur (FBA)* 321
9.3 Kartlegging av gytefelt og oppvekstområder 322
9.4 Genetisk påvirkning 328
9.4.1 *Rømming* 329
9.4.2 *Gyting i merd* 331
9.4.3 *Egg- og larvedrift* 332
9.5 Økologiske interaksjoner 333
9.5.1 *Oppdrettsanlegg som fiskeaggregeringsinnretninger* 333
9.5.2 *Påvirkning fra oppdrettsanlegg på vandring og gyteatferd hos villtorsk* 335
9.5.3 *Effekter av fôrspill på villtorsk* 336
9.5.4 *Spredning av sykdomsfremkallende organismer- parasitter, bakterier og virus* 338
9.6 Referanser 343
**10 Dyrevelferd hos fisk i oppdrett** 359
10.1 Innledning 359
10.1.1 *Mål og omfang* 360
10.2 Dødelighet som velferdsindikator 361
10.2.1 *Datakilder* 361
10.2.2 *Dødelighet per produksjonsområde* 362
10.3 Oppdrettslaks 363
10.3.1 *Atlantisk laks som oppdrettsart* 363
10.3.2 *Velferd til laks i settefiskfasen* 364
10.3.3 *Velferd til laks i sjøfasen* 369
10.3.4 *Dødelighet til laks i ulike avlusingsmetoder* 379

10.3.5 *Velferd til laks i nye driftsformer* 382
10.4 Rensefisk 384
10.4.1 *Rensefiskarter* 384
10.4.2 *Velferd til rensefisk i laksemerder* 385
10.5 Oppdrettstorsk 391
10.5.1 *Atlantisk torsk som oppdrettsart* 391
10.5.2 *Velferd til torsk i oppdrett* 392
10.6 Referanser 396

# 1 - Effekter av lakselus fra oppdrett på vill laksefisk

**Forfatter(e): Ørjan Karlsen, Lars Asplin, Sussie Dalvin, Alison Harvey, Ingrid Askeland Johnsen (HI), Gunnar B. Lehman (NORCE), Rune Nilsen, Anne Dagrun Sandvik, Rosa Maria Serra-Llinares og Vidar Wennevik (HI)**

*Foto: Christine Fagerbakke/Havforskningsinstituttet*

Les mer om risikorapporten

Kapittel 3 i risikorapporten

## 1.1 - Innledning

Oppdrett i åpne merder gjør at smittestoffer fra oppdrettsanleggene vil kunne drive fra merdene og ut i miljøet. Lakselus som slippes fra hunnlus som sitter på oppdrettsfisk antas, i oppdrettsintensive områder, å være den største kilden for lakselus også på vill laksefisk (Fjørtoft mfl. 2019; Dempster mfl. 2021). Økte nivåer av lakselus er vist å ha negative effekter på vertsfisken, som igjen kan medføre en populasjonseffekt.

Effekten lakselus har på ville bestander av laks langs hele landet vurderes i denne rapporten opp mot antatte tålegrenser for dødelighet for individer. Derfra estimeres effekt på populasjoner. Hvor mange lus den ville fisken har fått (nivå av infestasjon) vurderes basert på overvåking av lakselus på vill laksefisk, samt på estimert påvirkning av lakselus fra koblede fysisk-biologiske modeller. Tålegrenser for individer og effekten på populasjonsnivå er basert på best tilgjengelig kunnskap fra laboratorie- og feltundersøkelser.

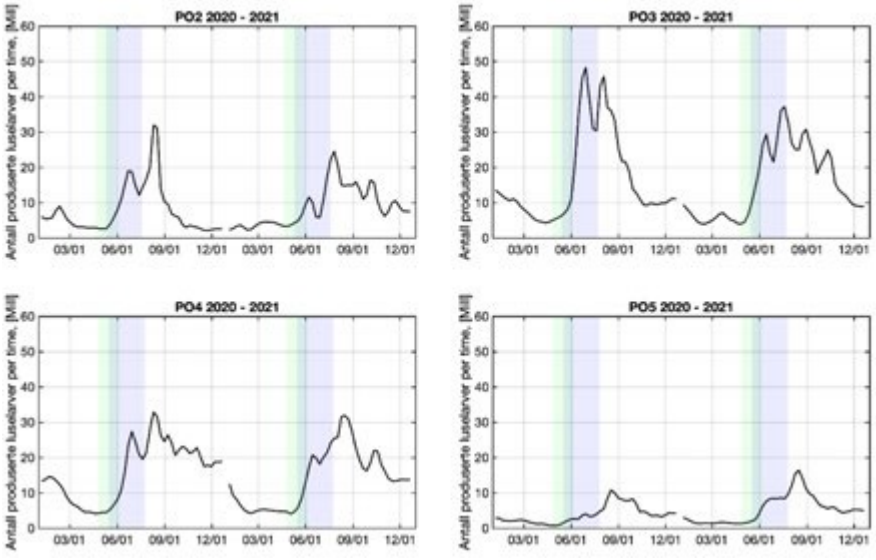
## 1.2 - Lakselus og miljø

Lakseluslarver klekkes fra egg som deponeres i strenger og bæres av hunnlusen frem til klekkingen. Larver transporteres passivt med de omkringliggende vannmassene mens de utvikles gjennom to ikke smittsomme (nauplii)

stadier før de når kopepodittstadiet hvor de er modne til å feste seg til en vertsfisk. Utvikling av lakselus er sterkt avhengig av temperatur, og går raskere i varmt vann enn i kaldere vann. Lakseluslarver er små (mindre enn 1 mm) og er ikke i stand til å svømme imot strømmen, men de kan bevege seg vertikalt i vannsøylen. Lakselus søker mot lyset i overflaten, men vekk fra ferskvann. Strømmen er ofte sterkest nær overflaten, og lus som oppholder seg nær overflaten kan spres over store områder. Ved mye elveavrenning som gir lavt saltinnhold i overflatelaget i fjorden plasserer lusene seg dypere i vannsøylen (Heuch 1995; Crosbie mfl. 2019). Ettersom utvandrende laks fortrinnsvis svømmer i de øverste 2 meterne av vannsøylen vil det i områder med lav saltholdighet være begrenset kontakt mellom lakselus og vertsfisk.

Spredningen av lus fra et oppdrettsanlegg vil være høyst variabel siden transporten av det omkringliggende vannet kan endres over kort tid og over små avstander. Bevegelsen til vannet er blant annet avhengig av vindforhold, tidevann og elveavrenning. I fjorder observerer man i tillegg episoder med kraftig strøm inn og ut av fjorden. Disse episodene oppstår irregulært 1 til 2 ganger i måneden, og er generert av tetthetsforskjell mellom vannet i fjorden og vannet på kysten som følge av vind langs kysten (Asplin mfl. 1999, 2014). Som følge av det dynamiske miljøet langs kysten kan lakselusene flyttes flere 10-talls kilometer fra utslippspunktet før den eventuelt finner seg en vertsfisk. En detaljert beskrivelse av det fysiske miljøet kan finnes i Sætre (2007) og Albretsen & Asplin (2017a, 2017b). Beskrivelsene av de fysiske forholdene (vannstrømmene, vanntemperatur og saltholdighet, hver time langs hele kysten) i denne rapporten er basert på resultat fra den hydrodynamiske modellen, NorKyst800 (Albretsen mfl. 2011; Asplin mfl. 2020).

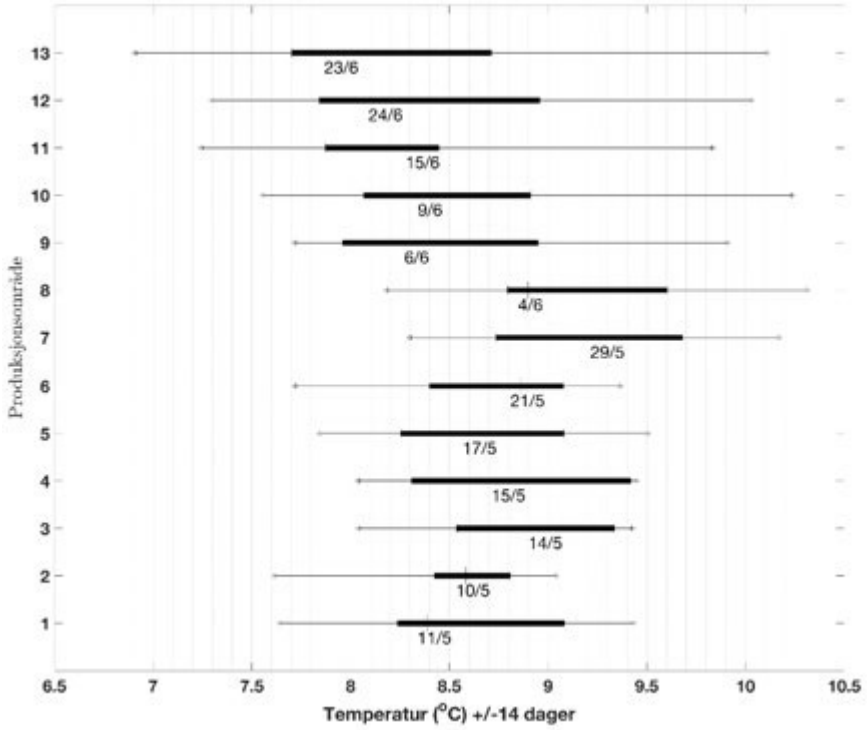
Alle oppdrettsanlegg for laksefisk i Norge rapporterer ukentlig antall lakselus på fisk når temperaturen er over 4 °C. Produksjon av lakseluslarver fra alle anlegg blir deretter beregnet basert på innrapporterte antall voksne hunnlus per fisk, antall fisk på lokaliteten og vanntemperaturen på 3 m dyp (Stien mfl. 2005). Lusetellinger og temperatur hentes fra Mattilsynet gjennom Altinn-portalen (ukentlige data), mens data for antall fisk hentes fra Fiskeridirektoratet (månedlige data). Det generelle mønstret i utslippene følger et relativt stabilt årlig mønster knyttet til sesongmessige avlusningsregimer, produksjon og vanntemperatur (Figur 1.1). Som følge av dette øker vanligvis utslippene av klekte nauplier fra slutten av mai, tidligst i sør grunnet raskere temperaturøkning om våren, og mot en maksimal egg- og larveproduksjon fra august til oktober avhengig av landsdel.




*Figur 1.1. Utslipp av lakselus per time 2020-2021 for PO2-PO5. Grønne vertikale områder indikerer tid for smoltutvandringen for laks, mens blå områder indikerer beiteperioden i sjø for sjøørret.*

I denne rapporten har vi for hvert produksjonsområde hentet overflate-temperatur og saltholdighet fra modell (NorKyst800) for å vurdere hvor gunstig miljøet er for lakselus. For denne vurderingen er saltholdighet nær overflaten beregnet som månedlige gjennomsnitt for de samme årene, og snittet for de fire månedene mai-august er vist under hvert produksjonsområde.

Vi har i tillegg beregnet temperaturen under smoltutvandringen (Figur 1.2) for alle 13 produksjonsområdene, også basert på modelldata fra NorKyst800. Merk at i den koblede fysisk-biologiske modellen for å estimere smittepress er både temperatur og lakselusens unnvikelse av ferskvann inkludert.




*Figur 1.2. Fordelingen av middeltemperatur 2012-2021 for arealet innenfor grunnlinjen i hvert produksjonsområde på ca. 0,5m dyp for tidspunkter rundt median tid for smoltutvandring ( ± 14 dager). Denne datoen er vist på hver linje under median temperatur. Tykk svart strek angir spennet mellom kvartilene (25% og 75%), mens tynn strek angir minimums- og maksimumsverdier. Vertikalaksen angir produksjonsområdene fra sør (1) til nord (13).*

## 1.3 – Effekt av lakselus på individ og populasjon

Lakselus lever av vertens slim, hud og blod, og påfører vertsfisken økte nivåer av stresshormonet kortisol, problemer med vann- og saltbalansen og svekker den immunologiske kapasiteten hos vertsfisken (Torrissen mfl. 2013; Holm mfl. 2015; Gallardi mfl. 2019; Braden mfl. 2020). Lusesmittet fisk virker for eksempel mer utsatt for virusinfeksjon (Barker mfl. 2019; Long mfl. 2019). Skadene på fisken blir spesielt store når lus utvikler seg fra fastsittende larver til bevegelige lus. Høye infeksjoner med lus er også vist å redusere lagrene av energi i lever, og redusere ytelsen til hjertet (Medcalf mfl. 2021).

Effekter som redusert vekst, svømmeevne, økt energiforbruk og reproduksjon samt økt dødelighet er også påvist (Grimnes & Jakobsen 1996; Bjørn & Finstad 1997, 1998; Finstad mfl. 2000; Wagner mfl. 2003, 2004; Wells mfl. 2006, 2007; Tveiten mfl. 2010; Øverli mfl. 2014; Bui mfl. 2016; Hvas & Bui 2022). Lakselus kan utsette alder ved kjønnsmodning hos laks (Vollset mfl. 2014a), men betydningen av utsatt kjønnsmodning på populasjonsveksten er neglisjerbar i forhold til effekten av direkte dødelighet (Vollset & Krkosek 2021).

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL) har, basert på statistiske analyser, konkludert med at lakselus er også en betydelig bestandstrussel. For perioden 2010-2014 beregnet VRL et årlig tap i innsiget av laks til Norge på grunn av lakselus på ca. 50 000 laks (VRL 2017), for 2018 og 2019 beregnes et tapt innsig på henholdsvis ca. 29 000 og 39 000 laks grunn av lakselus (VRL 2020). I rapporten fra 2020 vurderer VRL at det er godt dokumentert at for bestandene i Vest- og Midt-Norge har smittepress fra lakselus bidratt til spesielt store reduksjoner i innsig av laks, hvor

både antall bestander og områdene som er hardt rammet av lakselus har økt de senere årene. Data indikerer at for laks er det en sammenheng mellom tetthet av gytefisk og avstand til åpen sjø for elver i Hardanger, mens det ikke ble funnet noen slik sammenheng for sjøørret (Vollset mfl. 2014b). Dette samsvarer med vurderingene til VRL hvor bestandene lengst inne i fjordene er hardest påvirket, og hvor bare vassdrag i ytre fjordområder eller med utløp direkte til havet er lite eller ikke påvirket (VRL 2020). Bestander langt inne i fjorden vil både ha en lengre vandringsvei i området med lus, og de vil ankomme senere i de ytre delene av fjordene. Da utslippene av lus normalt øker utover sesongen, medfører begge disse forholdene at fisk fra elver i indre deler av fjordene oftest vil oppleve høyere smittepress enn fisk fra de elver i ytre deler av fjordene. I en lang (26 år) tidsserie fra elven Erriff i Irland ble det funnet betydelig færre returnerende 1-sjøvinter laks etter år med høye lusetall i nærliggende oppdrettsanlegg (Shephard & Gargan 2017). I en undersøkelse av tilbakevandrende laks i Skottland og England er det vist at kondisjonsfaktor (forholdet vekt/lengde) til voksen laks er påvirket av antall lus den er infestert med (Susdorf mfl. 2018b). Modeller indikerte at den reduserte kondisjonen kan ha effekt på bestandsutviklingen (Susdorf mfl. 2018a).

Konsekvensen av lakselus infestasjon på vill laksefisk er avhengig av antall lus fisken har, og hvor stor fisken er. Infestasjonen beregnes som antall lus/g fiskevekt. Metoden er presentert og debattert i rapporten «Forslag til førstegenerasjons målemetode for miljøeffekt (effektindikatorer) med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett på viltlevende laksefiskbestander» (Taranger mfl. 2012). For å skille mellom utvandrende laksesmolt, førstegangsutvandrende sjøørret og sjørøye og større veteranvandrende sjøørret og sjørøye er det foreslått ulike grenseverdier for henholdsvis liten laksefisk under 150 g (utvandrende laksesmolt og førstegangsutvandrende sjøørret og sjørøye), og et annet sett grenseverdier for laksefisk over 150 g (veteranvandrere av sjøørret og sjørøye).

**For laksesmolt og førstegangs utvandrende ørret og sjørøye** er det lagt til grunn at den har høy sannsynlighet for dødelighet ved mer enn 0,3 lus per gram fiskevekt (lus/g) hvis disse utvikler seg til mobile lus. Dette er basert på best tilgjengelig kunnskap, og en antar en gradvis reduksjon i sannsynlighet for død når infestasjonstrykket synker fra 0,3 lus/g (tabell 1.1; Mest sannsynlig toleranse). Dødeligheten uttrykkes som en prosentandel av populasjonen. Summen av alle gruppene gir estimert bestandsreduksjon (%) som klassifiseres som liten (< 10 %, grønn), moderat (10-30 %, gul) eller stor (> 30 %, rød), som utredet i Nilsen mfl. (2017).

For å teste hvor følsomme estimatene av dødelighet er for fiskens toleransegrenser for lus, er det for den virtuelle smoltmodellen, samt trål- og rusedata, også estimert dødeligheten ved å halvere (tabell 1.1; Lav toleranse) og doble (tabell 1.1; Høy toleranse) fiskens toleranse for lus.

*Tabell 1.1. Antatte tålegrenser for laks og førstegangsutvandrende ørret oppgitt både som antall lus for en fisk på 20 g, relativ intensitet beregnet som antall lus per gram fiskevekt, og antatt dødelighet for ulike infeksjoner med lakselus (Død.). Tabellen angir den mest sannsynlige toleransen (Taranger mfl. 2015), samt lav og høy toleranse som benyttes i sensitivitetstester.*

| **Lav toleranse** | | | **Mest sannsynlig toleranse** | | | **Høy toleranse** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Lus | Lus/g | Død. | Lus | Lus/g | Død. | Lus | Lus/g | Død. |
| < 1 | < 0,05 | 0 % | < 2 | < 0,1 | 0 % | <4 | < 0,2 | 0 % |
| 1 - 2 | 0,05 - 0,1 | 20% | 2 - 3 | 0,1 - 0,2 | 20% | 4 - 6 | 0,2 - 0,4 | 20% |
| 3 | > 0,1 - 0,15 | 50% | 4 - 6 | > 0,2 - 0,3 | 50% | 7 - 12 | > 0,4 - 0,6 | 50% |
| > 3 | >0,15 | 100% | > 6 | > 0,3 | 100% | > 12 | > 0,6 | 100% |

**Bestandsundersøkelser for laks** er metodisk vanskelig blant annet fordi en som oftest ikke kjenner antall utvandrende laks. En anerkjent metode for å vurdere påvirkningen av lakselus på er å sammenligne vekst, alder ved tilbakevandring og overlevelse for utvandrende kultivert smolt beskyttet medikamentelt mot lakselus, med ubeskyttet smolt (randomiserte kontrollstudier). Da lakselusemidlenes virketid er begrenset til noen uker eller måneder (Stone mfl. 1999; Glover mfl. 2008, 2010) antas det at forskjeller i overlevelse i sjø mellom behandlet og ubehandlet fisk er forårsaket av at den ubehandlede fisken blir infestert av lakselus. Det antas videre at laksen er mest sårbar i den første

fasen av utvandringen, både på grunn av de fysiologiske utfordringene overgangen fra ferskvann til sjøvann medfører (Strand & Finstad 2007; Strand mfl. 2011; Thorstad mfl. 2012) og risikoen for å bli spist av større fisk (Hvidsten & Lund 1988; Handeland mfl. 1996). Lakselus kan også påvirke vertsfiskens atferd og svømmeevne negativt (Øverli mfl. 2014; Godwin mfl. 2015; Peacock mfl. 2015; Bui mfl. 2016). Laksens overlevelse i sjø kan variere betydelig mellom år, sannsynligvis på grunn av naturlige svingninger i økosystemet (Utne mfl. 2021; Vollset mfl. 2022). Data fra slippforsøk i Norge (med behandlet og ubehandlete grupper) har vist at effekten av lakselus varierer med den generelle overlevelsen til utsettingsgruppene i sjø (Vollset mfl. 2016). Når overlevelsen av smolt i sjø var høy, hadde ikke lakselus noen statistisk signifikant negativ effekt, men når overlevelsen var lav, økte overlevelsen i de behandlete gruppene. Den gjennomsnittlige dødeligheten av smolt fra klekkeriet i Daleelva (i Osterfjorden) forårsaket av lakselus var ca. 15 % i perioden 1997 til 2009 (Skilbrei mfl. 2013). Dette er sammenlignbart med anslaget på 18 % i den større metaanalysen gjort i ettertid med data fra flere forsøk (Vollset mfl. 2016). I nesten alle årene var ubehandlet smolt noe mindre (~0,1 kg) når den kom tilbake som smålaks etter ett år i sjø. Dette antyder at det har vært lakselus til stede i utvandringsruten de fleste årene, noe som har ført til vekttap hos fisken, også når det ikke har vært noen signifikant forskjell i overlevelse mellom gruppene. I et slippforsøk med beskyttet vs. ubeskyttet kultivert laks, var effekten av beskyttelsen betydelig høyere for fisk sluppet i perioder med mer lus i sjøen, i juni, sammenlignet med fisk sluppet i mai. Ubeskyttet laks som ble sluppet ved den høyeste tettheten av lus hadde 55 ganger høyere dødelighet enn behandlet fisk (Bøhn mfl. 2020). En så kraftig økt risiko for dødelighet på grunn av lus er ikke vist tidligere. Studiet viste også at veksten til laks som returnerte var signifikant redusert når det var mye lus i systemet (Bøhn mfl. 2020).

Så lenge behandlingen ikke forstyrrer fisken på andre måter, vil slike eksperimenter gi en idé om effektene av lus på hele bestander, men det kan være en rekke feilkilder eller metodefeil man ikke kan kontrollere i denne type forsøk. For eksempel kan virkestoffet ha manglende effekt, eller selv være (svakt) toksisk (Lennox mfl. 2020). Bøhn mfl. (2020) viste at overlevelsen hos utvandrende kultivert laksesmolt var høyere for ubehandlet laks når lusetettheten var lav, noe som indikerer at lusemiddelet hadde en negativ/toksisk effekt. Om slippforsøk har vært gjennomført med lusemidler som påvirker fisken negativt, så kan tidligere metaanalyser ha undervurdert de negative effektene av lakselus.

En annen usikkerhet er at lakselus kan ha utviklet lavere følsomhet eller resistens mot virkestoffet. Det er også knyttet usikkerhet til smittepresset som fisken har vært utsatt for i slippforsøkene. I tillegg er det en rekke grunner til at forsøk med kultiverte smolt ikke er direkte overførbare til villfisk i en gitt region og år. Dette kan for eksempel komme av at kultivert smolt blir sluppet og vandrer på andre tidspunkt enn villfisk, at kultivert smolt vanligvis er større enn vill smolt, eller at deres atferd avviker vesentlig. Studier indikerer at vandringsadferden til kultivert laksesmolt er sammenlignbar med vill laksesmolt gjennom fjorder (Urke mfl. 2013). Derimot er det sannsynlig at overlevelsen er lavere for kultivert smolt. Utsett av kultivert smolt er en viktig tilnærming for å gi innsikt i hvordan parasitter påvirker overlevelsen i sjø hos vill smolt, men man må være forsiktig med å overføre resultatene direkte fra kultivert fisk til villfisk.

For **sjøørret** viser undersøkelser at påslag av lakselus både kan øke dødeligheten og kan endre fiskens atferd, som igjen kan ha effekt både på individnivå og bestandsnivå. En omfattende oppdatering av sjøørretens livshistorie med oppsummering av vitenskapelige undersøkelser av påvirkning fra lakselus er gjennomført av Thorstad mfl. (2016). En mer detaljert gjennomgang av kunnskapsgrunnlaget kan finnes direkte i disse publikasjonene.

Sjøørret smoltifiserer og vandrer ut i fjordene på beitevandring sent på våren og om sommeren. Veksten til sjøørret er normalt betydelig bedre i sjø enn i ferskvann, og økt vekst fører til større fisk som har mindre risiko for å bli spist og høyere reproduktiv suksess (Stearns 1992; Roff 2002). Denne beiteperioden kan gjerne vare over 3 mnd. i Sør-Norge, mens den er kortere i Finnmark (Karlsen mfl. 2016). Ørreten er derfor normalt utsatt for luseinfestasjon over en mye lengre tidsperiode enn laksesmolten, som vandrer til oppvekstområder i havet og først returnerer til kysten når de er kjønnsmodne. Sammenhengen mellom lus på ørret og oppdrettsaktivitet er dokumentert gjennom flere studier (Tully mfl. 1999; Bjørn mfl. 2001, 2011b; Bjørn & Finstad 2002; Serra-Llinares mfl. 2014, 2016; Shephard mfl. 2016; Moore mfl. 2018; Simmons mfl. 2019; Bøhn mfl. 2022). Økt dødelighet i denne i beiteperioden kan medføre at fordelen med beitevandringen avtar. I en nylig studie i Sandnesfjord ble det observert signifikante forskjeller i dødelighet mellom luseinfiserte fisk og en kontrollgruppe, hvor luseinfiserte fisk hadde nesten 3 ganger høyere dødelighet enn kontrollfisk (Serra-Llinares mfl. 2020). Da det er funnet at livshistorievalg er koblet til genetikk (Ferguson mfl. 2019) vil en slik

endring i relativ overlevelse og reproduksjon kunne redusere andelen sjøvandrende individer i ørretbestander (Ferguson mfl. 2019).

Overlevelsen til lakselus faller med minkende saltholdighet (Gravil 1996; Wright mfl. 2016), og sjøørret kan derfor oppsøke ferskere vann (f.eks. i elv eller elvemunning) for å kvitte seg med lus. Prematur tilbakevandring av ørret med betydelige infestasjoner og hudskader er observert (Birkeland & Jakobsen 1997; Serra-Llinares mfl. 2018, 2020). I et forsøk i Hordaland ble nesten 20% av oppvandrende luseinfesterte veteraner funnet døde innen en uke, trolig grunnet soppangrep (Birkeland 1996). Prematur tilbakevandring ble også dokumentert i Serra- Llinares mfl. (2020), der den infiserte gruppen hadde betydelig kortere beiteperiode (18 vs. 100 dager) og de holdt seg generelt nærmere elvemunningen. Det er også funnet indikasjoner på at ørret kan kompensere for lusepåslag ved å oppholde seg i overflatevann med lavere salinitet (Mohn mfl. 2020). Denne mekanismen påvirker fiskens naturlige avveininger ved dybdevalg, og kan potensielt øke sannsynligheten for predasjon. I Etne (Vestland) brukte akustisk merket sjøørret et større beiteområde og tilbragte mer tid i sjøen i år med lavt lusepress (Halttunen mfl. 2018), men det ble ikke funnet noen effekt på dødelighet på fisk med snittvekter på 190-302 g. Selv om det ikke er snakk om direkte dødelighet, vil en slik effekt på habitatbruk kunne påvirke bestanden negativt. Redusert vekst som resultat av kortere sjøopphold og manglende tilgang på beiteområder kan føre til redusert fekunditet, utsatt gyting, og dermed lavere bidrag til bestanden (Gargan mfl. 2016; Haraldstad mfl. 2018; Eldøy mfl. 2020). Hunnene påvirkes i særlig stor grad (Haraldstad mfl. 2018). I tillegg er det en større andel hunner enn hanner blant sjøvandrende individer (Jensen 1968; Pemberton 1976; Pratten & Shearer 1983; Euzenat mfl. 1999; Knutsen mfl. 2004; Olsen mfl. 2006; Solomon 2006; Nevoux mfl. 2019), noe som forsterker effekten ytterligere. I Irland og Skottland har dårlige marine leveforhold blitt knyttet til nedgang i bestander og endring av bestandsstrukturen, med reduksjoner i maksimal sjøalder, størrelse på fisken og marin vekst (Poole mfl. 1996).

## 1.4 - Metodene for overvåking av lakselus på vill laksefisk

I hver av de 13 produksjonsområdene er det gjennomført overvåking av lakselus på vill laksefisk. Observasjonene av lus på vill fisk blir gjennomført ved hjelp av 3 ulike metoder:

- lus på sjøørret/sjørøye fanget med ruse og garn.
- lus på utvandrende postsmolt laks fanget med trål.
- lus på postsmolt av kultivert laks i vaktbur.

I tillegg til observasjoner er det de siste 10-15 år gjort en betydelig innsats på å utvikle et modellsystem som beregner konsentrasjonen av lakselus langs hele kysten. Etter at naupliene er klekket ut i vannmassene opplever de temperatur, saltholdighet og strøm i den posisjonen de befinner seg. Basert på tilgjengelig kunnskap om biologi, adferd og dødelighet blir det beregnet hvordan lusen sprer seg i vannmassene, først som ikke-smittsomme nauplier og videre som smittsomme kopepoditter. På denne måten kan vi beregne tetthet av smittsomme kopepoditter langs hele kysten, oppdatert hver time. Det er oftest stor variasjon i tettheten av kopepoditter både i tid og rom, med en klar tendens til oppsamling langs land, og i fronter og virvler. Det er også en kraftig økning utover våren/sommeren. Konsentrasjonen av kopepodittene er summert over de 2 øverste meter, hvor det er antatt at postsmolten befinner seg. Hver uke publiseres tettheten av lakseluslarver langs hele kysten. Resultatene presenteres på www.lakselus.no. En mer detaljert beskrivelse kan finnes i (Sandvik mfl. 2016, 2017a, 2020; Myksvoll mfl. 2018; Asplin mfl. 2020).

For å tolke sammenhengen mellom konsentrasjonen av kopepoditter og graden av påvirkning på vill fisk er det videreutviklet to modellprodukter:

- ROC (Relative Operating Characteristic): Modellert område hvor fisk vil oppleve forhøyet smittepress i en gitt periode.
- Virtuell smoltmodell: Modellert utvandring av lakse-postsmolt med påslag av lakselus og estimert luserelatert dødelighet for fisk fra enkelt-elver.

I det følgende gis en beskrivelse av de ulike overvåkningsmetodene både fra observasjoner og modeller.

### 1.4.1 - Observasjonsmetode 1: Ruse og garnfangst av sjøørret og sjørøye

Årlig gjennomføres det fangst av sjøørret og sjørøye med bruk av ruse (Barlaup mfl. 2013), supplert med flytegarn (16-21 mm maskevidde). Oppstart av fisket legges i tid noe etter forventet median utvandringstid for området slik at fisken vil ha hatt tid til å bli smittet og dermed gi informasjon om smittepresset i området under utvandringsperioden for sjøørret og laks (antatt som identisk). Oftest foretas det ett nytt fiske litt senere (periode 2), med start 1 uke etter slutten av periode 1. Fisket i periode 2 gjøres for å estimere det akkumulerte smittepresset sjøørret og sjørøye opplever utover beiteperioden. Det bør merkes at dette fisket avsluttes tidligere enn forventet tid for normal tilbakevandring for sjøørret, og tar ikke høyde for eventuell prematur tilbakevandring. Erfaringsmessig står det langt færre fangbare fisk i sjøen utover sommeren spesielt i områder med høy oppdrettsintensitet. Det er gjort undersøkelser hvor sjøørret fange i ruser er merket og gjenutsatt. I dette forsøket var andelen av fisk som ble gjenfanget i rusene lav (< 5%) (Arechavala-Lopez mfl. 2016).

Ved garnfangst røktes det kontinuerlig for å unngå at fisken dør i garnet. I sammenlignende undersøkelser er snitt antall lus lavere på garnfanget fisk (Grøn 2016), trolig skrapes noe lus av under fangsten hvilket kan medføre en underestimering av smittepresset. Det skilles likevel ikke på metodene i vurderingen av områdene. Garnfangst er størrelsesselektiv basert på maskestørrelse.

For begge metodene telles lus i felt rett etter at fisken er fanget. Storparten av lusen på fisken i denne perioden er tidlige stadier. Upubliserte sammenlignende undersøkelser har indikert at det telles færre lus om fisken først fryses ned, og deretter tas inn i laboratoriet for senere tellinger. Det er spesielt de minste stadiene som mangler ved tellingen i laboratoriet. I laboratoriet ble det talt 40-50% av det som ble observert i felt for kopepoditter og chalimus 1, differansen var mindre for de eldre stadiene (15-25 % færre talt i laboratoriet) (Elvik mfl. 2016).

For å estimere dødeligheten på den fangede fisken benyttes tabellene for tålegrenser basert på antall lakselus og fiskens vekt (lus/gram fiskevekt). Estimert dødelighet er oppgitt med konfidensintervaller. For å vurdere hele produksjonsområdet holdes resultatene fra rusefangsten opp mot ROC kartene for å vurdere i hvilken grad stasjonene er representative for området.

### 1.4.2 - Observasjonsmetode 2: Trålfangst av utvandrende postsmolt laks

For å dokumentere effekten av lakselus på postsmolt av laks, tråles det etter postsmolt i utvandringsruten for laks. For å unngå at fisken taper lus under fangst benyttes en spesialutviklet trål hvor laksen sorteres inn i ett akvarium (Holst & McDonald 2000). Det tråles i de ytre delene av fjordene. Dette betyr at fisken er fanget før den har vandret hele ruten mellom elv og hav, og det observerte smittepress vil derfor være et underestimat av den totale smitten fisken opplever. Trålingen slik den utføres i dag fanger i liten grad sjøørret, og sjøørreten som fanges i trål er ofte relativt stor. En sammenligning av trålt laks og sjøørret viste at trålfanget sjøørret oftest har mer lus en laks (Vollset mfl. 2017).

For å estimere dødeligheten på den fangede fisken benyttes tabellene for tålegrenser basert på antall lakselus og fiskens vekt (lus/gram fiskevekt). Estimert dødelighet er oppgitt med konfidensintervaller. Bare vill laks < 50 g er benyttet i utregningene. All merket fisk hvor vi ikke er sikre på at dette er merket villfisk er tatt ut av beregningene. For å vurdere hvor sensitive beregningene er for ulike toleranser for lakselus er dødeligheten også beregnet med halvparten og dobbelt så stor toleranse (jfr. tabell 1.1).

Genetiske metoder er benytte for å spore hjemelv til den trålfangete fisken, metoden er beskrevet i Harvey mfl. (2019). Med denne metoden kan ikke all fisken som fanges med sikkerhet bestemmes til hjemelv, andelen varierer noe mellom fjordene og år.

Ved estimering av dødelighet antar vi at trålingen fanger ett representativt utvalg av fisk fra de ulike elvene i området det tråles. Lakselus vil svekke og evt. drepe en utvandrende postsmolt av laks om antall lus blir høyt nok. Tidligere forsøk har indikert at det primært er de preadulte stadiene som er skadelige for fisken. Ved 8°C tar det 3-4 uker før lusen som slår på en fisk utvikler seg til preadult lus, ved 10°C 2-3 uker. Dette indikerer at bare fisk fra de indre elvene hvor vandringsavstanden fra elv til der de tråles er lang nok til at lusen kan ha utviklet seg til preadulte stadier (om vi antar en vandringshastighet på 10 km i døgnet). Det er derfor en risiko for at estimert dødelighet for fisk fra de indre delene av fjordene underestimeres.

Det har vært antatt at svømmeevnen til fisk er påvirket av om den er smitte med lus. De forsøkene som er gjort indikerer at det er en liten effekt (Wagner mfl. 2003; Bui mfl. 2016), men om dette har noen praktisk betydning for trålunnvikelse er ikke kjent. Det er ulik størrelse på fisken som vandrer ut, og for en gitt infestasjon vil den minste fisken påvirkes mest (høyest antall lus/g fiskevekt). Det er derfor en risiko for en størrelsesselektiv dødelighet. I tillegg er den minste fisken mest sårbar for predasjon siden den har noe lavere svømmehastighet, og generelt mindre energireserver. Infeksjoner med lus reduserer veksten til laks (Fjelldal mfl. 2020), hvilket vil forsterke denne effekten da fisken vil forbli liten og dermed forbli mer utsatt for predasjon lengre enn fisk som er mindre påvirket av lakselus.

### 1.4.3 - Observasjonsmetode 3: Vaktbur med kultivert smolt

I enkelte fjordsystem settes det ut vaktbur med kultiverte postsmolt (Bjørn mfl. 2011a; Pert mfl. 2014). Vaktburene er ca. 1 $m^3$ lukkede merder hvor toppen henger rett under overflaten og 1 m nedover, dekkende for leveområdet til sjøørret og utvandrende postsmolt laks som oppholder seg fra 1-3 m (Plantalech Manel-La mfl. 2009; Flaten mfl. 2016; Eldøy mfl. 2017). I burene settes det ut 30 postsmolt av laks som står ute i ca. 2 uker før fisken tas opp og lus telles. I noen systemer gjentas dette med to utsett, slik at burene står ute litt før, og noe etter estimert dato for median smoltutvandring i området. Fordelen med denne type data er at man har kontroll på sted og tidsrom hvor smitten har skjedd, og derfor brukes vaktbur også for å kalibrere modellvurderingen av område hvor fisken vil bli påvirket av lus (ROC).

I figurene er det indikert om fisken i snitt har < 2 lus, 2-6 lus eller > 6 lus/fisk normalisert til 14 dager. Verdiene er valgt da dette er toleransegrensene som brukes for en 20g smolt. Det brukes ikke lus/g fisk, da oppdrettsmolten som

benyttes er betydelig større (60-120 g) enn vill smolt (15-25 g). Verdiene brukes for å vurdere smittepresset i området, og for å vurdere mellomårlig variabilitet i området. Da fisken er holdt i bur, og ikke svømmer fritt i vannmassene, er verdiene ikke direkte overførbare til smitte på vill fisk. men tolkes slik at om det er store deler av området hvor laksen må passere antas det ett høyere smittepress enn om utbredelsen av høyt smittepress er begrenset i rom. Figurene brukes derfor primært for å visualisere hvordan smittepresset er fordelt i området burene har stått ute.

### 1.4.4 - Modellmetode 1: ROC - Relative Operating Characteristic

For å beregne i hvilke områder det er høyt, middels og lavt smittepress har vi benyttet en metode kalt «Relative Operating Characteristic» hvor antall lus på fisken i vaktburene benyttes til kalibreringen. Metoden er beskrevet tidligere (Mason 2003; Sandvik mfl. 2016, 2017b, 2020).

For å se på hvor det er høyest tetthet av lakselus under tiden for **utvandring av postsmolt laks**, har vi summert tetthet av kopepoditter fra antatt tidspunkt for 50% utvandring og 30 dager frem i tid. Dette konsentrasjonsfeltet har så blitt regnet om til kategorier ved hjelp av ROC metoden.

ROC kartene kan lettest tolkes tilsvarende resultatet fra virtuelle vaktbur som har vært utplassert i et finmasket rutenett i alle fjordsystemene og langs kysten. Fargene tolkes som at villfisken som oppholder seg i områder med høyt smittepress (rødt) i 30 dager fra median tid for utvandring, mest sannsynlig vil få på seg mer enn 6 lus, mens laks som oppholder seg i område med lavt smittepress (grønn) vil få på seg mindre enn 2 lus. I områder med middels smittepress vil den få på seg mellom 2 og 6 lus. Metoden benyttes som et supplement til den virtuelle smoltmodellen som er beskrevet under.

Det er i tillegg beregnet en indeks (Sandvik mfl. 2021) som gir et objektivt mål på andel av arealet med sannsynlighet for høyt påslag av lakselus.

I = (Areal Rød (30 dager) + 0.5*Areal Gul (30 dager)) / Areal antatt leveområde,

der ”Areal Rød (30 dager)” og ”Areal Gul (30 dager)” er henholdsvis størrelsen på det røde og gule området summert over 30 dager, og ”Areal antatt leveområde” er totalarealet avgrenset av en linje som ligger 9,6 km fra land. I trafikklyssystemet kategoriseres denne indeksen i lav, moderat og høy basert på grenseverdiene I<10%, I = 10-30% og I>30%. Arealet er beregnet for glidende 30 dagers perioder fra 1. april til 1. august, og presentert i grafer for årene 2012- 2021.

Arealet er i ulik grad dekkende for vandringsruten for laks, og grafene brukes derfor primært til å si noe om endringer i et produksjonsområde mellom år og utvikling innen ett år. Grafen sammenholdes med ROC kartene som indikerer hvilke områder som er påvirket.

For å se på hvor stor andel av arealet i produksjonsområdet som blir uegnet for beitende sjøørret har vi benyttet samme metode som over, men tilpasset ørret som beskrevet i Finstad mfl. (2021). Selv om sjøørret dør av høye infeksjoner med lakselus, kan sjøørret smittet med lakselus oppsøke området med brakk- eller ferskvann for avlusing. Effekten av dette er at sjøørret avbryter beiteperioden, som vil medføre tapt vekst, som igjen kan påvirke alder ved kjønnsmodning og investering i kjønnsmodning. Dødelighet er derfor et dårlig mål på effekten av lakselus på sjøørret, og det har derfor blitt foreslått å bruke redusert marint leveområde, RML (dvs. hvor stor andel av leveområdet som blir uegnet pga. høye tettheter av lakselus) og redusert marin beiteperiode, RMT (dvs. 70 (eller 60) dager fratrukket antall dager før RML = 30% ved antatt dato for utvandring).

Forutsetningene for beregningene er gitt i Finstad mfl. (2021). Marint leveområde for sjøørret er satt til 4*800m langs land. Det er antatt at sjøørreten oppholder seg i de 2 øverste m av vannsøylen. Størrelse på førstegangsvandrere i sjø er satt til 60g. Oppholdstiden til sjøørret i sjøen er satt til 70 dager i PO1 – PO7 og 60 dager i PO8-PO13. Utvandringen er antatt å følge den for laksesmolt. Det marine habitatet er antatt uegnet for sjøørret når den akkumulerte lusemengden overskrider grenseverdiene i tabell 1.1, men omregnet til en 60 g ørret. Det antas en dødelighet på lus på 40% fra kopepoditt til preadulte stadier. Grenseverdiene for kopepoditter er gitt i tabell 1.2.

*Tabell 1.2. Antatte tålegrenser for beitende sjøørret oppgitt både som antall lus for en fisk på 60 g, og antatt påvirkning for ulike infeksjoner med lakselus.*

| Kopepoditter | Antatt påvirkning |
|---|---|
| < 10 | 0 % |
| 10 – 30 | 50% |
| > 30 | 100% |

Som diskutert i Finstad mfl. (2021) beregner ikke metoden lakselusindusert villfiskdødelighet, men redusert marint leveområde. Det behøves derfor en vurdering om hvordan man skal sette grenseverdier for å definere dette som en bærekraftsindikator. Et forslag er å sette grenseverdiene til de samme som dødelighetsgrensene som brukes for laks og anta at sjøørreten er jevnt fordelt i sjøen. Grenseverdiene vist i denne rapporten er derfor lav påvirkning når RML < 10%, moderat når RML er 10-30%, og høy påvirkning når RML > 30%.

### 1.4.5 - Modellmetode 2: Virtuell smolt

Med formål å tolke hva lakseluskonsentrasjonen fra lusemodellen utgjør i smitte på utvandrende postsmolt fra laks, er det utviklet en modell for utvandrende laks (Johnsen mfl. 2021). Modellen følger virtuell fisk i vandringen fra elv til hav, og er koblet til konsentrasjonen av lakselus fra lakselusmodellen. Ved å telle hvor mange lakselus fisken passerer på vei til havet, estimerer modellen hvor mange lakselus fisk fra hver lakseførende elv vil ha fått på seg før de når åpent hav.

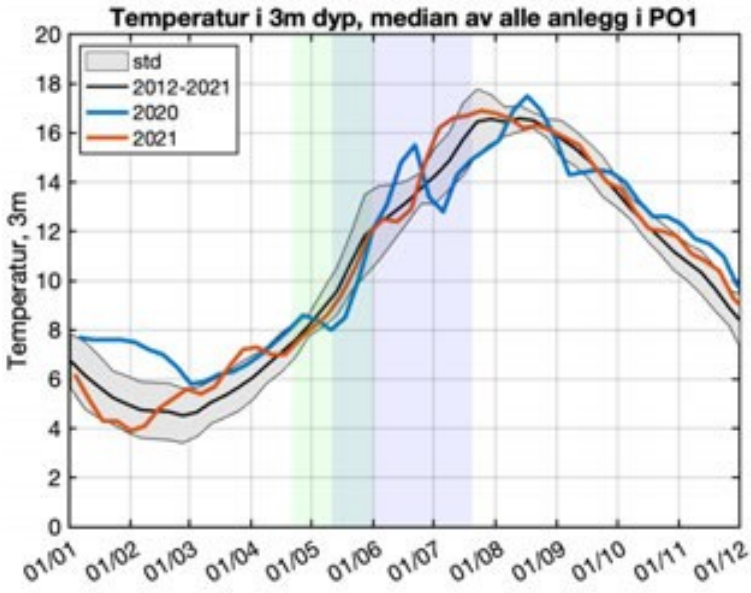
Mengden lus på den virtuelle smolten er kalibrert mot observert mengde lus på trålfanget utvandrende postsmolt av laks, hvor fiskens opprinnelse er kartlagt ved hjelp av genetiske metoder (Harvey mfl. 2019). Videre er det antatt at 60% av påslåtte lakselus overlever til større mer skadelige stadier. Ved å bruke tålegrensene for laks og å anta at all fisk er 20 g, har vi beregnet dødelighet for den utvandrende laksen for alle lakseførende elver i landet (Johnsen mfl. 2021). Dødelighetsestimatene er presentert i kart år for år siden 2012. Dødeligheten er klassifisert som lav (<10%) markert som grønn, middels (10%-30%) markert med gult, og høy (>30%) markert med rødt.

For å vurdere modellresultatenes følsomhet til antatt utvandringsperiode og tålegrenser, har vi estimert dødelighet for modellfisk hvor utvandringen er fremskyndet eller utsatt i 10 dager, samt estimert dødelighet dersom fisken tåler mer eller mindre lus enn de mest sannsynlige tålegrensene (i henhold til tabell 1.1). Dersom de ulike estimatene ikke endrer kategori uansett antatt vandringstidsrom eller tålegrenser er kantfargen på dødelighetsestimatene i kart markert med grønt. Dersom modellert dødelighet endrer kategori i en av estimatene (enten på grunn av tidsforskyving eller ulike tålegrenser) er kantfargen markert med gult, og dersom modellert dødelighet endrer kategori i to eller flere av estimatene er kantfargen margert i rødt.

# 1.5 - Status og utvikling i infestasjon av lakselus i produksjonsområdene

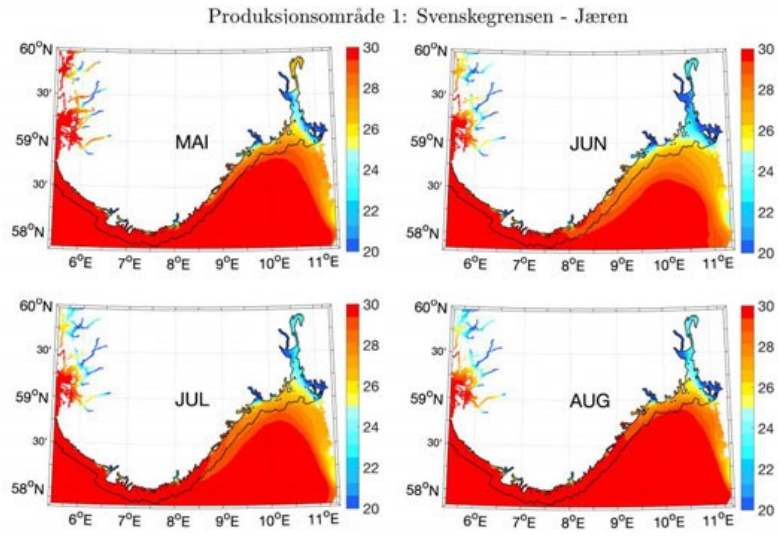
## 1.5.1 - PO 1 Svenskegrensen til Jæren

Temperaturen i snitt for hele produksjonsområdet på 0,5 m dyp ved antatt median utvandringstid for området (16. mai) er 9,3 °C, med største og minste snittverdi i tidsrommet 8,4-10,9 °C (Figur 1.1), mens i juni – september ligger den mellom 12 og 18 °C (Figur 1.3). Temperaturen er derfor gunstig for lakselus i utvandringsperioden for postsmolt av laks og for beitende sjøørret.




*Figur 1.3. Median temperatur på 3 m dyp basert på rapporterte temperaturer på oppdrettsanlegg i produksjonsområdet. Svart linje viser snitt av årene 2012-2021 hvor standardavvik er markert med grått felt, samt temperaturen i 2020 (blå linje) og 2021 (rød linje). Grønt område viser antatt utvandringsperiode for laks, blått antatt beiteperiode i sjø for sjøørret som vandrer ut på tidspunktet for 50% utvandring av laksesmolt.*

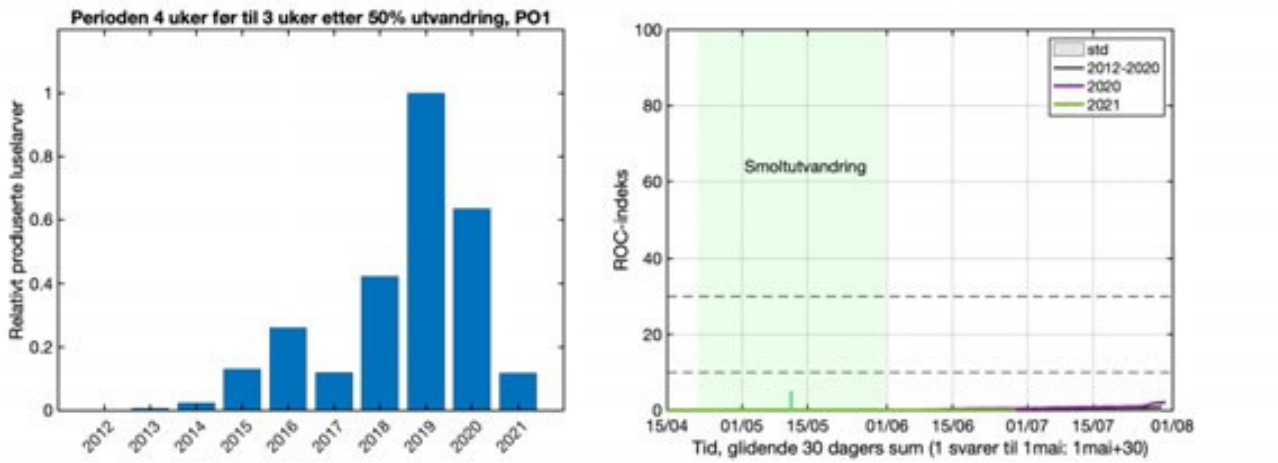
Det er noen fjorder hvor ferskvannslaget i de øvre meterne indikerer at lakselus vil trekke ned (Figur 1.4), men lengden på fjordene gjør at det vil ha liten beskyttende effekt for utvandrende postsmolt av laks, og det er normalt få områder hvor sjøørreten vil være beskyttet.




*Figur 1.4. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2021 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.*

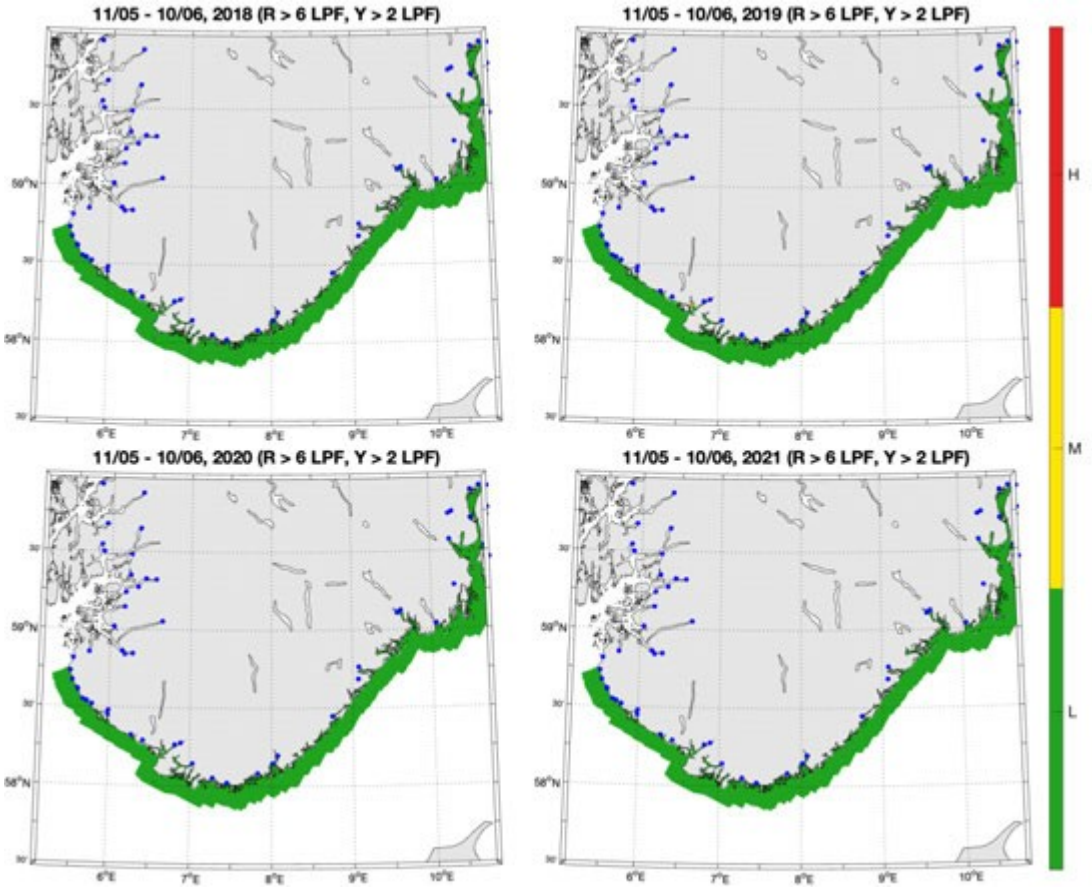
Utslippene av klekte lakselus i området er vist som relativt antall i forhold til året med høyest utslipp (her 2019), og viser derfor utviklingen mellom år og ikke det reelle antall lus sluppet fra anleggene. Utslippene er beregnet fra 4 uker før til 3 uker etter antatt median tid for utvandring av laksesmolt fra elvene i området (i snitt). Datoene er hentet fra vedlegg 1 i rapporten fra ekspertgruppen for Trafikklys (Vollset mfl. 2021).

Utslippene i området er generelt lave, og konsentrert til ett område utenfor Flekkefjord. Det var en økning i utslippene 2012-2019, men lavere i 2021 (Figur 1.5). Andelen av arealet som er påvirket er lavt (Figur 1.5). Se under «Modellmetode 1: ROC - Relative Operating Characteristic» for hvordan dette er beregnet.



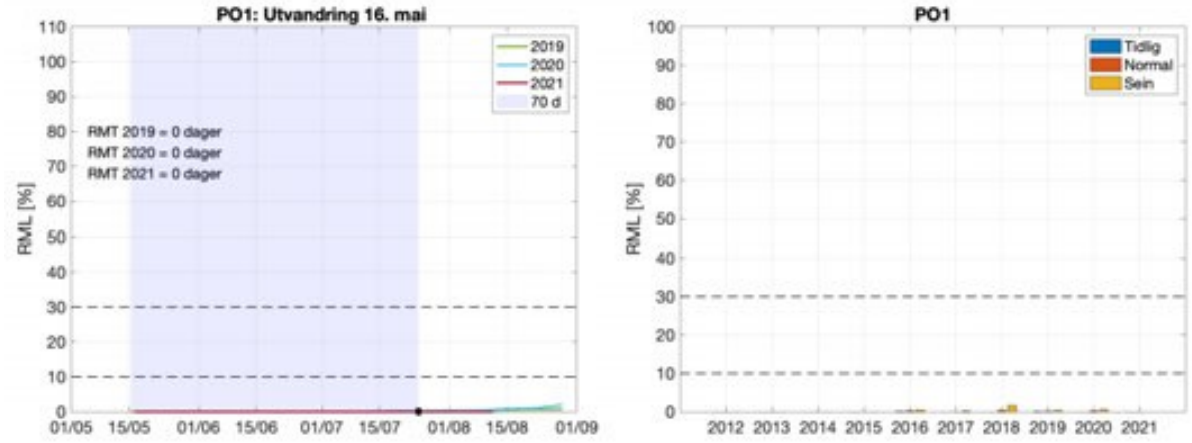

*Figur 1.5. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og ROC indekser fisk som står i fjorden fra dato på x-aksen og 30 dager frem i tid (høyre). Grafen skal leses sammen med ROC kartet (Figur 1.6) og verdiene i grafen viser andelen av arealet med forhøyet tetthet av smittsomme luselarver (jfr. Modellmetode 1: ROC). Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal utvandringsperioden for smolt brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.*

ROC kartene som viser hvilke områder som har forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over 30 dager etter median tid for utvandring (11. mai) for produksjonsområdet indikerer ingen områder med forhøyet smittepress noen av årene 2018 - 2021 (Figur 1.6).



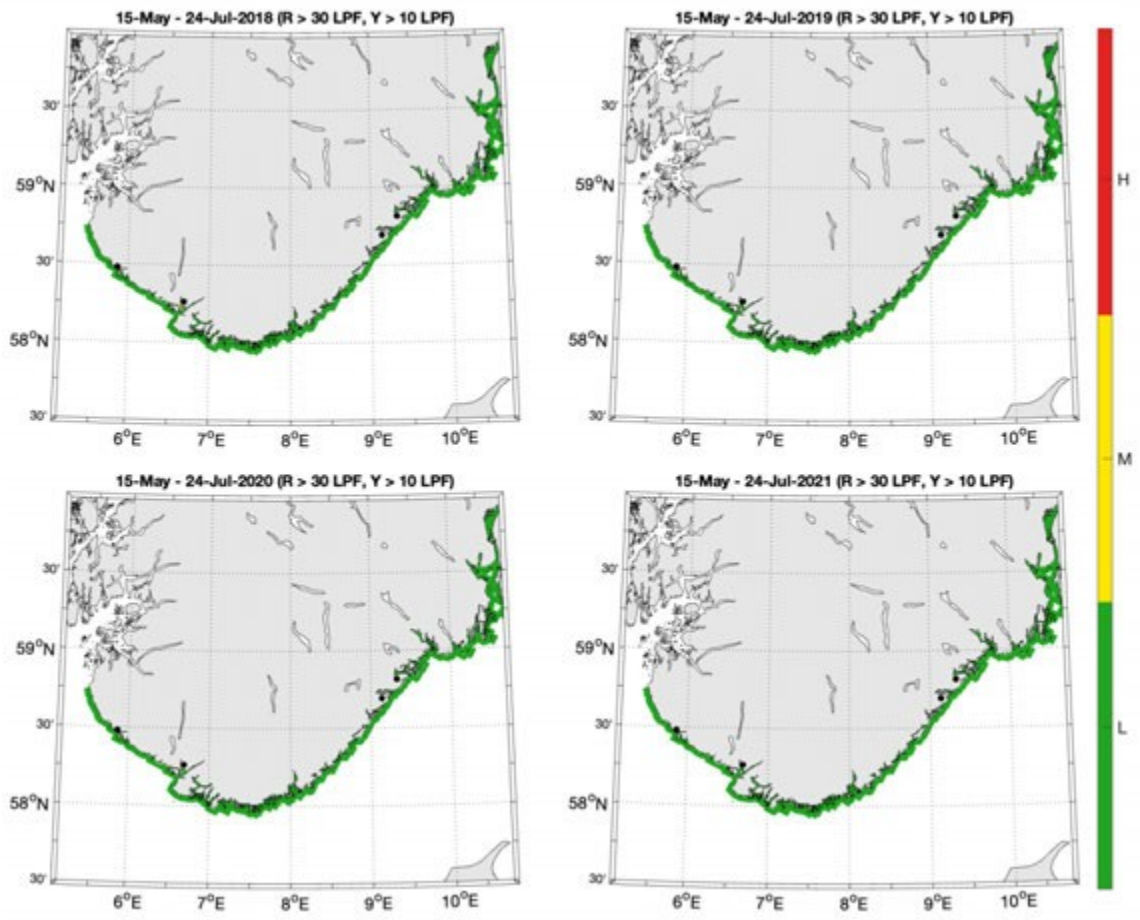

*Figur 1.6. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. i 2018-2021, dato er oppgitt i figuren. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus per fisk (LPF), gule indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønne områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.*

For beitende sjøørret indikerer modellresultatene at det ikke i noen tilfeller er mer enn 10% redusert marint leveområde (RML) (se beskrivelse av metoden under kapittel Modellmetode 1: ROC) ved normal utvandringsdato for noen av årene 2012-2021 (Figur 1.7). Merk at simuleringene i 2021 ikke går lenger enn til 12. august slik at estimater som krever data etter dette er utelatt.



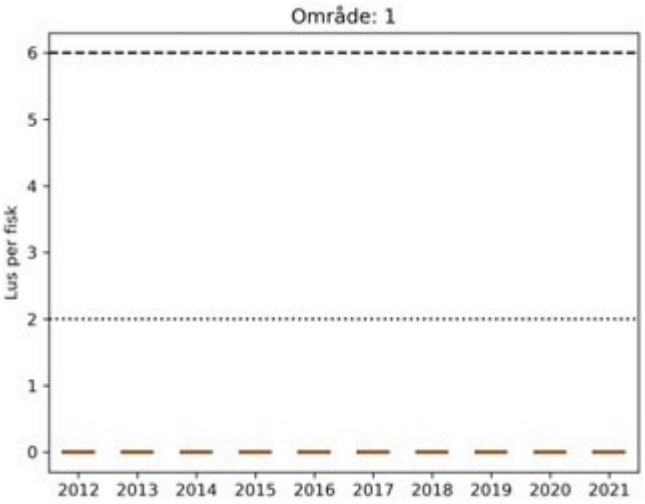

*Figur 1.7. Venstre figur viser kumulativt redusert marint leveområde (RML) for fisk som utvandrer ved median dato for utvandring for alle elevene i produksjonsområdet og redusert marin beiteperiode (RMT) 2019-2021. Grått område indikerer antatt naturlig beiteperiode (70 dager). Høyre figur viser RML etter 70 dager for årene 2012-2021 ved median dato for utvandring (Normal), og ved 20 dager tidligere (Tidlig) eller 20 dager senere utvandring (Sein).*

ROC kartene (se beskrivelse av metoden under kapittel Modellmetode 1: ROC) tilpasset beiteperioden for sjøørret (antatt 70 dager fra utvandring) indikerer ingen områder med høyere enn lite smittepress fra lakselus (Figur 1.8).



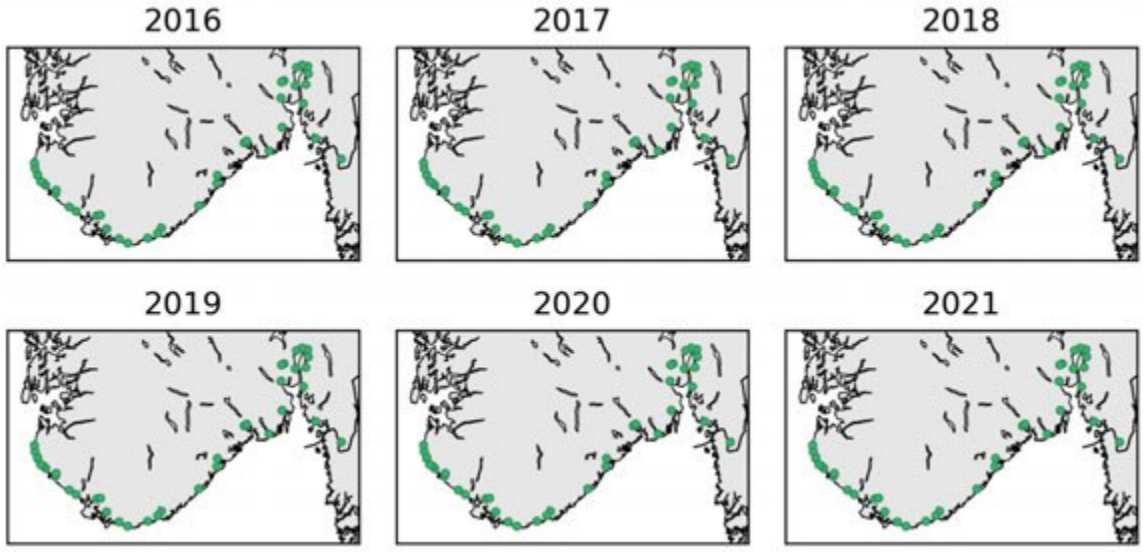

*Figur 1.8. Kart som viser hvor det er forventet at postsmolt av ørret som beiter i området fra dato for median for smoltutvandring i produksjonsområdet (periode gitt i kartene) vil bli infisert med mer enn 18 mobile lus (rød), mellom 6-18 mobile lus (gul) og mindre enn 6 mobile lus (grønn).*

Estimatene fra den virtuelle smoltmodellen (se beskrivelse av metoden under kapittel Modellmetode 2: Virtuell smolt) viser at det i snitt beregnes liten lakselusrelatert dødelighet på utvandrende smolt alle årene 2012-2021 (Figur 1.7).



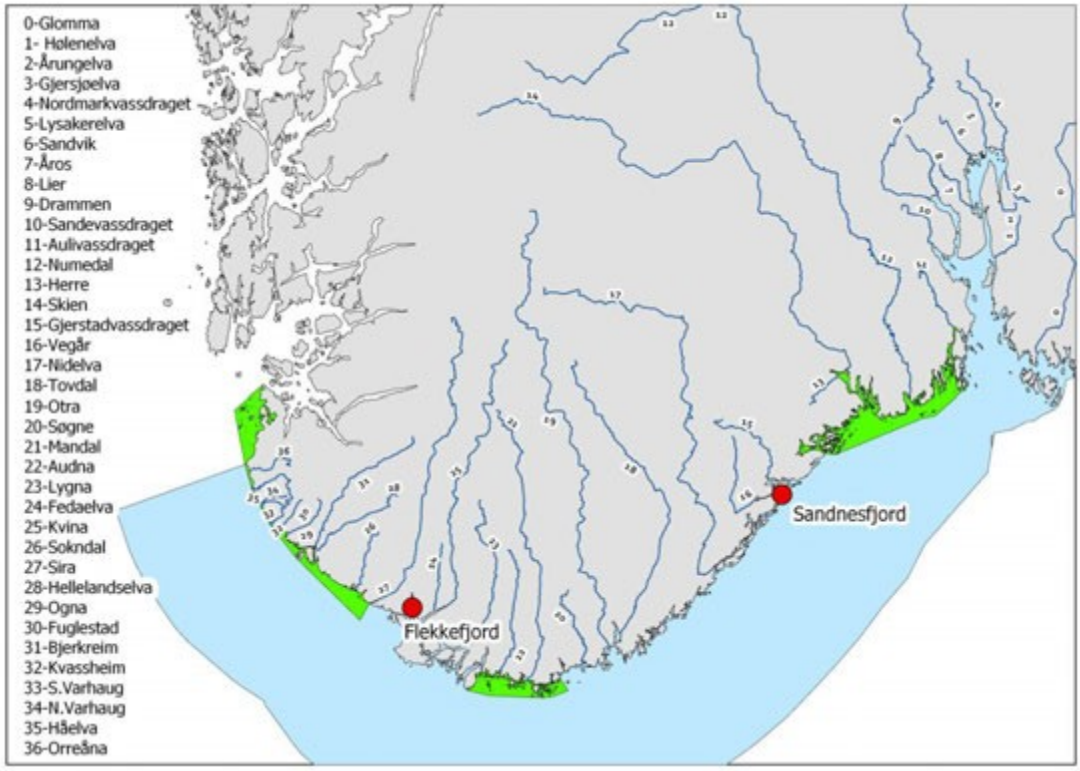

*Figur 1.9. Fordeling av estimert lusepåslag på virtuell postsmolt i årene 2012 til 2021. Her er alle elvene i produksjonsområdet vektet like (ikke etter smoltproduksjon). Boks viser antall lus på 25-75% av fisken, streker 5-95%. Orange linjer viser median antall lus på fisken. De stiplede linjene viser antatte tålegrensene for 20% og 100% dødelighet (tabell 1.1; Mest sannsynlig toleranse).*

Estimatene fra den virtuelle smoltmodellen (se beskrivelse av metoden under kapittel Modellmetode 2: Virtuell smolt) er under 10% lakselusrelatert dødelighet på utvandrende smolt for alle elvene i produksjonsområdet årene 2016-2021 (Figur 1.8).

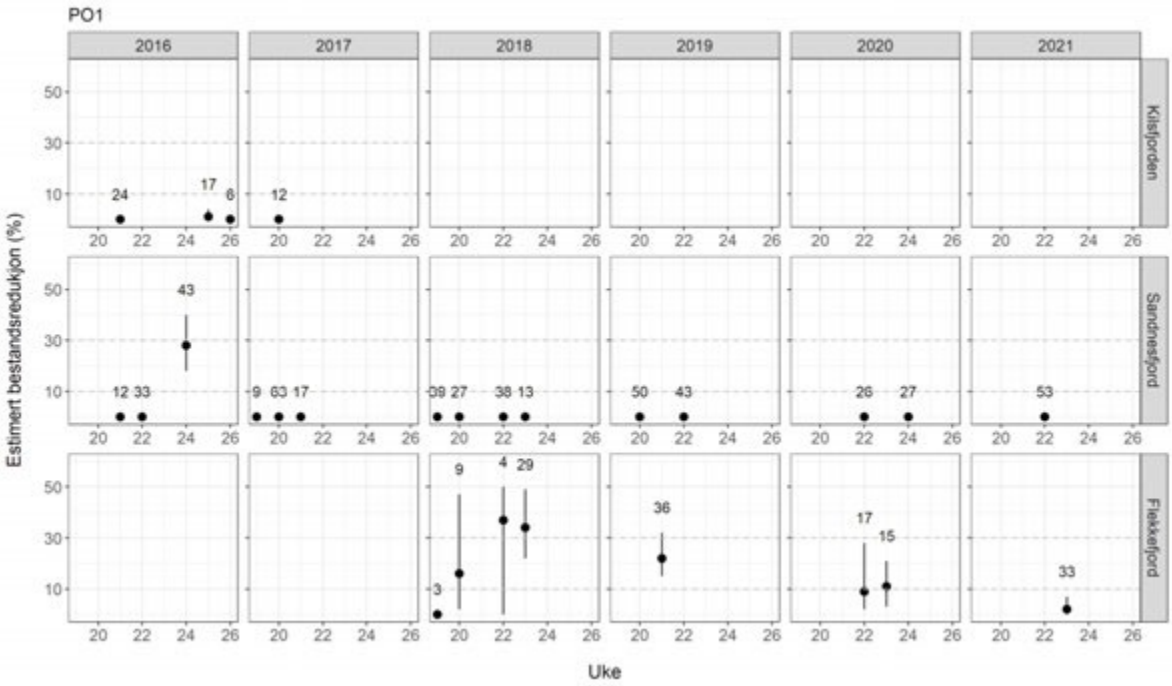



*Figur 1.10. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2016-2021 i produksjonsområdet ved antatt «normal» utvandringstid og «mest sannsynlig toleranse for lus» (grønn; < 10 %, gul; 10-30% og rød; > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring, eller høyere eller lavere toleranse for lakselus endrer kategoriseringen av dødelighet. Grønn kantfarge viser ingen endring, gul viser endret kategori i et tilfelle og rød kantfarge viser endret kategori i to, eller flere, tilfeller.*

Utviklingen av lakselus på sjøørret fanget på de ulike fangststasjonene i PO1 (Figur 1.9) viser at det som regel er liten risiko for dødelighet spesielt for førstegangsutvandrende smolt, men også senere i sesongen for beitende sjøørret (Figur 1.10). I Helvik har det vært relativt høye lusetall på sjøørreten i den siste undersøkelsen i 2016 uten at dette kan tilskrives oppdrettsaktivitet. Vi antar at dette skyldes en naturlig episodisk oppblomstring. Økningen i lus i Flekkefjordområdet 2018-2020 skyldes trolig lokal oppdrettsaktivitet. Andelen av produksjonsområdet dette utgjør er liten.



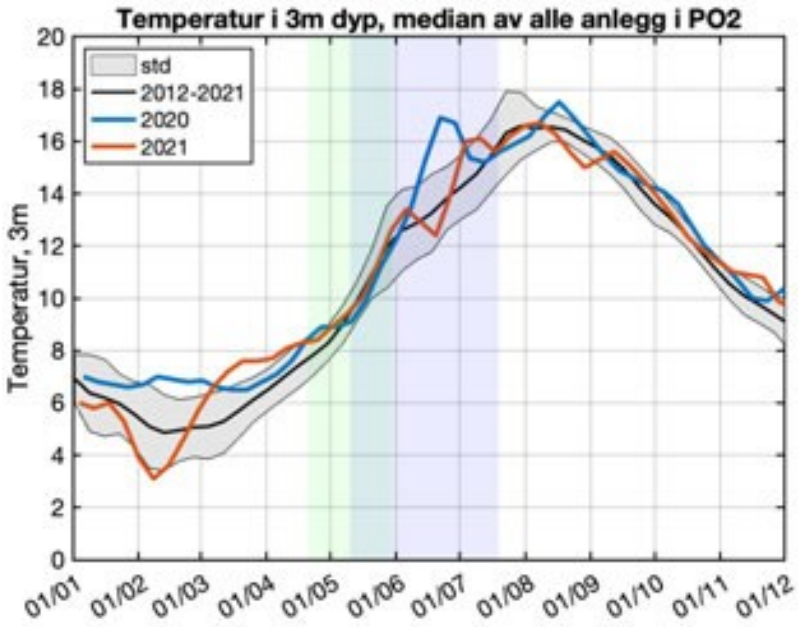

*Figur 1.11. Stasjonene undersøkt minst tre av årene i perioden 2016-2021 i NALO programmet. Lakseelvene i området er vist som tall i kartet. Grønt areal indikerer nasjonale laksefjorder.*




*Figur 1.12. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget. Antall hver uke er angitt i figuren.*

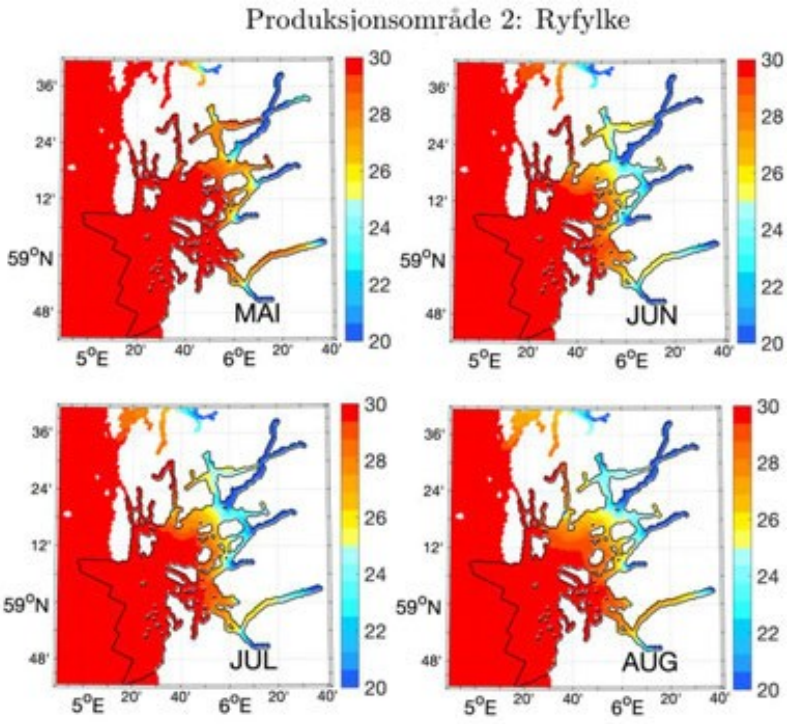
### 1.5.2 - PO 2 Ryfylke

Temperaturen på 0,5 m dyp innenfor grunnlinjen rundt median tid for smoltutvandringen 2012- 2021 indikerer temperaturer mellom 8,6 og 10,5 °C (Figur 1.1). Temperaturen øker utover sommeren, og snittet for månedene juni-september ligger mellom 11 og 17 °C (Figur 1.11). Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjøørret.



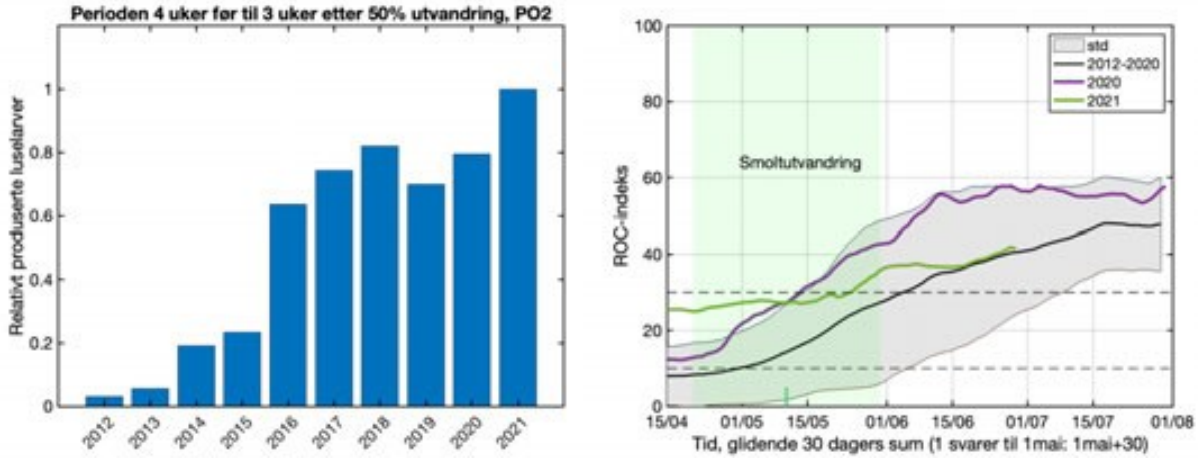

*Figur 1.13. Median temperatur på 3 m dyp basert på rapporterte temperaturer på oppdrettsanlegg i produksjonsområdet. Svart linje viser snitt av årene 2012-2021 hvor standardavvik er markert med grått felt, samt temperaturen i 2020 (blå linje) og 2021 (rød linje). Grønt område viser antatt utvandringsperiode for laks, blått antatt beiteperiode i sjø for sjøørret som vandrer ut på tidspunktet for 50% utvandring av laksesmolt.*

Utbredelsen av området med lav saltholdighet i overflaten omfatter normalt de indre delene av fjordene, mens saltinnholdet øker utover fjorden (Figur 1.12). Modellene antyder også at det stort sett er de indre delene av fjordene som har så lav saltholdighet at dette vil være gunstig for laksefisk som oppholder seg i de øvre meterne. Det er relativ liten endring i utbredelsen av områder med lav saltholdighet fra mai til august.




*Figur 1.14. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2021 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.*

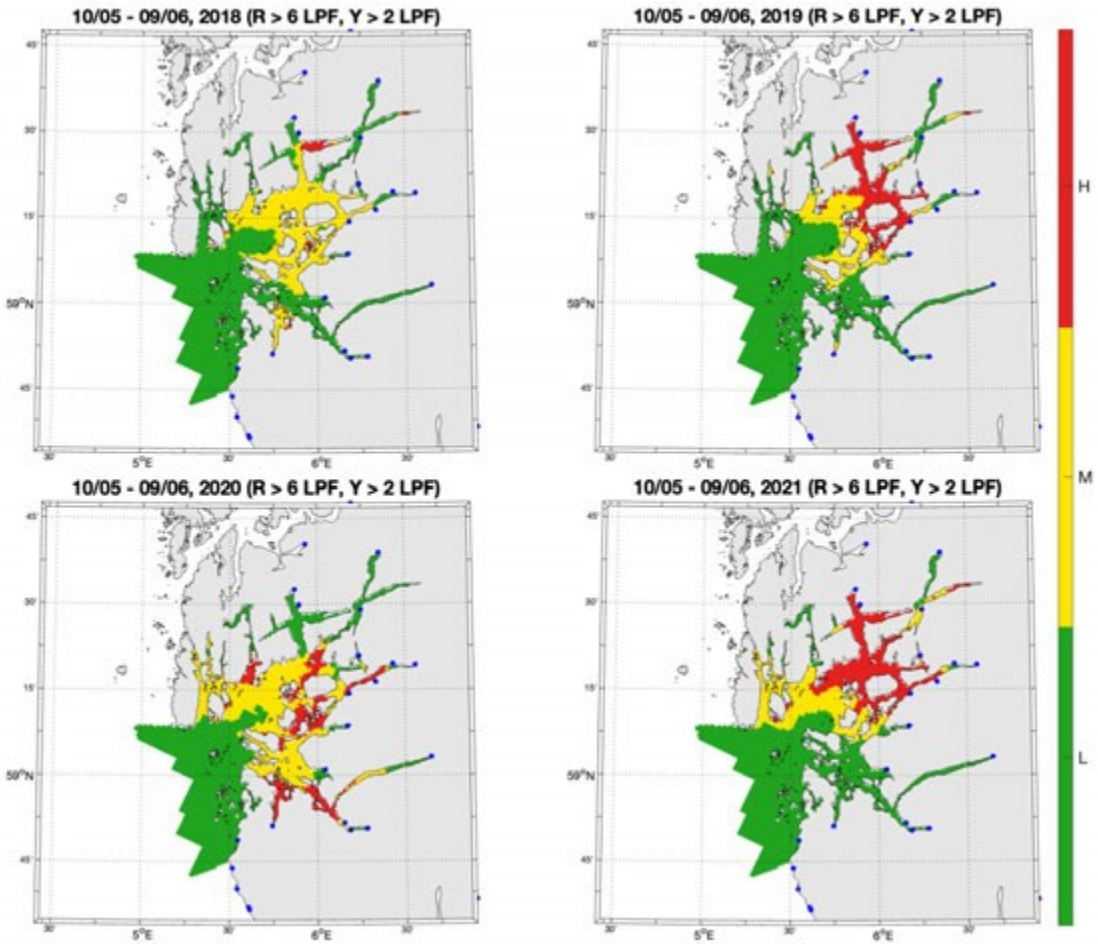
Utslippene av lakselus i området er høyere i 2016-2021 enn 2012-2015 for april og mai (som er de viktigste for utvandrende laks i området (Figur 1.13), gitt en forventet median utvandringstid medio mai). Utslippene er i juni-juli er økende årene 2016-2021, som indikerer økende smittepress for beitende sjøørret. ROC indeksen for fisk som vandrer ut før median utvandring (heltrukket vertikal linje i figuren) var i snitt for årene 2012-2020 om lag 15%, men har vært høyere de to siste årene (Figur 1.13).




*Figur 1.15. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og ROC indekser fisk som står i fjorden fra dato på x-aksen og 30 dager frem i tid (høyre). Grafen skal leses sammen med ROC kartet (Figur 1.16) og verdiene i grafen viser andelen av arealet med forhøyet tetthet av smittsomme luselarver (jfr. Modellmetode 1: ROC). Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal utvandringsperioden for smolt brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.*

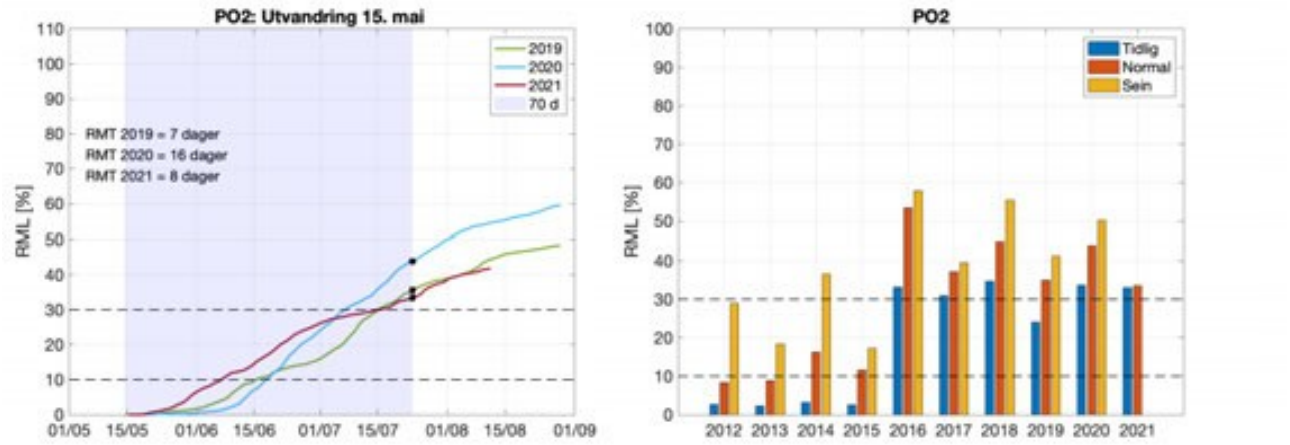
ROC kartene indikerer områdene med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over 30 dager fra median tid for utvandring for produksjonsområdet (Figur 1.14) for årene 2018-2021, dvs. i år med relativt høye utslipp (Figur 1.13). ROC kartene indikerer høyest tetthet av lakselus fra median utvandring av laks i de nordøstlige områdene av

Boknafjorden, men også at utbredelsen varierer mellom år.



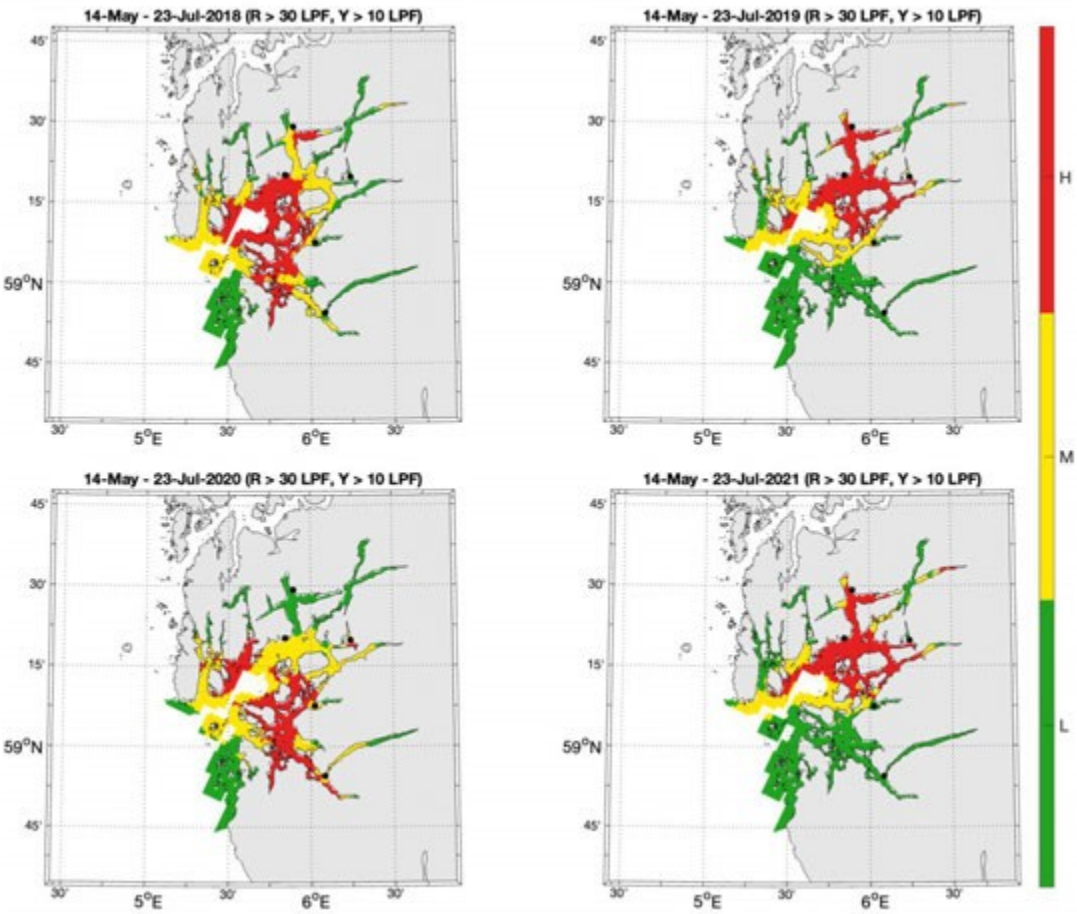

*Figur 1.16. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. fra antatt median utvandring for området. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.*

For beitende sjøørret indikerer modellresultatene at det i de fleste årene fra 2016 er mer enn 30% redusert marint leveområde (RML) både ved tidlig, normal og sein utvandring (Figur 1.17). Det estimeres fra 7 til 16 dager redusert marin beiteperiode ved normal utvandring i 2019-2021 (RMT, se beskrivelse av metoden under kapittel Modellmetode 1: ROC). Merk at simuleringene i 2021 ikke går lenger enn til 12. august slik at estimater for sein utvandring i 2021 ikke kan beregnes.



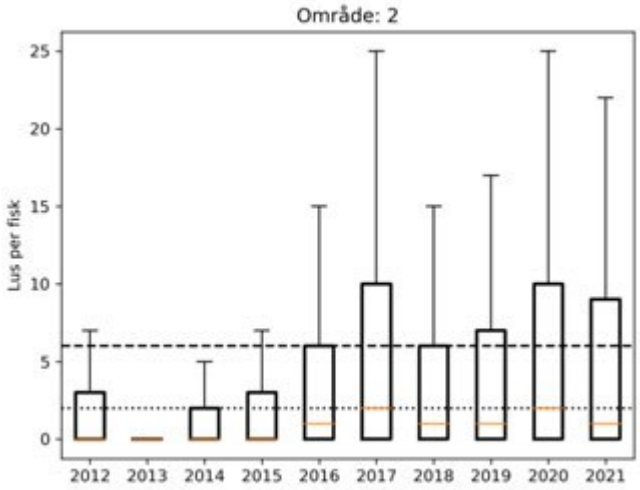

*Figur 1.17. Venstre figur viser kumulativt redusert marint leveområde (RML) for fisk som utvandrer ved median dato for utvandring for alle elevene i produksjonsområdet og redusert marin beiteperiode (RMT) 2019-2021. Grått område indikerer antatt naturlig beiteperiode (70 dager). Høyre figur viser RML etter 70 dager for årene 2012-2021 ved median dato for utvandring (Normal), og ved 20 dager tidligere (Tidlig) eller 20 dager senere utvandring (Sein).*

ROC kartene tilpasset sjøørret, hvor tettheten av lakselus er akkumulert over antatt naturlig beiteperiode på 70 dager, viser at relativt store områder har høy tetthet av lakselus (Figur 1.18), og at hvor det er høyest tetthet varierer mellom år. De indre delene av fjordene samt kyststrekningen på Jæren er minst påvirket.



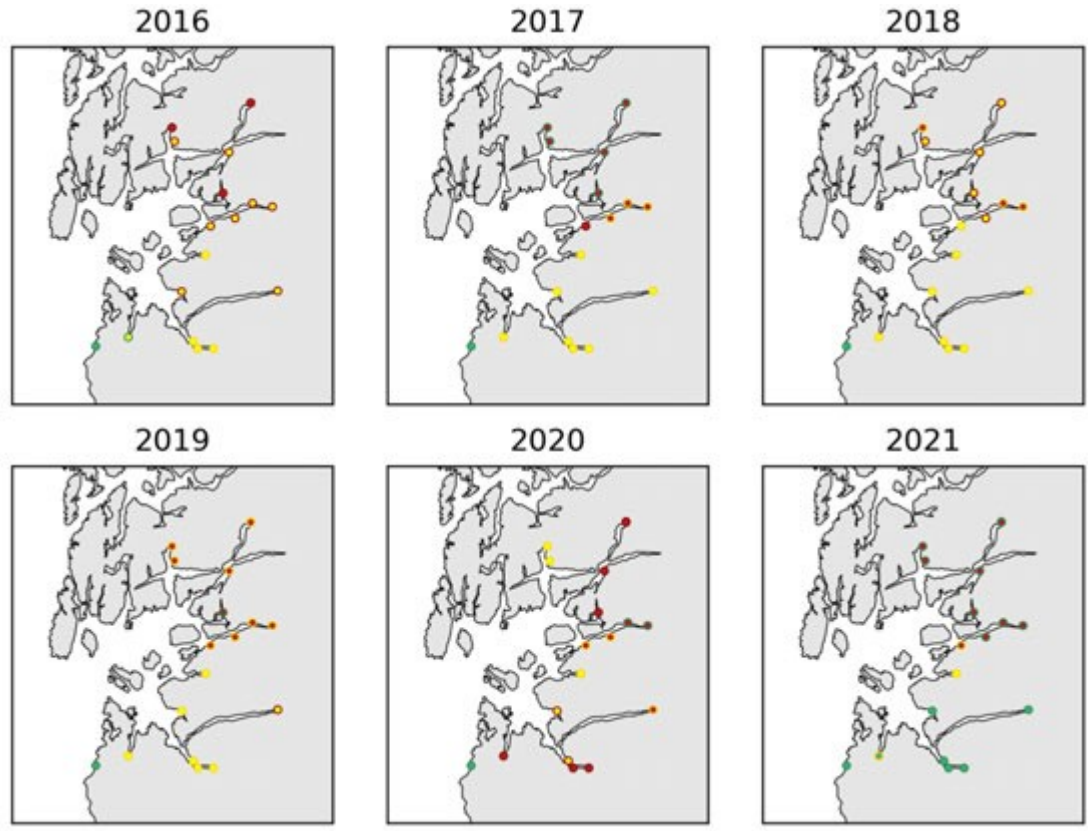

*Figur 1.18. Kart som viser hvor det er forventet at postsmolt av ørret som beiter i området fra dato for median for smoltutvandring i produksjonsområdet (periode gitt i kartene) vil bli infisert med mer enn 18 mobile lus (rød), mellom 6-18 mobile lus (gul) og mindre enn 6 mobile lus (grønn).*

Estimatene fra den virtuelle smoltmodellen viser en høyere påvirkning fra lakselus i årene etter 2015 i forhold til før (Figur 1.19).



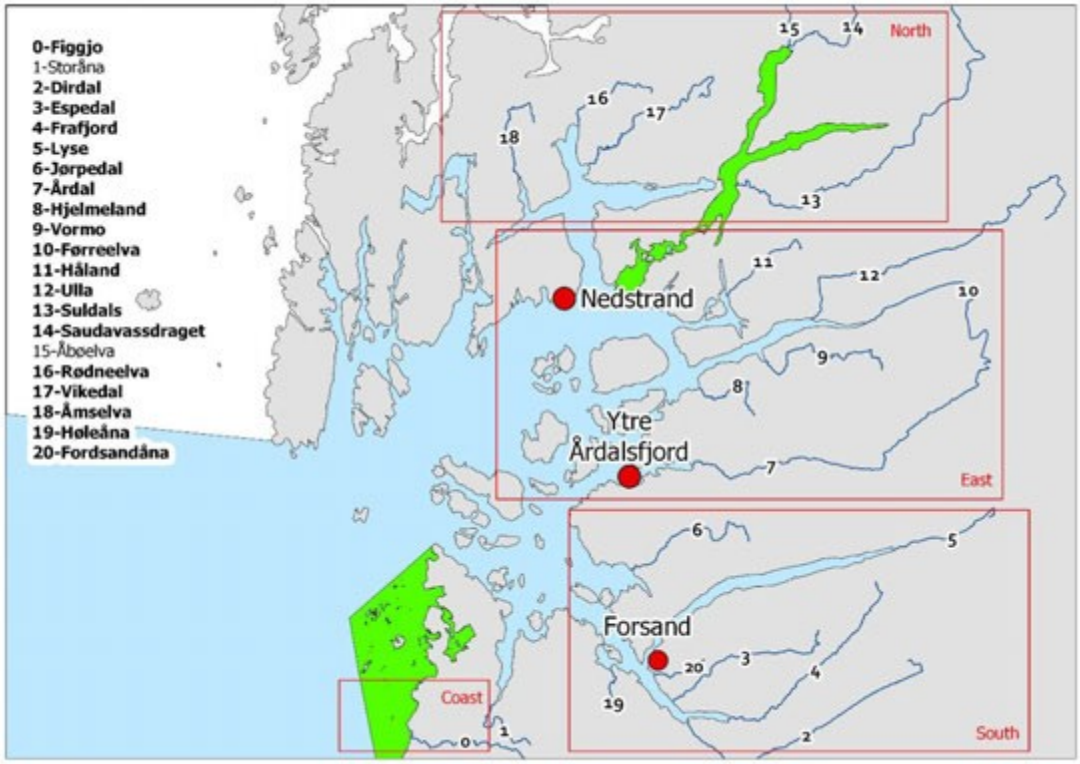

*Figur 1.19. Fordeling av estimert lusepåslag på virtuell postsmolt i årene 2012 til 2021. Her er alle elvene i produksjonsområdet vektet like (ikke etter smoltproduksjon). Boks viser antall lus på 25-75% av fisken, streker 5-95%. Orange linjer viser median antall lus på fisken. De stiplede linjene viser antatte tålegrensene for 20% og 100% dødelighet (tabell 1.1; Mest sannsynlig toleranse).*

I perioden 2016-2021 estimerer modellen moderat til høy påvirkning for de fleste elvene. De nordøstlige elvene er oftest de mest påvirkede (Figur 1.20). I 2020 er også elvene i sørlige deler (Høgsfjorden) høyt påvirket. Smoltmodellen antar en jevn utvandring fra 20 dager før til 20 dager etter estimert median dato for utvandring fra den enkelt elv, og kan derfor avvike fra en forventning fra ROC kartene som er basert på hele området og andre tidsrom.




*Figur 1.20. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2016-2021 i produksjonsområdet ved antatt «normal» utvandringstid og «mest sannsynlig toleranse for lus» (grønn; < 10 %, gul; 10-30% og rød; > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring, eller høyere eller lavere toleranse for lakselus endrer kategoriseringen av dødelighet. Grønn kantfarge viser ingen endring, gul viser endret kategori i et tilfelle og rød kantfarge viser endret kategori i to, eller flere, tilfeller.*

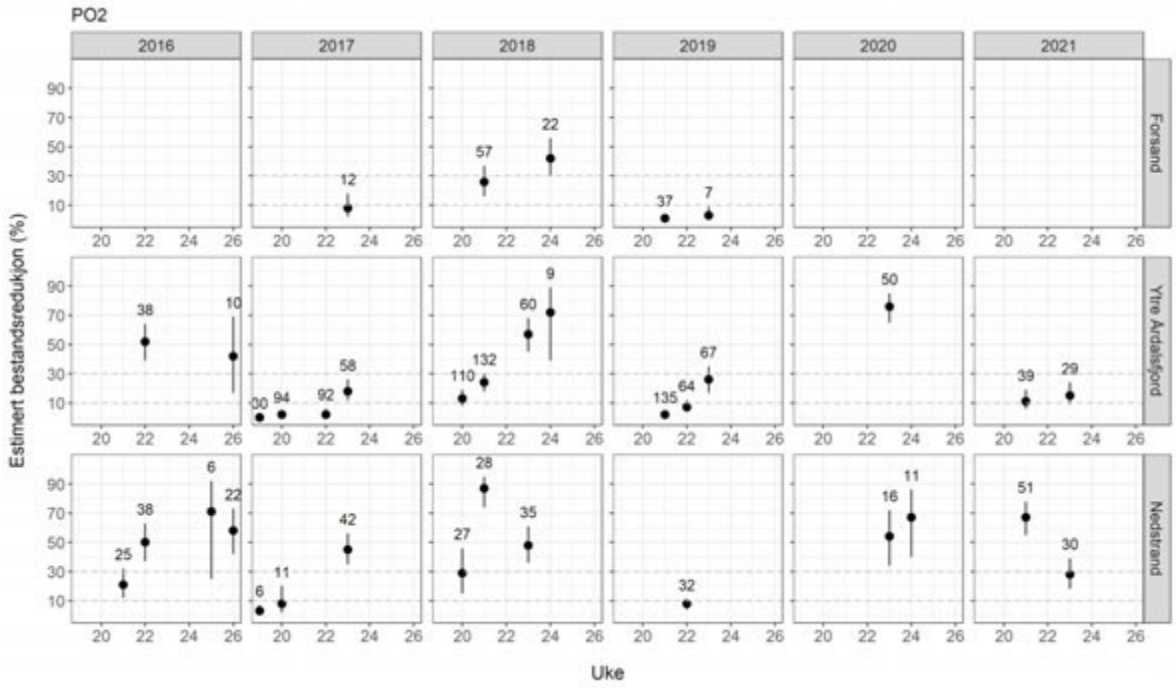
Median utvandring av laks som snitt av alle elvene i PO2 er estimert til 13. mai (uke 19-20). I PO2 er det undersøkt smitten av lakselus på ruse eller garnfanget sjøørret på nordsiden (Nedstrand) og en eller to stasjoner på sørsiden i tidsperioden 2016-2021 (Figur 1.21). Det er trålt etter utvandrende postsmolt av laks 2017-2021, og smitten på laks i vaktbur er undersøkt 2017-2019 og 2021.




*Figur 1.21. Stasjonene undersøkt minst tre av årene i perioden 2016-2021 i NALO programmet. Lakseelvene i området er vist som tall i kartet, uthevete elver er brukt til genetisk sporing av hjemelv for trålfanget laks fra området. De røde rektanglene omslutter elvene som renner ut på kysten, eller i sørlige, østlige eller nordlige deler av Boknafjorden. Grønt areal indikerer nasjonale laksefjorder.*

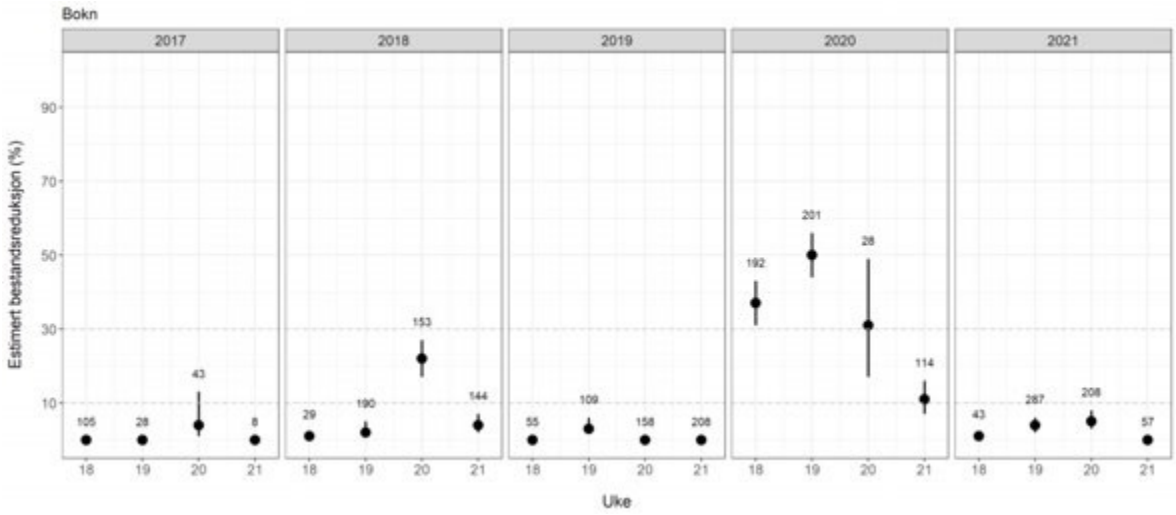
Overvåkingen av lakselus på sjøørret med garn og ruse fra 2016 viser at i perioden rundt og rett etter utvandringen (ukene 19-22) ble det estimert liten forhøyet lakselusrelatert dødelighet for utvandrende postsmolt før i 2016 (Figur 1.22), da det var økte verdier både på nord (Nedstrand) og sørsiden (Forsand, Ytre Årdalsfjord) av Boknafjorden. Dette har i stor grad vedvart i 2017 og 2018, mens det er lavere estimater i 2019, som igjen har økt i 2020.

For den beitende sjøørreten (tolket fra observasjonene etter uke 22), ble det estimert moderat og oftest høy lakselusrelatert dødelighet 2016-2018, moderat i 2019, høy i 2020 og moderat eller høy i 2021 (Figur 1.22).



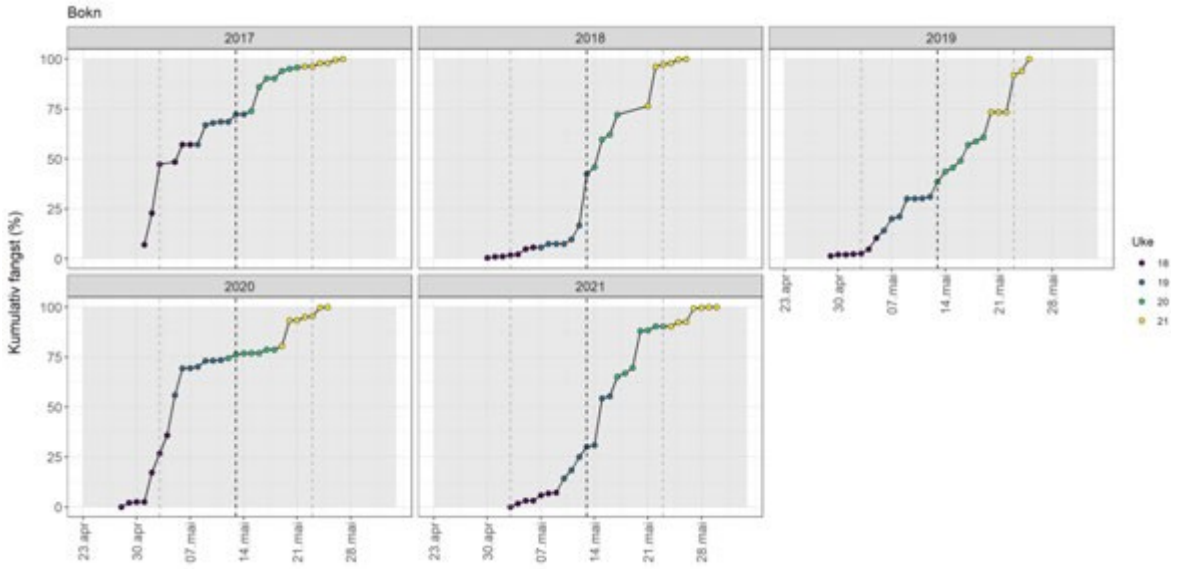

*Figur 1.22. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget. Antall hver uke er angitt i figuren.*

Trålingen etter utvandrende postsmolt av laks i Boknafjorden i 2018-2021 (Figur 1.23) viser at det var lite lus på den trålte fisken tatt ukene 18-21 i 2017, men mer i 2018 hvor det ble estimert 22% lakselusrelatert dødelighet på postsmolten fanget uke 20, og lave estimater alle ukene i 2019. I 2020 var estimert dødelighet høyere, med estimerte dødelighet mellom 30 og 50% ukene 18-20, og rett over 10% uke 21. I 2021 var det lave estimater alle ukene.



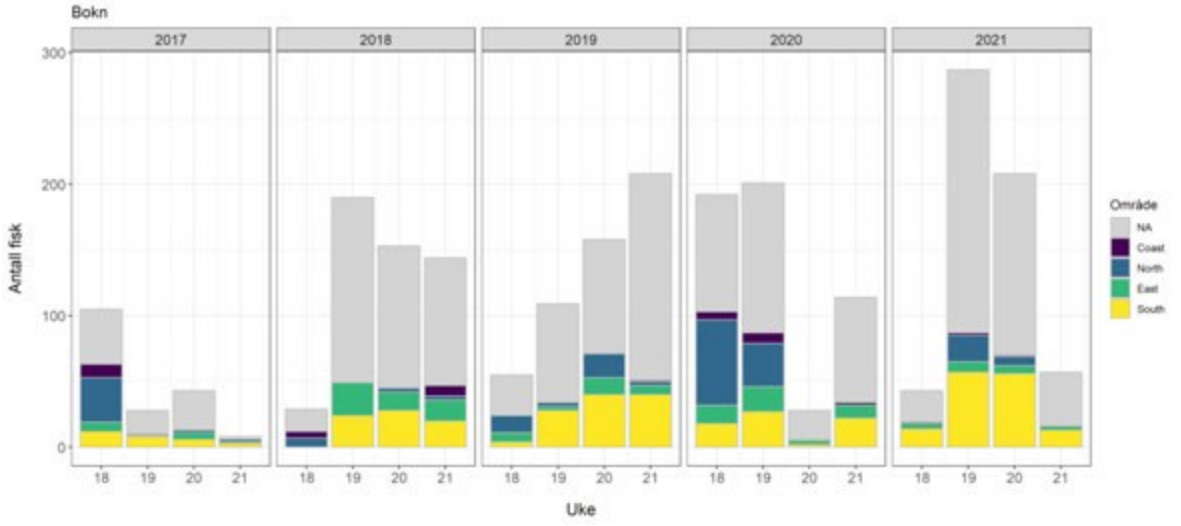

*Figur 1.23. Risiko for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks (venstre). Antall undersøkt hver uke er angitt i figuren.*

Fangsten av fisk i Boknafjorden ukene det er trålt kan indikere at en andel av fisken har utvandret før trålingen startet i 2017 (Figur 1.24), vurdert som gode fangster fra trålingen startet, og at trålingen i 2019 er avsluttet for tidlig til å fange opp sent utvandrende fisk.



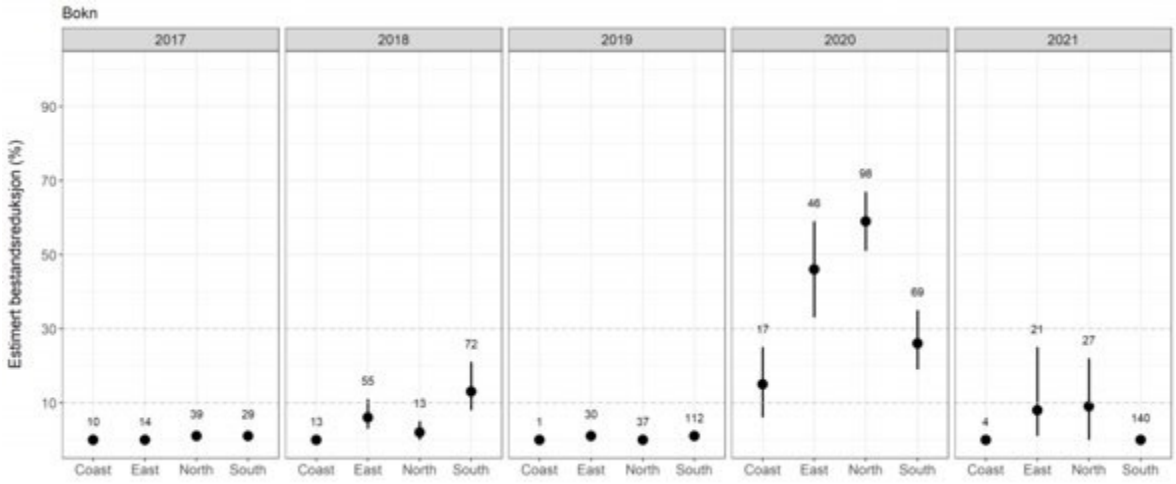

*Figur 1.24. Kumulativ fangst av laksesmolt i trål i Boknafjorden 2017-2021 som % av totalfangst.*

I Boknafjorden er det gjort genetiske analyser for å bestemme hvilken elv fisken fanget i trålen utvandret fra. Andelen av fisk som kan bestemmes til hjemelv har variert mellom og innen år (Figur 1.25).



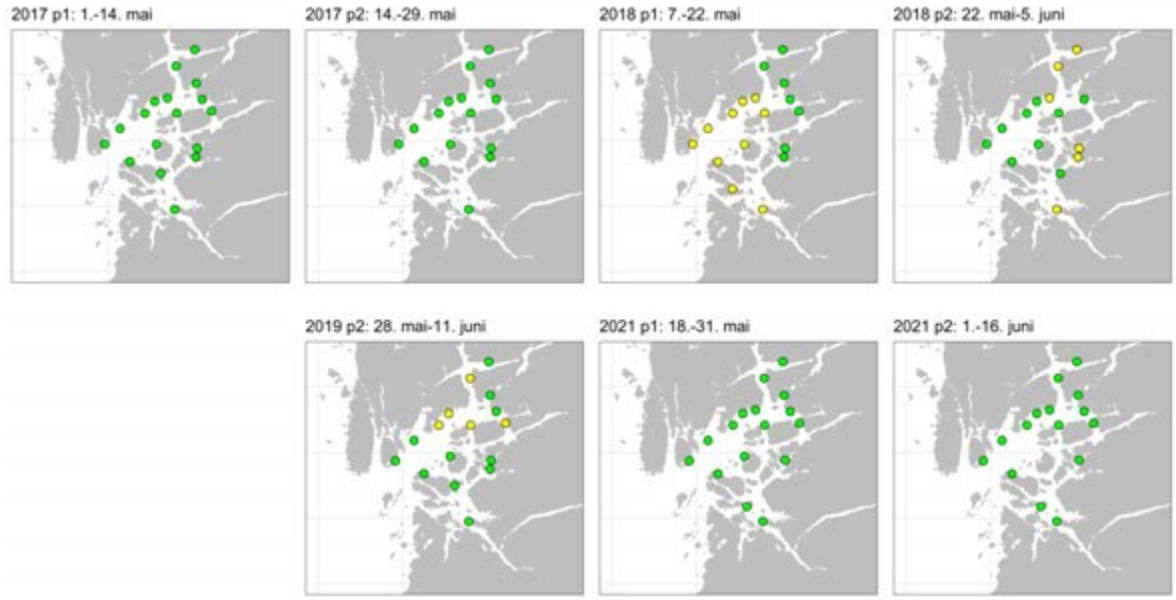

*Figur 1.25. Antall postsmolt av laks fanget i trål i Boknafjorden 2017-2021 inndelt i de ulike regionene elvene tilhører. Grått indikerer at fisken ikke genetisk kan bestemmes til elv.*

Estimert dødelighet beregnet for hver av regionene kyst, sørlige, østlige eller nordlige elver indikerer at de fleste årene, unntak er 2019, estimeres liten dødelighet på postsmolten fra alle regionene (Figur 1.26). I 2018 og 2020 estimeres moderat dødelighet på fisk fra de sørlige elvene, som samsvarer med fordelingen av lus vist i ROC kartene, mens i 2020 estimeres høy dødelighet på fisk fra de østlige og nordlige elvene.




*Figur 1.26. Risiko for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks tilordnet hjemelv. Elver som kan tilordnes er vist i Figur 1.21. Antall er angitt i figuren. Elvene er gruppert i regioner. Kyst inkluderer bare Figgjo 2017-2019, men også andre elver nedover Jæren/Dalane i 2020-2021 (jfr. PO1).*

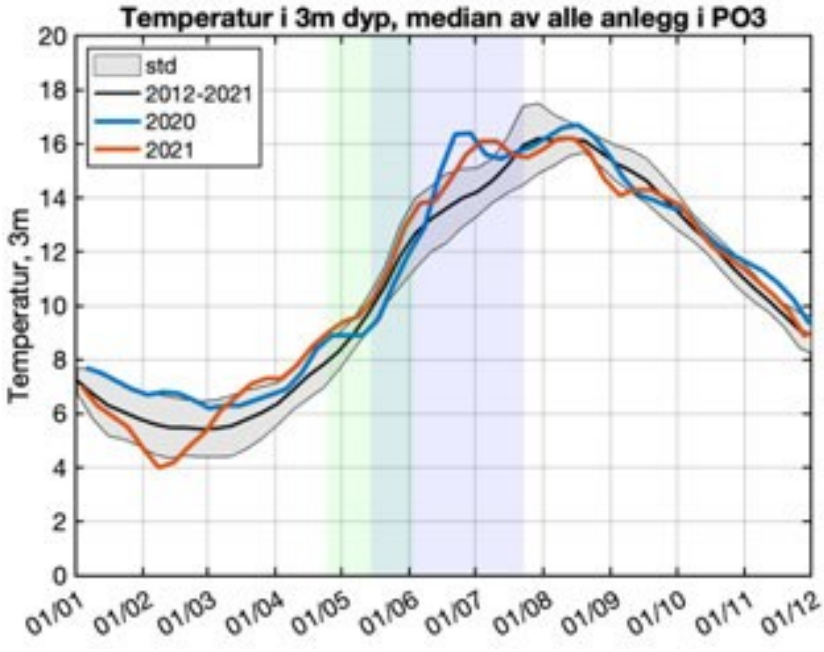
Det er benyttet vaktbur i Boknafjorden i 2017-2019 og 2021 for å fange opp smittepresset (Figur 1.27). Disse viser ett høyere smittepress i mai i hele fjorden i 2018 enn i 2017, mens i periode 2 i 2019 ble det observert moderat smittepress i de nordøstlige områdene. I 2021 viser data fra vaktbur generelt lavt smittepress i hele fjorden, også i de nordøstlige områdene.




*Figur 1.27. Snitt av antall lus/fisk normalisert til 14 dager for hver av vaktburene, fargene angir < 2 (grønne), 2-6 (gule), og > 6 lus/fisk (røde). Tidsperioden i figuren viser tiden burene stod ute. Merk at i 2019 ble bare periode 2 undersøkt. Det ble ikke satt ut vaktbur i 2020.*

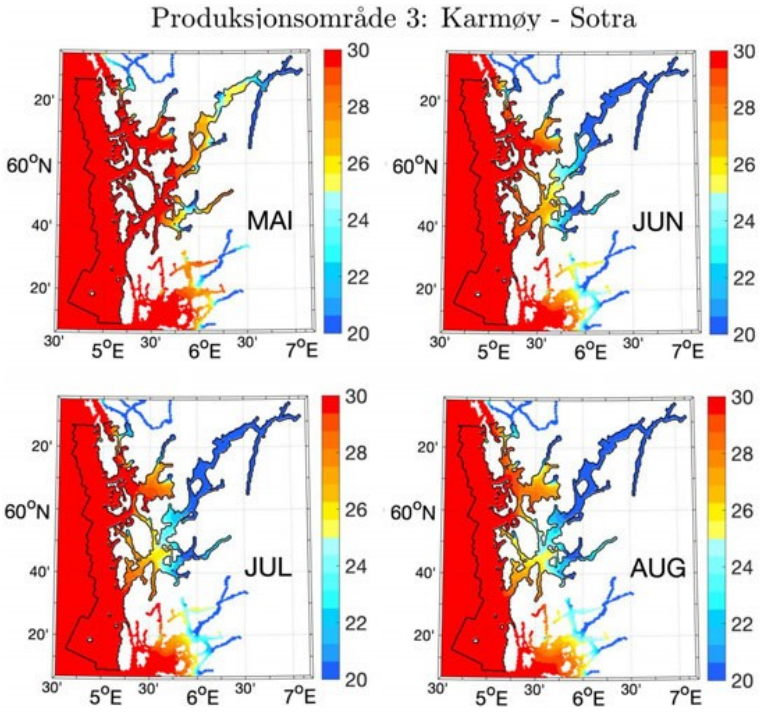
### 1.5.3 - PO 3 Karmøy til Sotra

Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 10 °C, fra 8,9 til 11,1 °C (Figur 1.1). Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni- september ligger mellom 10 og 16 °C (Figur 1.28). Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjøørret.



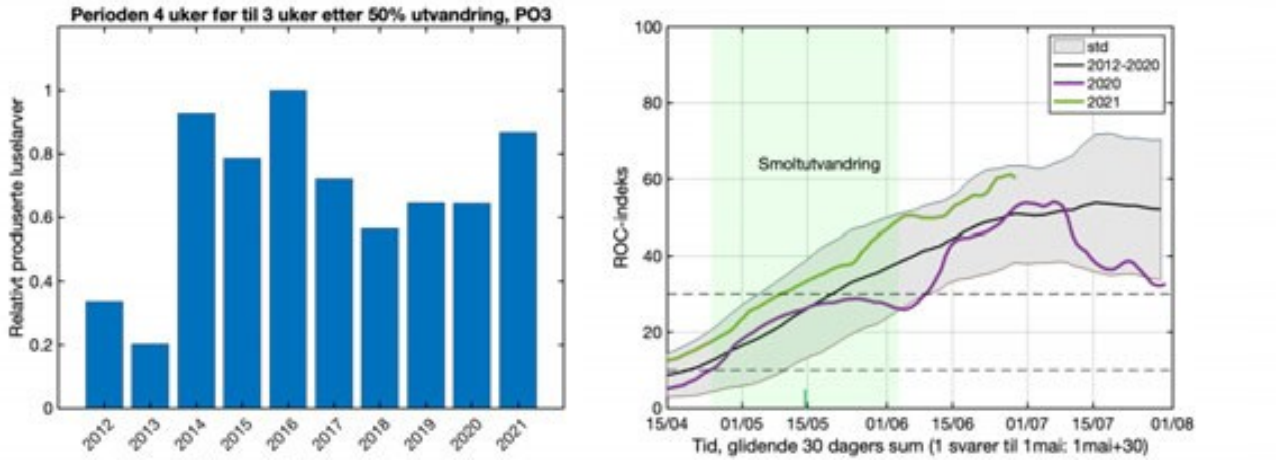

*Figur 1.28. Median temperatur på 3 m dyp basert på rapporterte temperaturer på oppdrettsanlegg i produksjonsområdet. Svart linje viser snitt av årene 2012-2021 hvor standardavvik er markert med grått felt, samt temperaturen i 2020 (blå linje) og 2021 (rød linje). Grønt område viser antatt utvandringsperiode for laks, blått antatt beiteperiode i sjø for sjøørret som vandrer ut på tidspunktet for 50% utvandring av laksesmolt.*

Utbredelsen av lav saltholdighet er begrenset til de indre delene av fjordene (Figur 1.29), og vil derfor bare ha en beskyttende effekt for beitende sjøørret og laks i starten av vandringen fra de indre elvene.



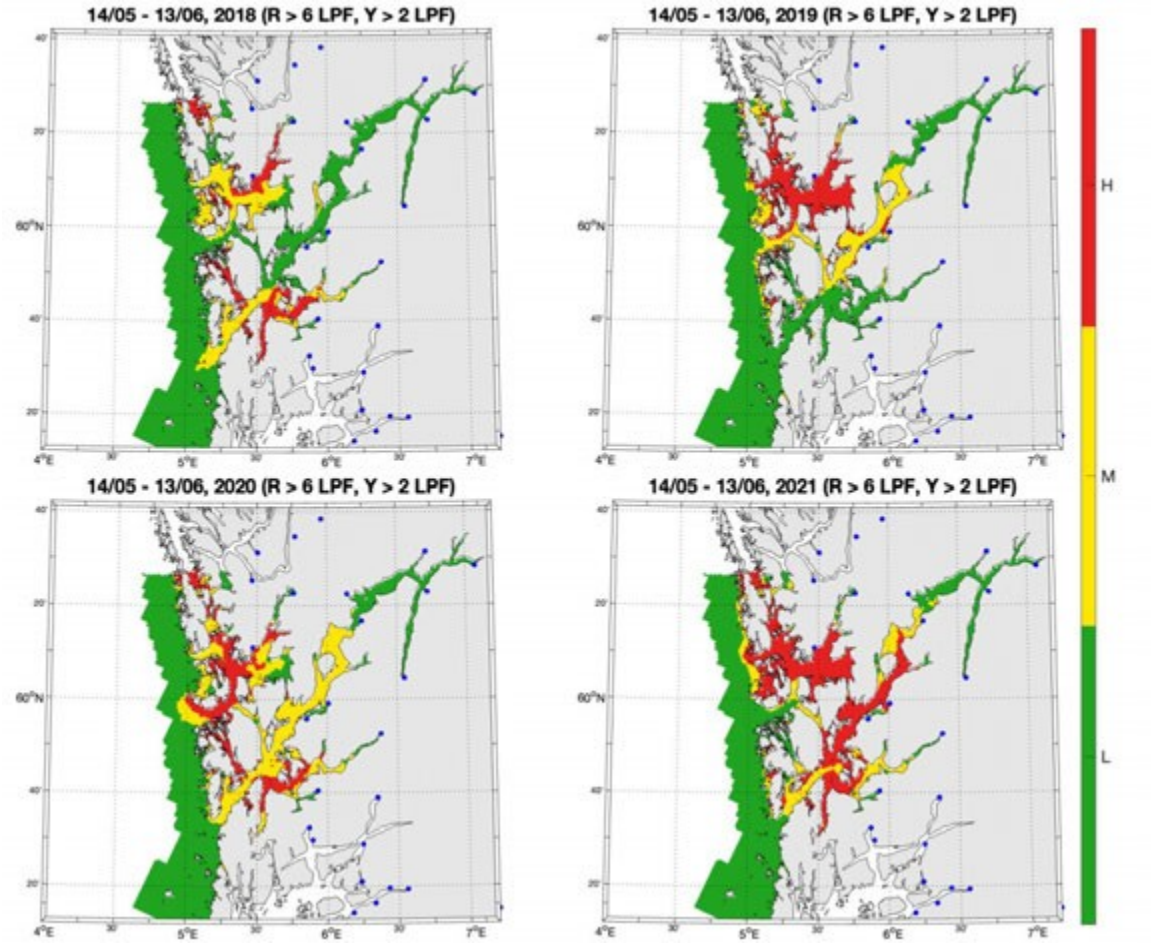

*Figur 1.29. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2021 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.*

Utslippene av klekte lakselus 2012-2021 i PO 3 økte frem til 2014, og har deretter vært relativt høye (Figur 1.30). Andelen av areal som har forhøyet smittepress viser at i snitt for årene 2012- 2020 har denne andelen ligget rundt 25% rundt dato for median smoltutvandring (grønn vertikal linje i figuren). I 2021 var det ett større påvirket areal enn snittet (Figur 1.30).



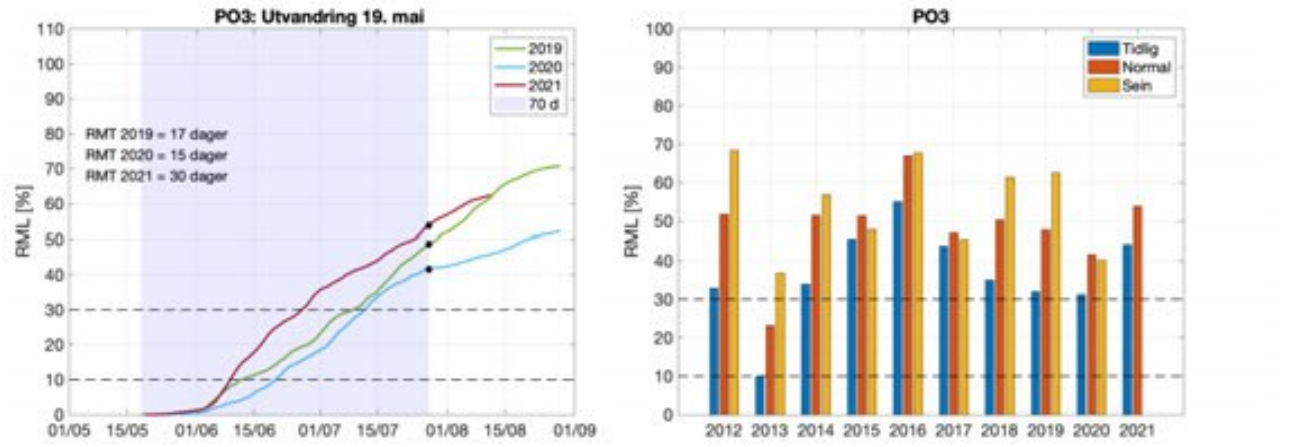

*Figur 1.30. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og ROC indekser fisk som står i fjorden fra dato på x-aksen og 30 dager frem i tid (høyre). Grafen skal leses sammen med ROC kartet (Figur 1.31) og verdiene i grafen viser andelen av arealet med forhøyet tetthet av smittsomme luselarver (jfr. Modellmetode 1: ROC). Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal utvandringsperioden for smolt brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.*

ROC kartene indikerer områdene med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over 30 dager fra median tid for utvandring (17. mai) for produksjonsområdet for årene 2018-2021 (Figur 1.31). I Hardangerfjorden indikerer kartene betydelig variasjon i utbredelsen ah høye tetthet av lakselus de ulike årene, samt hvor langt innover i fjorden dette området strekker seg. I 2018 er det mest lus i ytre deler, i 2019 i midtre deler, mens i 2020 og 2021 er det relativt mye i både midtre og ytre deler.



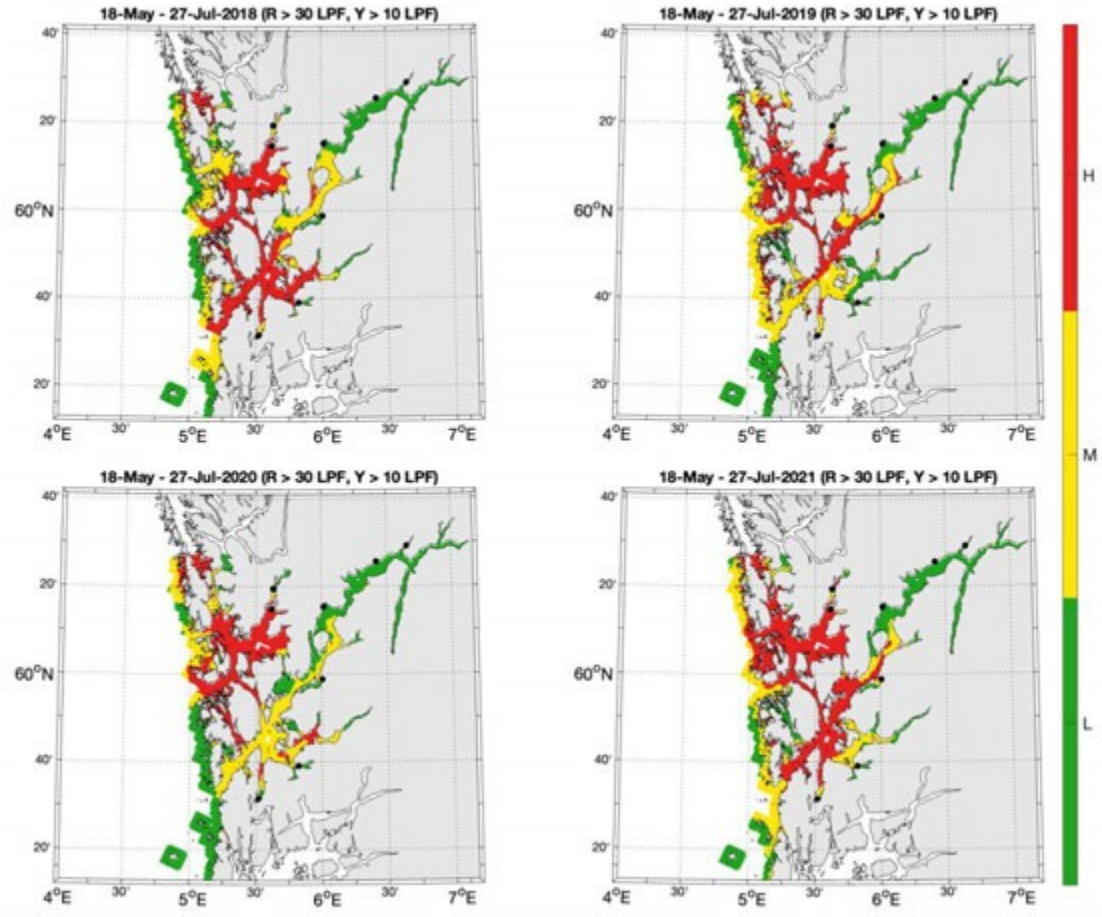

*Figur 1.31. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.*

For beitende sjøørret indikerer modellresultatene at det i de fleste årene fra 2012 (unntak 2013) er mer enn 30% redusert marint leveområde (RML) både ved tidlig, normal og sein utvandring (Figur 1.32). Det estimeres fra 15 til 30 dager redusert marin beiteperiode (RMT) ved normal utvandring i 2019-2021 (Figur 1.32). Merk at simuleringene i 2021 ikke går lenger enn til 12. august slik at estimater for sein utvandring i 2021 ikke kan beregnes.



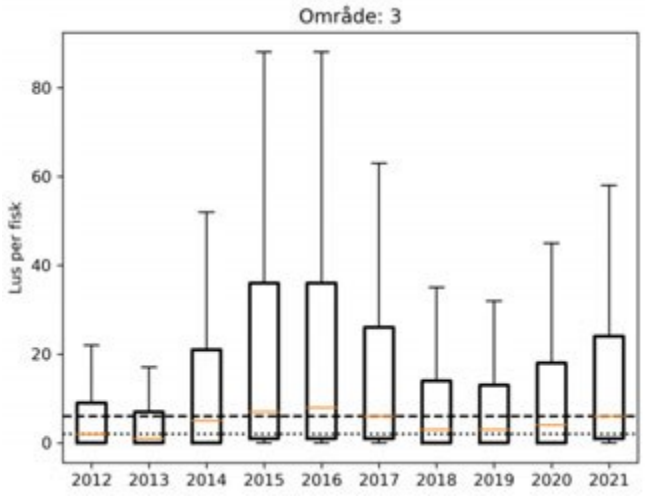

*Figur 1.32. Venstre figur viser kumulativt redusert marint leveområde (RML) for fisk som utvandrer ved median dato for utvandring for alle elevene i produksjonsområdet og redusert marin beiteperiode (RMT) 2019-2021. Grått område indikerer antatt naturlig beiteperiode (70 dager). Høyre figur viser RML etter 70 dager for årene 2012-2021 ved median dato for utvandring (Normal), og ved 20 dager tidligere (Tidlig) eller 20 dager senere utvandring (Sein).*

ROC kartene 2018-2021 tilpasset en antatt naturlig beiteperiode på 70 dager i PO3 (Figur 1.33) viser at høy akkumulert tetthet av lakselus i store deler av de nordlige delene av produksjonsområdet (Bjørnafjorden). I de sørlige delene av produksjonsområdet er smittepresset i Hardangerfjorden moderat eller høyt i midtre og ytre deler, mens de indre delene er mindre påvirket. Langs kysten er det oftest lavere tettheter ev lakselus.



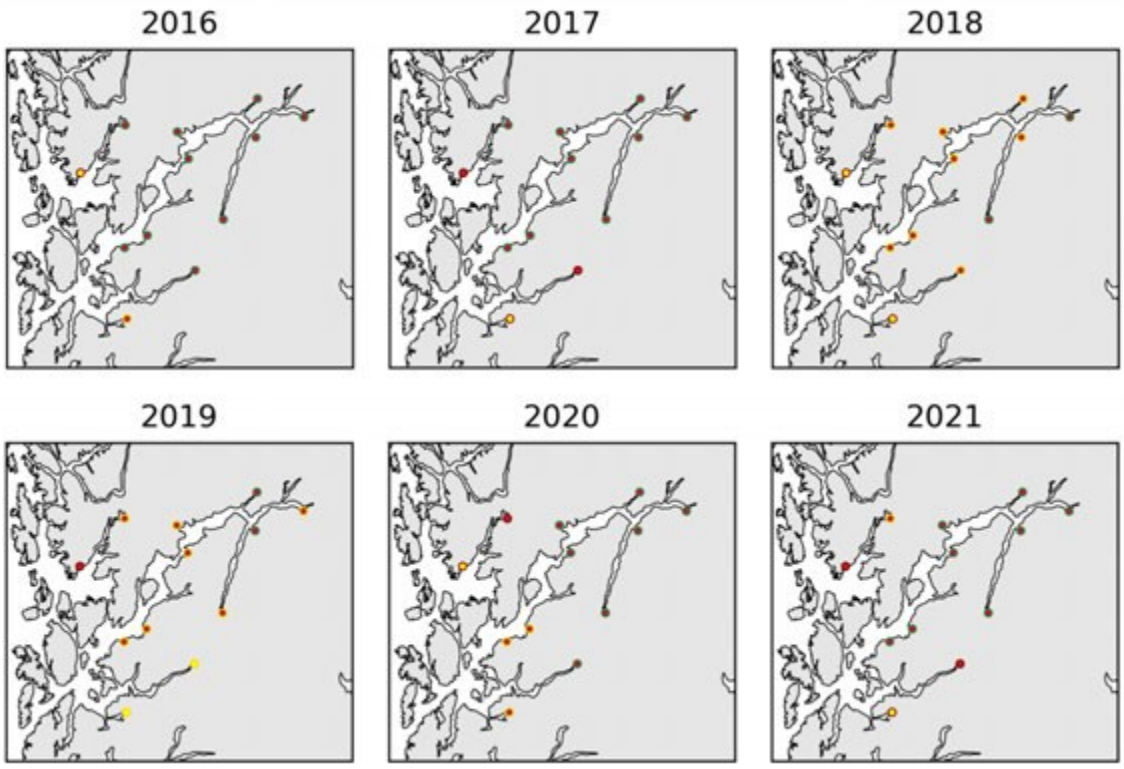

*Figur 1.33. Kart som viser hvor det er forventet at postsmolt av ørret som beiter i området fra dato for median for smoltutvandring i produksjonsområdet (periode gitt i kartene) vil bli infisert med mer enn 18 mobile lus (rød), mellom 6-18 mobile lus (gul) og mindre enn 6 mobile lus (grønn).*

Estimatene fra den virtuelle smoltmodellen viser svingninger i lusepåvirkningen i PO3 fra 2012 – 2021 (Figur 1.34). Den estimerte påvirkningen var høyest i 2015 og 2016, før den var avtagende noen år. I 2020 og 2021 har den estimerte påvirkningen økt år for år.




*Figur 1.34. Fordeling av estimert lusepåslag på virtuell postsmolt i årene 2012 til 2021. Her er alle elvene i produksjonsområdet vektet like (ikke etter smoltproduksjon). Boks viser antall lus på 25-75% av fisken, streker 5-95%. Orange linjer viser median antall lus på fisken. De stiplede linjene viser antatte tålegrensene for 20% og 100% dødelighet (tabell 1.1; Mest sannsynlig toleranse).*

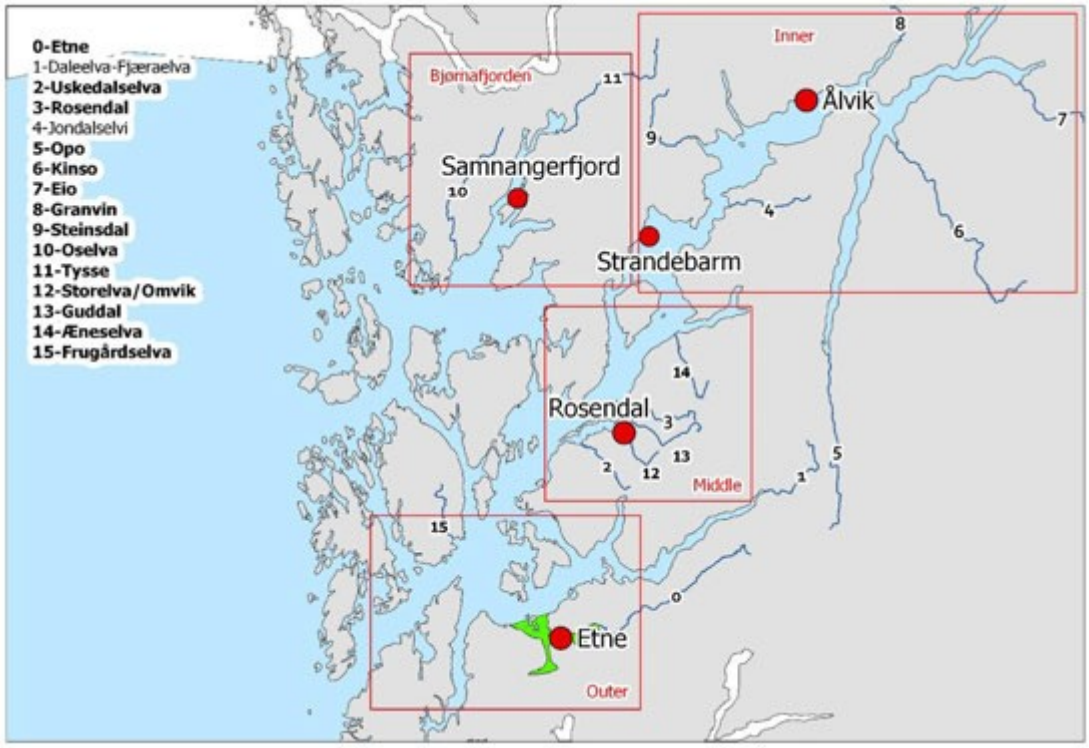
På elvebasis estimerer smoltmodellen moderat eller høy dødelighet fra samtlige elver i 2016- 2021 (Figur 1.35). Endret utvandringstid og/eller antatt høyere toleranse for lakselus (i henhold til tabell 1.1) reduserer den estimerte dødeligheten for en del av elvene noen år. De indre elvene har estimert høy dødelighet uansett antatt toleranse eller utvandringstid i 2020 og 2021.



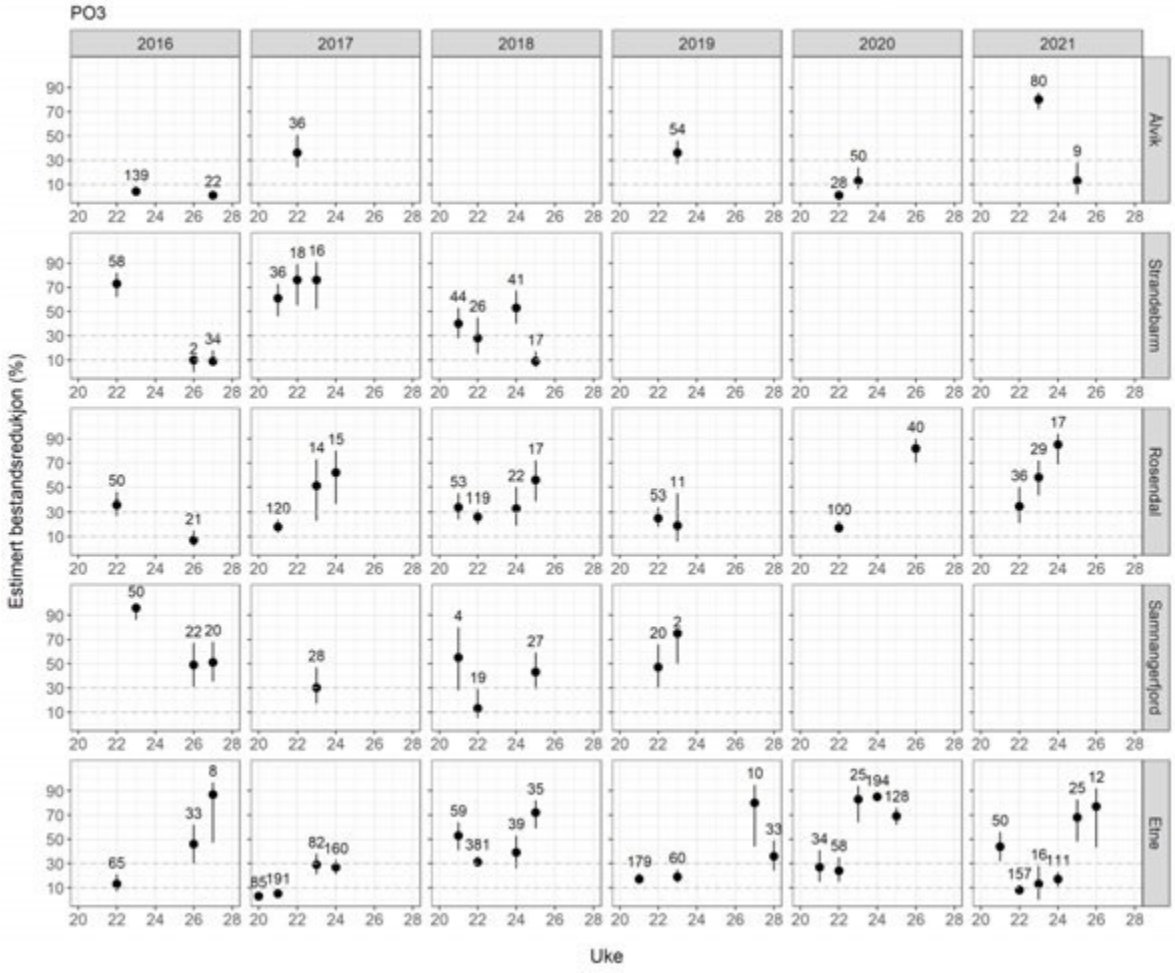

*Figur 1.35. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2016-2021 i produksjonsområdet ved antatt «normal» utvandringstid og «mest sannsynlig toleranse for lus» (grønn; < 10 %, gul; 10-30% og rød; > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring, eller høyere eller lavere toleranse for lakselus endrer kategoriseringen av dødelighet. Grønn kantfarge viser ingen endring, gul viser endret kategori i et tilfelle og rød kantfarge viser endret kategori i to, eller flere, tilfeller.*

Det har vært ett omfattende ruse og garnfiske etter sjøørret i Hardangerfjorden, samt at Samnangerfjorden ble undersøkt 2016-2019 (jfr. Figur 1.36). Undersøkelsene i tidsperioden 2016-2021 viser at i de indre delene (Ålvik, Strandebarm) har det enkelte år vært moderat og høy lakselusrelatert dødelighet i den første perioden (Figur 1.37). I de midtre delene (Rosendal) var det moderat eller høy risiko 2016-2021. I de ytre delene (Etne) estimeres oftest moderat eller høy risiko 2016-2021. I Samnangerfjord estimeres moderat eller høy estimert risiko 2016- 2019, stasjonen er ikke undersøkt i 2020-2021.

For beitende sjøørret estimeres det som regel høyere lakselusrelatert dødelighet enn rett etter median smoltutvandring. Tidvis ses det en nedgang i antall lus på fisken i slutten av fangstsesongen, vi vet ikke om dette skyldes prematur tilbakevandring, om selvavlust fisk har returnert, om den mest infesterte fisken er død, eller om lusen har dødd. Temperaturen i de årene det er snakk om har ikke vært så høye at det skulle skape problemer for lakselusen. Vi ser også at utbredelsen av områder med saltholdighet < 25 øker fra mai til juni, hvilket kan medføre at det er mindre lus i de øvre meterne hvor sjøørret oppholder seg.

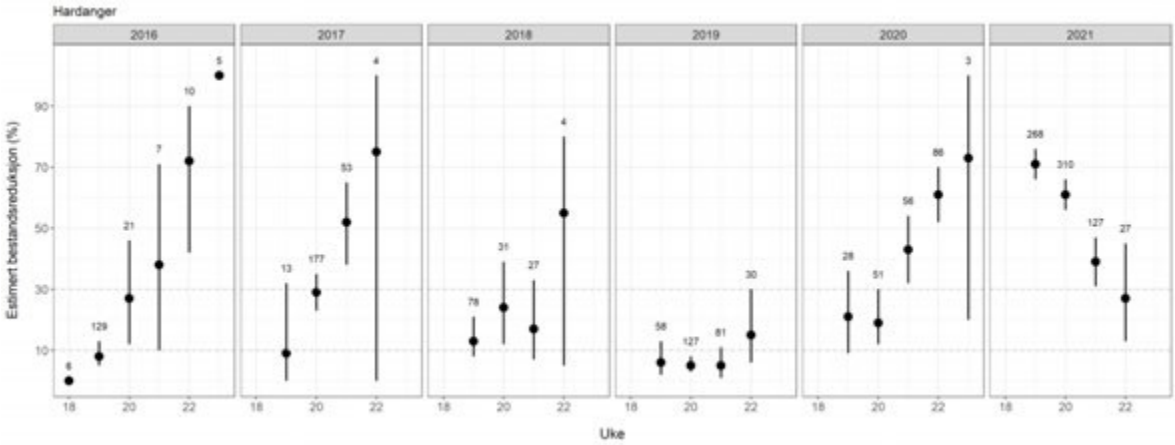



*Figur 1.36. Stasjonene undersøkt minst tre av årene i perioden 2016-2021 i NALO programmet. Lakseelvene i området er vist som tall i kartet, uthevete elver er brukt til genetisk sporing av hjemelv for trålfanget laks fra området. De røde rektanglene omslutter elvene som renner ut i ytre, midtre eller indre deler av Hardangerfjorden eller i Bjørnafjorden. Grønt areal indikerer nasjonale laksefjorder.*




*Figur 1.37. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget. Antall hver uke er angitt i figuren.*

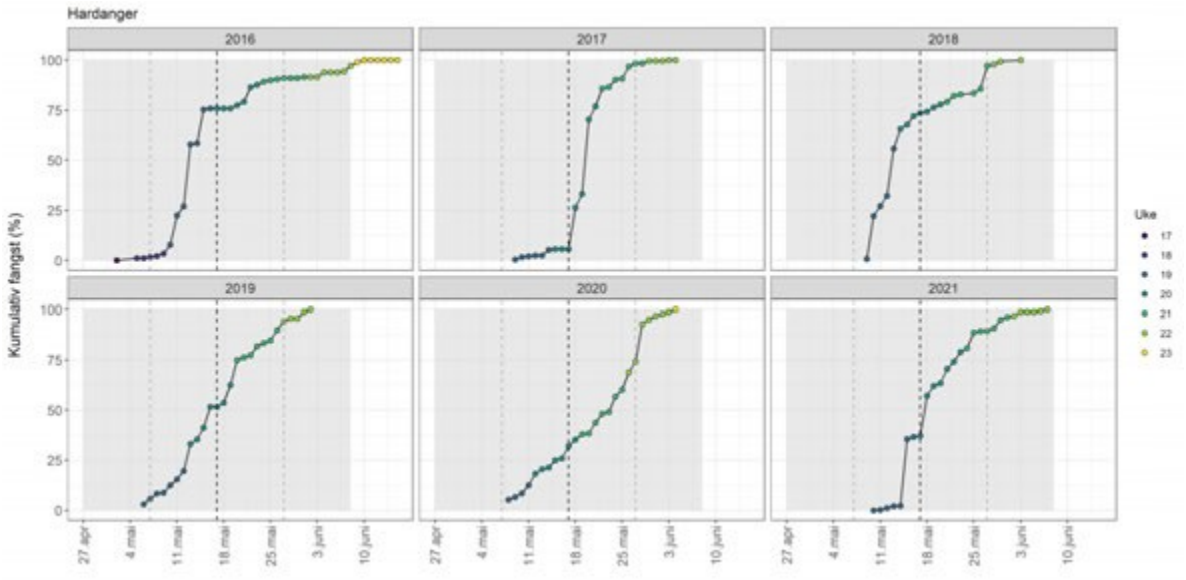
Data fra postsmolttrålingen for årene 2016-2021 viser at mye av fisken fanges i uke 19-20 (Figur 1.38). Tråldata indikerer moderat eller høy risiko for dødelighet de fleste årene 2016- 2021, foruten 2019.




*Figur 1.38. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks. Antall undersøkt hver uke er angitt i figuren.*

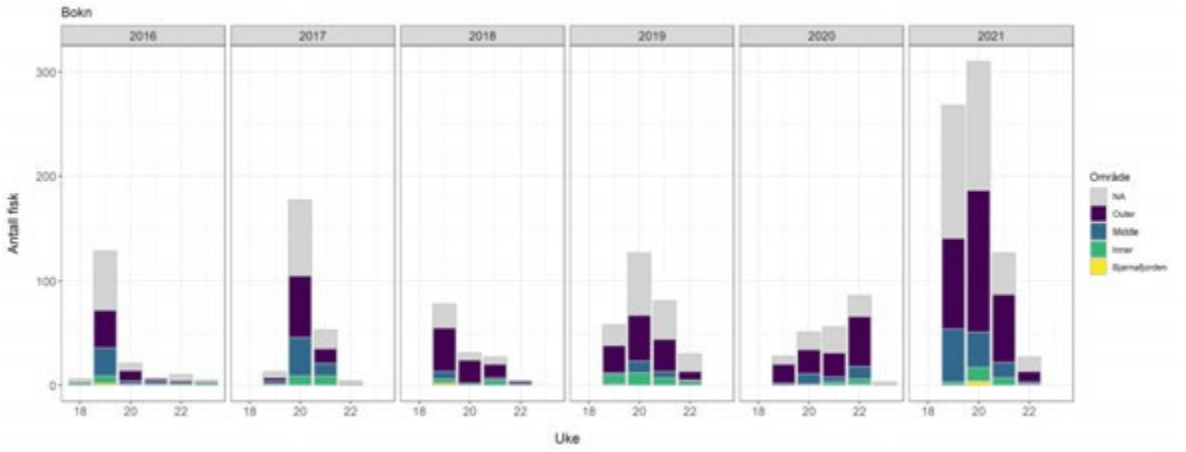
Fangsten av fisk i Hardangerfjorden ukene det er trålt kan indikere at en andel av fisken har utvandret før trålingen startet i 2018 (Figur 1.39), vurdert som gode fangster fra trålingen startet, og at trålingen de øvrige år ser ut til å treffe relativt godt med utvandringen da det er en lave fangster både på starten og slutten av trålperioden. Det skal dog

bemerkes at fisk fra de indre elvene utgjør en liten del av fangsten, samtidig har de lang vandring (og bruker derfor en del tid fra elv til der det tråles), og det er derfor mulig at disse er underrepresentert i fangstene.



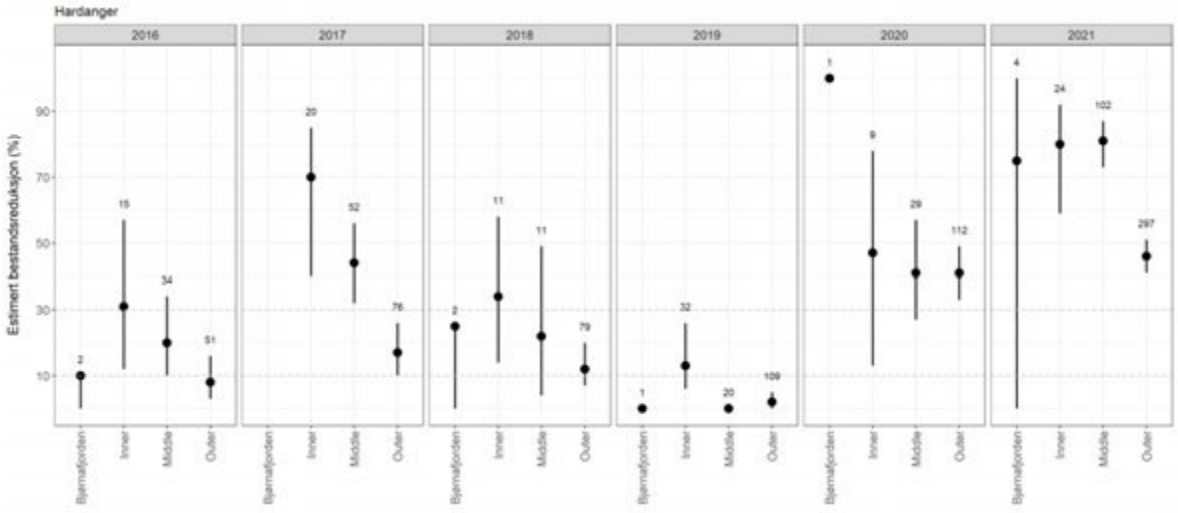

*Figur 1.39. Kumulativ fangst av laksesmolt i trål i Hardangerfjorden 2016-2021 som % av totalfangst.*

I Hardangerfjorden er det gjort genetiske analyser for å bestemme hvilken elv fisken fanget i trålen utvandret fra. Andelen av fisk som kan bestemmes til hjemelv har variert mellom og innen år (Figur 1.40). Størst fangster fås fra de ytre elvene hvor Etne er totaldominerende, og elven med klart størst teoretisk smoltproduksjon i produksjonsområdet.




*Figur 1.40. Antall postsmolt av laks fanget i trål i Hardangerfjorden 2016-2021 inndelt i de ulike regionene elvene tilhører (jfr. Figur 1.36). Grått indikerer at fisken ikke genetisk kan bestemmes til elv.*

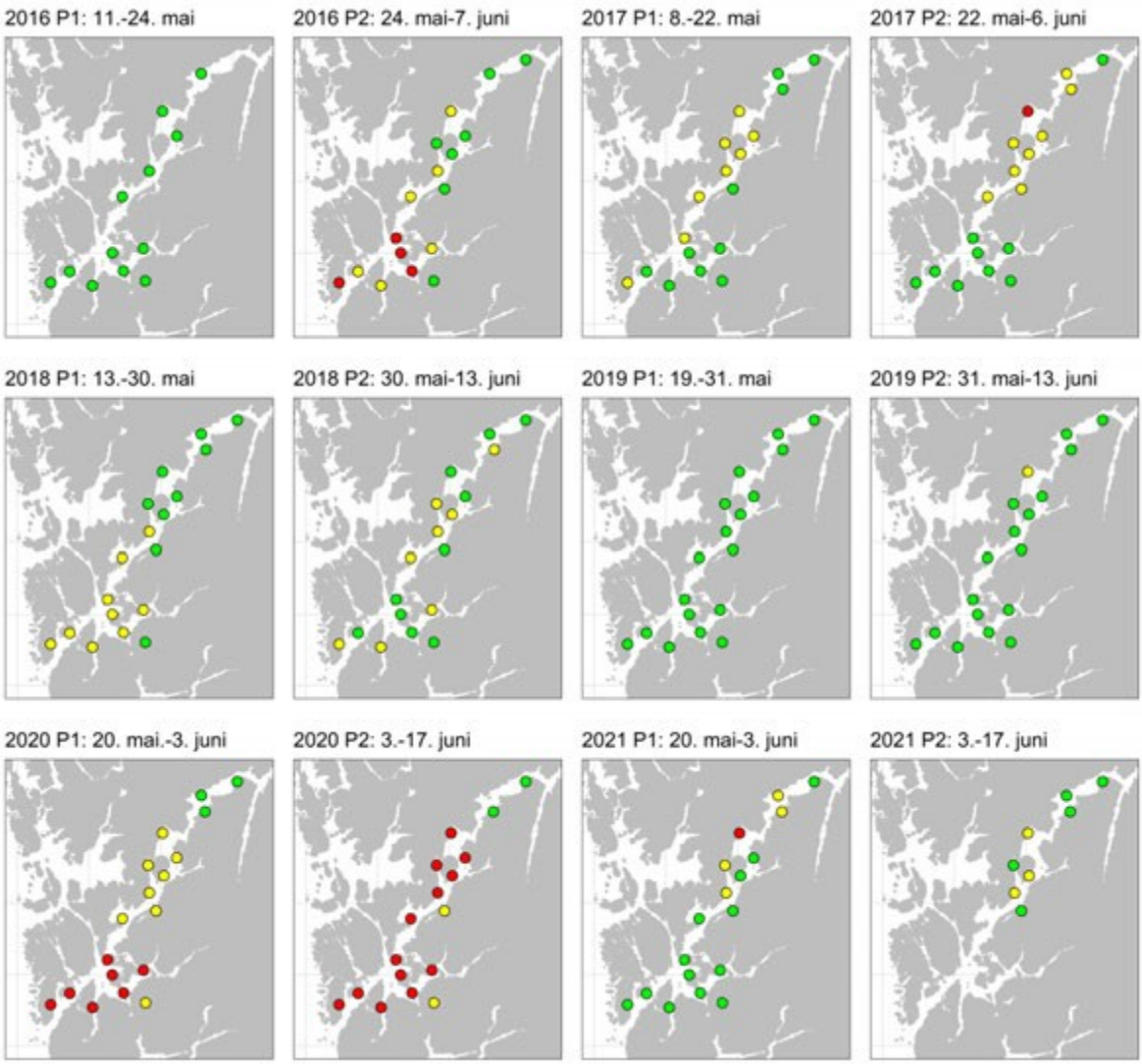
Det er gjort analyser av genetisk tilhørighet for enkelte av årene, og disse er for analysene slått sammen til regioner (jfr. Figur 1.36) pga. lavt antall fra mange elver. Estimert dødelighet i 2020 og 2021 er høy for alle regionene, inkludert Etne som ligger i ytre deler (Figur 1.41).




*Figur 1.41. Risiko for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks tilordnet hjemelv. Elver som kan tilordnes er vist i Figur 1.36. Antall er angitt i figuren.*

Data fra vaktbur i er vist for årene 2016-2021 (Figur 1.42). Burdata indikerer økende smittepress fra den første perioden rundt midten-slutten av mai til første del av juni i mange av årene. I den første perioden var det lite lus på fisken i burene i hele fjorden i 2016 og 2019, mens i de øvrige år indikerer burdataene høyere smittepress i deler av Hardangerfjorden.

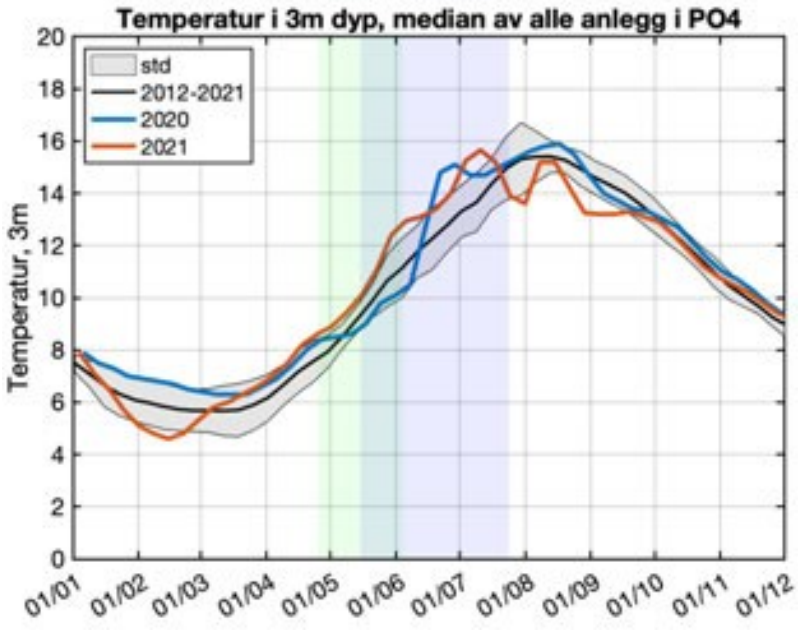
Utbredelsen av smittepresset tolket fra burdata gjenspeiler at de midtre delene var brakklagt i mars i partallsår, de ytre i oddetallsår frem til 2017. I 2020 ble det observert høyere smitte på burfisken enn i tidligere år, i slutten av mai spesielt i de ytre delene, mens i begynnelsen av juni også innover i Hardangerfjorden. Burdata indikere lavere smittepress i 2021 enn i 2020, men merk at det mangler data fra store deler av Hardangerfjorden i periode 2 i 2021.




*Figur 1.42. Snitt av antall lus/fisk normalisert til 14 dager for hver av vaktburene, fargene angir < 2 (grønne), 2-6 (gule), og > 6 lus/fisk (røde). Tidsperioden i figuren viser tiden burene stod ute.*

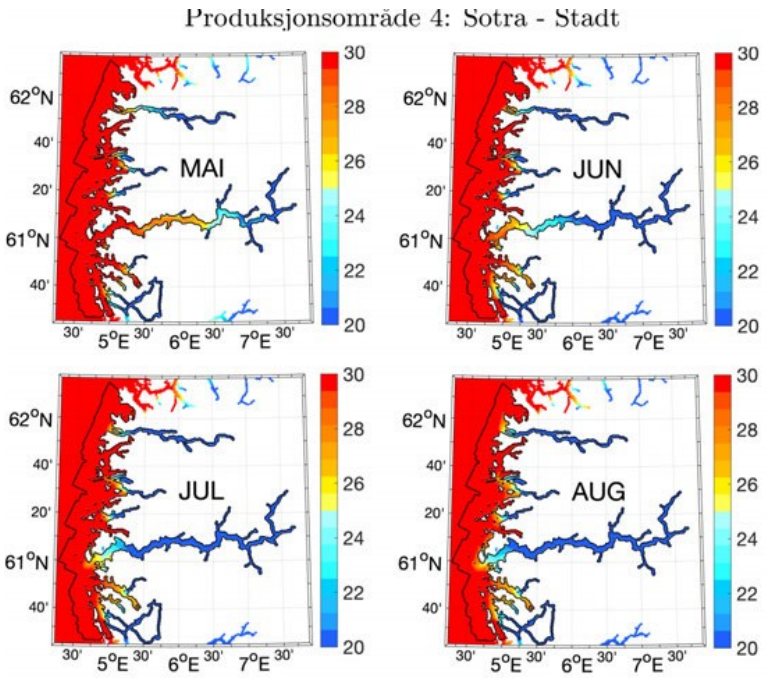
### 1.5.4 - PO 4 Nordhordland til Stadt

Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 9,8 °C (Figur 1.1), fra 8,9 til 10,9 °C. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni-september ligger mellom 10 og 16 °C (Figur 1.43). Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjøørret.



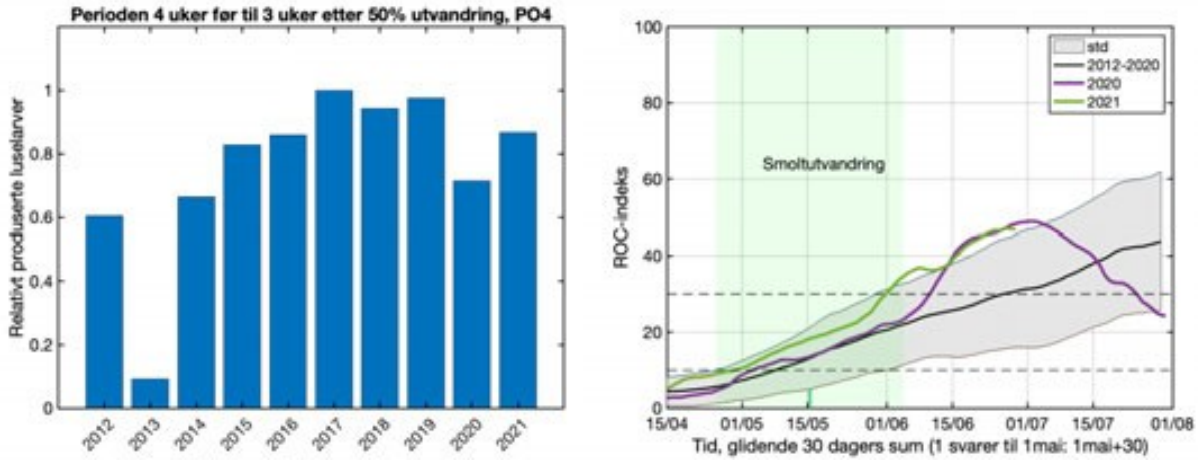

*Figur 1.43. Median temperatur på 3 m dyp basert på rapporterte temperaturer på oppdrettsanlegg i produksjonsområdet. Svart linje viser snitt av årene 2012-2021 hvor standardavvik er markert med grått felt, samt temperaturen i 2020 (blå linje) og 2021 (rød linje). Grønt område viser antatt utvandringsperiode for laks, blått antatt beiteperiode i sjø for sjøørret som vandrer ut på tidspunktet for 50% utvandring av laksesmolt.*

Saltholdigheten i PO4 indikerer at områder med saltholdighet < 25 øker fra april til juni (Figur 1.44). I både Osterfjorden, de indre delene av Sognefjorden og i Nordfjord er saltholdigheten i overflaten < 25 i mai. Lavest saltholdighet ses inne i fjordene, og saltholdigheten indikerer at beitende sjøørret, og smolt som vandrer ut gjennom dette området ofte til en viss grad er beskyttet. Det skal bemerkes at strømmer kan endre dette bildet på kort tid, og innstrømmende vann observeres relativt ofte.



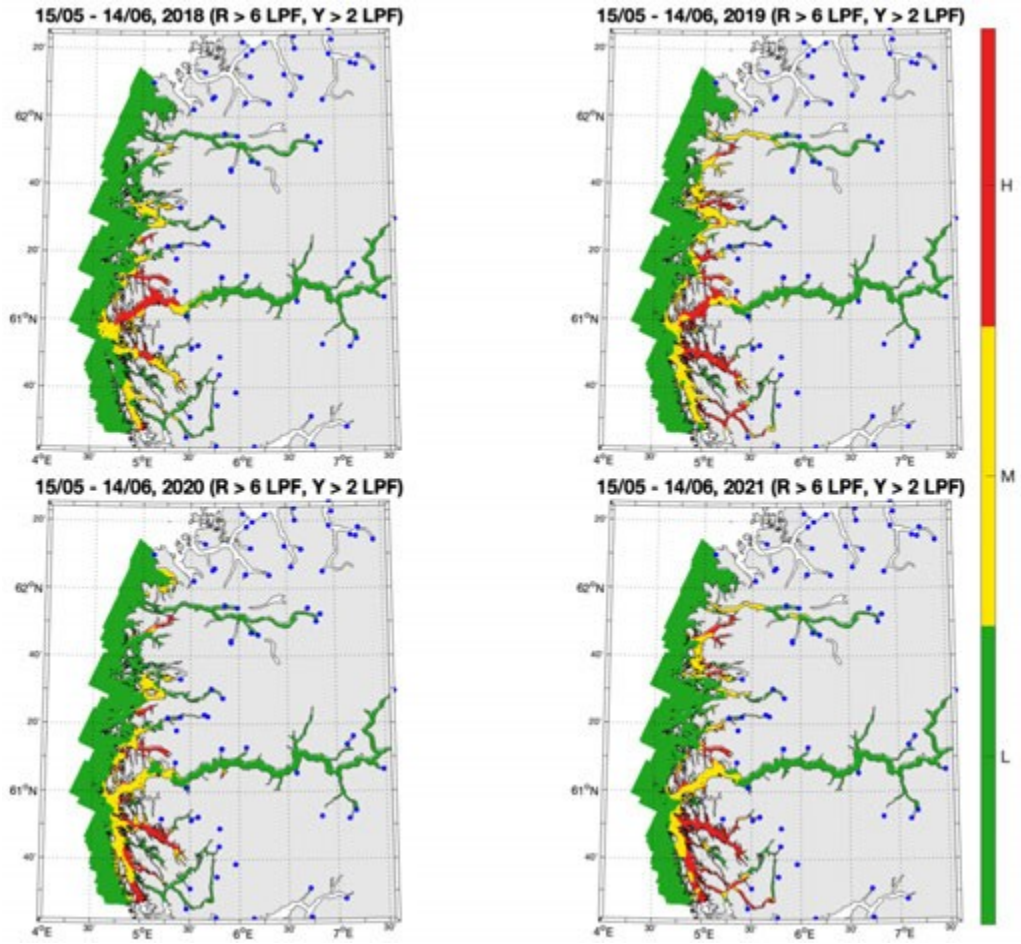

*Figur 1.44. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2021 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.*

I PO 4 økte utslippene av klekte nauplier summert for 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring frem til ca. 2017, noe lavere i 2020, men økte igjen i 2021 (Figur 1.45). Andelen av arealet med forhøyet smittepress i PO4 var i snitt for årene 2012-2020 rundt 15 %, og økte gjennom hele tidsperioden undersøkt (tom 1. august). I 2020 falt utslippene gjennom juli måned.



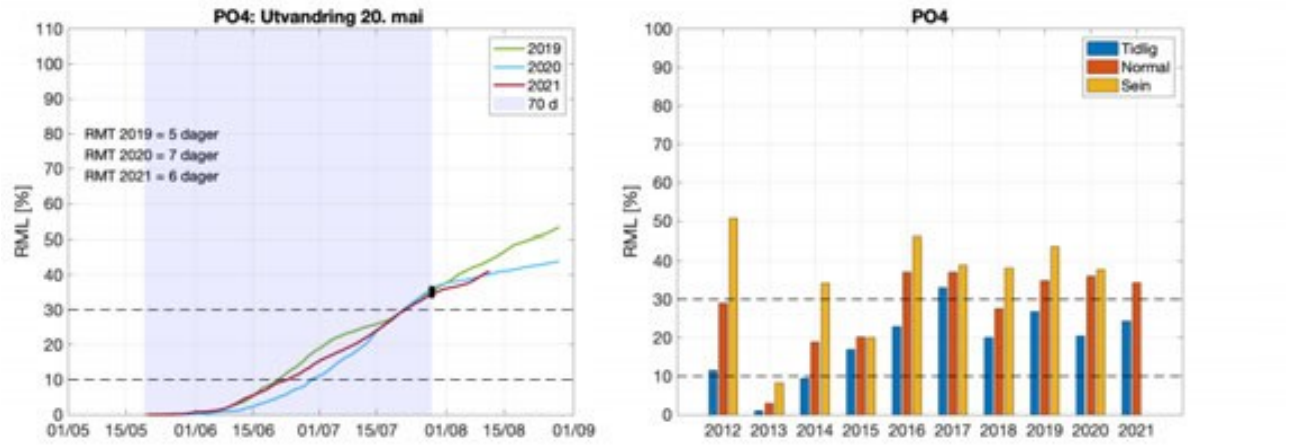

*Figur 1.45. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og ROC indekser fisk som står i fjorden fra dato på x-aksen og 30 dager frem i tid (høyre). Grafen skal leses sammen med ROC kartet (Figur 1.46) og verdiene i grafen viser andelen av arealet med forhøyet tetthet av smittsomme luselarver (jfr. Modellmetode 1: ROC). Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal utvandringsperioden for smolt brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.*

ROC modellen indikerer at det er forhøyete tettheter av lakselus langs kysten i store deler av produksjonsområdet 2018-2021 (Figur 1.46). De indre delene av fjordene har ofte mindre tetthet av lus alle årene.



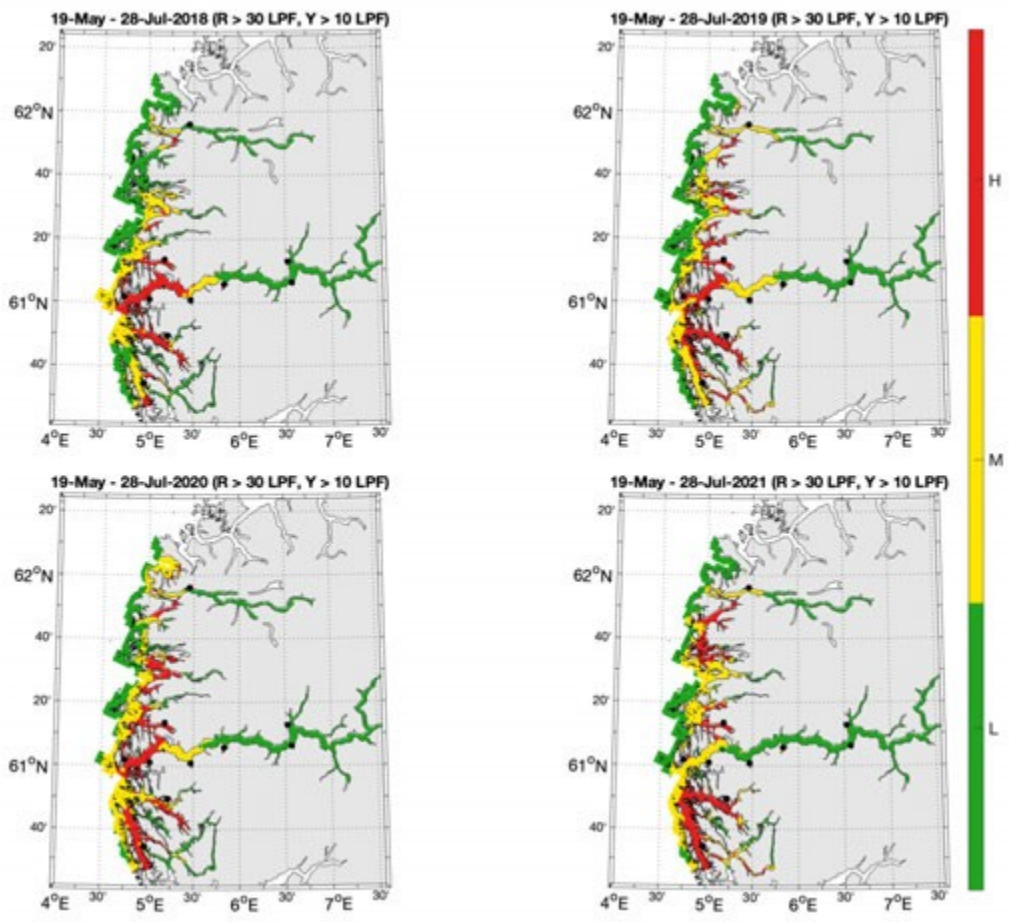

*Figur 1.46. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.*

For beitende sjøørret indikerer modellresultatene at det i de fleste årene fra 2016 (unntak 2018) er mer enn 30% redusert marint leveområde (RML) både ved normal og sein utvandring, oftest moderat RML ved tidlig utvandring (Figur 1.47). Det estimeres fra 5 til 7 dager redusert marin beiteperiode (RMT) ved normal utvandring i 2019-2021 (Figur 1.47). Merk at simuleringene i 2021 ikke går lenger enn til 12. august slik at estimater for sein utvandring i 2021 ikke kan beregnes.



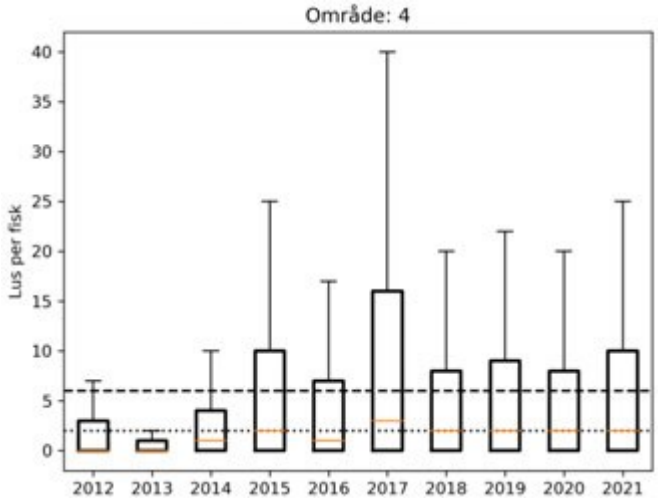

*Figur 1.47. Venstre figur viser kumulativt redusert marint leveområde (RML) for fisk som utvandrer ved median dato for utvandring for alle elevene i produksjonsområdet og redusert marin beiteperiode (RMT) 2019-2021. Grått område indikerer antatt naturlig beiteperiode (70 dager). Høyre figur viser RML etter 70 dager for årene 2012-2021 ved median dato for utvandring (Normal), og ved 20 dager tidligere (Tidlig) eller 20 dager senere utvandring (Sein).*

ROC kartene tilpasset antatt 70 dagers beiteperiode for sjøørret viser at det er høyt smittepress langs kysten i store deler av produksjonsområdet, men mer i de sørlige delene (Figur 1.48). Området med forhøyet smittepress (moderat eller høyt) strekker seg også et stykke innover i alle fjordene, men det er lavere tettheter i indre deler av fjordene.



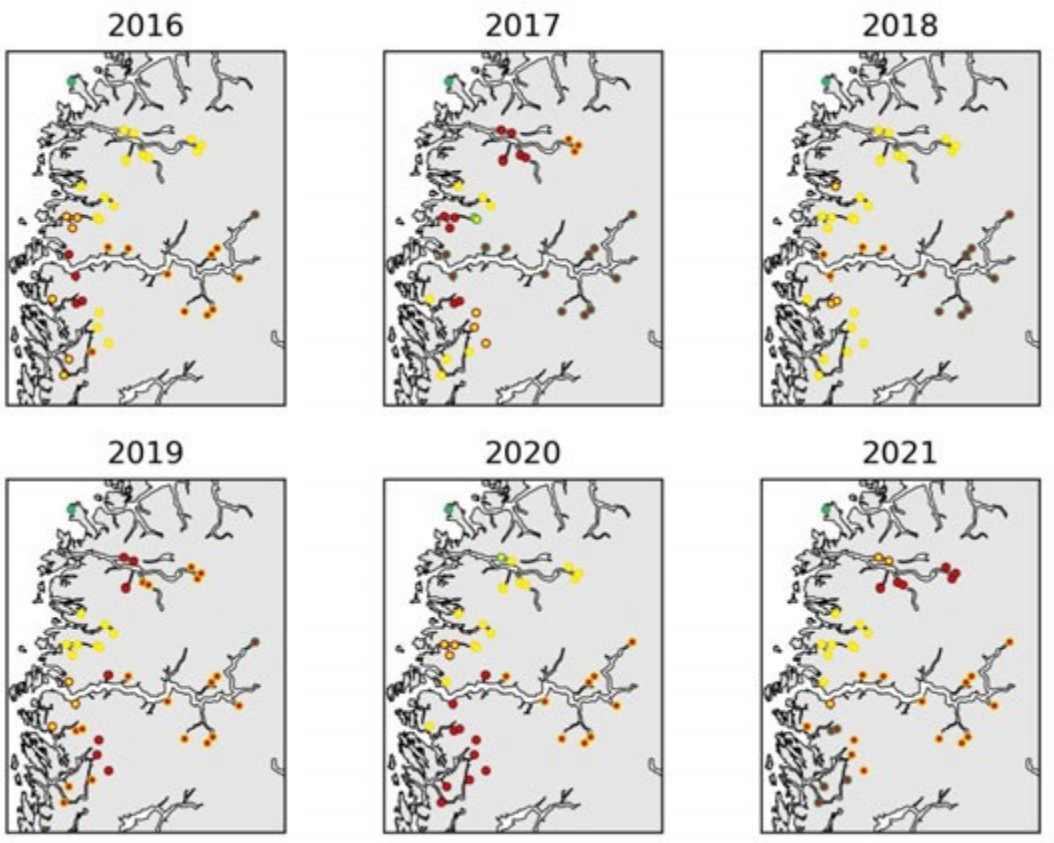

*Figur 1.48. Kart som viser hvor det er forventet at postsmolt av ørret som beiter i området fra dato for median for smoltutvandring i produksjonsområdet (periode gitt i kartene) vil bli infisert med mer enn 18 mobile lus (rød), mellom 6-18 mobile lus (gul) og mindre enn 6 mobile lus (grønn).*

Estimatene fra den virtuelle smoltmodellen viser høyere påvirkning fra lakselus i årene etter 2015 i forhold til 2012-2014 (Figur 1.49). Modellen estimer mellomårlig svingning, med høyest påvirkning oddetallsår. Det estimerte lusepåslaget var høyest i 2017, og synes å være stabil i 2018-2021.



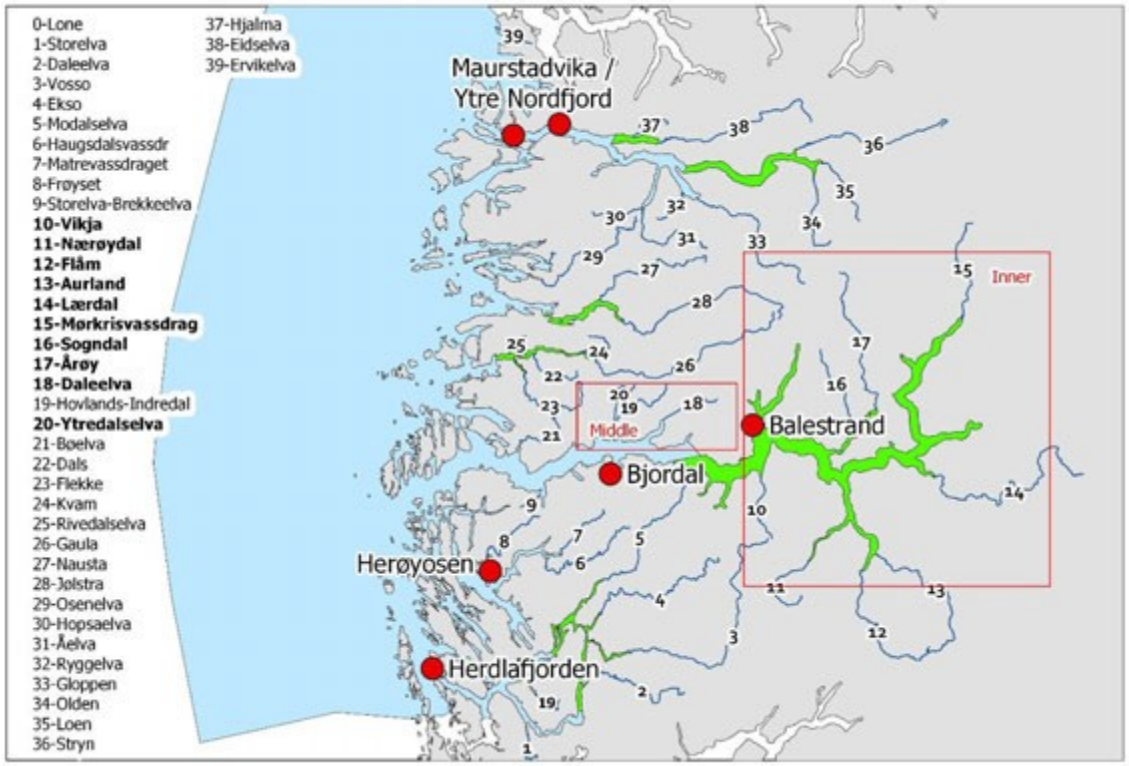

*Figur 1.49. Fordeling av estimert lusepåslag på virtuell postsmolt i årene 2012 til 2021. Her er alle elvene i produksjonsområdet vektet like (ikke etter smoltproduksjon). Boks viser antall lus på 25-75% av fisken, streker 5-95%. Orange linjer viser median antall lus på fisken. De stiplede linjene viser antatte tålegrensene for 20% og 100% dødelighet (tabell 1.1; Mest sannsynlig toleranse).*

Estimatene fra den virtuelle smoltmodellen viser moderat eller høy påvirkning for alle elver, med unntak av en i 2016-2021 (Figur 1.50). Elvene i indre del av Sognefjorden har høy estimert dødelighet alle år fra 2016-2021, men 2019-2021 er den estimerte dødeligheten estimert som moderat dersom en antar tidlig utvandring eller høy toleranse for lus (i henhold til tabell 1.1). Den estimerte påvirkningen på elvene i Nordfjord svinger, og er høyest oddetallsår.

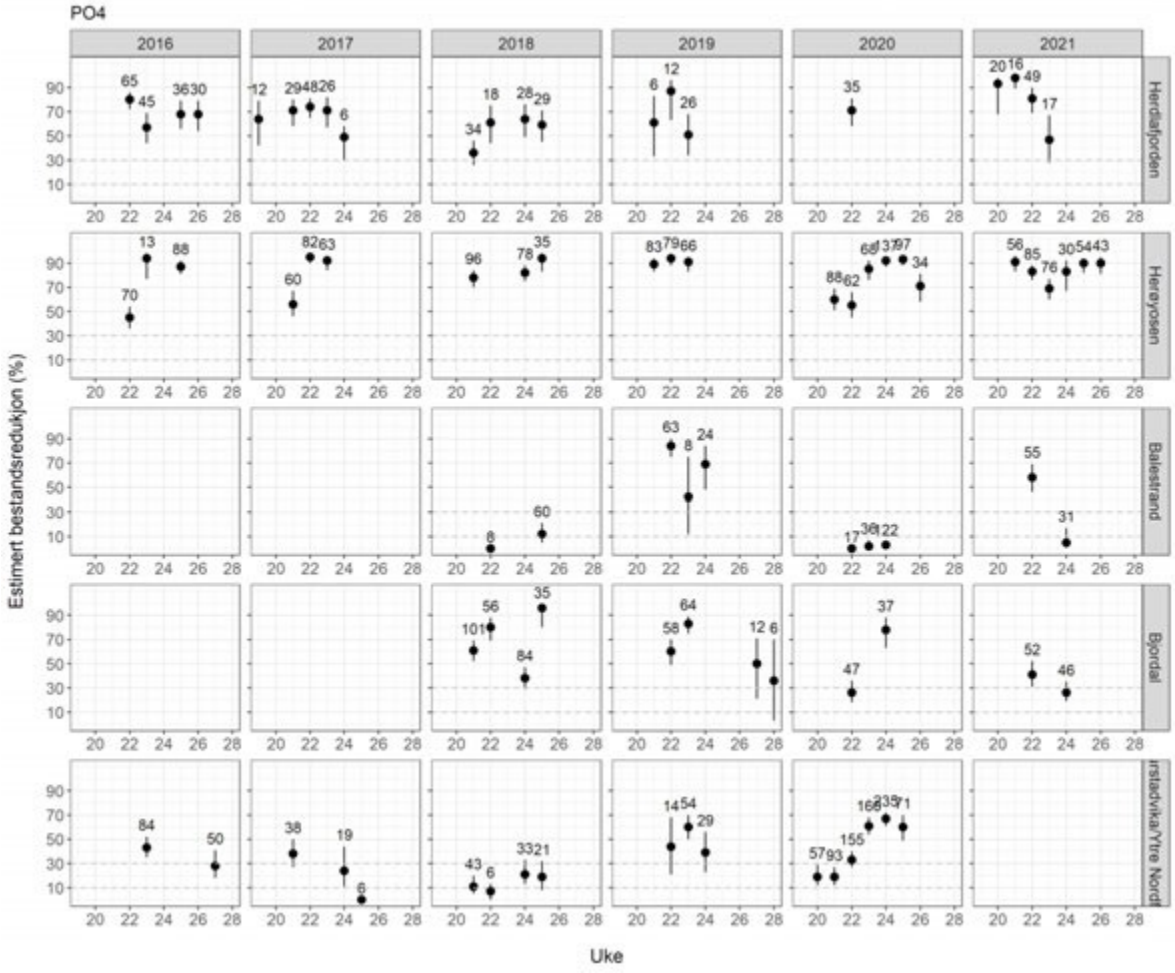



*Figur 1.50. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2016-2021 i produksjonsområdet ved antatt «normal» utvandringstid og «mest sannsynlig toleranse for lus» (grønn; < 10 %, gul; 10-30% og rød; > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring, eller høyere eller lavere toleranse for lakselus endrer kategoriseringen av dødelighet. Grønn kantfarge viser ingen endring, gul viser endret kategori i et tilfelle og rød kantfarge viser endret kategori i to, eller flere, tilfeller.*

Ruse og garnfangst har vært konsentrert om Nordhordland, Sognefjorden og Maurstadvika i Nordfjorden (Figur 1.51). I Nordhordland beregnes det fra rusefangsten alle årene 2016 - 2021 høy lakselusrelatert dødelighet både i perioden for smoltutvandringen og for beitende sjøørret (Figur 1.52). I Sognefjorden viser data stor variasjon i estimert dødelighet på sjøørret fra Balestrand mens lengre ute (Bjordal) estimeres det moderat eller høy lakselusrelatert dødelighet alle årene 2018-2021. I Nordfjord (Maurstadvika) indikerer data fra sjøørret oftest moderat eller høy estimert lakselusrelatert dødelighet alle årene 2016-2020.

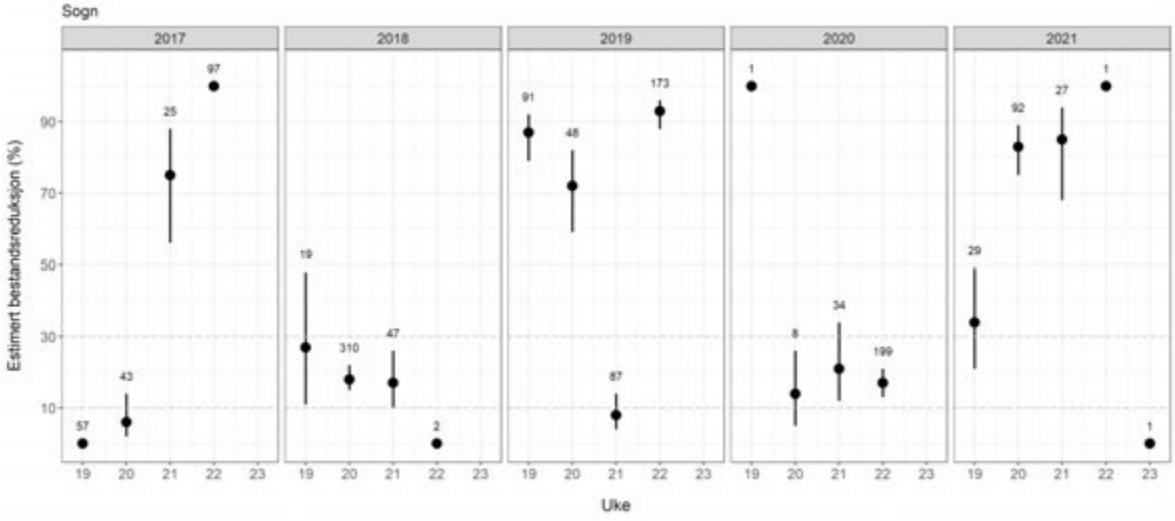



*Figur 1.51. Stasjonene undersøkt minst tre av årene i perioden 2016-2021 i NALO programmet. Lakseelvene i området er vist som tall i kartet, uthevete elver er brukt til genetisk sporing av hjemelv for trålfanget laks fra området. De røde rektanglene omslutter elvene som renner ut i midtre eller indre deler av Sognefjorden. Grønt areal indikerer nasjonale laksefjorder.*



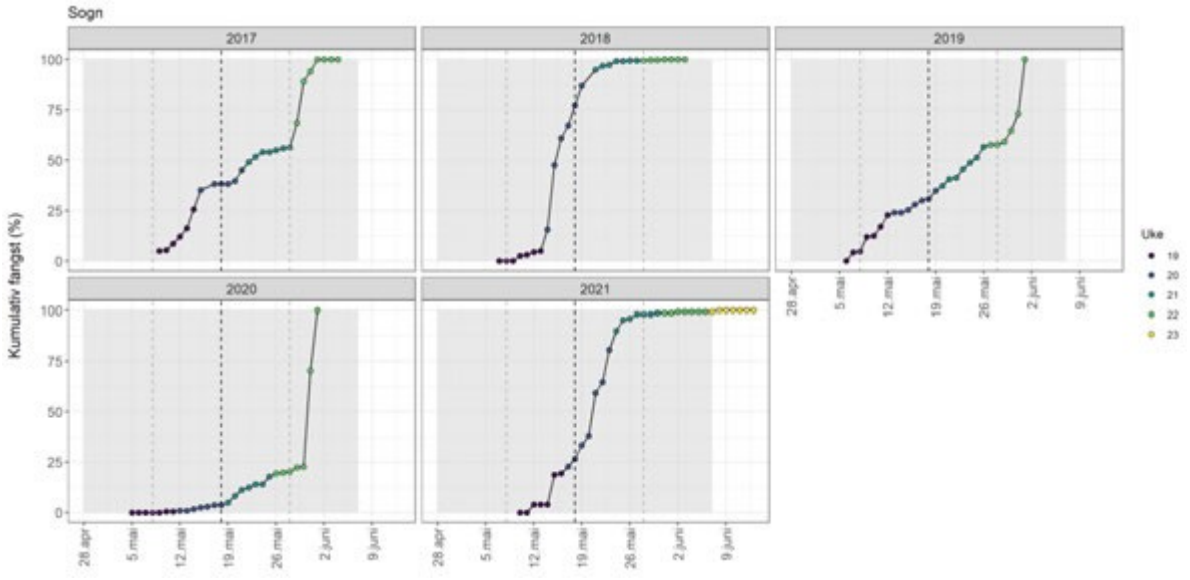

*Figur 1.52. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget. Antall hver uke er angitt i figuren.*

Resultatene fra postsmolttrålingen i Sognefjorden 2017-2021 viser at det enten estimeres moderat (2018, 2020) eller høy (2017, 2019, 2021) lakselusrelatert dødelighet på den utvandrende postsmolten (Figur 1.53). Det ble i tillegg trålt uke 21 i 2019 i Nordfjord, hvor risiko for de 67 fisken fanget estimeres til 3%, med konfidensintervall fra 1-9% (data ikke vist).



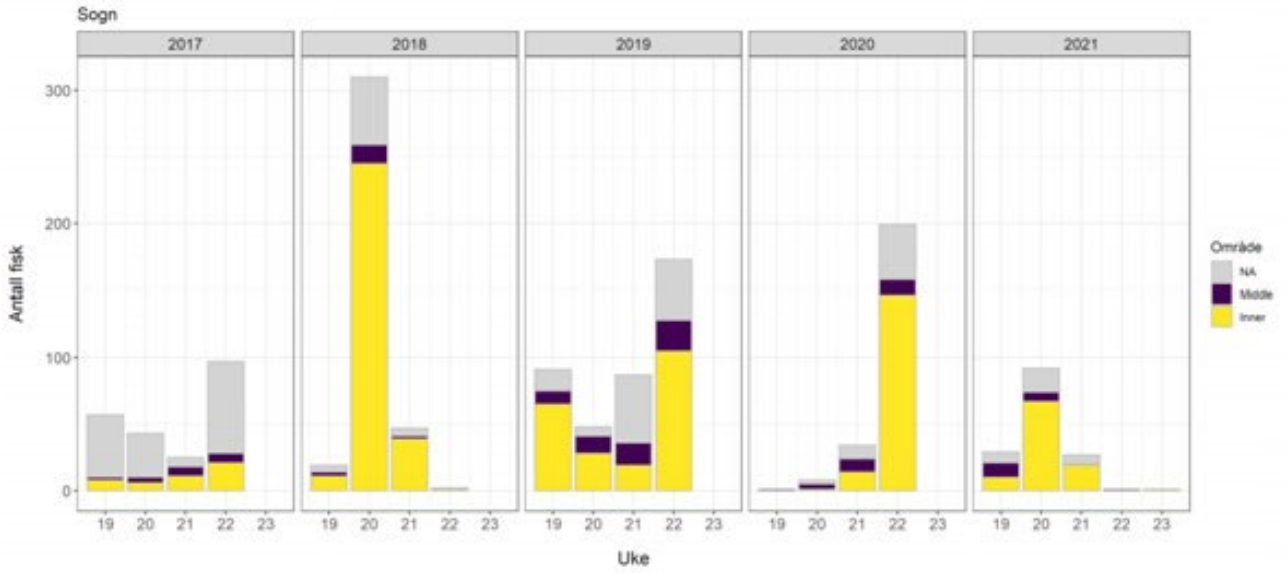

*Figur 1.53. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks. Antall hver uke er angitt i figuren.*

Fangsten av fisk i Sognefjorden ukene det er trålt kan indikere at en andel av fisken har utvandret før trålingen startet i 2017 og 2019 (Figur 1.54), vurdert som gode fangster fra trålingen startet, og at trålingen i 2019 og 2020 er avsluttet for tidlig til å fange opp sent utvandrende fisk.



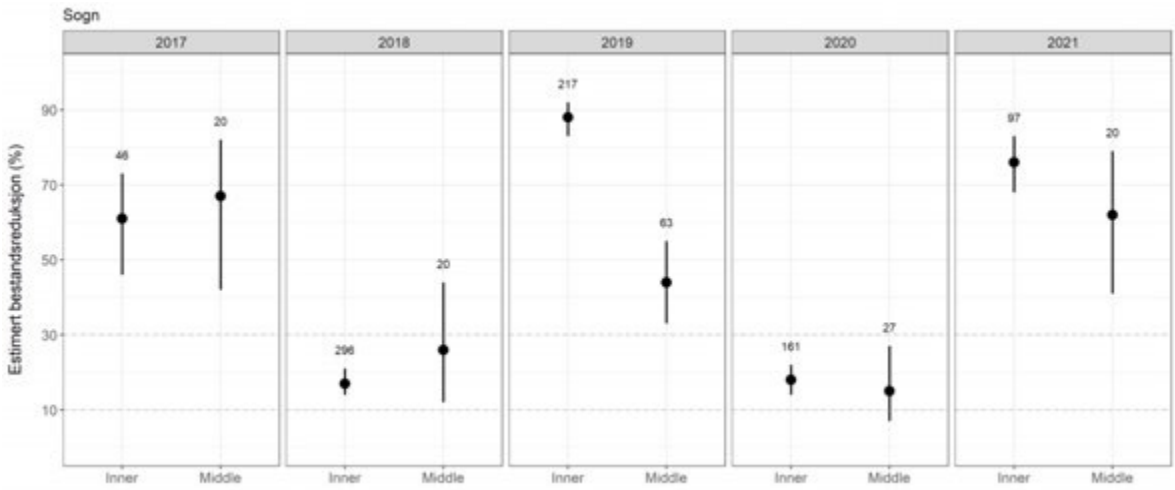

*Figur 1.54. Kumulativ fangst av laksesmolt i trål i Sognefjorden 2017-2021 som % av totalfangst.*

I Sognefjorden er det gjort genetiske analyser for å bestemme hvilken elv fisken fanget i trålen utvandret fra. Andelen av fisk som kan bestemmes til hjemelv har variert mellom og innen år (Figur 1.55). Grunnet lave antall fra mange elver er disse gruppert i to regioner, indre og midtre (jfr. Figur 1.51).



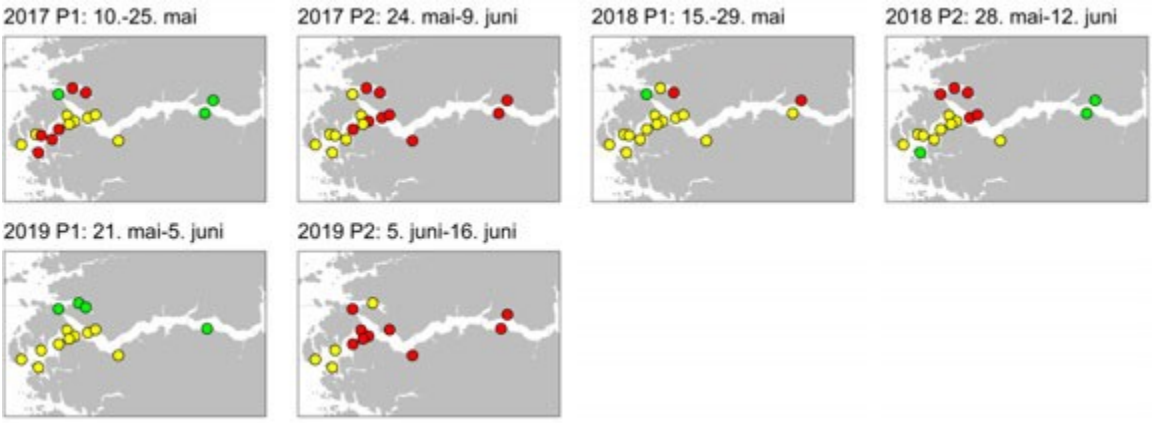

*Figur 1.55. Antall postsmolt av laks fanget i trål i Sognefjorden 2017-2021 inndelt i de ulike regionene elvene tilhører. Grått indikerer at fisken ikke genetisk kan bestemmes til elv.*

Estimert dødelighet viser liten forskjell i estimert dødelighet for fisk fra disse to regionene, hvor det estimeres høy dødelighet for postsmolt laks fra begge regionene i 2017, 2019 og 2021, moderat i 2018 og 2020 (Figur 1.56).




*Figur 1.56. Risiko for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks tilordnet hjemelv. Elver som kan tilordnes er vist i Figur 1.51. Antall er angitt i figuren.*

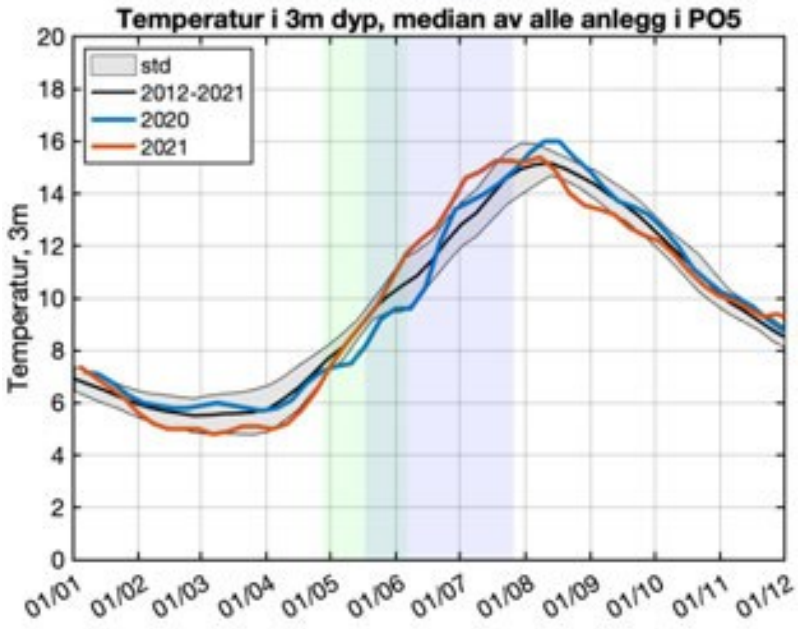
Data fra vaktburene i Sognefjorden indikerer relativt høye påslag av lakselus under smoltutvandringen både 2017-2019, med økende smittepress utover sesongen alle 3 årene (Figur 1.57). Det observeres lus i burene helt inn mot grensen til den nasjonale laksefjorden. Det ble ikke satt ut bur i 2020-2021.




*Figur 1.57. Snitt av antall lus/fisk normalisert til 14 dager for hver av vaktburene, fargene angir < 2 (grønne), 2-6 (gule), og > 6 lus/fisk (røde). Tidsperioden i figuren viser tiden burene stod ute.*

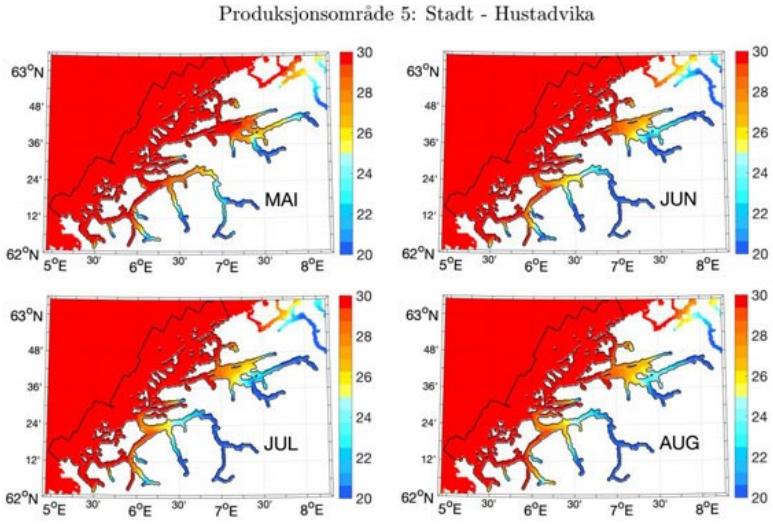
### 1.5.5 - PO 5 Stadt til Hustadvika

Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 9,5 °C (Figur 1.1), fra 8,5 til 10,3 °C. Dette er gunstige temperaturer for lakselus. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni-september ligger mellom 10 og 15 °C (Figur 1.58). Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjøørret.




*Figur 1.58. Median temperatur på 3 m dyp basert på rapporterte temperaturer på oppdrettsanlegg i produksjonsområdet. Svart linje viser snitt av årene 2012-2021 hvor standardavvik er markert med grått felt, samt temperaturen i 2020 (blå linje) og 2021 (rød linje). Grønt område viser antatt utvandringsperiode for laks, blått antatt beiteperiode i sjø for sjøørret som vandrer ut på tidspunktet for 50% utvandring av laksesmolt.*

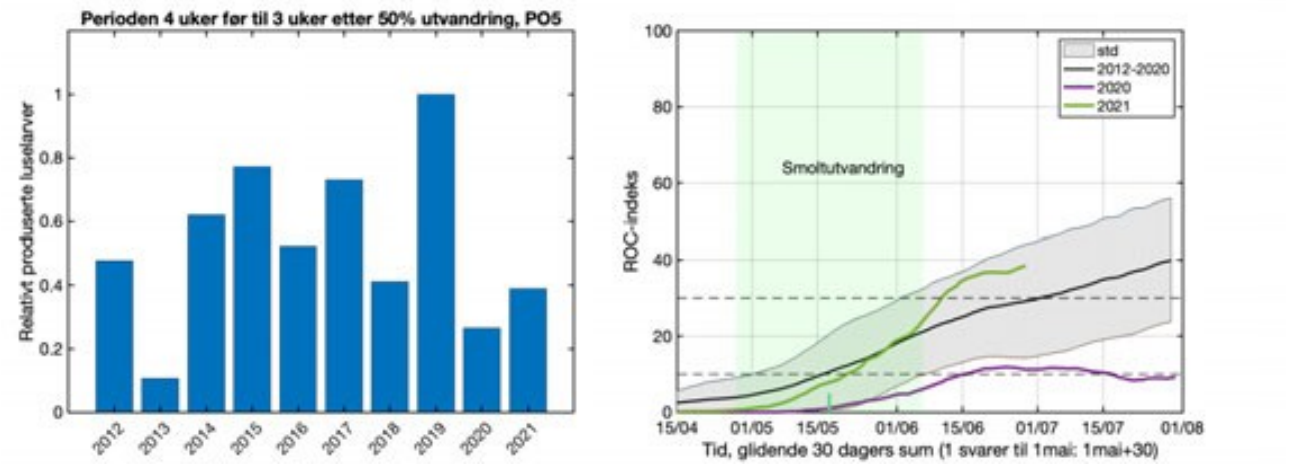
Saltholdigheten i PO5 indikerer at utbredelsen av brakkvannslaget (saltholdighet < 25) øker fra april til juni (Figur 1.59). Lavest saltholdighet ses innerst i de store fjordene, og de lave saltholdighetene indikerer at beitende sjøørret, og smolt som vandrer ut gjennom dette området ofte til en viss grad er beskyttet. Dette området er begrenset i omfang.




*Figur 1.59. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2021 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.*

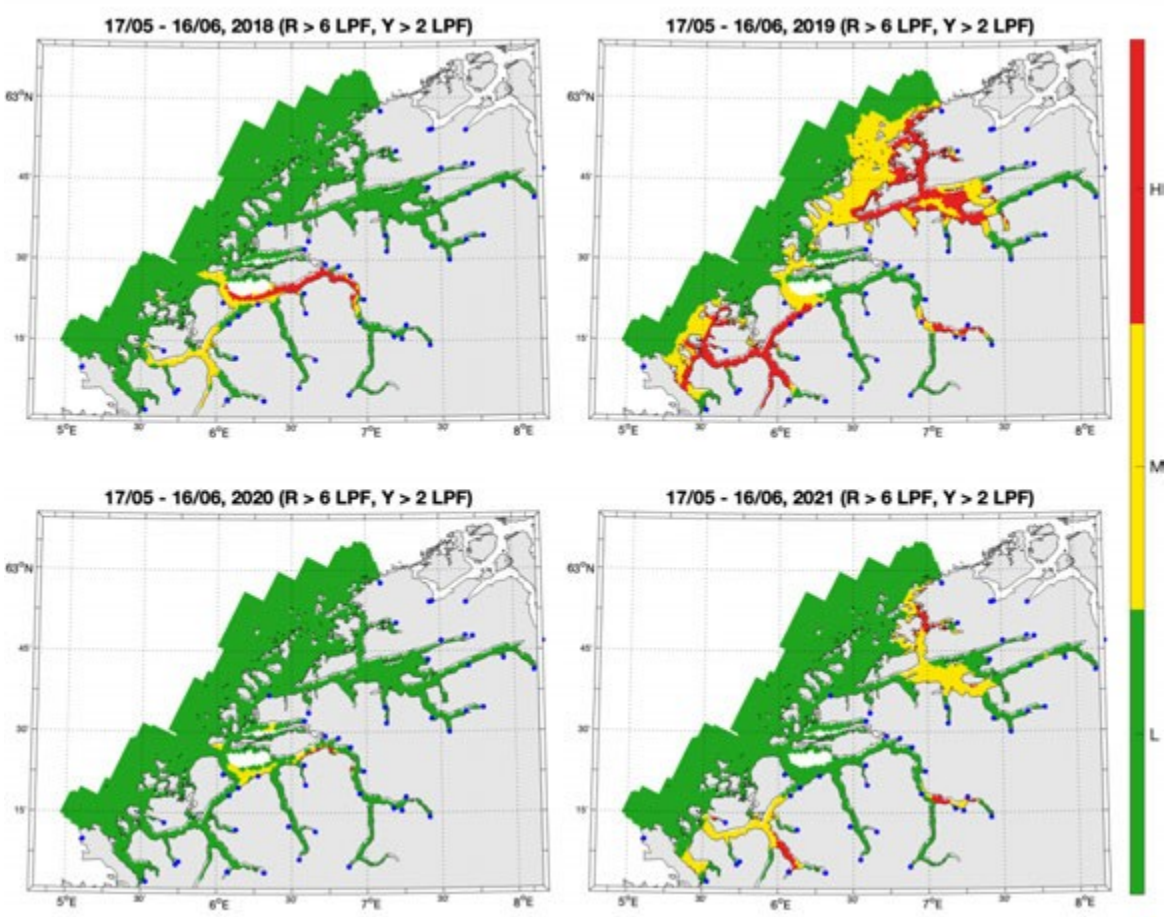
Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet indikerer økende utslipp 2012-2015, noe lavere

i 2018, høyere i 2019, og lavere i 2020-2021 (Figur 1.60). Andel av forhøyet areal i snitt for årene 2012-2020 viser at dette øker gjennom sesongen, ligger rundt 10% rundt median dato for utvandring av laks fra elvene i PO5 (Figur 1.60). Andel av påvirket areal er betydelig lavere enn snittet i 2020, men følger i 2021 omtrent snittet frem til juni.



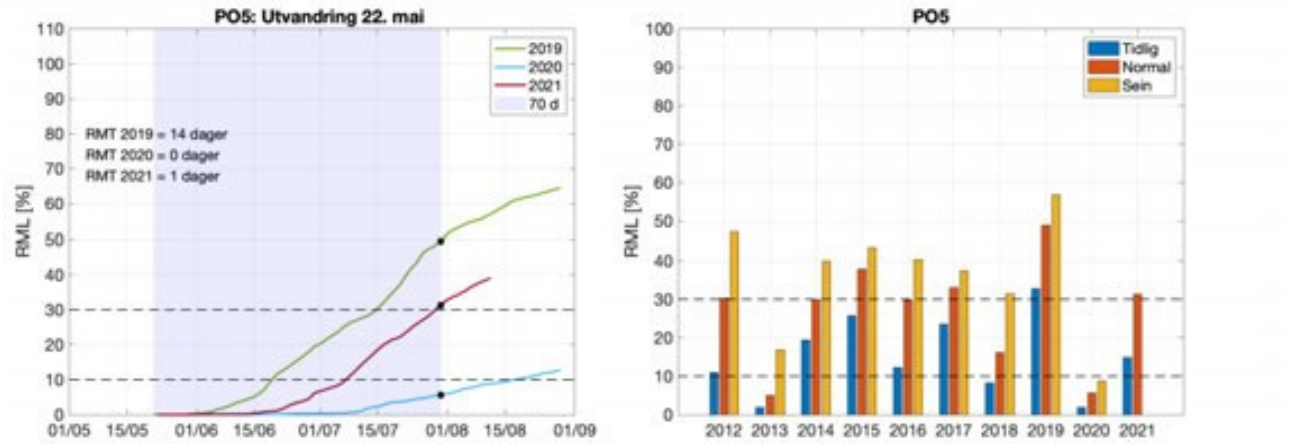

*Figur 1.60. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og ROC indekser fisk som står i fjorden fra dato på x-aksen og 30 dager frem i tid (høyre). Grafen skal leses sammen med ROC kartet (Figur 1.61) og verdiene i grafen viser andelen av arealet med forhøyet tetthet av smittsomme luselarver (jfr. Modellmetode 1: ROC). Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal utvandringsperioden for smolt brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.*

ROC kartene for årene 2018-2021 indikerer at det er en del lus i Storfjorden fra median dato for smoltutvandringen 2018-2019, relativt lite i 2020, men noe mer i 2021 (Figur 1.61). I Romsdalsfjorden indikerer ROC kartene relativt lite lus 2018 og 2020, relativt mye i 2019, og ett større område med moderat tetthet av lakselus i 2021.



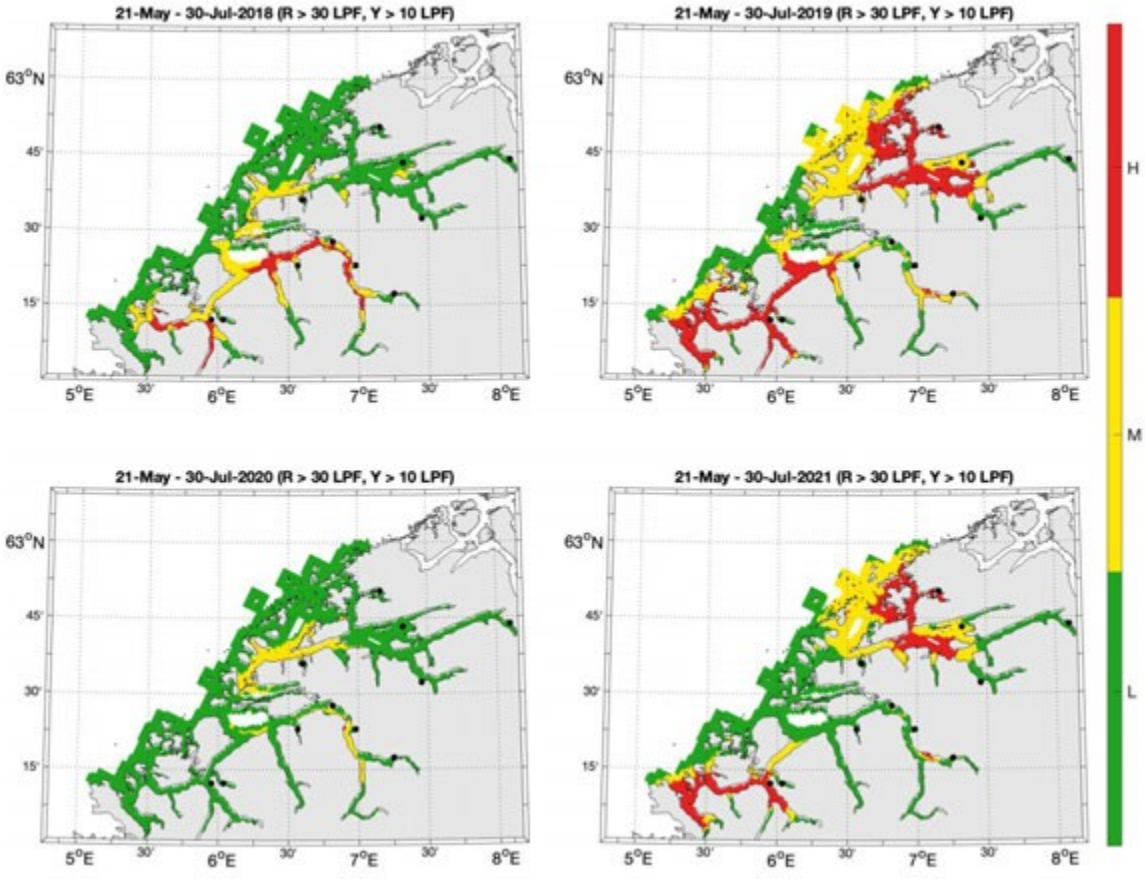

*Figur 1.61. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.*

For beitende sjøørret indikerer modellresultatene at det i de fleste årene fra 2014-2019 (unntak 2018) estimeres mer enn 30% redusert marint leveområde (RML) ved normal og sein utvandring, oftest moderat RML ved tidlig utvandring (Figur 1.47). RML er betydelig lavere i 2020 i forhold til i årene 2014-2019, men noe høyere igjen i 2021. Det estimeres fra 0 dager i 2020 til 14 dager i 2019 redusert marin beiteperiode (RMT) ved normal utvandring i 2019- 2021 (Figur 1.62). Merk at simuleringene i 2021 ikke går lenger enn til 12. august slik at estimater for sein utvandring i 2021 ikke kan beregnes.



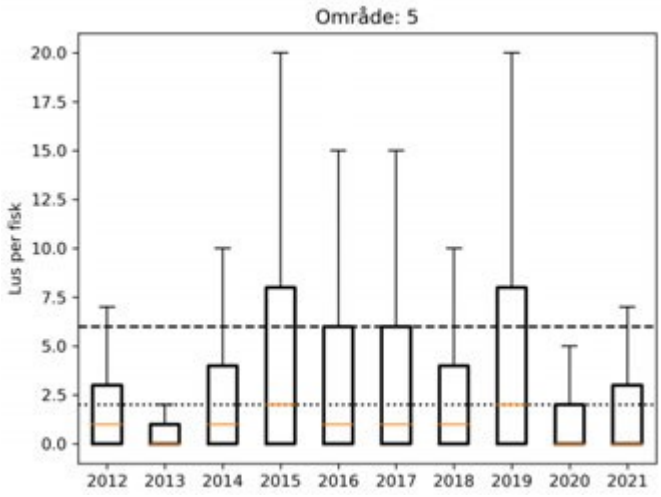

*Figur 1.62. Venstre figur viser kumulativt redusert marint leveområde (RML) for fisk som utvandrer ved median dato for utvandring for alle elevene i produksjonsområdet og redusert marin beiteperiode (RMT) 2019-2021. Grått område indikerer antatt naturlig beiteperiode (70 dager). Høyre figur viser RML etter 70 dager for årene 2012-2021 ved median dato for utvandring (Normal), og ved 20 dager tidligere (Tidlig) eller 20 dager senere utvandring (Sein).*

ROC kartene tilpasset en 70 dagers beiteperiode for sjøørret fra normal utvandring 2018-2021 viser at det er forhøyete tettheter av lakselus i de nordlige delene (Romsdalsfjorden og nord for denne) i oddetallsårene 2019 og 2021 (Figur 1.63), lave i 2018 og 2020. I Storfjorden i sørlige deler av produksjonsområdet estimeres forhøyete tettheter i deler av fjorden 2018-2019 og 2021. I alle årene er det relativt lave tettheter av lakselus i de indre delene av fjordene.



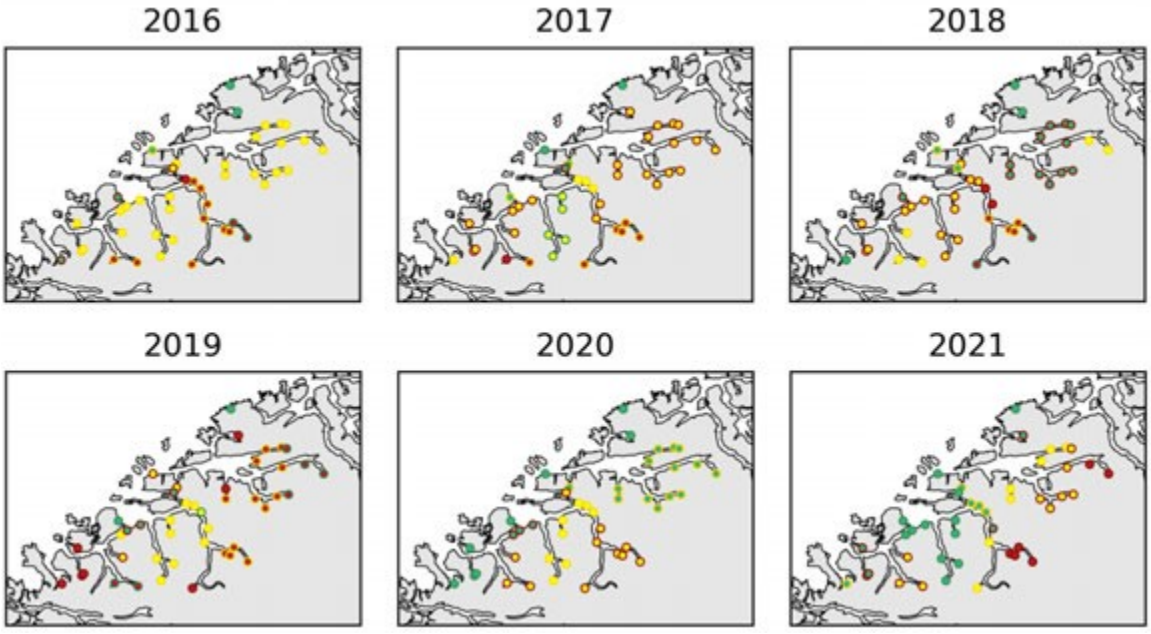

*Figur 1.63. Kart som viser hvor det er forventet at postsmolt av ørret som beiter i området fra dato for median for smoltutvandring i produksjonsområdet (periode gitt i kartene) vil bli infisert med mer enn 18 mobile lus (rød), mellom 6-18 mobile lus (gul) og mindre enn 6 mobile lus (grønn).*

Estimatene fra den virtuelle smoltmodellen viser høyere lusepåslag i perioden 2015-2019 i forhold til årene både før og etter (Figur 1.64).




*Figur 1.64. Fordeling av estimert lusepåslag på virtuell postsmolt i årene 2012 til 2021. Her er alle elvene i produksjonsområdet vektet like (ikke etter smoltproduksjon). Boks viser antall lus på 25-75% av fisken, streker 5-95%. Orange linjer viser median antall lus på fisken. De stiplede linjene viser antatte tålegrensene for 20% og 100% dødelighet (tabell 1.1; Mest sannsynlig toleranse).*

Estimatene fra den virtuelle smoltmodellen viser estimert dødelighet i alle kategorier. Påvirkningen varierer mellom elver og år (Figur 1.65). Den estimerte dødeligheten er høyest i de indre elvene. Mellomårlig variasjon kan ses i Storfjorden, hvor den estimerte dødeligheten er størst i oddetallsår. Den estimerte dødeligheten endrer kategori dersom man antar tidlig/sein utvandringstid eller lav/høy toleranse for lakselus (i henhold til tabell 1.1). Dette gjelder både for elver kategorisert med lav, moderat eller høy dødelighet.

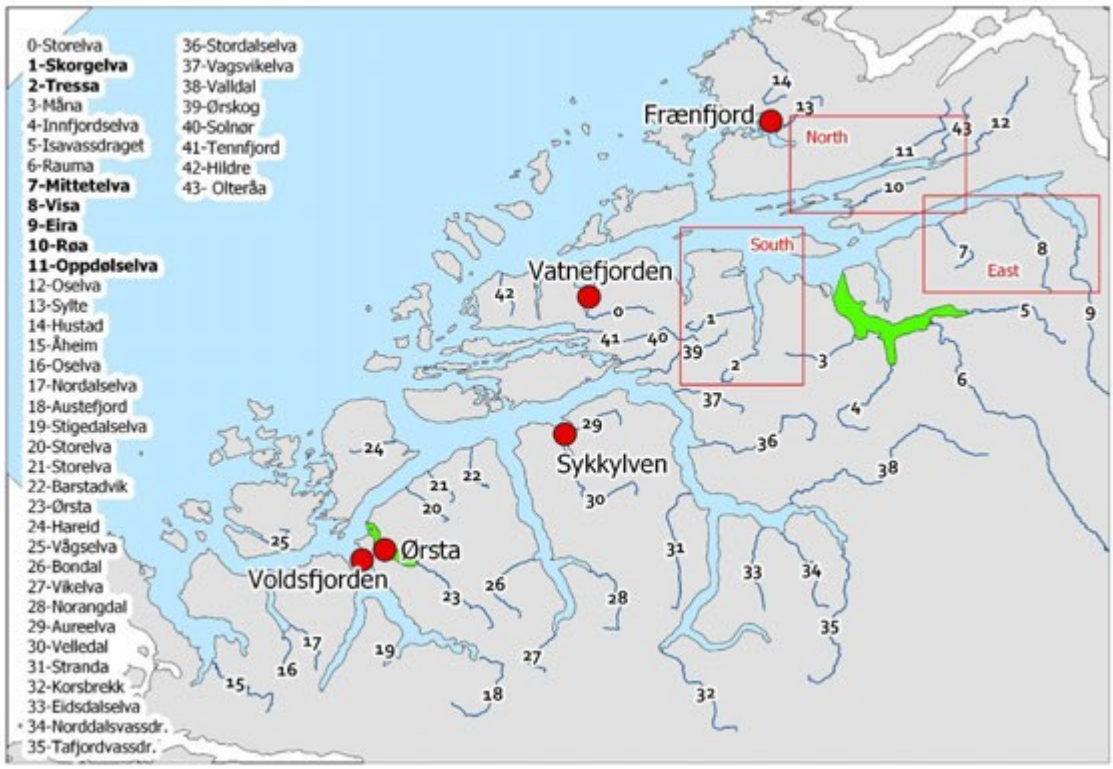



*Figur 1.65. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2016-2021 i produksjonsområdet ved antatt «normal» utvandringstid og «mest sannsynlig toleranse for lus» (grønn; < 10 %, gul; 10-30% og rød; > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring, eller høyere eller lavere toleranse for lakselus endrer kategoriseringen av dødelighet. Grønn kantfarge viser ingen endring, gul viser endret kategori i et tilfelle og rød kantfarge viser endret kategori i to, eller flere, tilfeller.*

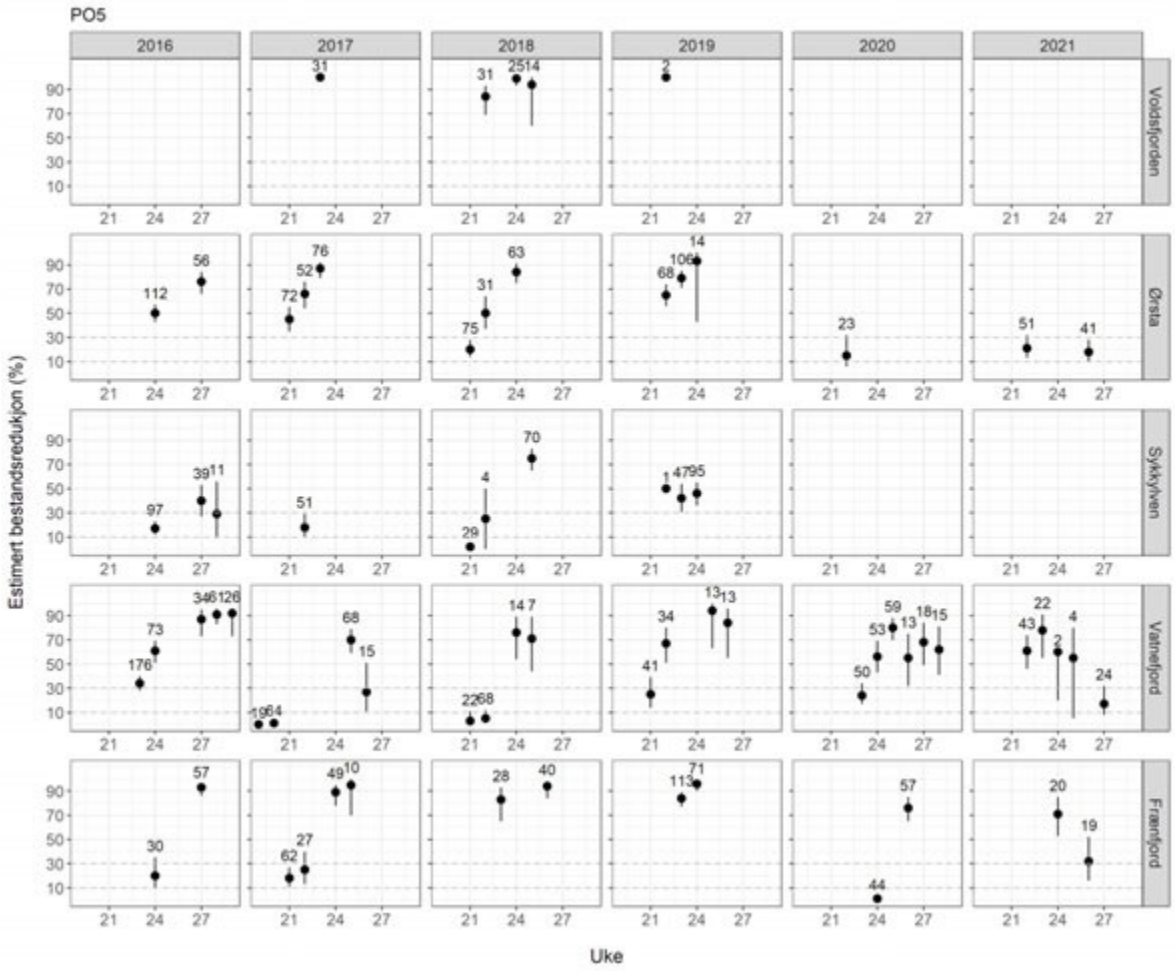
I produksjonsområde 5 har en undersøkt stasjoner i Storfjorden (Sykkylven, Ørsta- og Voldsfjorden) og i Romsdalsfjorden (Vatne- og Frænfjorden) en eller flere ganger 2016-2021 (Figur 1.66). I Storfjorden, ved Sykkylven

estimeres det moderat til høy dødelighet de årene stasjonen er undersøkt (2016-2019), mens både i Ørsta- og Voldsfjorden estimeres høy dødelighet 2016-2019 (Figur 1.67). I 2020 og 2021 er bare Ørstafjorden undersøkt, her estimeres moderat dødelighet på den rusefangete sjøørreten.

I Romsdalsfjorden er Vatne- og Frænfjorden undersøkt med ruse alle årene 2016-2021. Dødelighetsestimatene har variert, men det estimeres ofte moderat eller høy dødelighet alle ukene stasjonen er undersøkt hvert år (Figur 1.67).

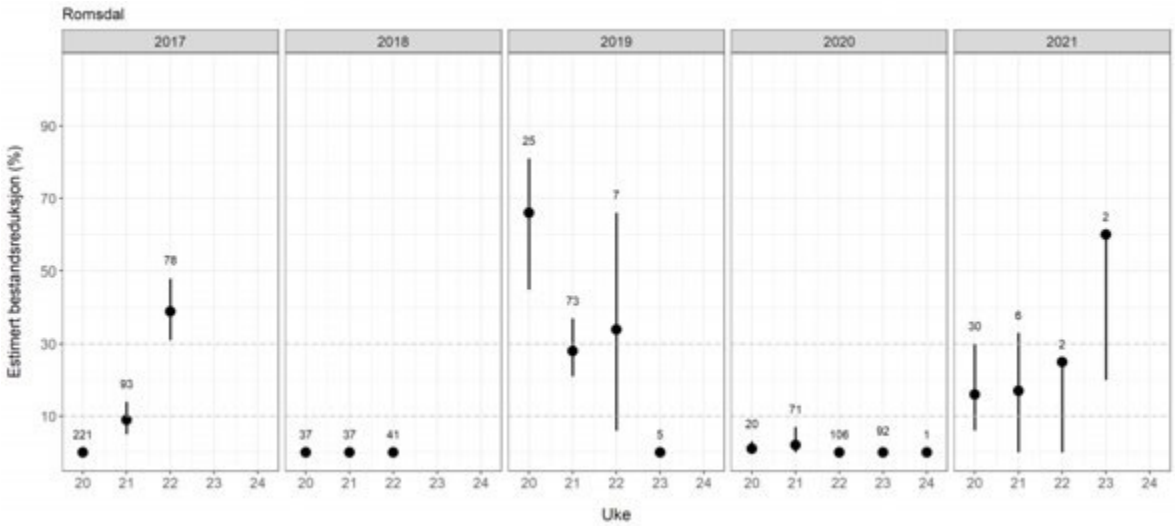



*Figur 1.66. Stasjonene undersøkt minst tre av årene i perioden 2016-2021 i NALO programmet. Lakseelvene i området er vist som tall i kartet, uthevete elver er brukt til genetisk sporing av hjemelv for trålfanget laks fra området. De røde rektanglene omslutter elvene som renner ut i sørlige, østlige eller nordlige deler av Romsdalsfjorden. Grønt areal indikerer nasjonale laksefjorder.*



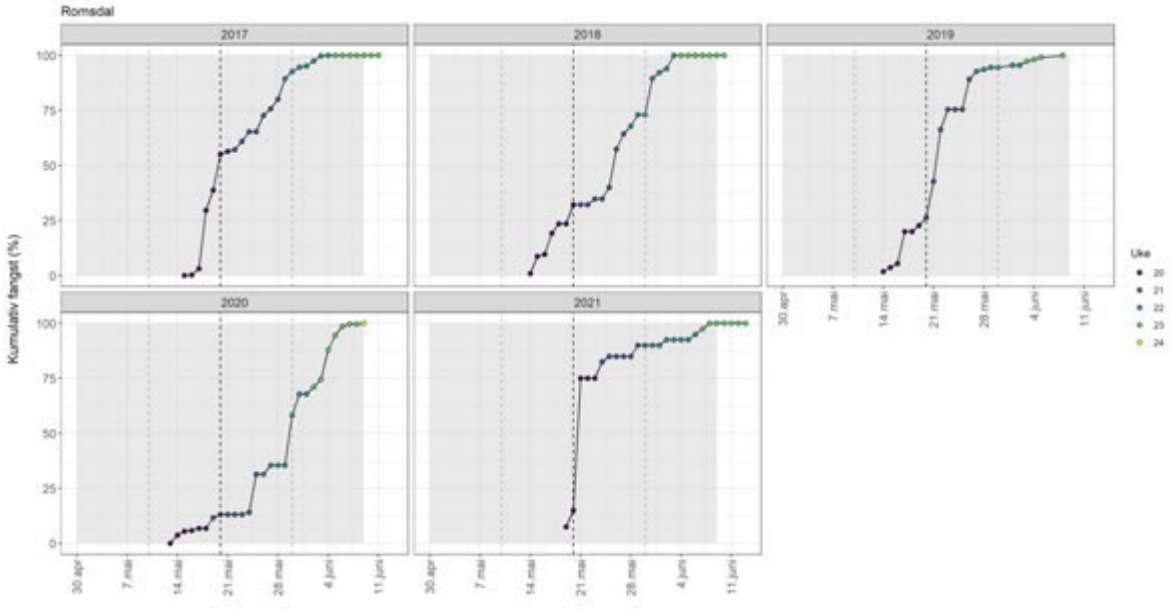

*Figur 1.67. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget. Antall hver uke er angitt i figuren.*

Det er trålt etter utvandrende postsmolt laks i Romsdalsfjordsystemet i 2017-2021. Fangstene har variert (Figur 1.68). I 2017, 2019 og 2021 ble det observert uker med moderat og høy estimert dødelighet, liten alle ukene i 2018 og 2020 (Figur 1.68). Merk lave fangster spesielt i 2021.



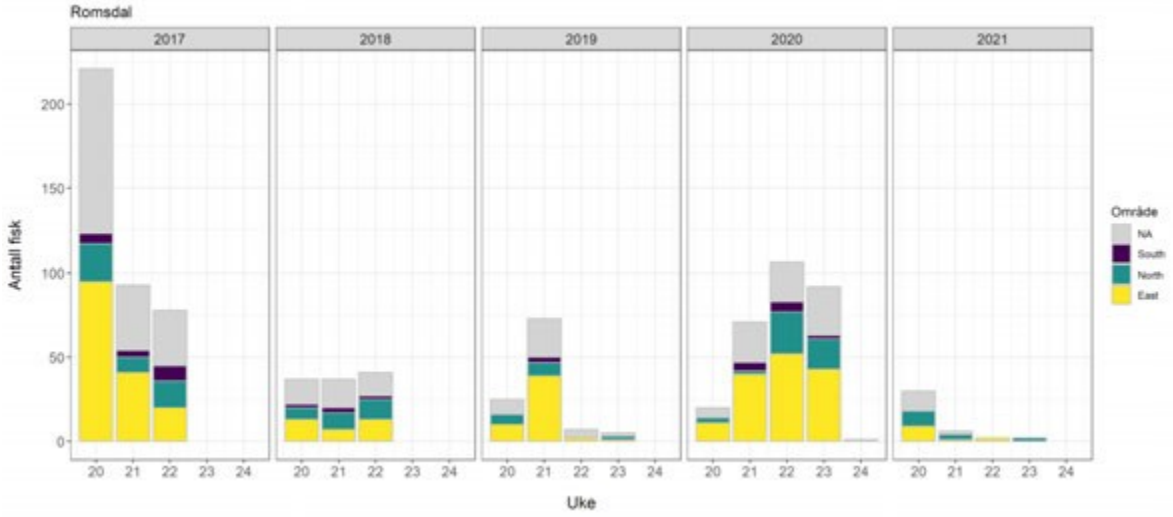

*Figur 1.68. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks. Antall hver uke er angitt i figuren.*

Fangsten av fisk i Romsdalsfjorden ukene det er trålt kan indikere at en andel av fisken har utvandret før trålingen startet i 2017 og 2021 (Figur 1.69), vurdert som gode fangster fra trålingen startet, og at trålingen i alle årene ser ut til å fange opp også sent utvandrende fisk.



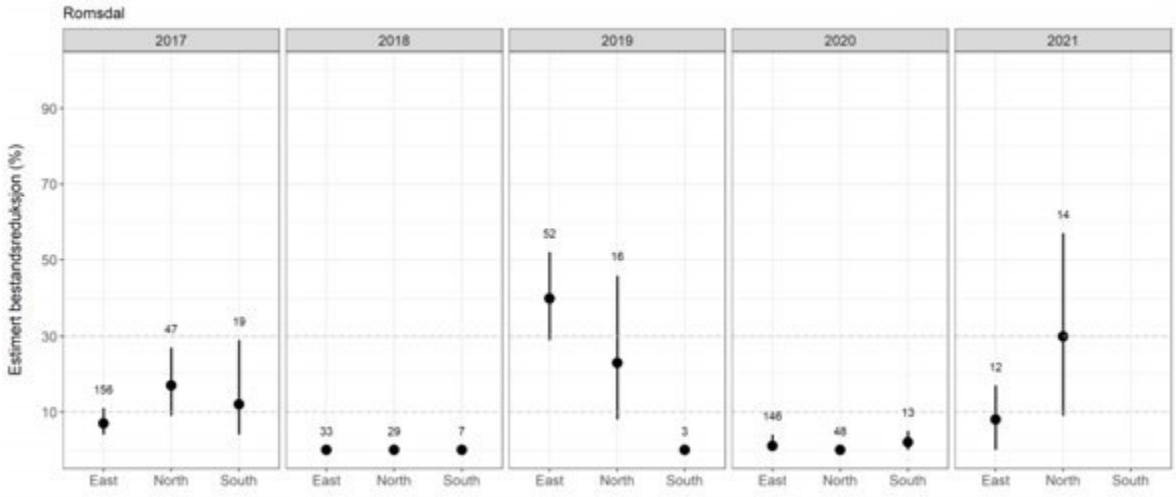

*Figur 1.69. Kumulativ fangst av laksesmolt i trål i Romsdalsfjorden 2017-2021 som % av totalfangst.*

I Romsdalsfjorden er det gjort genetiske analyser for å bestemme hvilken elv fisken fanget i trålen utvandret fra. Elver som kan tilordnes er vist i Figur 1.66. Andelen av fisk som kan bestemmes til hjemelv har variert mellom og innen år (Figur 1.70). Fisk fra de østlige elvene dominerer fangstene alle årene, men merk at flere av de sørlige elevene inkludert Rauma ikke kan bestemmes.



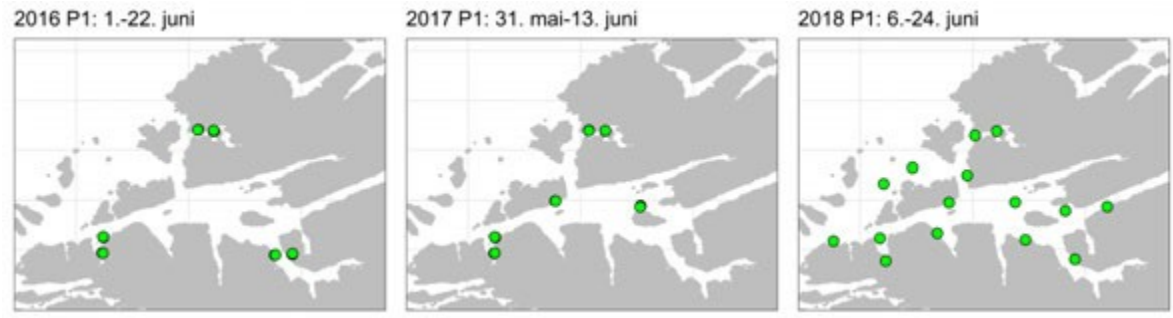

*Figur 1.70. Antall postsmolt av laks fanget i trål i Romsdalsfjorden 2017-2021 inndelt i de ulike regionene elvene tilhører (jfr. Figur 1.66). Grått indikerer at fisken ikke genetisk kan bestemmes til elv.*

Det er gjort genetisk tilhørighetsanalyse på fisken fanget i trål alle årene. Det estimeres moderat eller høy dødelighet på trålfanget fisk 2017, 2019 og 2021 fra en eller flere regioner, men lav i både 2018 og 2020 for alle regionene (Figur 1.71).




*Figur 1.71. Risiko for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks tilordnet hjemelv. Elver som kan tilordnes er vist i Figur 1.66. Antall er angitt i figuren.*

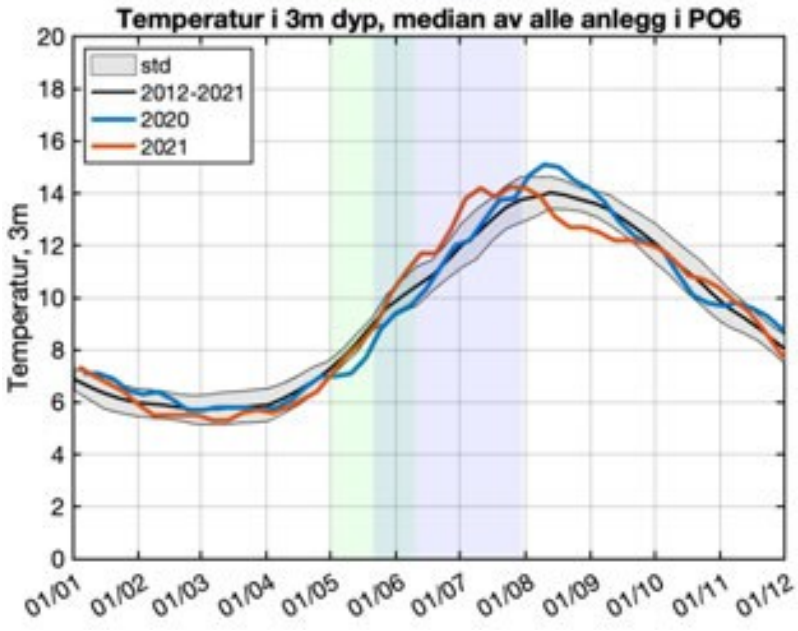
Det er benyttet vaktbur i Romsdalsfjorden 2016-2018 (Figur 1.72). Påslagene av lus på fisken i vaktburene indikerer lavt smittepress alle disse årene. Det er ikke gjort burundersøkelser i 2019 - 2021.




*Figur 1.72. Snitt av antall lus/fisk normalisert til 14 dager for hver av vaktburene, fargene angir < 2 (grønne), 2-6 (gule), og > 6 lus/fisk (røde). Tidsperioden i figuren viser tiden burene stod ute.*

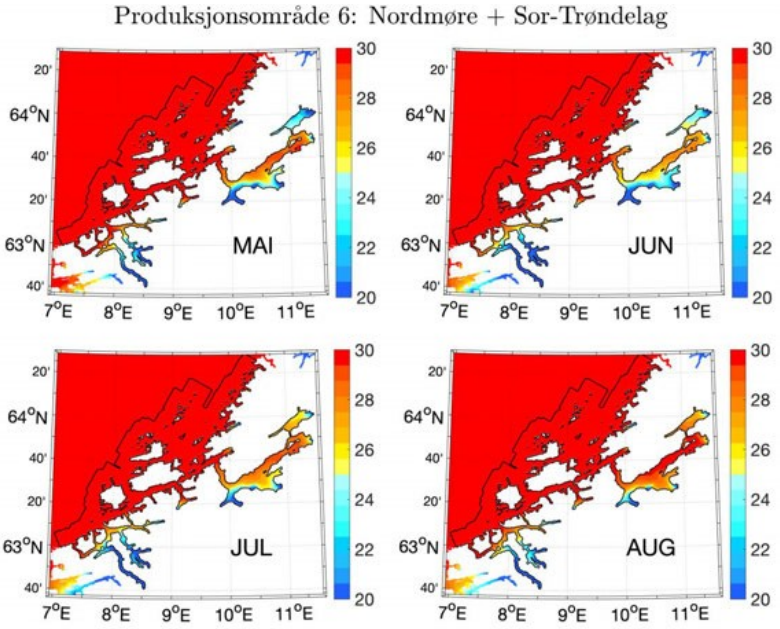
### 1.5.6 - PO 6 Nordmøre og Sør- Trøndelag

Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 8,5 °C (Figur 1.1), fra 8,1 til 8,9 °C. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni- september ligger mellom 10 og 15 °C (Figur 1.73). Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjøørret.



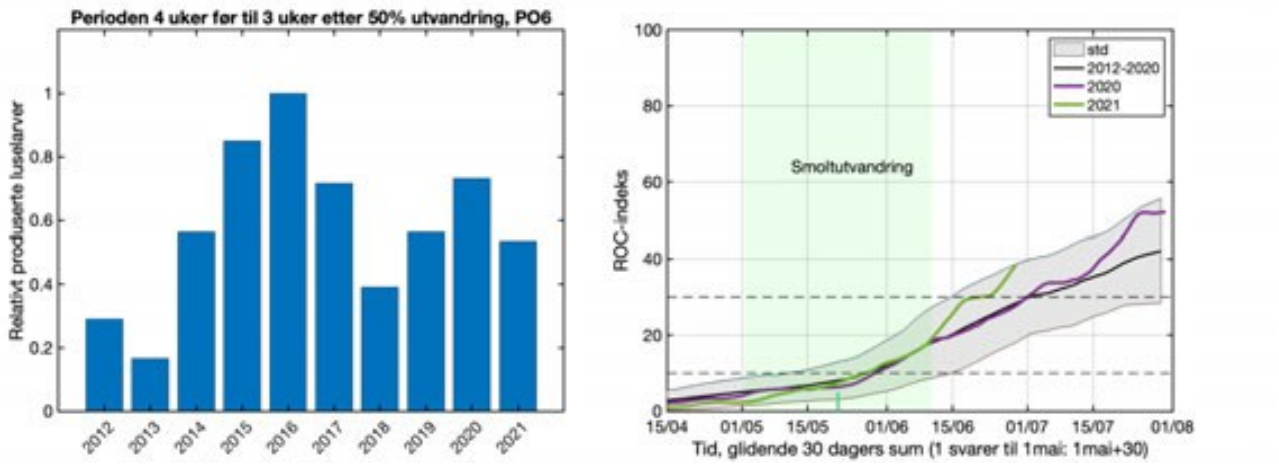

*Figur 1.73. Median temperatur på 3 m dyp basert på rapporterte temperaturer på oppdrettsanlegg i produksjonsområdet. Svart linje viser snitt av årene 2012-2021 hvor standardavvik er markert med grått felt, samt temperaturen i 2020 (blå linje) og 2021 (rød linje). Grønt område viser antatt utvandringsperiode for laks, blått antatt beiteperiode i sjø for sjøørret som vandrer ut på tidspunktet for 50% utvandring av laksesmolt.*

Saltholdigheten i PO5 indikerer at styrken på brakkvannslaget (areal innenfor grunnlinjen med saltholdighet < 25) har relativt liten utbredelse i april, men at dette øker i mai-juli, før det oftest minker igjen (Figur 1.74). Det er relativt liten årviss variasjon i dette mønsteret. Lavest saltholdighet ses innerst i fjordene, og de lave verdiene indikerer at beitende sjøørret, og smolt som vandrer ut gjennom dette området ofte til en viss grad er beskyttet. Andelen av utvandringsruten til laks som er beskyttet er begrenset, og lav saltholdighet har derfor trolig liten beskyttende effekt. Flere av fjordene er nasjonale laksefjorder, og er til en viss grad beskyttet mot lakselus.



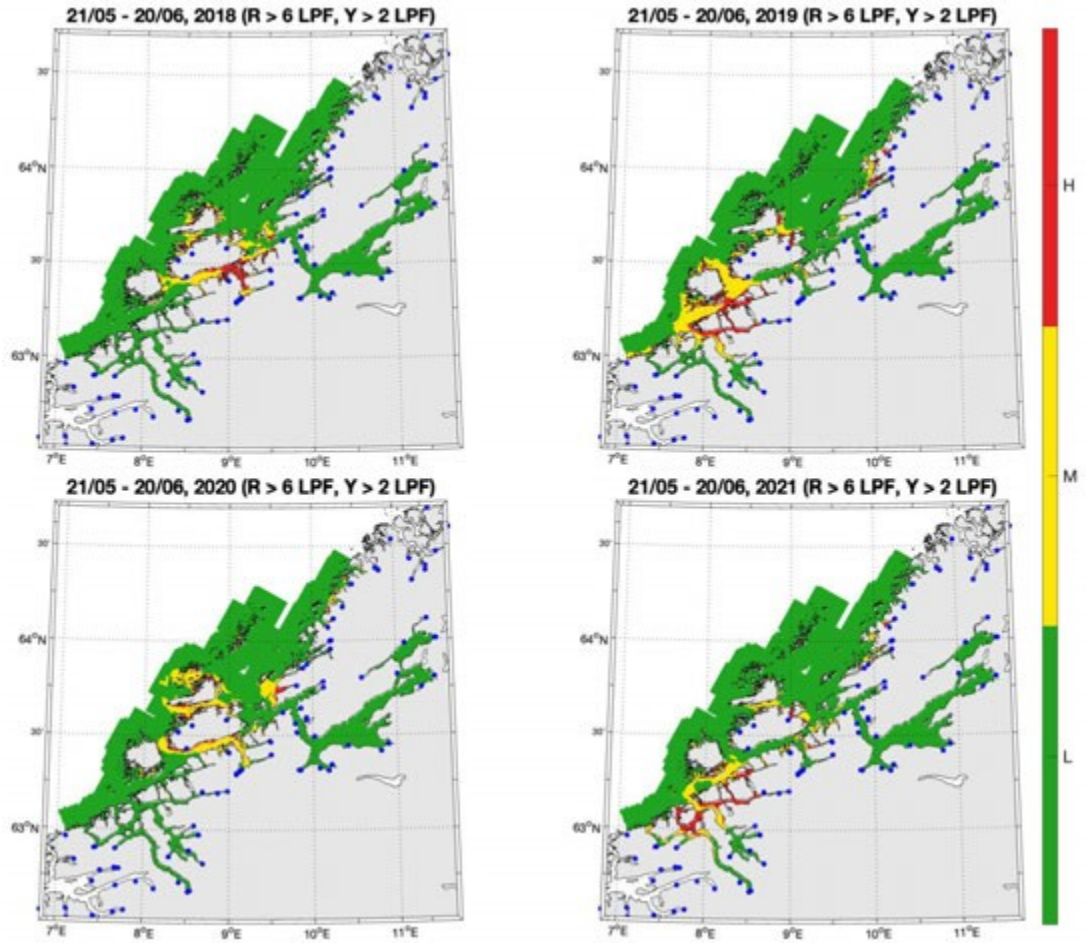

*Figur 1.74. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2021 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.*

Utslippene av lakselus i PO6 økte til 2016, falt til 2018 men har vist en økning de tre siste årene (Figur 1.75). Som snitt av årene 2012-2020, økte utslippene utover sesongen, større økning ses fra midten av mai. Andel av arealet med forhøyet smittepress under smoltutvandringen ligger i snitt under 10% (Figur 1.75). Mens utslippene i 2020 følger snittet til midten av juni, er utslippene i 2021 lavere frem til midten av mai, men deretter høyere enn snittet fra første halvdel av juni.



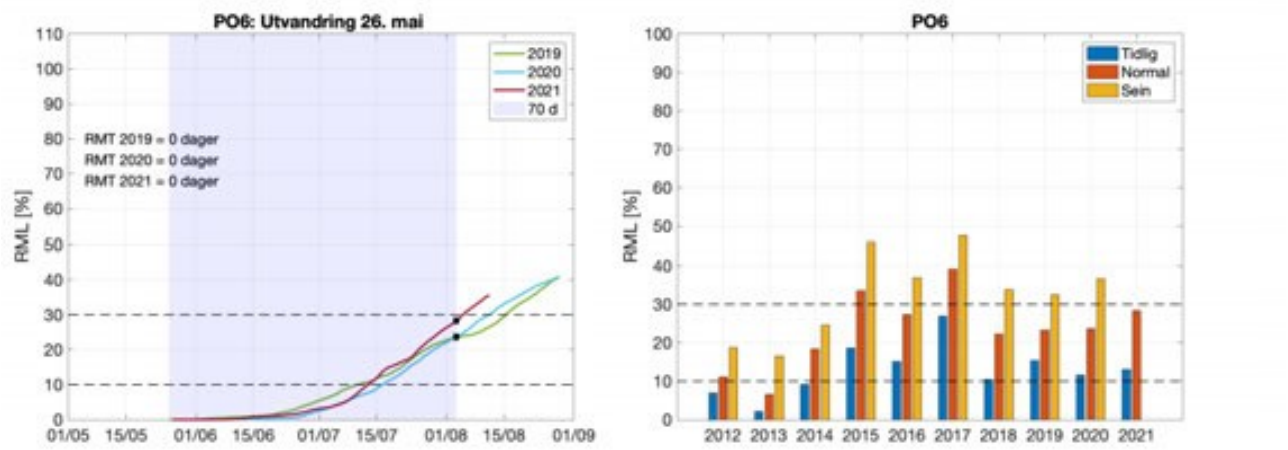

*Figur 1.75. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og ROC indekser fisk som står i fjorden fra dato på x-aksen og 30 dager frem i tid (høyre). Grafen skal leses sammen med ROC kartet (Figur 1.76) og verdiene i grafen viser andelen av arealet med forhøyet tetthet av smittsomme luselarver (jfr. Modellmetode 1: ROC). Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal utvandringsperioden for smolt brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.*

ROC modellen indikerer at det er relativt mye lus under smoltutvandringen i enkelte områder på Nordmøre (Smøla-Hitra), og lavere i Trondheimsfjorden og i utvandringsruten for fisk herfra (Figur 1.76).



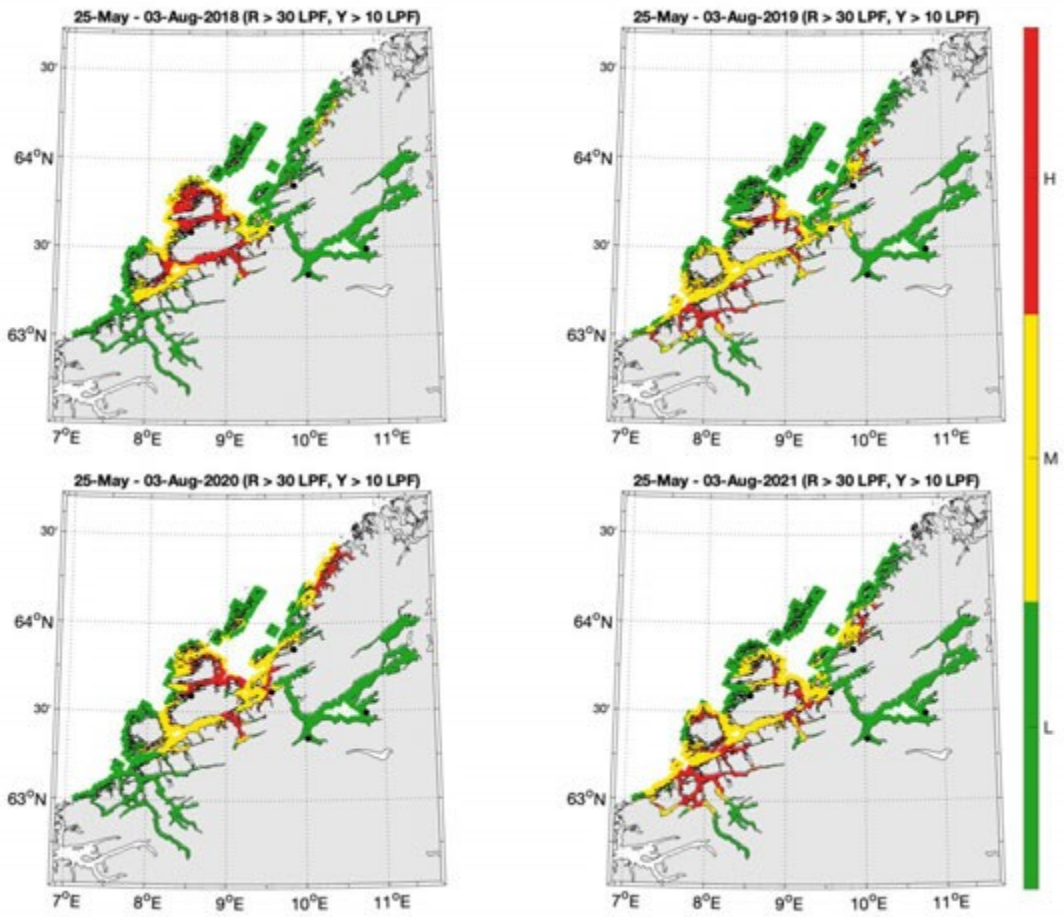

*Figur 1.76. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.*

For beitende sjøørret indikerer modellresultatene høyest RML årene 2015-2017 (Figur 1.77), lavere 2018-2021, med moderat RML ved normal utvandring, høy ved sein utvandring (Figur 1.77). Merk at simuleringene i 2021 ikke går lenger enn til 12. august slik at estimater for sein utvandring i 2021 ikke kan beregnes. Det estimeres ikke redusert marin beiteperiode (RMT) ved normal utvandring i 2019-2021 (Figur 1.77).



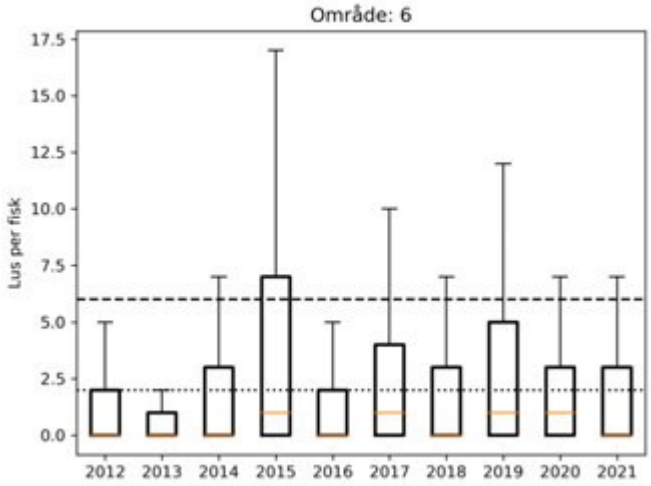

*Figur 1.77. Venstre figur viser kumulativt redusert marint leveområde (RML) for fisk som utvandrer ved median dato for utvandring for alle elevene i produksjonsområdet og redusert marin beiteperiode (RMT) 2019-2021. Grått område indikerer antatt naturlig beiteperiode (70 dager). Høyre figur viser RML etter 70 dager for årene 2012-2021 ved median dato for utvandring (Normal), og ved 20 dager tidligere (Tidlig) eller 20 dager senere utvandring (Sein).*

ROC kartene tilpasset en 70 dagers beiteperiode for sjøørret fra normal utvandring 2018-2021 viser at i de sørlige områdene av produksjonsområdet estimeres det lite lus 2018 og 2020 (Figur 1.78), men moderat eller høyt 2019-2021. Området rundet øyene Smøla, Hitra og Frøya har ofte moderat eller høyt smittepress, mens det også er enkelte områder i utløpet av Trondheimsfjorden og nordover som har moderat eller høyt smittepress. Inne i fjordene på Nordmøre og i Trondheimsfjorden estimeres relativt lave tettheter av lakselus alle årene (Figur 1.78).




*Figur 1.78. Kart som viser hvor det er forventet at postsmolt av ørret som beiter i området fra dato for median for smoltutvandring i produksjonsområdet (periode gitt i kartene) vil bli infisert med mer enn 18 mobile lus (rød), mellom 6-18 mobile lus (gul) og mindre enn 6 mobile lus (grønn).*

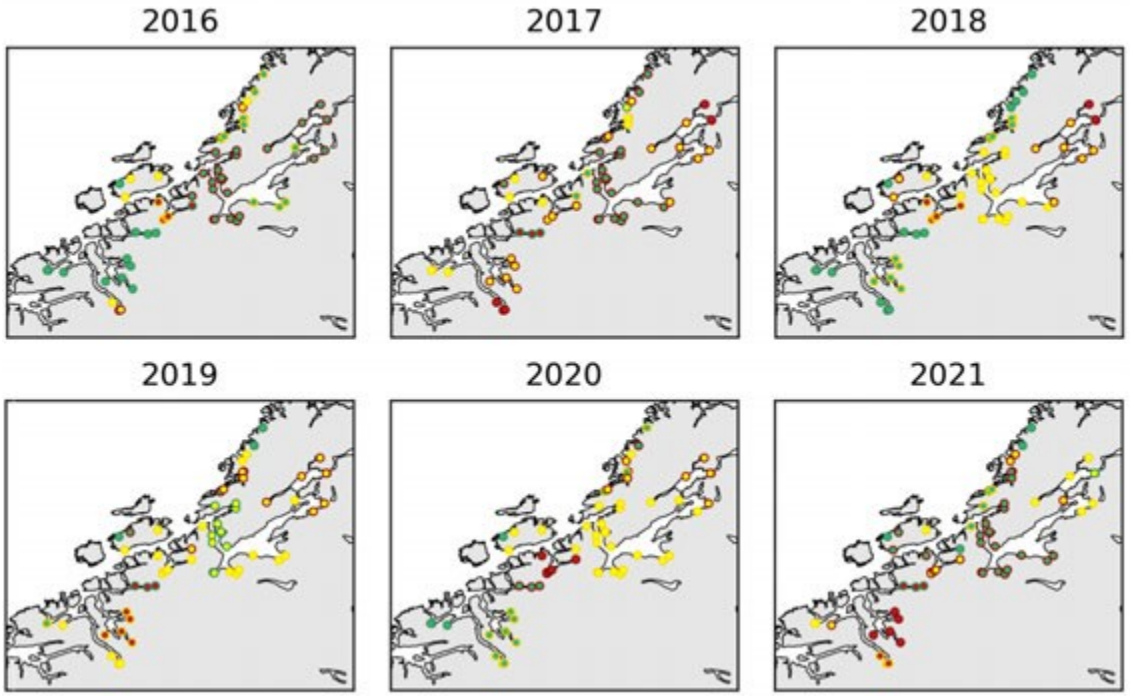
Estimatene fra den virtuelle smoltmodellen viser et svingende lusepåslag (Figur 1.79). Fra 2015-2019 synes svingningen å vise høyere estimert påslag oddetallsår, men de senere to år, synes dette mønsteret å være brutt.




*Figur 1.79. Fordeling av estimert lusepåslag på virtuell postsmolt i årene 2012 til 2021. Her er alle elvene i produksjonsområdet vektet like (ikke etter smoltproduksjon). Boks viser antall lus på 25-75% av fisken, streker 5-95%. Orange linjer viser median antall lus på fisken. De stiplede linjene viser antatte tålegrensene for 20% og 100% dødelighet (tabell 1.1; Mest sannsynlig toleranse).*

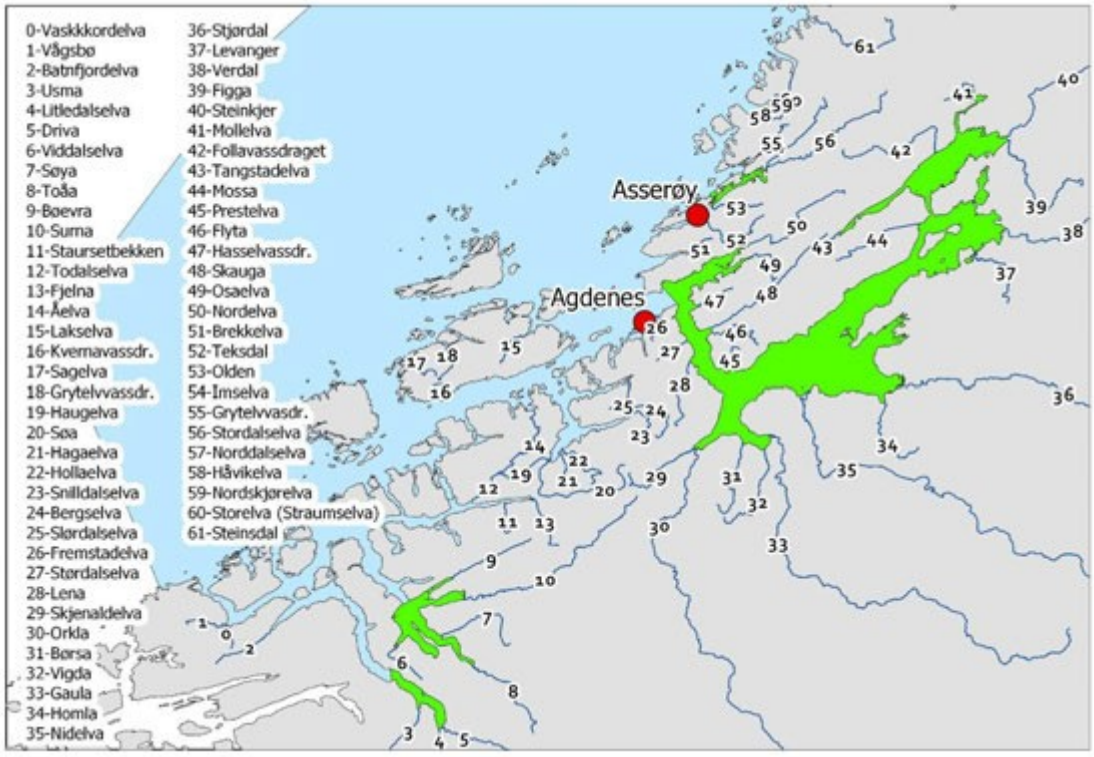
Den virtuelle smoltmodellen estimerer ofte høyere dødelighet på utvandrende postsmolt av laks for elvene fra Nordmøre

enn i Trondheimsfjorden, med moderat til høy påvirkning i oddetallsår (Figur 1.80). For elvene i Trondheimsfjorden estimeres det oftest liten eller moderat dødelighet på postsmolt av laks de fleste årene fra 2016, det estimeres høyest dødelighet for elvene lengst inn i fjorden. Den estimerte dødeligheten endrer kategori dersom man antar tidlig/sein utvandringstid eller lav/høy toleranse for lakselus (i henhold til tabell 1.1). Dette gjelder både for elver kategorisert med lav, moderat eller høy dødelighet.

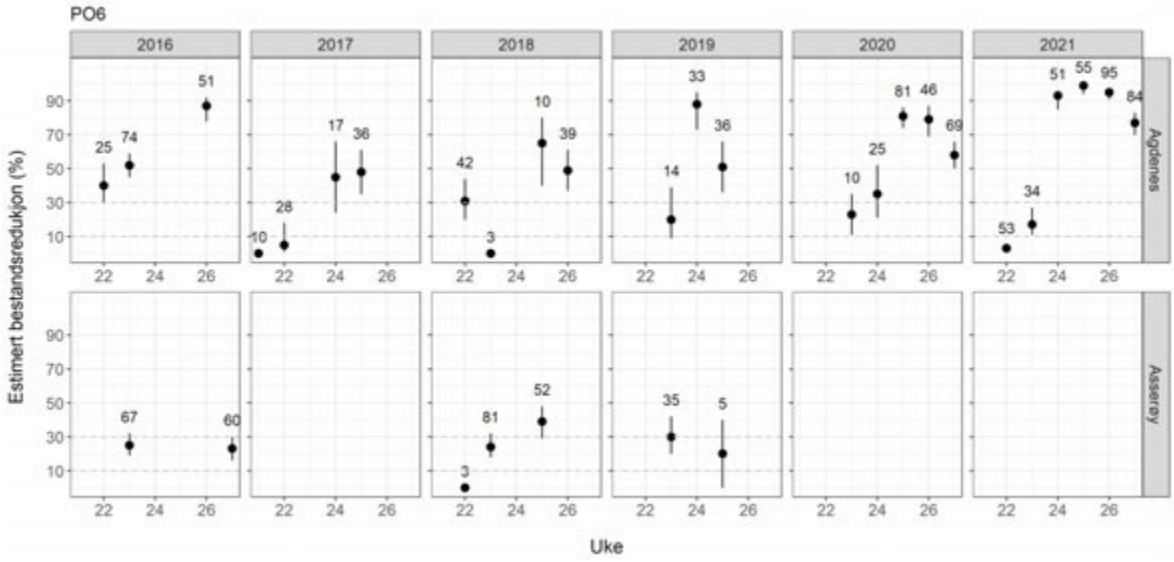



*Figur 1.80. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2016-2021 i produksjonsområdet ved antatt «normal» utvandringstid og «mest sannsynlig toleranse for lus» (grønn; < 10 %, gul; 10-30% og rød; > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring, eller høyere eller lavere toleranse for lakselus endrer kategoriseringen av dødelighet. Grønn kantfarge viser ingen endring, gul viser endret kategori i et tilfelle og rød kantfarge viser endret kategori i to, eller flere, tilfeller.*

I PO6 er det undersøkt stasjoner med ruse og garnfangst av sjøørret i Trondheimsfjorden og utenfor (Figur 1.81). Ved utløpet av Trondheimsfjorden er Agdenes undersøkt alle årene 2016- 2021. Alle årene har estimert dødelighet økt utover sesongen (Figur 1.82), og det estimeres da høy dødelighet alle årene. I de første undersøkte ukene (ukene 21-23) estimeres det oftest moderat dødelighet, men det estimeres også høy (2016, 2018) og lav (2017, 2021) dødelighet. Nord for Trondheimsfjorden er også Asserøy undersøkt 2016, 2018-2019. Her varierte estimatene, men utover sesongen estimeres det moderat og høy dødelighet (Figur 1.82).

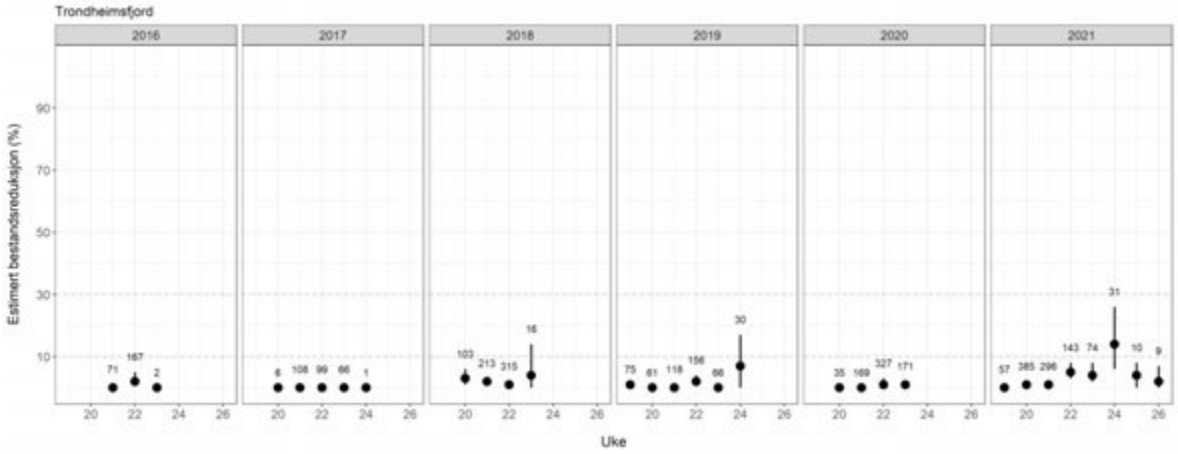



*Figur 1.81. Stasjonene undersøkt minst tre av årene i perioden 2016-2021 i NALO programmet. Lakseelvene i området er vist som tall i kartet. Grønt areal indikerer nasjonale laksefjorder.*



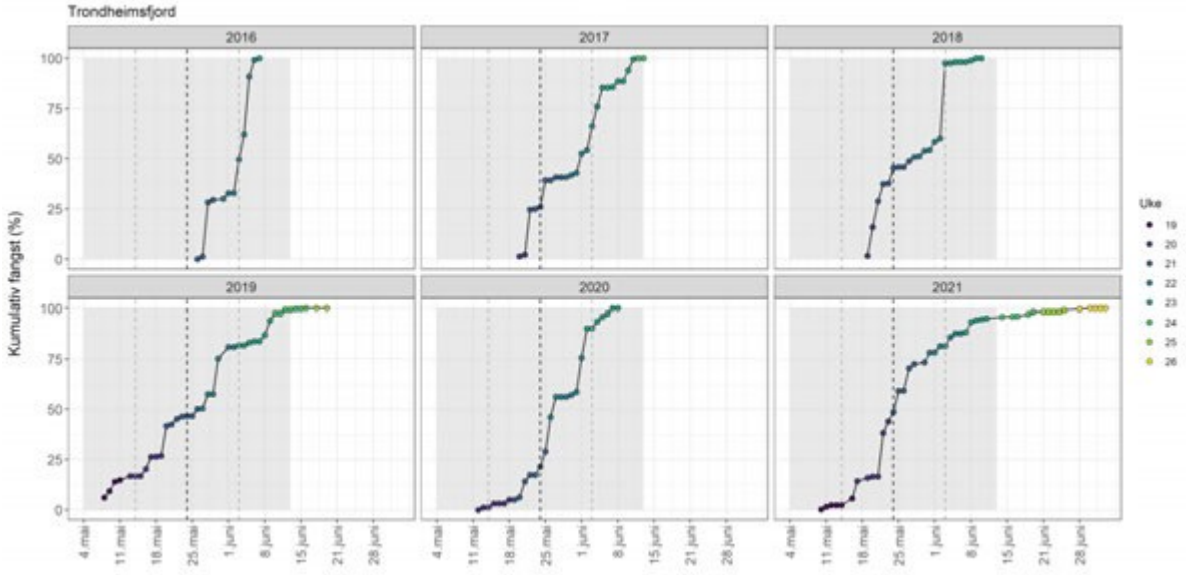

*Figur 1.82. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget. Antall hver uke er angitt i figuren.*

Tråldata fra Trondheimsfjorden viser at det oftest er lite lus på den trålfangete fisken alle årene undersøkt 2012-2021 (Figur 1.83). Det skal bemerkes at fisket foregår relativt nært land, og om fisken smittes av lus fra Storfosna og utover vil dette ikke fanges opp. I 2021 lykkes en i å fange fisk lengre ute i Frohavet, og selv om 2021 var ett år hvor smoltmodellen indikerte liten dødelighet på fisken fra Trondheimsfjorden (jfr. Figur 1.80), ble det observert noe mer lus enn tidligere år.




*Figur 1.83. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks fra Trondheimsfjorden. Antall hver uke er angitt i figuren.*

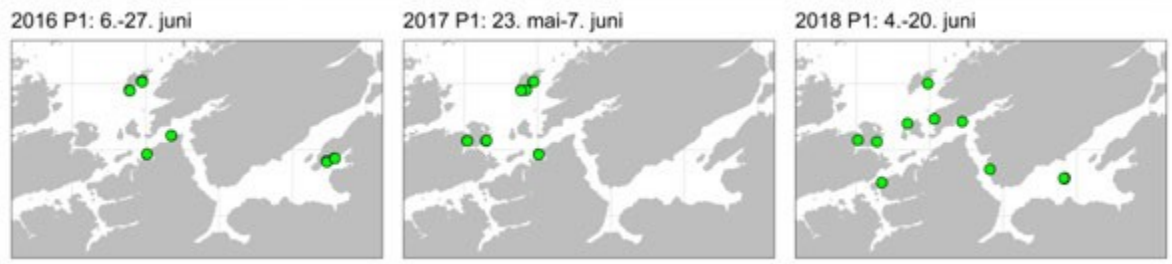
Fangsten av fisk i Trondheimsfjorden ukene det er trålt kan indikere at en andel av fisken har utvandret før trålingen startet i 2016-2018 (Figur 1.84), vurdert som gode fangster fra trålingen startet, og at trålingen i 2016 også er avsluttet for tidlig til å fange opp sent utvandrende fisk.




*Figur 1.84. Kumulativ fangst av laksesmolt i trål i Trondheimsfjorden 2016-2021 som % av totalfangst.*

Estimatene på den trålfangede fisken på Nordmøre i 2019 indikerte liten dødelighet, men høyere estimater enn i Trondheimsfjorden (data ikke vist).

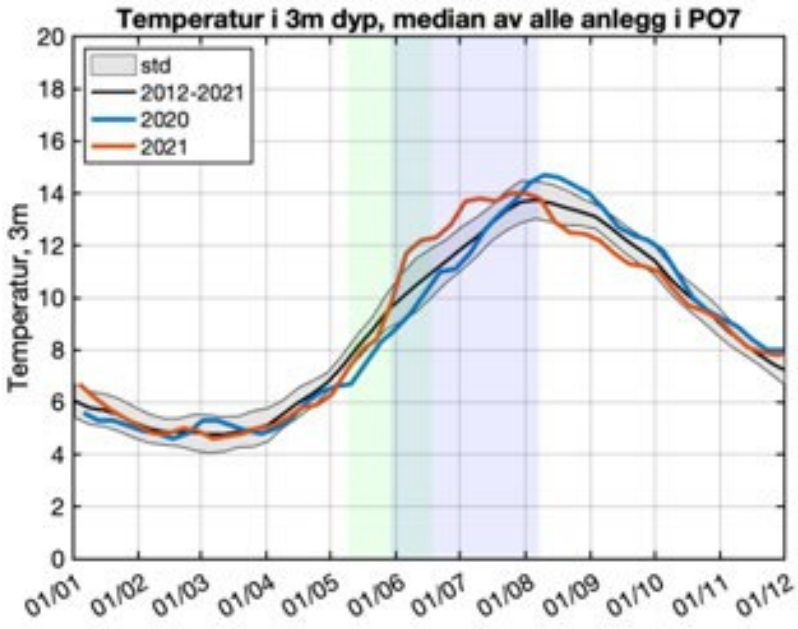
Det er benyttet vaktbur i Trondheimsfjorden årene 2016-2018, ikke i 2019-2021 (Figur 1.85). Det var lite lus på fisken i alle vaktburene.




*Figur 1.85. Snitt av antall lus/fisk normalisert til 14 dager for hver av vaktburene, fargene angir < 2 (grønne), 2-6 (gule), og > 6 lus/fisk (røde). Tidsperioden i figuren viser tiden burene stod ute.*

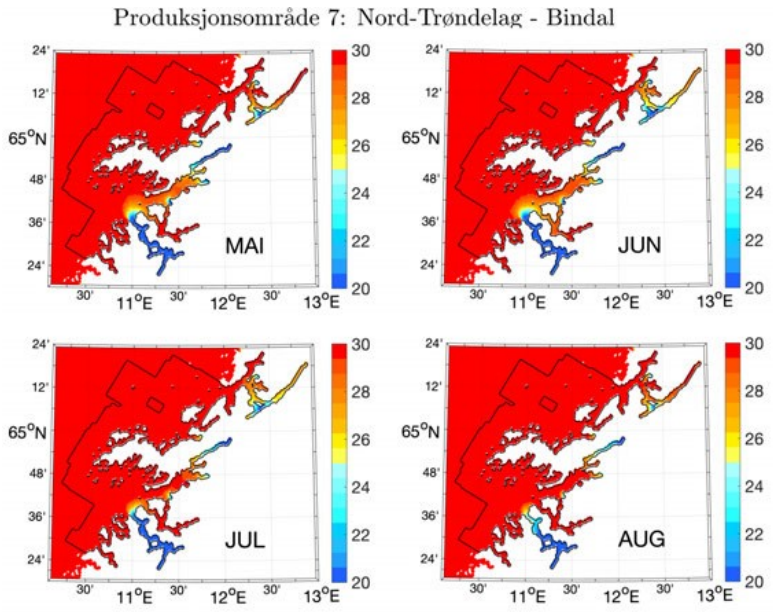
### 1.5.7 - PO 7 Nord-Trøndelag med Bindal

Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 8,5 °C (Figur 1.1), fra 8,3 til 9,3 °C. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni- september ligger mellom 10 og 15 °C (Figur 1.86). Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjøørret.



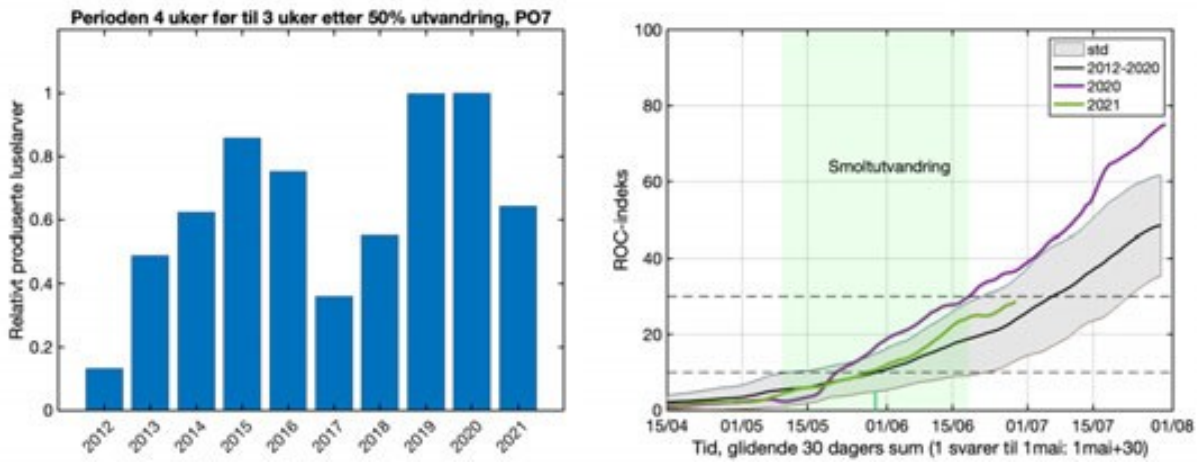

*Figur 1.86. Median temperatur på 3 m dyp basert på rapporterte temperaturer på oppdrettsanlegg i produksjonsområdet. Svart linje viser snitt av årene 2012-2021 hvor standardavvik er markert med grått felt, samt temperaturen i 2020 (blå linje) og 2021 (rød linje). Grønt område viser antatt utvandringsperiode for laks, blått antatt beiteperiode i sjø for sjøørret som vandrer ut på tidspunktet for 50% utvandring av laksesmolt.*

Saltholdigheten i PO4 indikerer at brakkvannslaget (areal innenfor grunnlinjen med saltholdighet < 25) er begrenset til Namsfjorden og Folda (Figur 1.87). Det er relativt liten årviss variasjon i dette mønsteret. De lave verdiene indikerer at beitende sjøørret, og smolt som vandrer ut gjennom Namsenfjord ofte til en viss grad vil være beskyttet. Storparten av området har saltholdigheter som ikke vil påvirke lakselusen i nevneverdig grad.



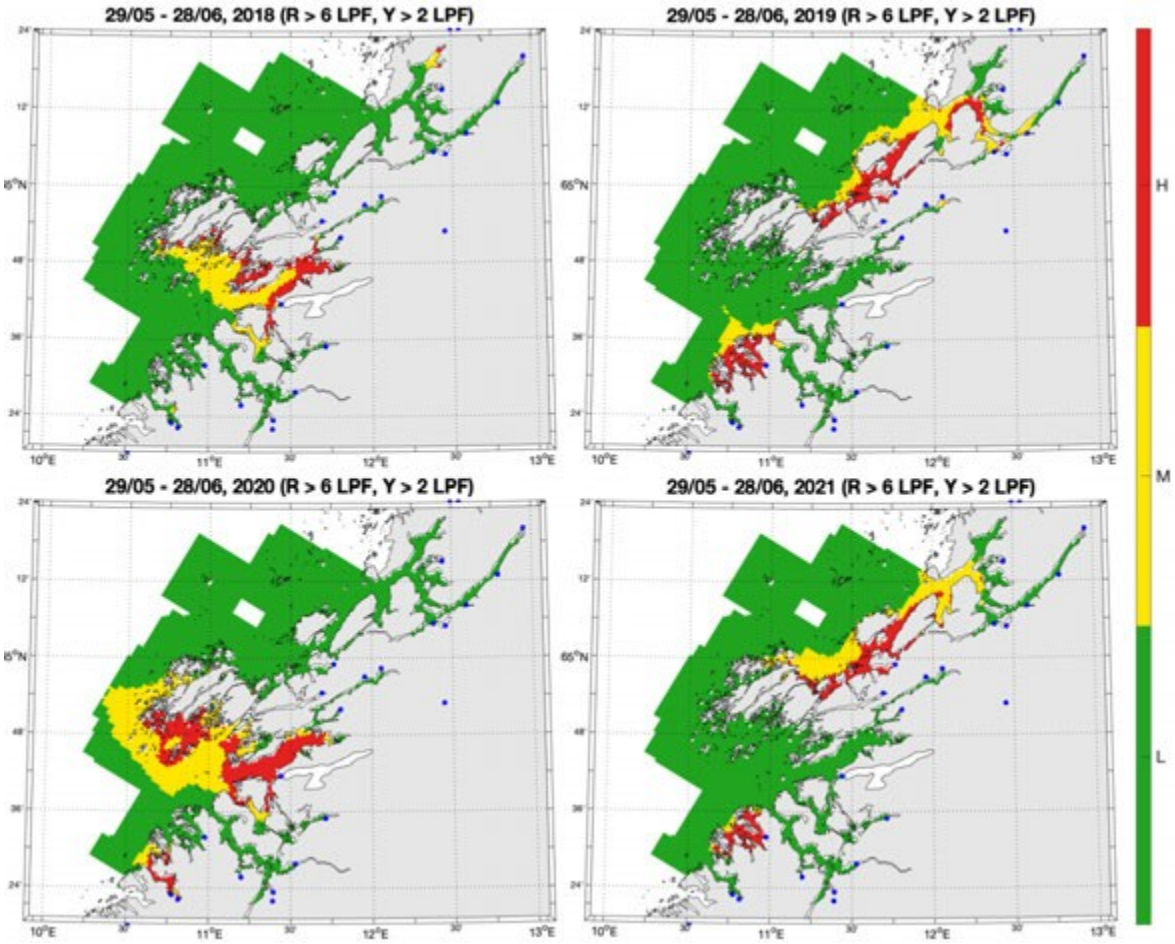

*Figur 1.87. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2021 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.*

Utslippene av lakselus i PO 7 indikerer en økning frem mot 2015-2016 og noe lavere i 2017- 2018, og med en øking i 2019, 2020 og laver igjen i 2021 (Figur 1.88). Andelen av areal med forhøyet smittepress viser at i snitt er om lag 10% av arealet påvirket under smoltutvandringen, og at påvirket areal øker utover sommeren. I 2020 økte utslippene mer enn snittet, og lå høyere fra juni. 2021 følger i større grad snittet.



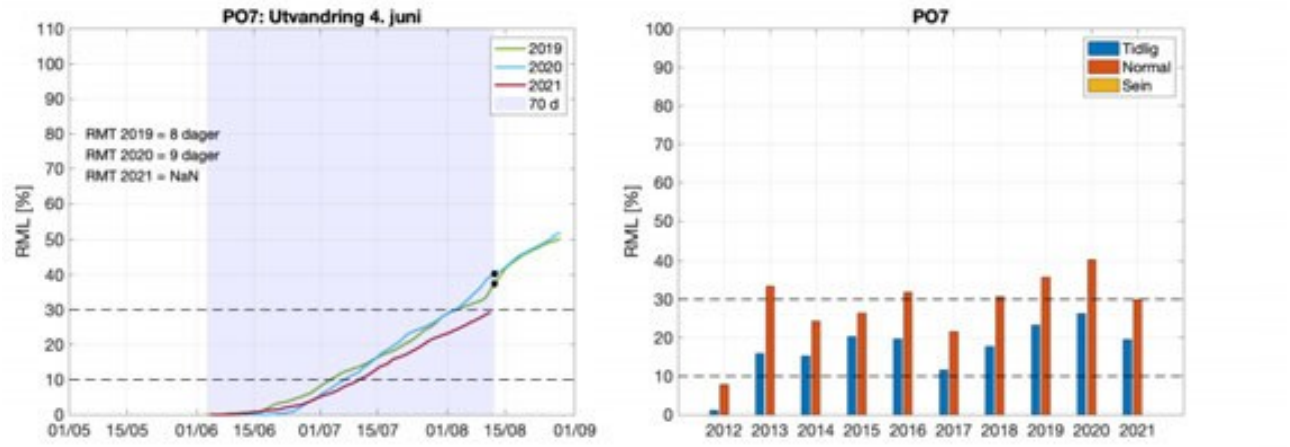

*Figur 1.88. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og ROC indekser fisk som står i fjorden fra dato på x-aksen og 30 dager frem i tid (høyre). Grafen skal leses sammen med ROC kartet (Figur 1.89) og verdiene i grafen viser andelen av arealet med forhøyet tetthet av smittsomme luselarver (jfr. Modellmetode 1: ROC). Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal utvandringsperioden for smolt brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.*

ROC kartene indikerer at det fra dato for median smoltutvandring for området er forhøyete tettheter av lakselus på sørsiden av Namsfjorden og på nordsiden av Vikna i 2019 og 2021, mens i 2018 og 2020 er høyest tetthet på sørsiden av Vikna (Figur 1.89).



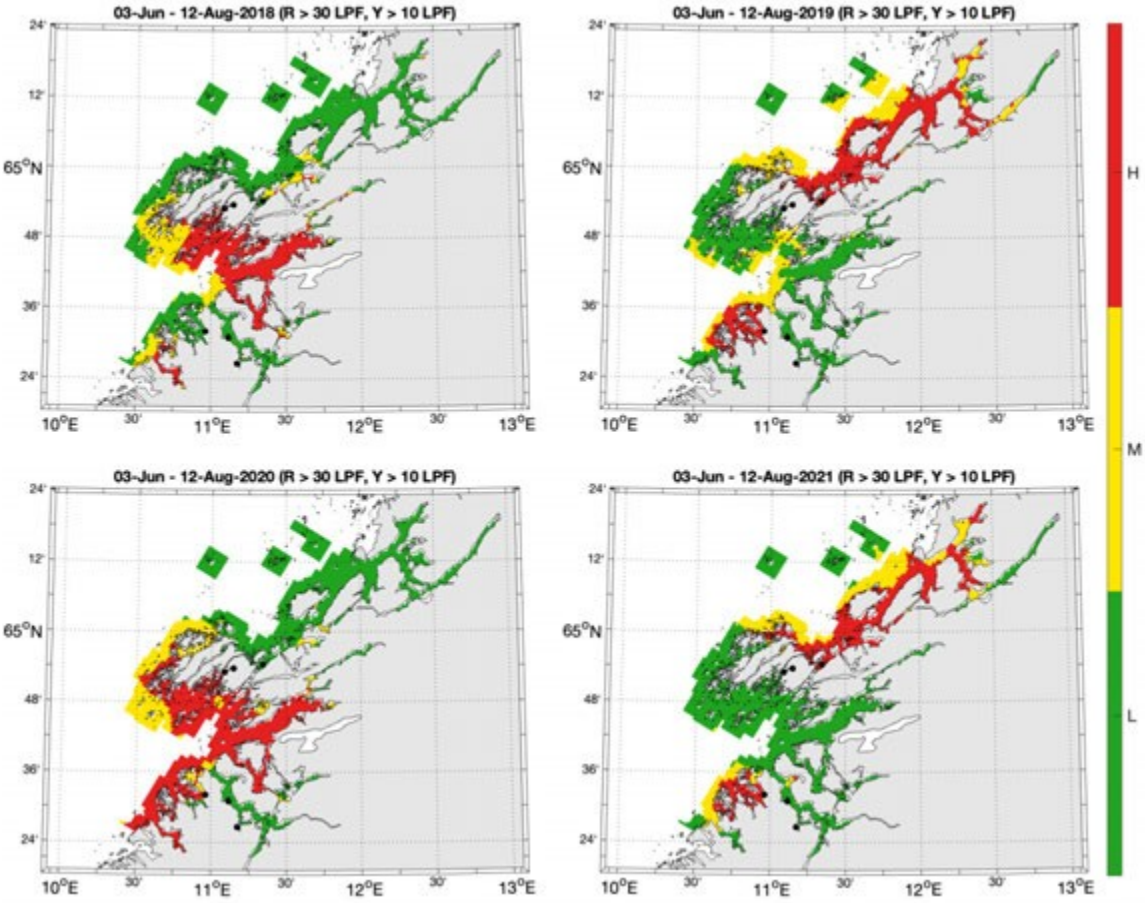

*Figur 1.89. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.*

For beitende sjøørret indikerer modellresultatene at det i de fleste årene fra 2013 er moderat redusert marint leveområde (RML) ved tidlig utvandring, og moderat eller høy RML ved normal utvandring (Figur 1.90). Det estimeres fra 8 til 9 dager redusert marin beiteperiode (RMT) ved normal utvandring i 2019-2020 (Figur 1.90). Simuleringene i 2021 går ikke lenger enn til 12. august slik at estimater (RML, RMT) som krever data etter dette er utelatt. Det samme gjelder for simuleringene for 2012- 2020 som går til 29. august, og det estimeres derfor ikke RML ved sein utvandring.



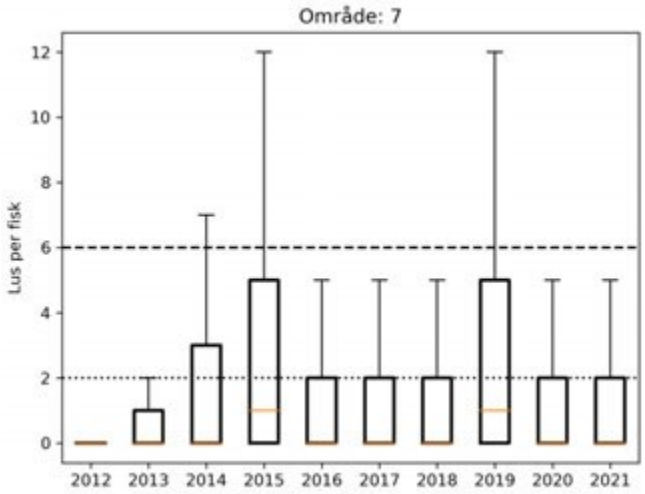

*Figur 1.90. Venstre figur viser kumulativt redusert marint leveområde (RML) for fisk som utvandrer ved median dato for utvandring for alle elevene i produksjonsområdet og redusert marin beiteperiode (RMT) 2019-2021. Grått område indikerer antatt naturlig beiteperiode (70 dager). Høyre figur viser RML etter 70 dager for årene 2012-2021 ved median dato for utvandring (Normal), og ved 20 dager tidligere (Tidlig) eller 20 dager senere utvandring (Sein).*

ROC kartene tilpasset en 70 dagers beiteperiode for sjøørret fra normal utvandring 2018-2021 viser at i 2018 og 2020 har området sør for Vikna hovedsakelig høy tetthet av lakselus, mens i 2019 og 2021 er det hovedsakelig området nord for Vikna som har høy tetthet av lakselus (Figur 1.91). Alle årene er det ett område sør for Namsfjorden som har høy tetthet av lakselus.



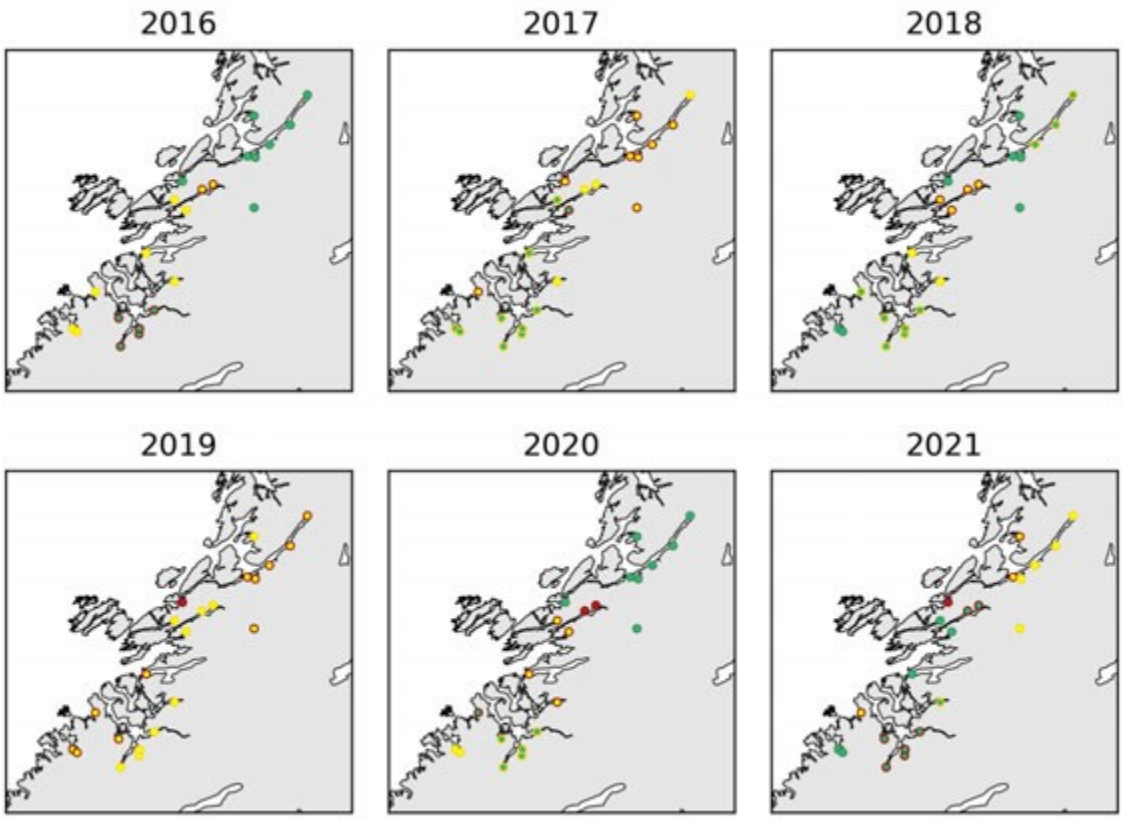

*Figur 1.91. Kart som viser hvor det er forventet at postsmolt av ørret som beiter i området fra dato for median for smoltutvandring i produksjonsområdet (periode gitt i kartene) vil bli infisert med mer enn 18 mobile lus (rød), mellom 6-18 mobile lus (gul) og mindre enn 6 mobile lus (grønn).*

Estimat fra den virtuelle smoltmodellen viser lavt til moderat lusepåslag på fisken i perioden 2012 - 2021 (Figur 1.92). Det høyeste lusepåslaget var estimert i 2015 og 2019.



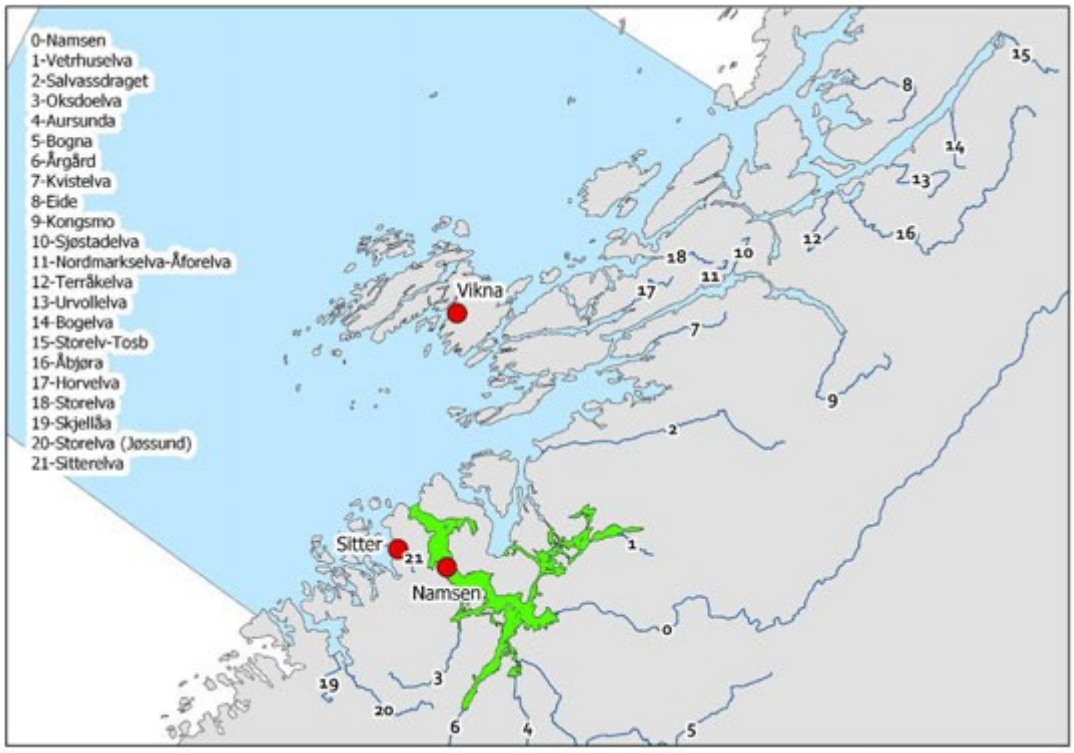

*Figur 1.92. Fordeling av estimert lusepåslag på virtuell postsmolt i årene 2012 til 2021. Her er alle elvene i produksjonsområdet vektet like (ikke etter smoltproduksjon). Boks viser antall lus på 25-75% av fisken, streker 5-95%. Orange linjer viser median antall lus på fisken. De stiplede linjene viser antatte tålegrensene for 20% og 100% dødelighet (tabell 1.1; Mest sannsynlig toleranse).*

Smoltmodellen estimerer stor variasjon i påvirkningen mellom elvene (Figur 1.93). For elvene i og rundt Namsfjorden og på sørsiden av Vikna er den estimerte dødeligheten liten eller moderat i 2016-2021. Elvene nord for Vikna har estimert moderat dødelighet i oddetallsår. Den estimerte dødeligheten endrer kategori dersom man antar tidlig/sein utvandringstid eller lav/høy toleranse for lakselus (i henhold til tabell 1.1). Dette gjelder både for elver kategorisert med lav, moderat eller høy dødelighet.

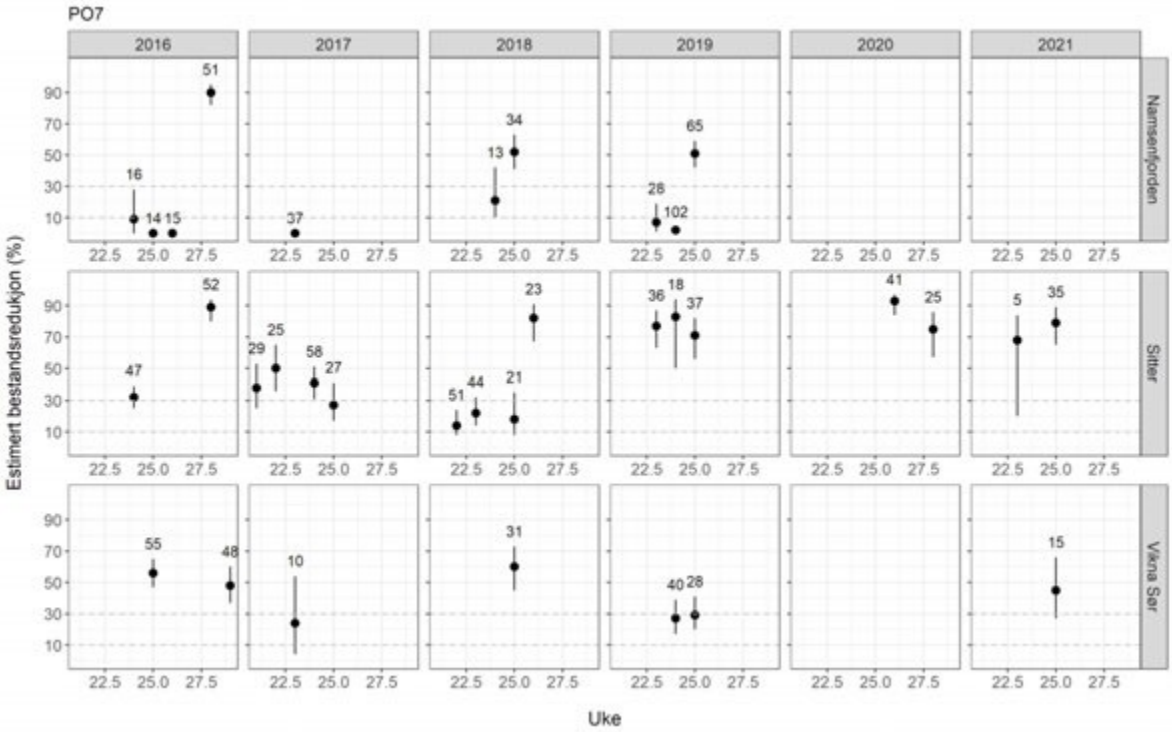



*Figur 1.93. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2016-2021 i produksjonsområdet ved antatt «normal» utvandringstid og «mest sannsynlig toleranse for lus» (grønn; < 10 %, gul; 10-30% og rød; > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring, eller høyere eller lavere toleranse for lakselus endrer kategoriseringen av dødelighet. Grønn kantfarge viser ingen endring, gul viser endret kategori i et tilfelle og rød kantfarge viser endret kategori i to, eller flere, tilfeller.*

I PO7 er stasjoner undersøkt med ruse eller garnfangst av sjøørret i Namsfjorden, på Sitter og rundt Vikna (Figur 1.94). Median dato for utvandring for elvene i PO7 er 2. juni (uke 22/23). Det estimeres oftest liten dødelighet på sjøørret fanget i Namsfjorden før uke 25, men høy fra uke 25 i 2018 og 2019 (Figur 1.95). Stasjonen er ikke undersøkt 2020-2021. Ved Sitter er det mer lus på sjøørreten, og det estimertes oftest høy dødelighet, moderat i 2018. Tilsvarende bilde ses for stasjonen sør for Vikna, men estimatene er oftest lavere enn for Sitter.



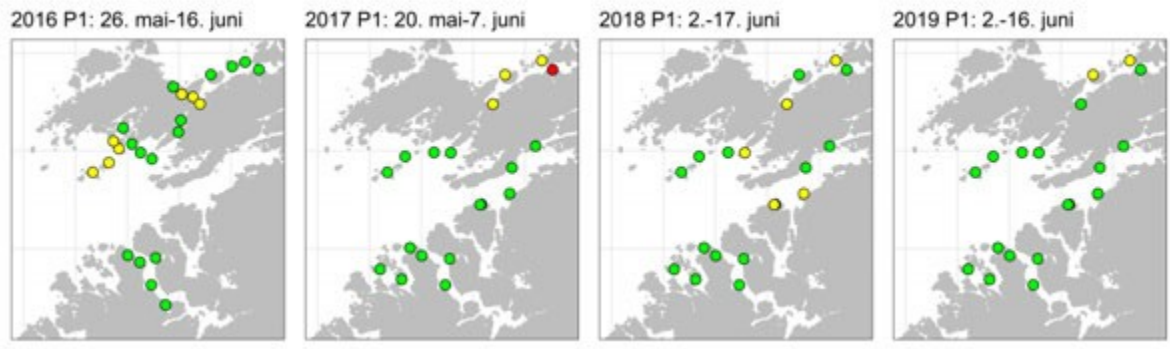

*Figur 1.94. Stasjonene undersøkt minst tre av årene i perioden 2016-2021 i NALO programmet. Lakseelvene i området er vist som tall i kartet. Grønt areal indikerer nasjonale laksefjorder.*




*Figur 1.95. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget. Antall hver uke er angitt i figuren.*

Tråldata fra ett begrenset fiske i uke 23 i Namsfjorden i 2019 viser lite lus på den trålfangete fisken, med estimert risiko på 0% (data ikke vist).

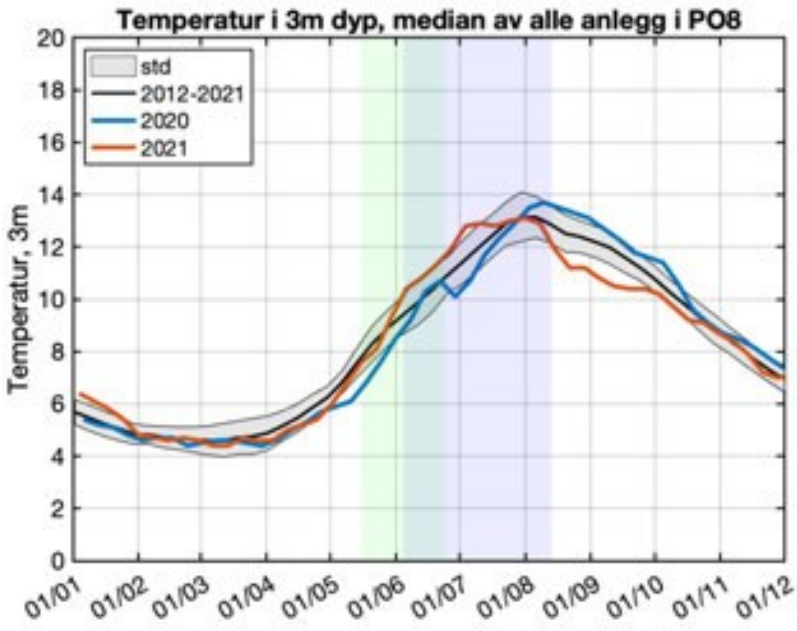
Det er benyttet vaktbur for å kartlegge smittepresset i Namsen – Viknaområdet 2016-2019 (Figur 1.96). Det er observert lite lus på vaktburene i Namsfjorden, men ofte moderate påslag på fisken i vaktburene opp mot Vikna.




*Figur 1.96. Snitt av antall lus/fisk normalisert til 14 dager for hver av vaktburene, fargene angir < 2 (grønne), 2-6 (gule), og > 6 lus/fisk (røde). Tidsperioden i figuren viser tiden burene stod ute.*

### 1.5.8 - PO 8 Helgeland til Bodø

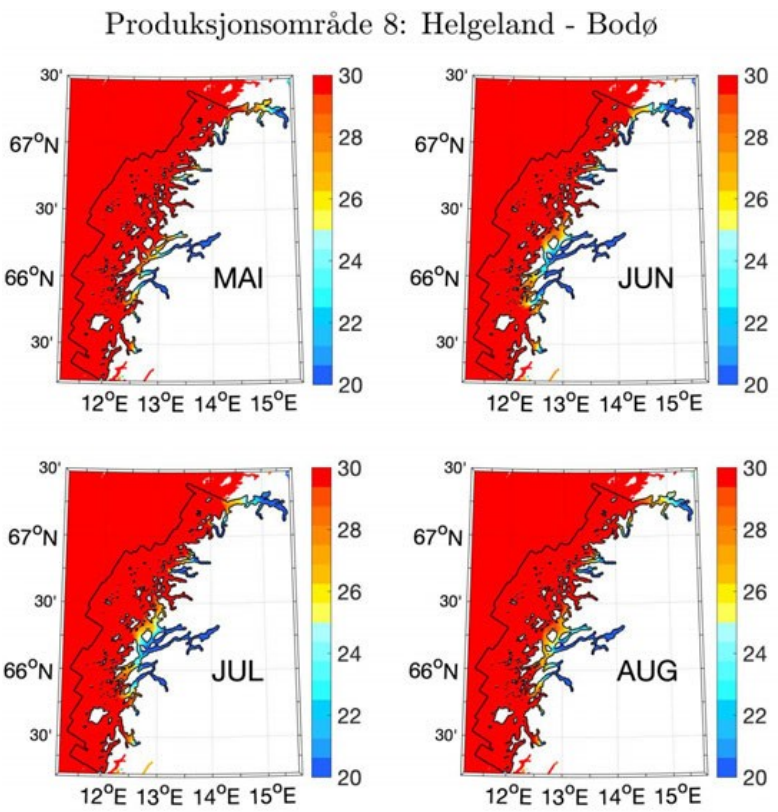
Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 9,2 °C, fra 8,8 til 11,1 °C (Figur 1.1). Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni- september ligger mellom 9 og 14 °C (Figur 1.97). Temperaturen er derfor moderat gunstig for lakselus under smoltutvandringen og moderat til høy i beiteperioden for sjøørret.




*Figur 1.97. Median temperatur på 3 m dyp basert på rapporterte temperaturer på oppdrettsanlegg i produksjonsområdet. Svart linje viser snitt av årene 2012-2021 hvor standardavvik er markert med grått felt, samt temperaturen i 2020 (blå linje) og 2021 (rød linje). Grønt område viser antatt utvandringsperiode for laks, blått antatt beiteperiode i sjø for sjøørret som vandrer ut på tidspunktet for 50% utvandring av laksesmolt.*

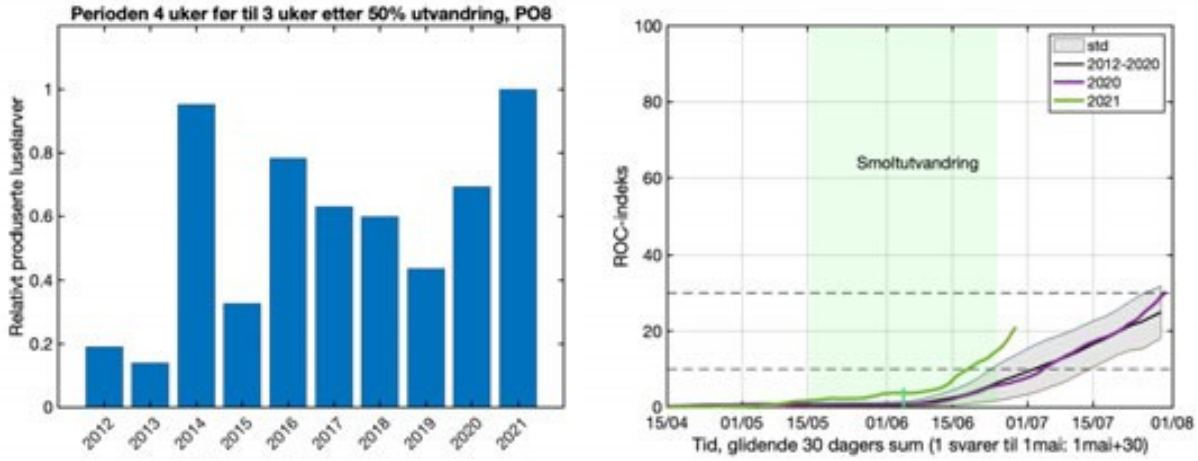
Saltholdigheten i PO8 indikerer at utbredelsen av brakkvannslaget (areal innenfor grunnlinjen med saltholdighet < 25) er mindre i april, og at dette øker mai-juli, før det oftest minker igjen (Figur 1.98). Det er relativt liten årviss variasjon i dette mønsteret. Utbredelsen av dette brakkvannslaget er begrenset til de innerste delene av de fjordene, og da disse er relativt korte vil lav saltholdighet bare unntaksvis ha en beskyttende effekt for utvandrende postsmolt av laks og for

beitende sjøørret og sjørøye.



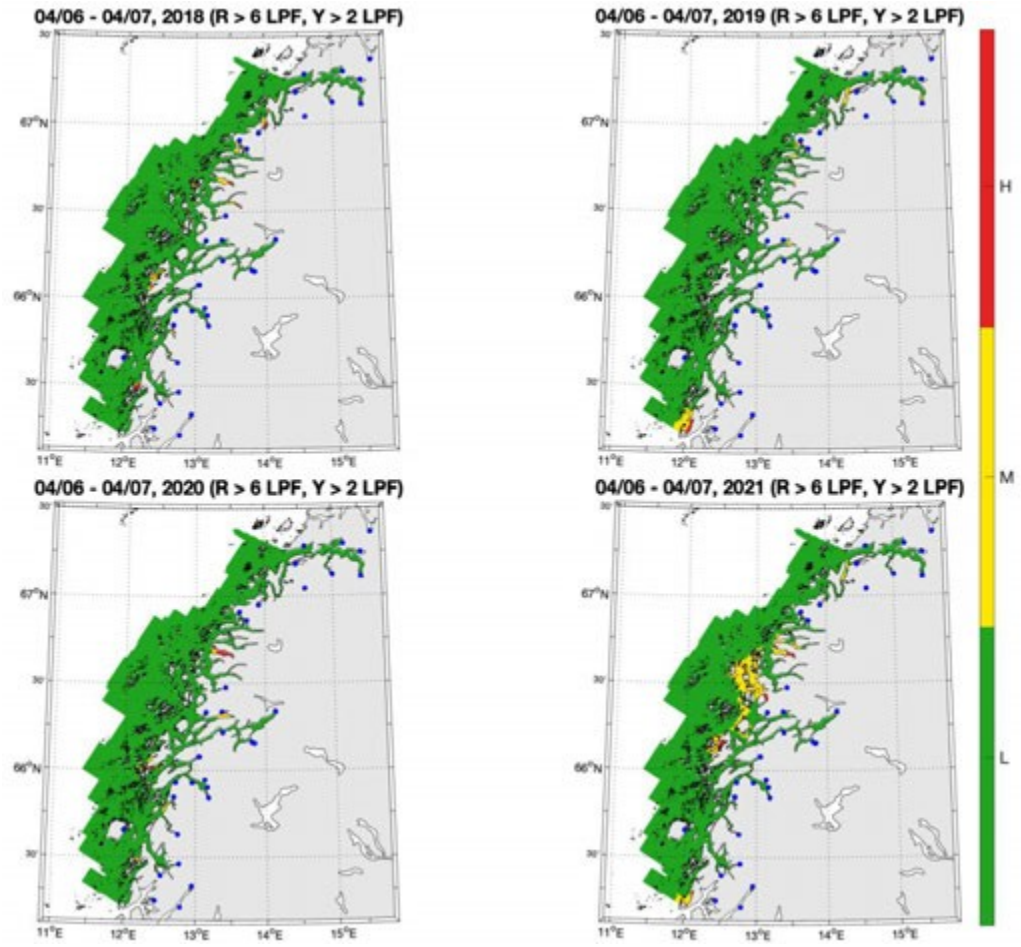

*Figur 1.98. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2021 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.*

Utslippene av lakselus har i tidsperioden 2014-2021 holdt seg relativt stabilt, med noe lavere utslipp i 2019, høyest i 2021 (Figur 1.99). Andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus er lavt ved median dato for smoltutvandring, og øker først fra rundt 15. juni. I 2020 følger utviklingen i påvirket areal snittet for perioden 2012-2020, mens i 2021er påvirket areal høyere (Figur 1.99).



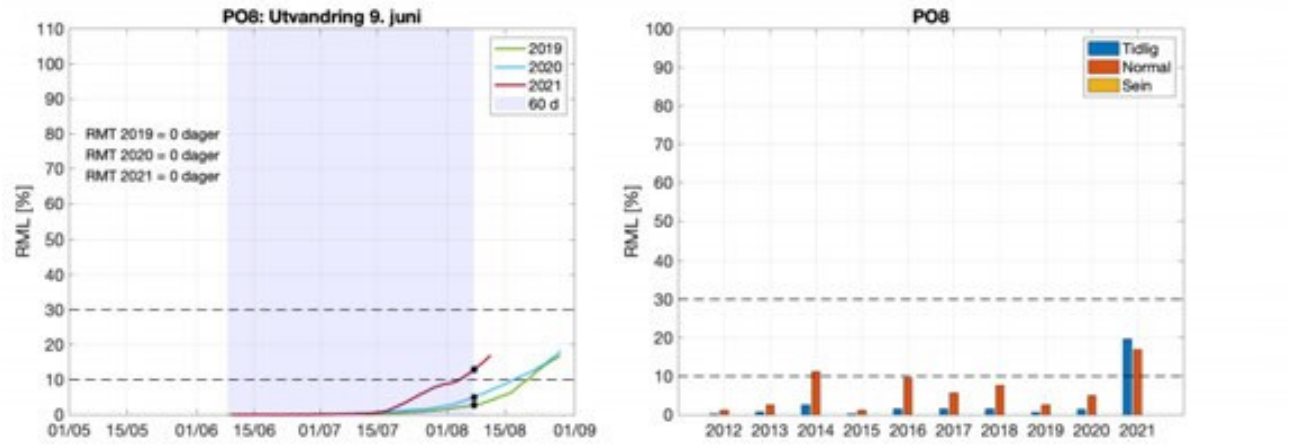

*Figur 1.99. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og ROC indekser fisk som står i fjorden fra dato på x-aksen og 30 dager frem i tid (høyre). Grafen skal leses sammen med ROC kartet (Figur 1.100) og verdiene i grafen viser andelen av arealet med forhøyet tetthet av smittsomme luselarver (jfr. Modellmetode 1: ROC). Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal utvandringsperioden for smolt brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.*

ROC modellen indikerer at det er få områder hvor det akkumuleres mye smittsomme lakselus under smoltutvandringen 2018-2021 (Figur 1.100), men enkelte områder er moderat påvirket i 2021.



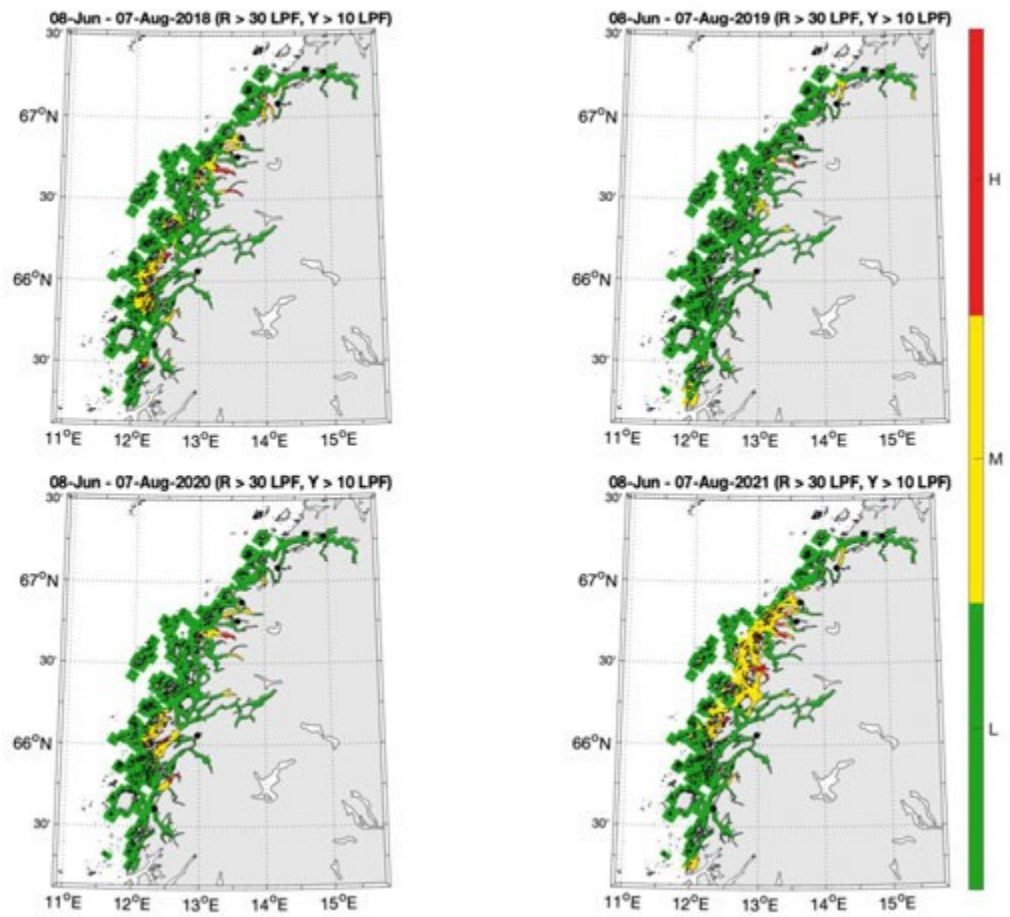

*Figur 1.100. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.*

For beitende sjøørret indikerer modellresultatene tilpasset en antatt 60 dagers beiteperiode at det i de fleste årene fra er mindre enn 10% redusert marint leveområde (RML) både ved tidlig og normal utvandring (Figur 1.101). Det estimeres ikke redusert marin beiteperiode (RMT) ved normal utvandring i 2019-2021 (Figur 1.101). Merk at simuleringene i 2021 ikke går lenger enn til 12. august, mens simuleringene 2012-2020 går til 29. august. Estimater av RML ved sein utvandring som krever data etter dette er utelatt.



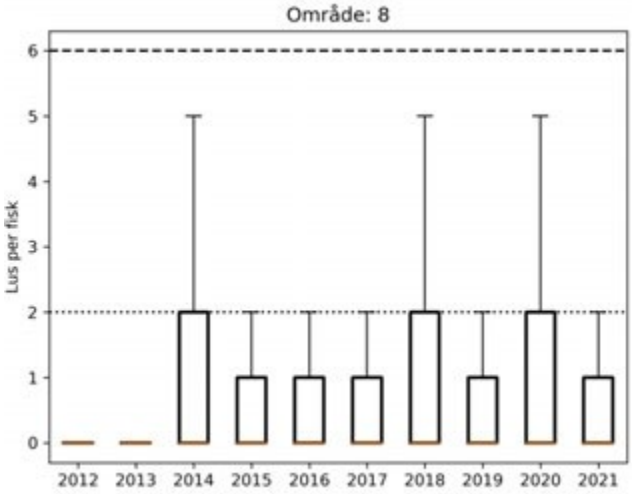

*Figur 1.101. Venstre figur viser kumulativt redusert marint leveområde (RML) for fisk som utvandrer ved median dato for utvandring for alle elevene i produksjonsområdet og redusert marin beiteperiode (RMT) 2019-2021. Grått område indikerer antatt naturlig beiteperiode (60 dager). Høyre figur viser RML etter 60 dager for årene 2012-2021 ved median dato for utvandring (Normal), og ved 20 dager tidligere (Tidlig) eller 20 dager senere utvandring (Sein).*

ROC kartene tilpasset en 60 dagers beiteperiode for sjøørret fra normal utvandring viser enkelte området med moderat tetthet av lakselus i 2018-2020, og ett større område med moderat tetthet, og enkelte små områder med høy tetthet av lakselus i 2021 (Figur 1.102).



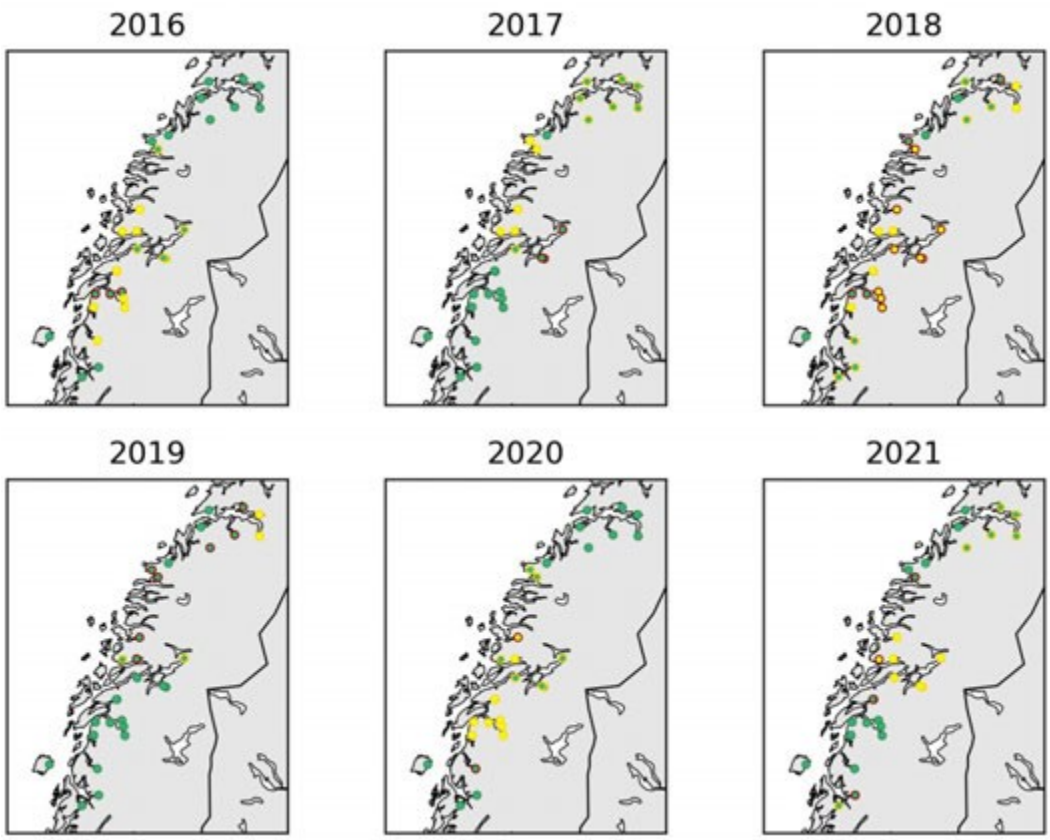

*Figur 1.102. Kart som viser hvor det er forventet at postsmolt av ørret som beiter i området fra dato for median for smoltutvandring i produksjonsområdet (periode gitt i kartene) vil bli infisert med mer enn 18 mobile lus (rød), mellom 6-18 mobile lus (gul) og mindre enn 6 mobile lus (grønn).*

Estimat fra den virtuelle smoltmodellen indikerer lavt lusepåslag i 2012 og 2013, videre lavt til moderat lusepåslag etter 2014 (Figur 1.103).



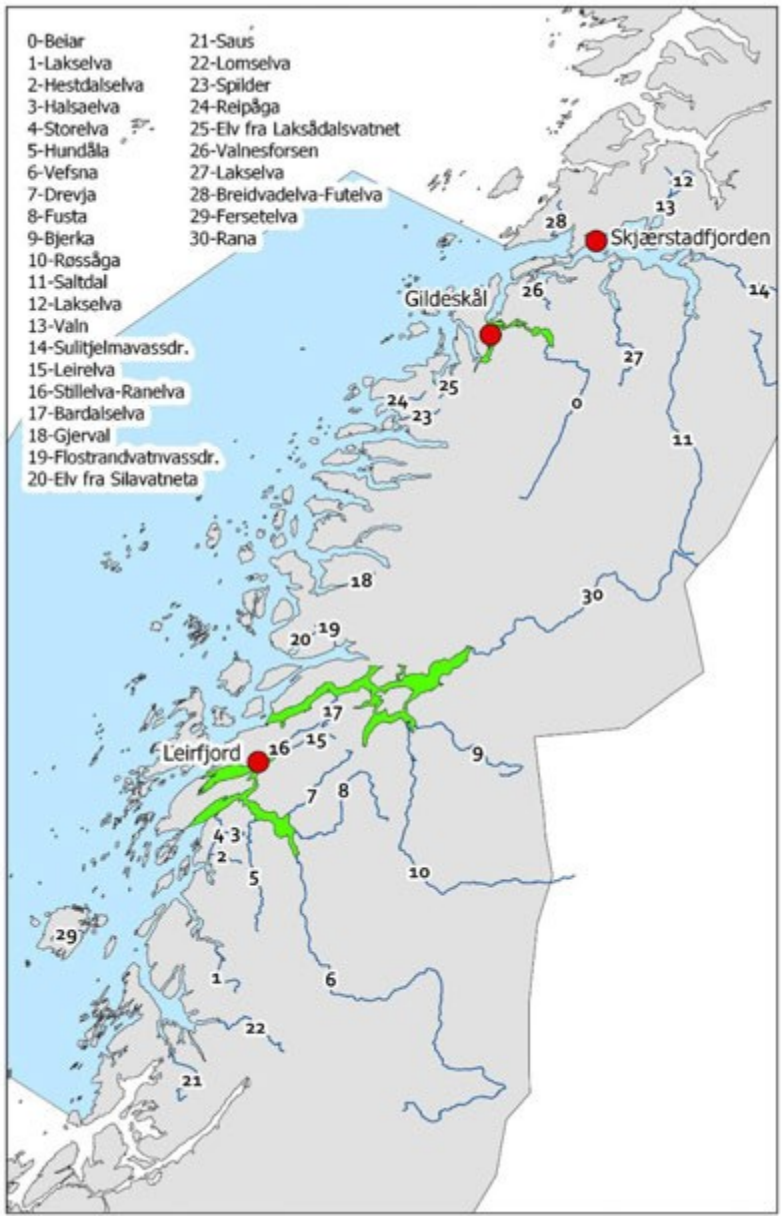

*Figur 1.103. Fordeling av estimert lusepåslag på virtuell postsmolt i årene 2012 til 2021. Her er alle elvene i produksjonsområdet vektet like (ikke etter smoltproduksjon). Boks viser antall lus på 25-75% av fisken, streker 5-95%. Orange linjer viser median antall lus på fisken. De stiplede linjene viser antatte tålegrensene for 20% og 100% dødelighet (tabell 1.1; Mest sannsynlig toleranse).*

Den estimerte dødeligheten varierer mellom lav og moderat for områder. Elvene i Vefsn- Melfjord området er oftest er negativt påvirket med estimert moderat dødelighet i partallsår (Figur 1.104). Den estimerte dødeligheten endrer kategori dersom man antar tidlig/sein utvandringstid eller lav/høy toleranse for lakselus (i henhold til tabell 1.1) for en del av elvene.

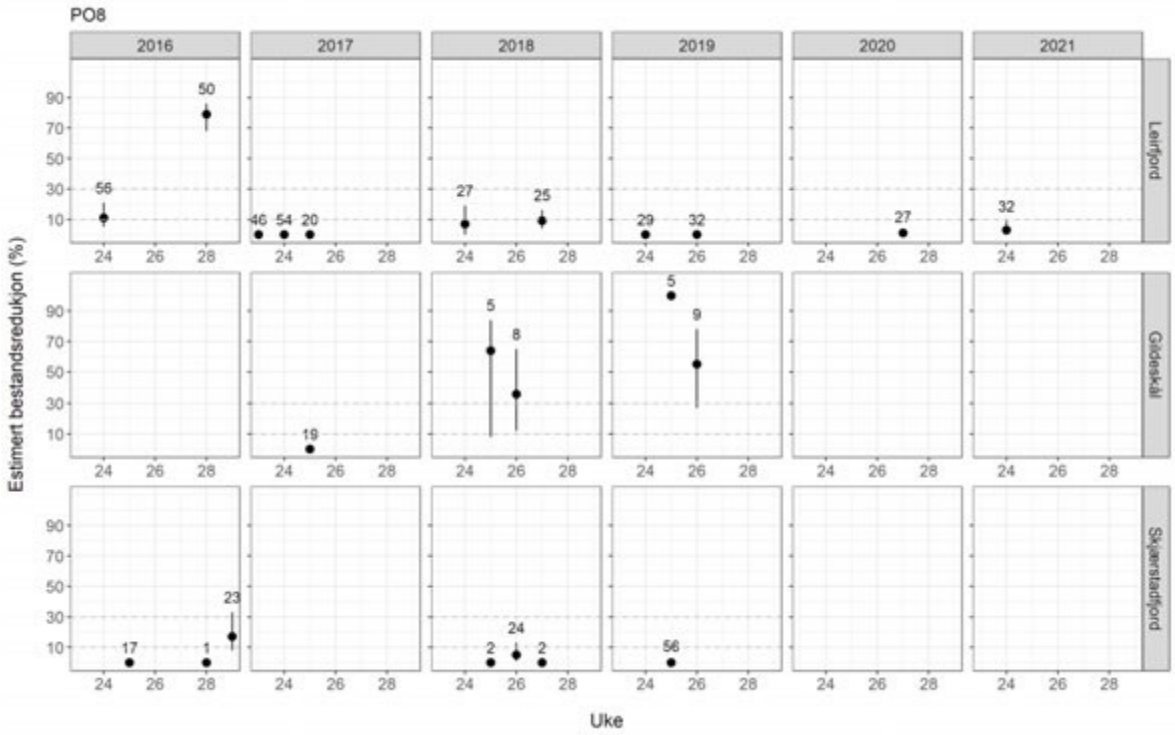



*Figur 1.104. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2016-2021 i produksjonsområdet ved antatt «normal» utvandringstid og «mest sannsynlig toleranse for lus» (grønn; < 10 %, gul; 10-30% og rød; > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring, eller høyere eller lavere toleranse for lakselus endrer kategoriseringen av dødelighet. Grønn kantfarge viser ingen endring, gul viser endret kategori i et tilfelle og rød kantfarge viser endret kategori i to, eller flere, tilfeller.*

Det er undersøkt tre stasjoner med garn og rusefiske etter sjøørret i PO8 2016-2021 (Figur 1.105). Stasjonen i Leirfjord er undersøkt alle årene, og foruten i 2016 hvor det estimeres høy dødelighet sent i sesongen, ble det funnet lite lus på sjøørreten, også utover sommeren (Figur 1.106). Lengre nord er det mer lus på sjøørret og sjørøye fanget ved Gildeskål, mens det var relativt lite lus på fisken fanget i Skjærstadfjorden, og det estimeres oftest liten dødelighet.



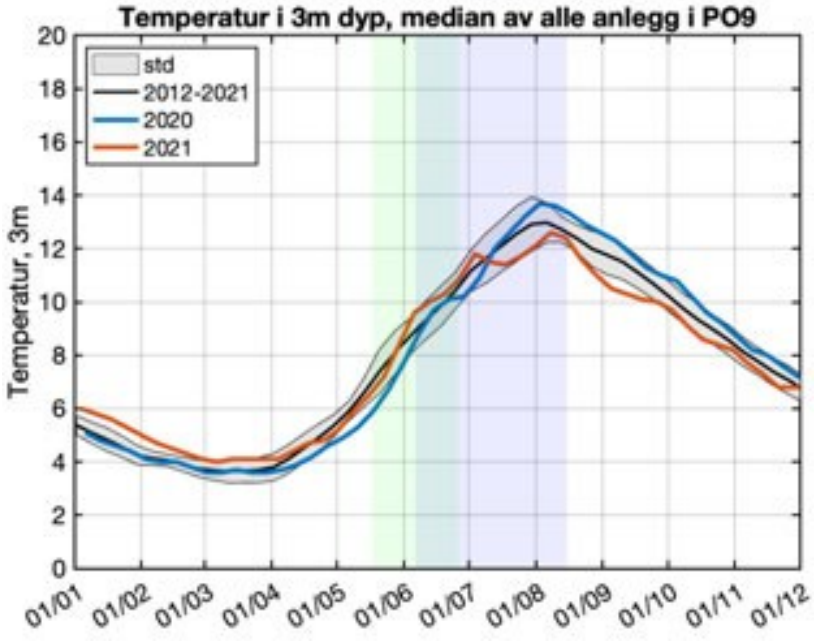

*Figur 1.105. Stasjonene undersøkt minst tre av årene i perioden 2016-2021 i NALO programmet. Lakseelvene i området er vist som tall i kartet. Grønt areal indikerer nasjonale laksefjorder.*




*Figur 1.106. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget. Antall hver uke er angitt i figuren.*

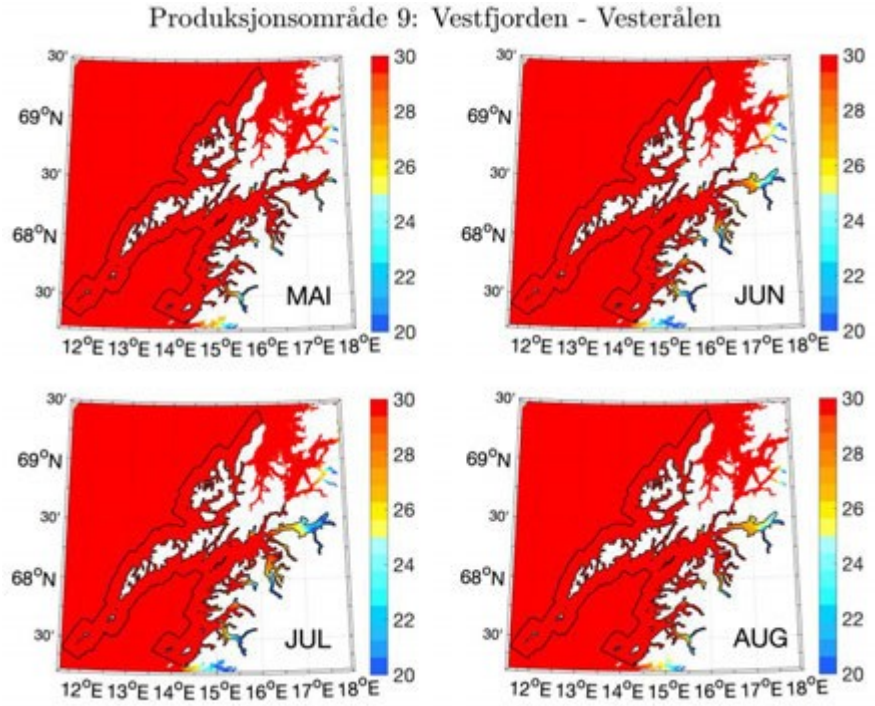
### 1.5.9 - PO 9 Vestfjorden og Vesterålen

Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 8,8 °C, fra 8,1 til 10,5 °C (Figur 1.1). Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni- september ligger mellom 8 og 14 °C (Figur 1.107). Temperaturen er derfor moderat gunstig for lakselus under smoltutvandringen og gunstig i beiteperioden for sjøørret.



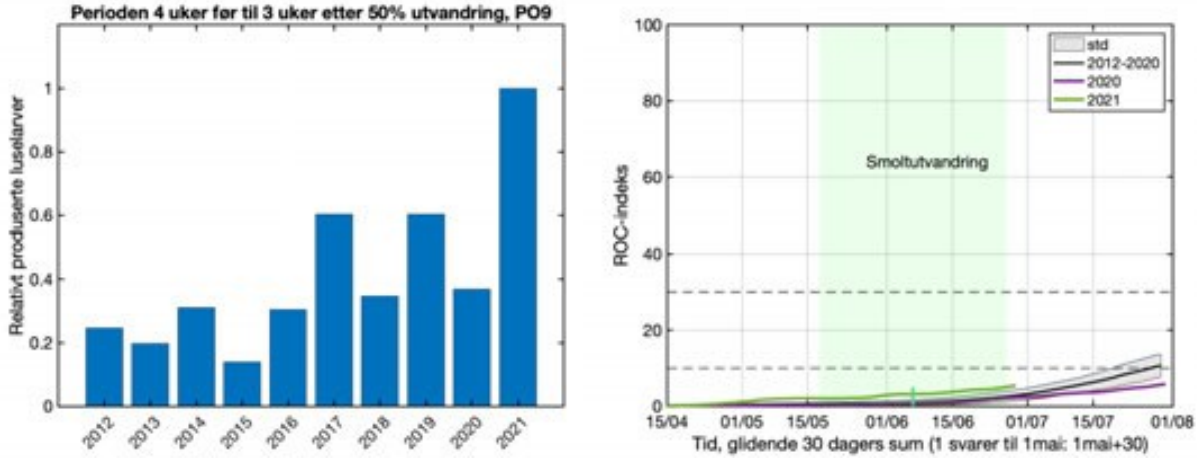

*Figur 1.107. Median temperatur på 3 m dyp basert på rapporterte temperaturer på oppdrettsanlegg i produksjonsområdet. Svart linje viser snitt av årene 2012-2021 hvor standardavvik er markert med grått felt, samt temperaturen i 2020 (blå linje) og 2021 (rød linje). Grønt område viser antatt utvandringsperiode for laks, blått antatt beiteperiode i sjø for sjøørret som vandrer ut på tidspunktet for 50% utvandring av laksesmolt.*

Utbredelsen av brakkvannslaget i PO9 indikerer at lavest saltholdighet observeres inne i fjordene (areal innenfor grunnlinjen med saltholdighet < 25) (Figur 1.108). Modellene indikerer at det er små områder med lav saltholdighet, og saltholdighet vil i liten grad ha noen innvirkning på lakselus i dette området.



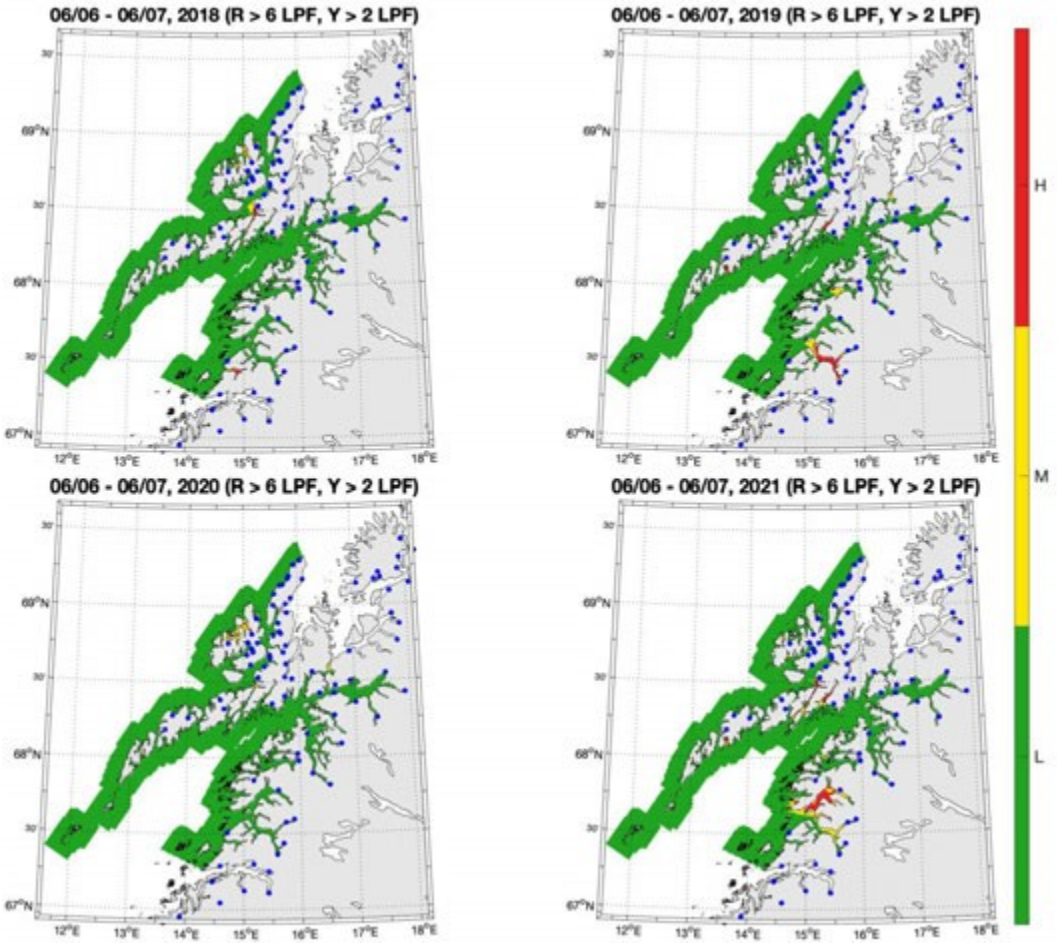

*Figur 1.108. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2021 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.*

Utslippene av lakselus og andelen av areal med forhøyet smittepress er relativt lave og viser ingen trend i tidsperioden 2012-2020, men det observeres høyeste utslipp i 2021 (Figur 1.109). Det skal bemerkes at dette er ett stort område med til dels store lokale variasjoner.



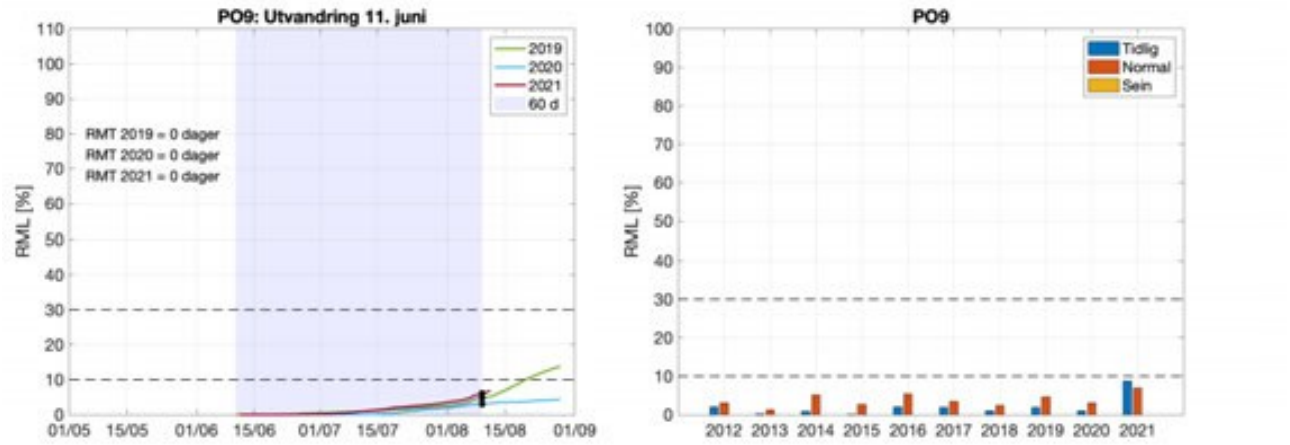

*Figur 1.109. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og ROC indekser fisk som står i fjorden fra dato på x-aksen og 30 dager frem i tid (høyre). Grafen skal leses sammen med ROC kartet (Figur 1.110) og verdiene i grafen viser andelen av arealet med forhøyet tetthet av smittsomme luselarver (jfr. Modellmetode 1: ROC). Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal utvandringsperioden for smolt brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.*

ROC modellen indikerer at det for årene 2018-2021 er enkelte avgrensede områder hvor det estimeres forhøyede tettheter av lakselus fra median dato for smoltutvandringen (Figur 1.110).



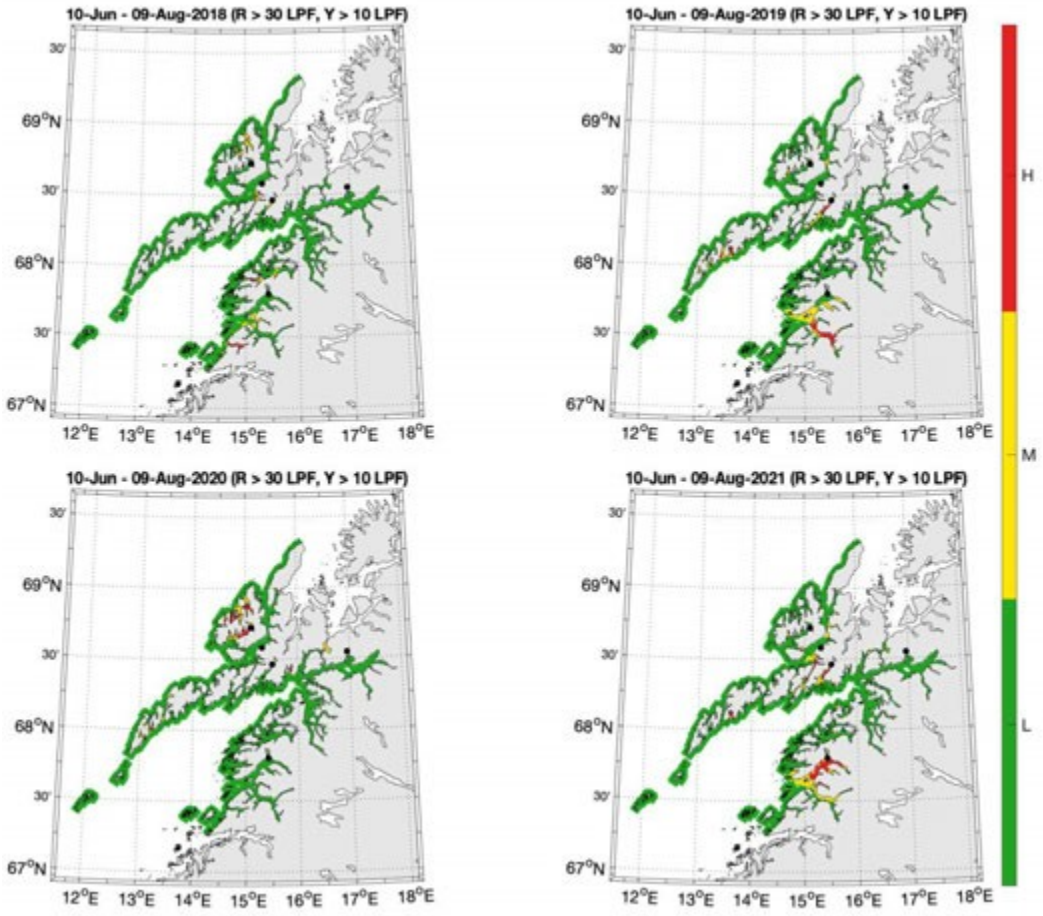

*Figur 1.110. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.*

For beitende sjøørret indikerer modellresultatene at det i årene 2012-2021 er mindre enn 10% redusert marint leveområde (RML) både ved tidlig og normal utvandring (Figur 1.111). Det estimeres ikke redusert marin beiteperiode (RMT) ved normal utvandring i 2019-2021 (Figur 1.111). Merk at simuleringene i 2021 ikke går lenger enn til 12. august, mens simuleringene 2012-2020 går til 29. august. Estimater av RML ved sein utvandring som krever data etter dette er utelatt.



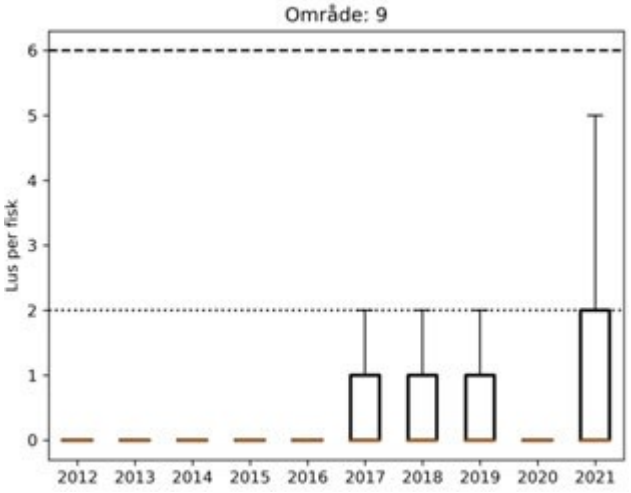

*Figur 1.111. Venstre figur viser kumulativt redusert marint leveområde (RML) for fisk som utvandrer ved median dato for utvandring for alle elevene i produksjonsområdet og redusert marin beiteperiode (RMT) 2019-2021. Grått område indikerer antatt naturlig beiteperiode (60 dager). Høyre figur viser RML etter 60 dager for årene 2012-2021 ved median dato for utvandring (Normal), og ved 20 dager tidligere (Tidlig) eller 20 dager senere utvandring (Sein).*

ROC kartene tilpasset en 60 dagers beiteperiode for sjøørret fra normal utvandring 2018-2021 viser at det er hovedsakelig et område i Steigen som har moderat eller høy tetthet av lakselus enkelte år (Figur 1.112).



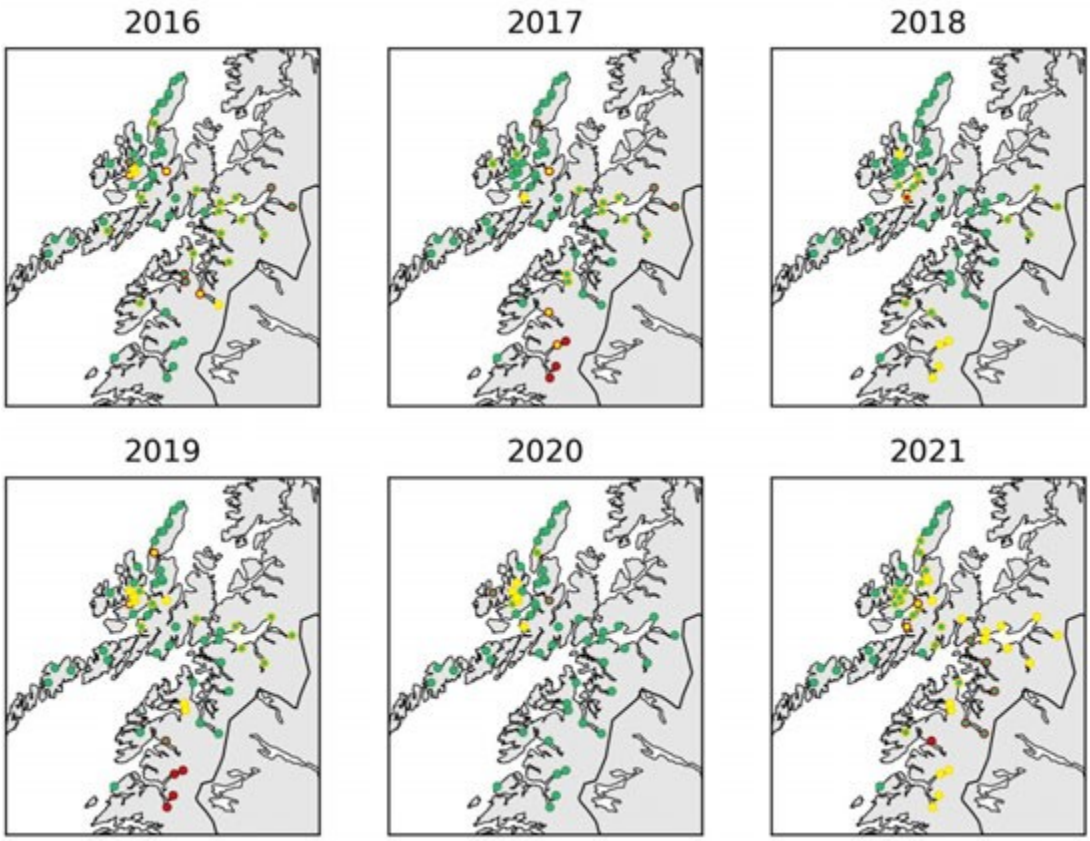

*Figur 1.112. Kart som viser hvor det er forventet at postsmolt av ørret som beiter i området fra dato for median for smoltutvandring i produksjonsområdet (periode gitt i kartene) vil bli infisert med mer enn 18 mobile lus (rød), mellom 6-18 mobile lus (gul) og mindre enn 6 mobile lus (grønn).*

Den virtuelle smoltmodellen viser alt i alt lavt lusepåslag, men noe forhøyet nivå i 2017-2019 samt 2021 (Figur 1.113).



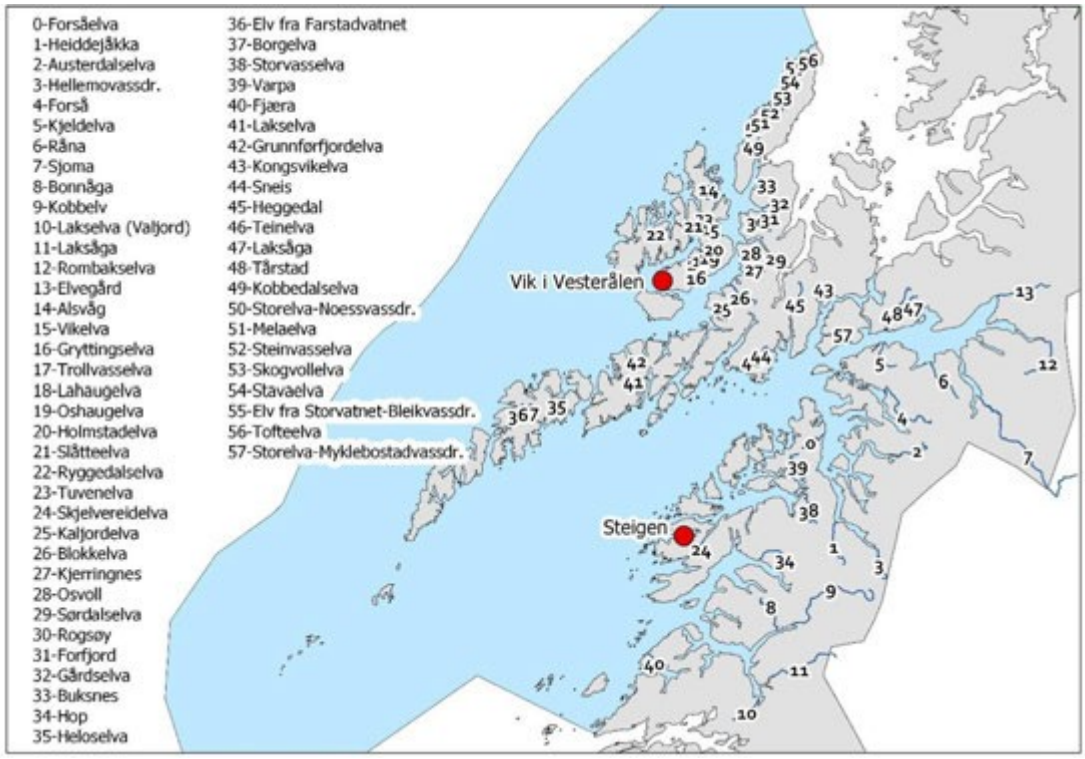

*Figur 1.113. Fordeling av estimert lusepåslag på virtuell postsmolt i årene 2012 til 2021. Her er alle elvene i produksjonsområdet vektet like (ikke etter smoltproduksjon). Boks viser antall lus på 25-75% av fisken, streker 5-95%. Orange linjer viser median antall lus på fisken. De stiplede linjene viser antatte tålegrensene for 20% og 100% dødelighet (Tabell 1.1; Mest sannsynlig toleranse).*

Den estimerte dødeligheten er lav for flertallet av elvene, men elvene i Folda har forhøyet estimert påvirkning, spesielt i oddetallsår. Elvene i Ofotfjorden har estimertmoderat dødelighet i 2021 (Figur 1.114). Den estimerte dødeligheten endrer kategori dersom man antar tidlig/sein utvandringstid eller lav/høy toleranse for lakselus (i henhold til tabell 1.1). Dette gjelder i hovedsak for de indre elvene.

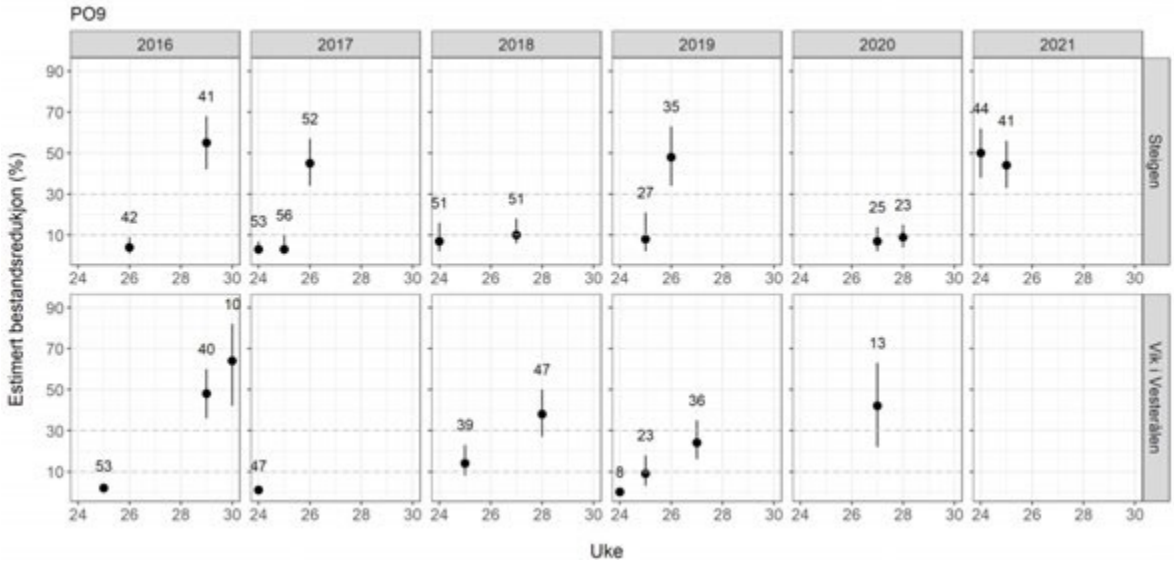



*Figur 1.114. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2016-2021 i produksjonsområdet ved antatt «normal» utvandringstid og «mest sannsynlig toleranse for lus» (grønn; < 10 %, gul; 10-30% og rød; > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring, eller høyere eller lavere toleranse for lakselus endrer kategoriseringen av dødelighet. Grønn kantfarge viser ingen endring, gul viser endret kategori i et tilfelle og rød kantfarge viser endret kategori i to, eller flere, tilfeller.*

Data fra ruse og garnfanget sjøørret og sjørøye fra de ulike stasjonene undersøkt i dette produksjonsområdet (Figur 1.115) indikerer ett relativt stabilt smittepress i tidsperioden undersøkt (Figur 1.116). Både i Steigen og i Vesterålen er estimatene av lakselusrelatert dødelighet oftest liten i starten, men øker til moderat eller høy utover sommeren (Figur 1.116). I 2021 estimeres det høy dødelighet på sjøørret fanget i Steigen også relativt tidlig i sesongen, ukene 24-25. Snitt av dato for median smoltutvandring i dette produksjonsområdet er 9. juni (ukene 23/24).



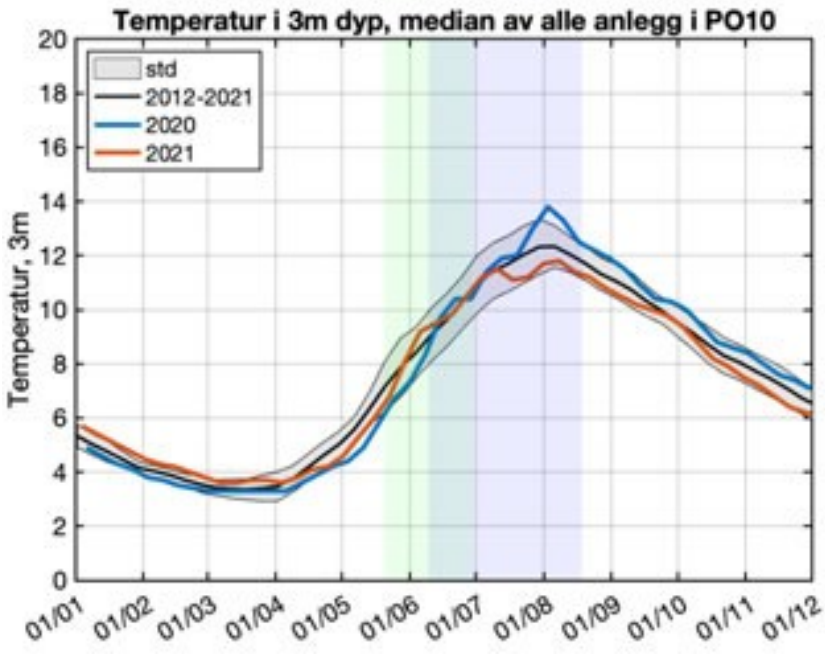

*Figur 1.115. Stasjonene undersøkt minst tre av årene i perioden 2016-2021 i NALO programmet. Lakseelvene i området er vist som tall i kartet. Området har ingen nasjonale laksefjorder.*




*Figur 1.116. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget. Antall hver uke er angitt i figuren.*

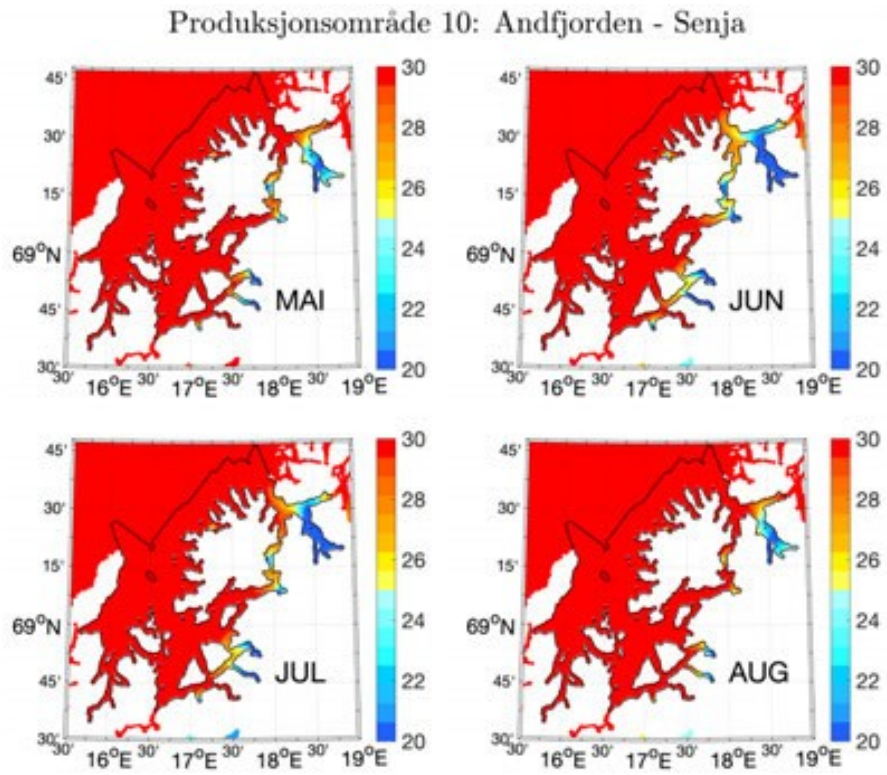
## 1.5.10 - PO 10 Andøya til Senja

Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 9,3 °C, fra 8,3 til 11,2 °C (Figur 1.1). Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni- september ligger mellom 8 og 14 °C (Figur 1.117). Temperaturen er derfor moderat gunstig for lakselus under smoltutvandringen og gunstig i beiteperioden for sjøørret.



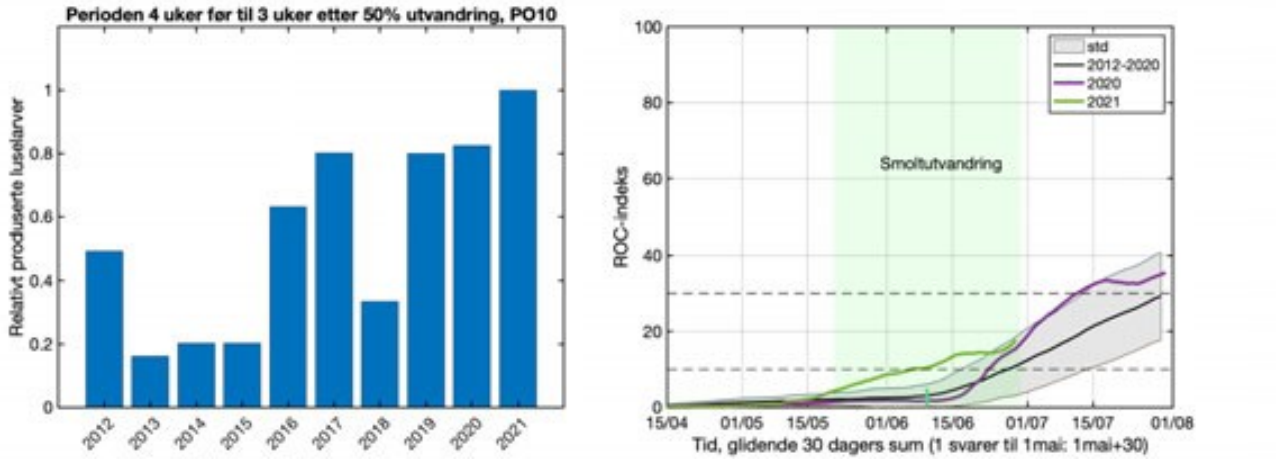

*Figur 1.117. Median temperatur på 3 m dyp basert på rapporterte temperaturer på oppdrettsanlegg i produksjonsområdet. Svart linje viser snitt av årene 2012-2021 hvor standardavvik er markert med grått felt, samt temperaturen i 2020 (blå linje) og 2021 (rød linje). Grønt område viser antatt utvandringsperiode for laks, blått antatt beiteperiode i sjø for sjøørret som vandrer ut på tidspunktet for 50% utvandring av laksesmolt.*

Saltholdigheten i PO4 indikerer at utbredelsen av brakkvannslaget (areal innenfor grunnlinjen med saltholdighet < 25) stort sett er begrenset til Malangen (Figur 1.118), og det anses derfor at ferskvann har relativt liten beskyttende effekt for laksefisk ellers i dette produksjonsområdet.



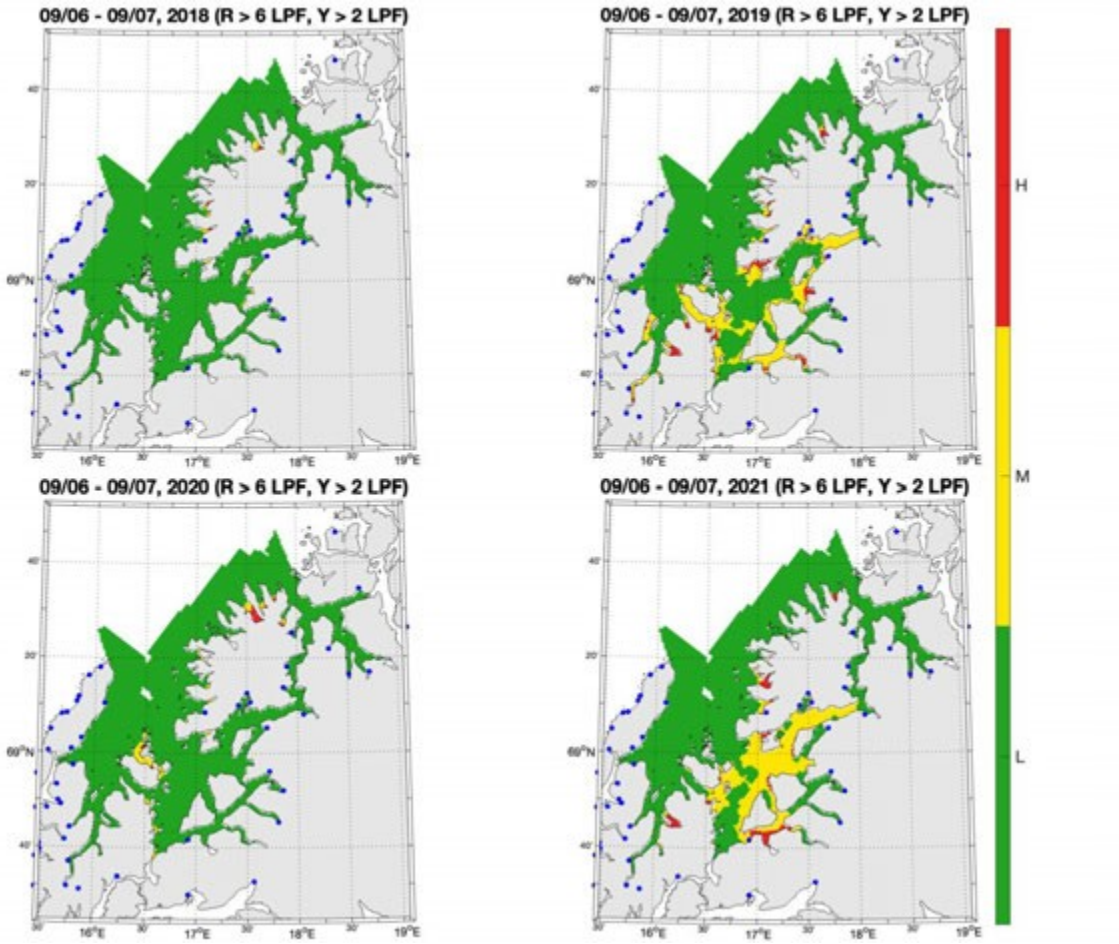

*Figur 1.118. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2021 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.*

Utslippene av lakselus økte generelt 2012-2016, holdt seg relativt stabilt 2016-2020 (unntak 2018), og høyest utslipp ble beregnet for 2021 (Figur 1.119). Beregnet som snitt av årene 2012- 2020, er andelen av areal med forhøyet smittepress godt under 10% ved median dato for utvandring for elvene i dette området, men øker utover sommeren (Figur 1.119). I 2020 er andelen av påvirket areal relativt lavt frem til midten av juni, men deretter estimeres det en kraftig øking. Utslippene i tiden rundt median smoltutvandring var betydelig høyere i 2021 enn snittet for årene 2012-2020.



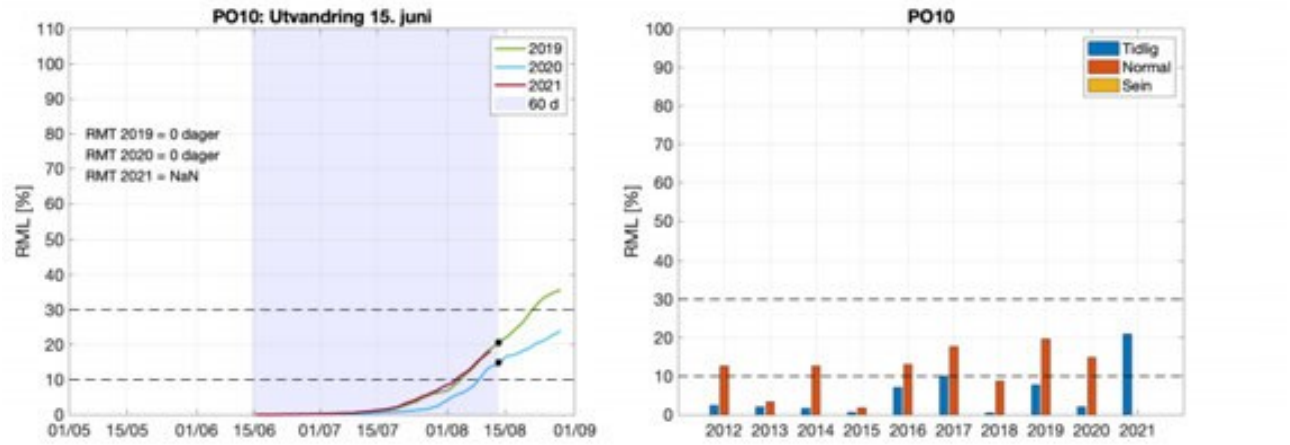

*Figur 1.119. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og ROC indekser fisk som står i fjorden fra dato på x-aksen og 30 dager frem i tid (høyre). Grafen skal leses sammen med ROC kartet (Figur 1.120) og verdiene i grafen viser andelen av arealet med forhøyet tetthet av smittsomme luselarver (jfr. Modellmetode 1: ROC). Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal utvandringsperioden for smolt brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.*

ROC modellen for årene 2018-2021 indikerer at det oftest bare er området på sørsiden av Senja som er påvirket av mye lakselus under smoltutvandringen, og da i 2019 og spesielt i 2021 (Figur 1.120).



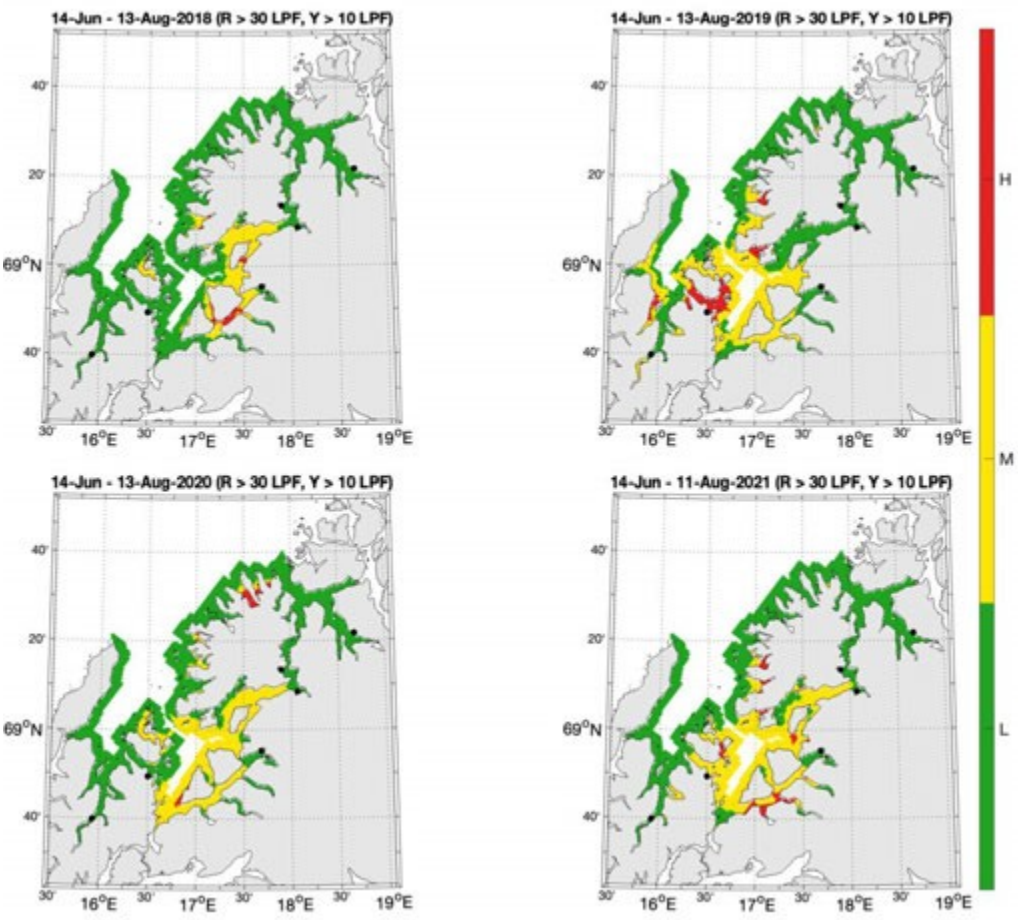

*Figur 1.120. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.*

For beitende sjøørret indikerer modellresultatene at det er moderat redusert marint leveområde (RML) ved normal utvandringsdato for flere av årene 2012-2021. For årene 2019 og 2020 estimeres ingen tapt beiteperiode (RMT) (Figur 1.121). Merk at simuleringene i 2021 ikke går lenger enn til 12. august, mens simuleringene 2012-2020 går til 29. august. Estimater av RML ved sein utvandring og ved normal utvandring i 2021 som krever data etter dette er utelatt.



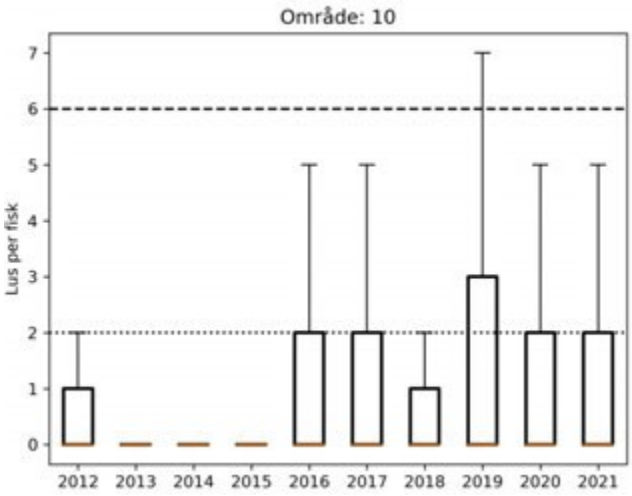

*Figur 1.121. Venstre figur viser kumulativt redusert marint leveområde (RML) for fisk som utvandrer ved median dato for utvandring for alle elevene i produksjonsområdet og redusert marin beiteperiode (RMT) 2019-2021. Grått område indikerer antatt naturlig beiteperiode (60 dager). Høyre figur viser RML etter 60 dager for årene 2012-2021 ved median dato for utvandring (Normal), og ved 20 dager tidligere (Tidlig) eller 20 dager senere utvandring (Sein).*

ROC kartene tilpasset en 60 dagers beiteperiode for sjøørret fra normal utvandring 2018-2021 (merk at det mangler ett par dager i 2021) viser at det er området sør for Senja som hovedsakelig er moderat påvirket, selv om det er enkelte områder med høy påvirkning alle årene (Figur 1.122).



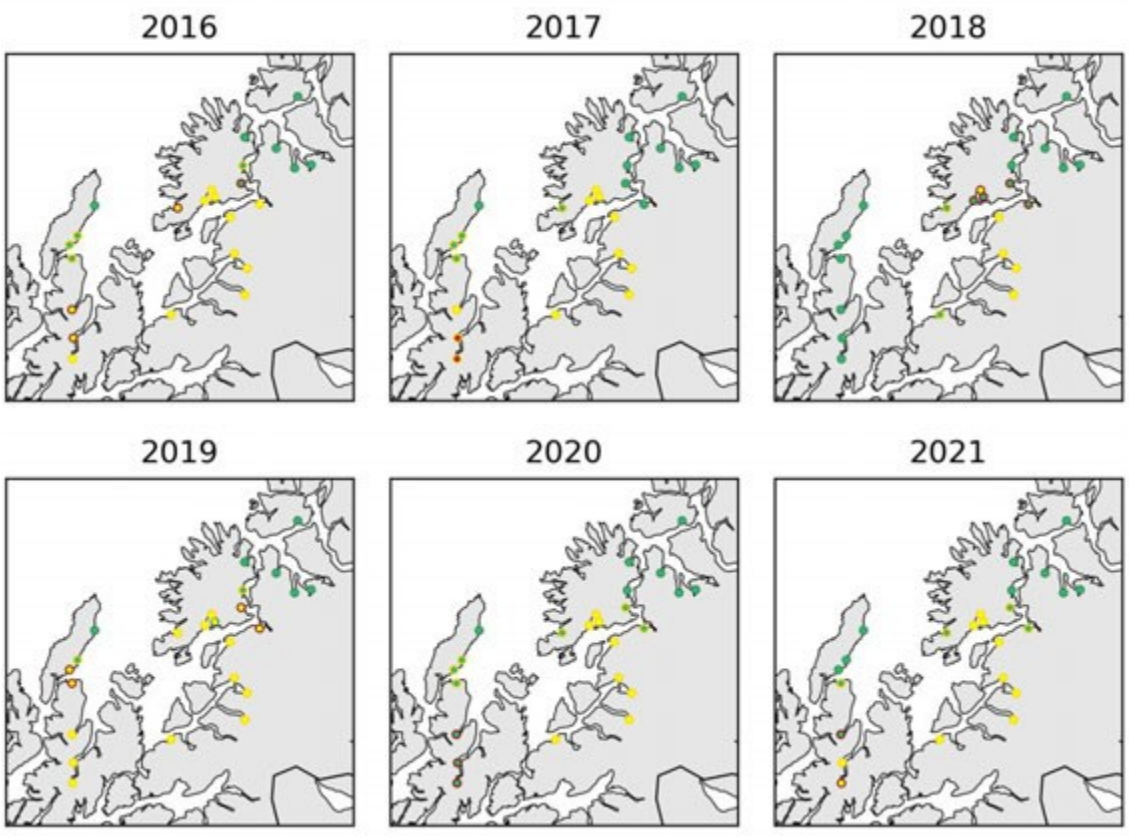

*Figur 1.122. Kart som viser hvor det er forventet at postsmolt av ørret som beiter i området fra dato for median for smoltutvandring i produksjonsområdet (periode gitt i kartene) vil bli infisert med mer enn 18 mobile lus (rød), mellom 6-18 mobile lus (gul) og mindre enn 6 mobile lus (grønn).*

Den virtuelle smoltmodellen estimerer lavt til moderat lusepåslag siden 2016 (Figur 1.123).



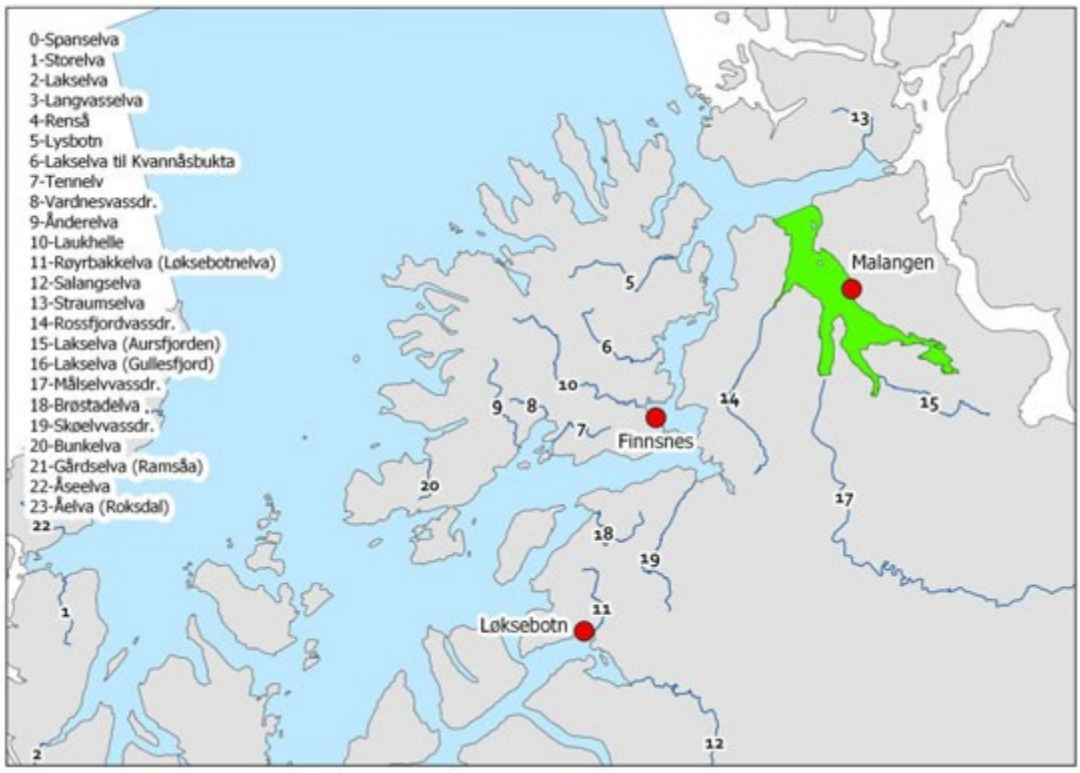

*Figur 1.123. Fordeling av estimert lusepåslag på virtuell postsmolt i årene 2012 til 2021. Her er alle elvene i produksjonsområdet vektet like (ikke etter smoltproduksjon). Boks viser antall lus på 25-75% av fisken, streker 5-95%. Orange linjer viser median antall lus på fisken. De stiplede linjene viser antatte tålegrensene for 20% og 100% dødelighet (tabell 1.1; Mest sannsynlig toleranse).*

Den estimert dødeligheten er moderat for elvene sør for Senja i perioden 2016-2021 (Figur 1.124). Enkelte elver i Vesterålen er moderat påvirket noen år. Den estimerte dødeligheten endrer kategori dersom man antar tidlig/sein utvandringstid eller lav/høy toleranse for lakselus (i henhold til tabell 1.1). Dette gjelder i hovedsak for elver kategorisert med moderat dødelighet.

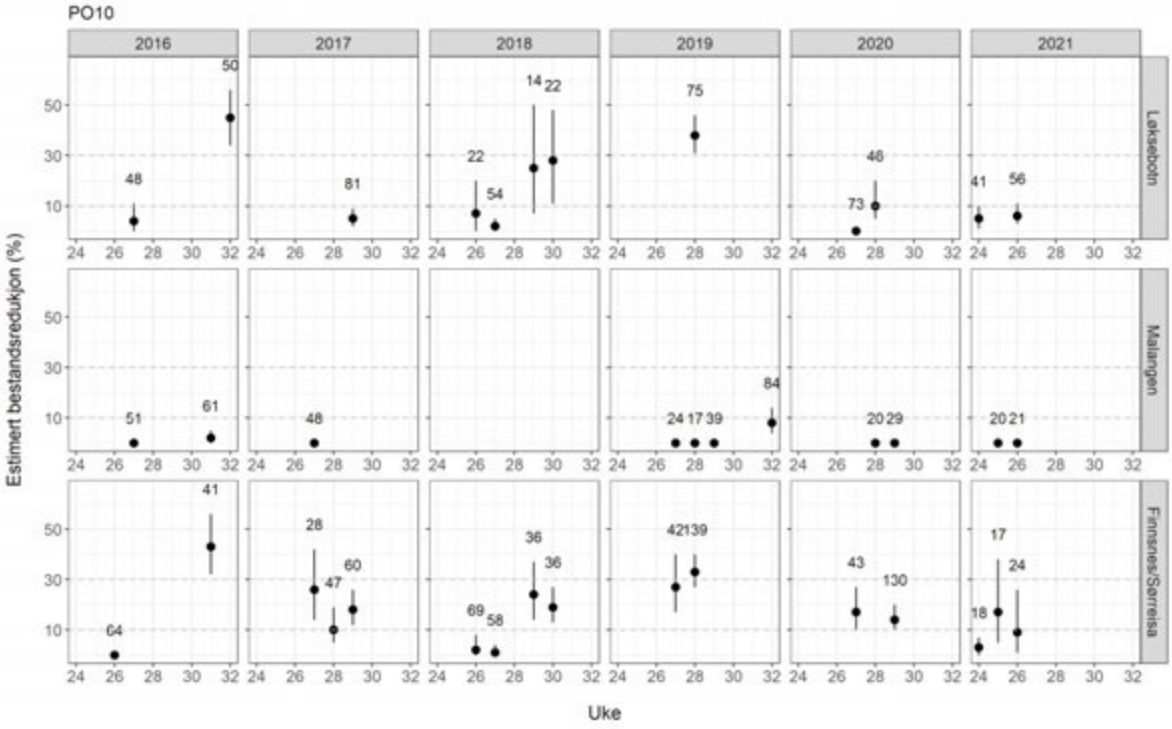



*Figur 1.124. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2016-2021 i produksjonsområdet ved antatt «normal» utvandringstid og «mest sannsynlig toleranse for lus» (grønn; < 10 %, gul; 10-30% og rød; > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring, eller høyere eller lavere toleranse for lakselus endrer kategoriseringen av dødelighet. Grønn kantfarge viser ingen endring, gul viser endret kategori i et tilfelle og rød kantfarge viser endret kategori i to, eller flere, tilfeller.*

Resultatene fra garn og rusefangst av sjøørret og sjørøye ved de ulike stasjonene (Figur 1.125) viser at det estimeres liten eller moderat dødelighet på ved Løksebotn i de første ukene etter median dato for smoltutvandring 2016-2021, med unntak av i 2019 (Figur 1.126). Ved Finnsnes er det mer lus, og det estimeres enkelte år moderat dødelighet også i ukene etter smoltutvandringen. Snitt dato for median utvandring for elvene i PO10 er 13. juni (uke 24). Senere i sesongen estimeres det oftest moderat og tidvis høy risiko på begge disse stasjonene. Ved stasjonen i Malangen som ligger i en nasjonal laksefjord, estimeres liten risiko, også utover sommeren.



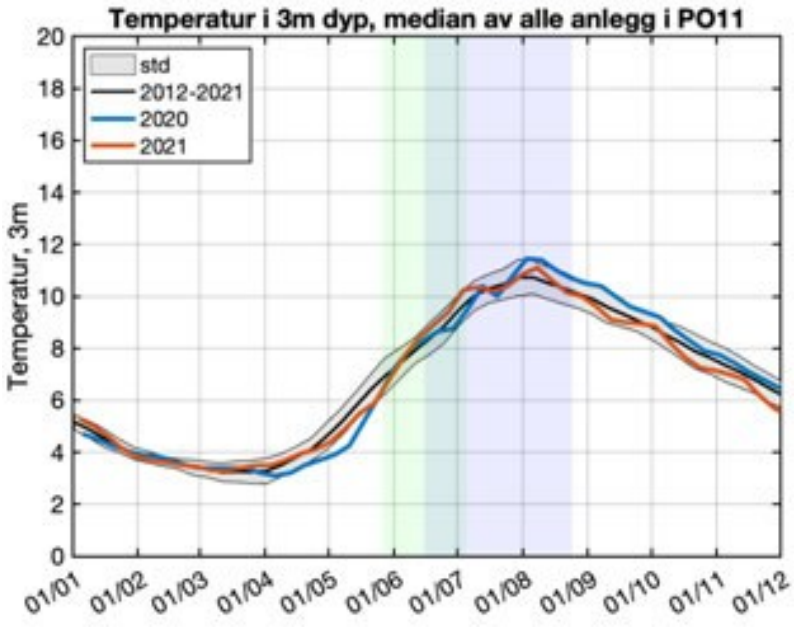

*Figur 1.125. Stasjonene undersøkt minst tre av årene i perioden 2016-2021 i NALO programmet. Lakseelvene i området er vist som tall i kartet. Grønt areal indikerer nasjonale laksefjorder.*




*Figur 1.126. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget. Antall hver uke er angitt i figuren.*

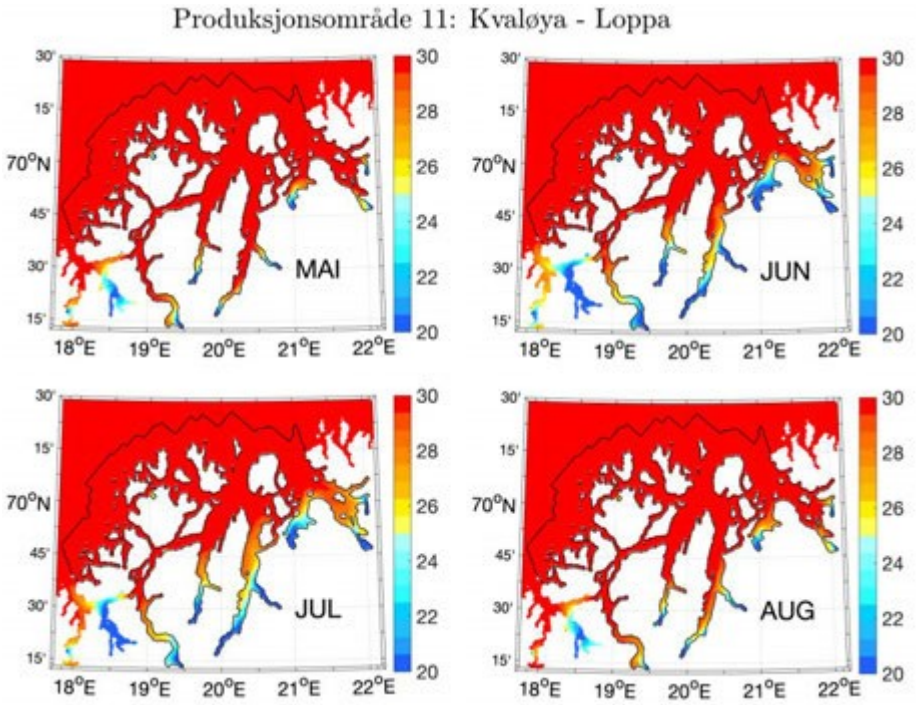
### 1.5.11 - PO 11 Kvaløya til Loppa

Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 9,0 °C, fra 8,2 til 10,4 °C (Figur 1.1). Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni- september ligger mellom 8 og 12 °C (Figur 1.127). Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjøørret.



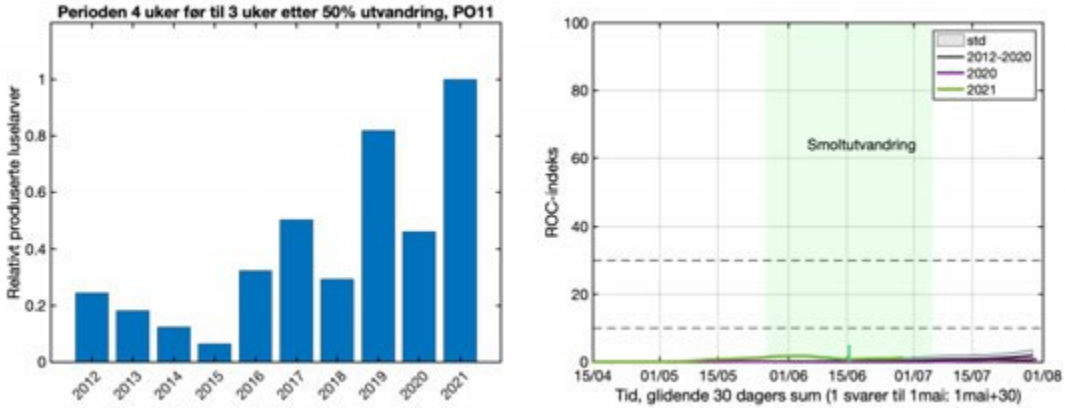

*Figur 1.127. Median temperatur på 3 m dyp basert på rapporterte temperaturer på oppdrettsanlegg i produksjonsområdet. Svart linje viser snitt av årene 2012-2021 hvor standardavvik er markert med grått felt, samt temperaturen i 2020 (blå linje) og 2021 (rød linje). Grønt område viser antatt utvandringsperiode for laks, blått antatt beiteperiode i sjø for sjøørret som vandrer ut på tidspunktet for 50% utvandring av laksesmolt.*

Saltholdigheten i PO11 indikerer at brakkvannslaget (areal innenfor grunnlinjen med saltholdighet < 25) er relativt mindre i april, øker mai-juli, før det oftest minker igjen (Figur 1.128). Det er relativt liten årviss variasjon i dette mønsteret. Lavest saltholdighet ses innerst i fjordene, men den begrensede utbredelsen av ferskvannslaget indikerer at utvandrende postsmolt av laks og beitende sjøørret og sjørøye er lite beskyttet mot lakselus av ferskvann.



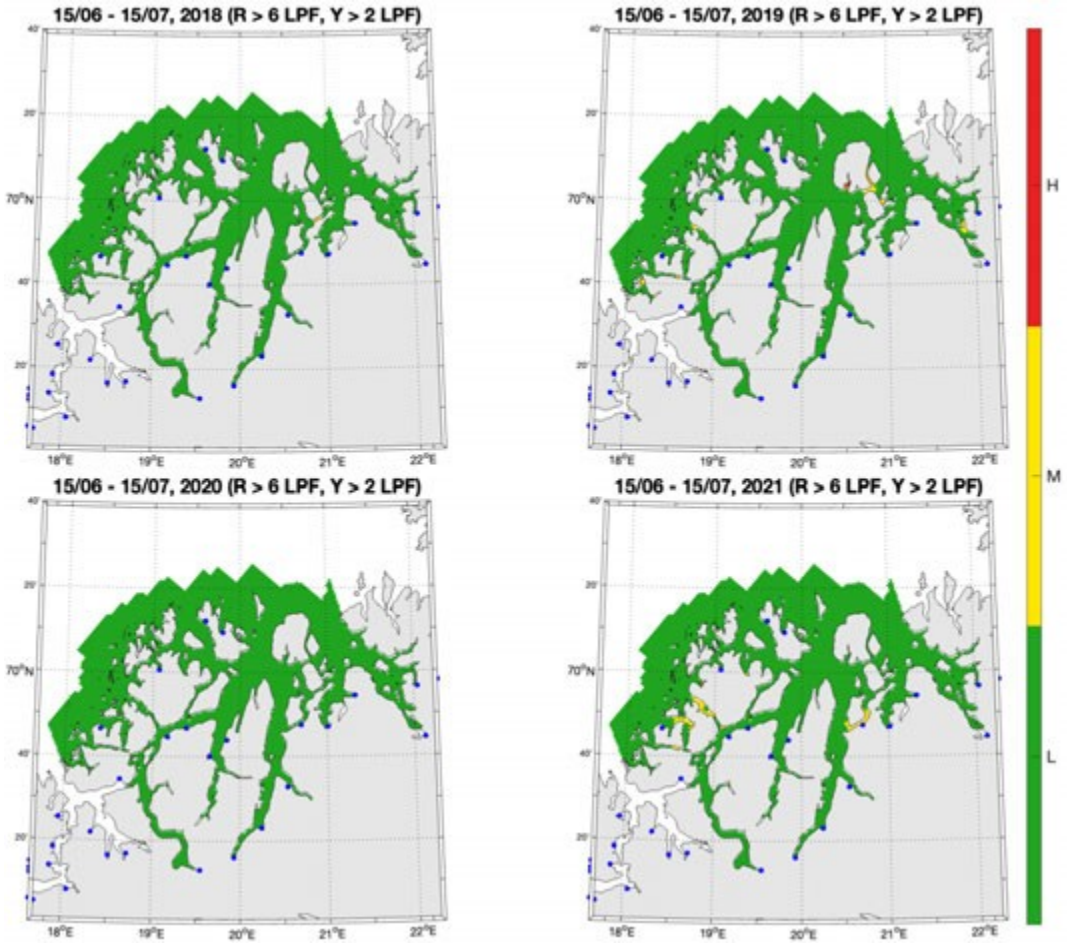

*Figur 1.128. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2021 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.*

Utslippene av lakselus i PO 11 er generelt lave, men er i 2016-2020 noe høyere enn i 2012- 2015, og høyest i 2021 (Figur 1.129). Andelen av areal med forhøyet smittepress er derfor lavt i alle årene 2012-2021 (Figur 1.129).



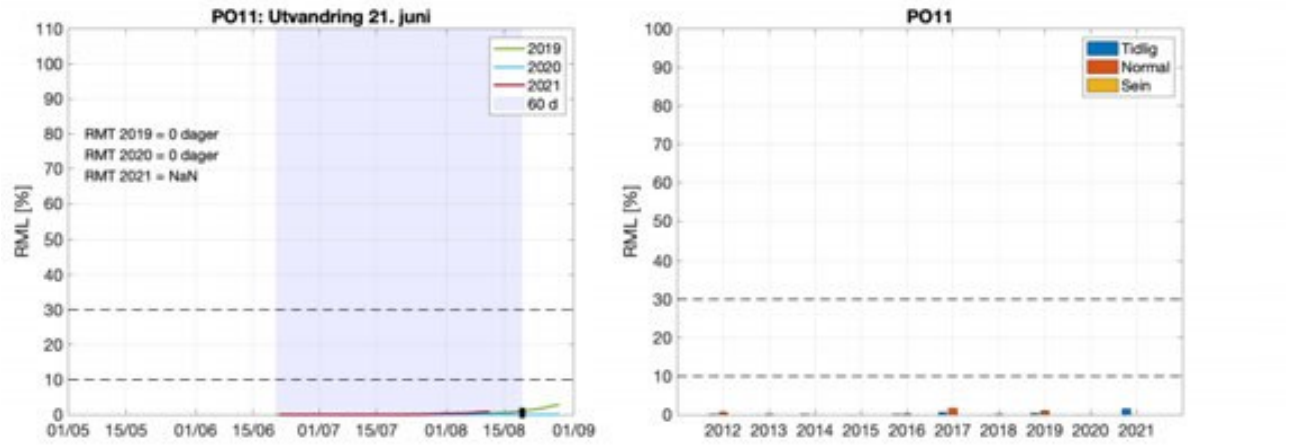

*Figur 1.129. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og ROC indekser fisk som står i fjorden fra dato på x-aksen og 30 dager frem i tid (høyre). Grafen skal leses sammen med ROC kartet (Figur 1.130) og verdiene i grafen viser andelen av arealet med forhøyet tetthet av smittsomme luselarver (jfr. Modellmetode 1: ROC). Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal utvandringsperioden for smolt brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.*

ROC kartene for 2018-2021 indikerer at det er svært begrensede områder hvor det akkumuleres høy tetthet av lakselus under smoltutvandringen (Figur 1.130).



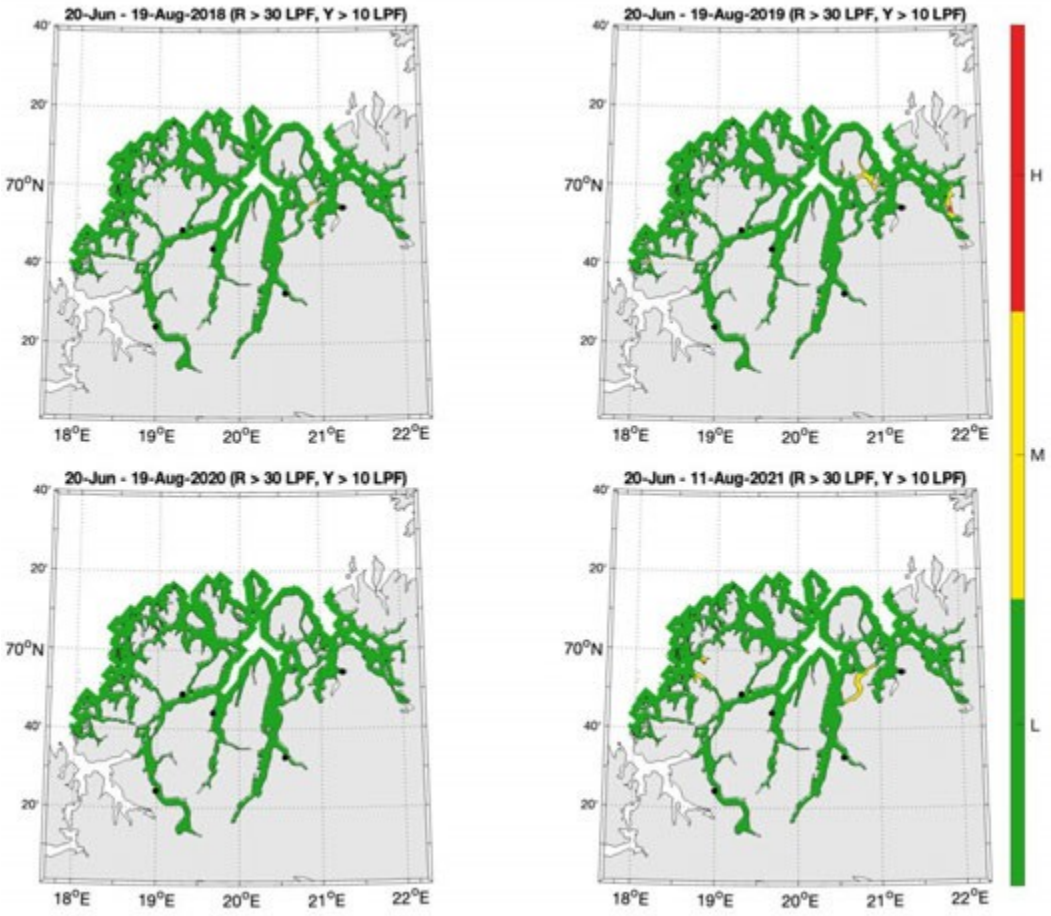

*Figur 1.130. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.*

For beitende sjøørret indikerer modellresultatene at det er lite redusert marint leveområde (RML) og ingen tapt beiteperiode (RMT) årene 2012-2021 (Figur 1.131). Merk at simuleringene i 2021 ikke går lenger enn til 12. august, mens simuleringene 2012-2020 går til 29. august. Estimater av RML ved sein utvandring og ved normal utvandring i 2021 som krever data etter dette er utelatt.



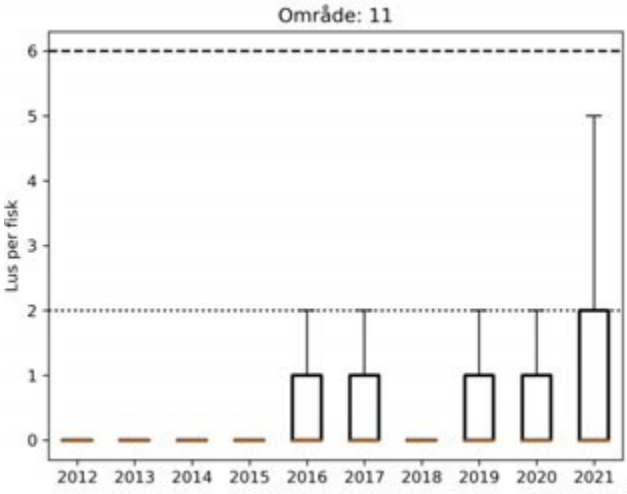

*Figur 1.131. Venstre figur viser kumulativt redusert marint leveområde (RML) for fisk som utvandrer ved median dato for utvandring for alle elevene i produksjonsområdet og redusert marin beiteperiode (RMT) 2019-2021. Grått område indikerer antatt naturlig beiteperiode (60 dager). Høyre figur viser RML etter 60 dager for årene 2012-2021 ved median dato for utvandring (Normal), og ved 20 dager tidligere (Tidlig) eller 20 dager senere utvandring (Sein).*

ROC kartene tilpasset en 60 dagers beiteperiode for sjøørret indikerer svært begrensede områder hvor estimert effekt av lakselus er høyere enn liten (Figur 1.132, merk at det mangler noen dager i 2021).



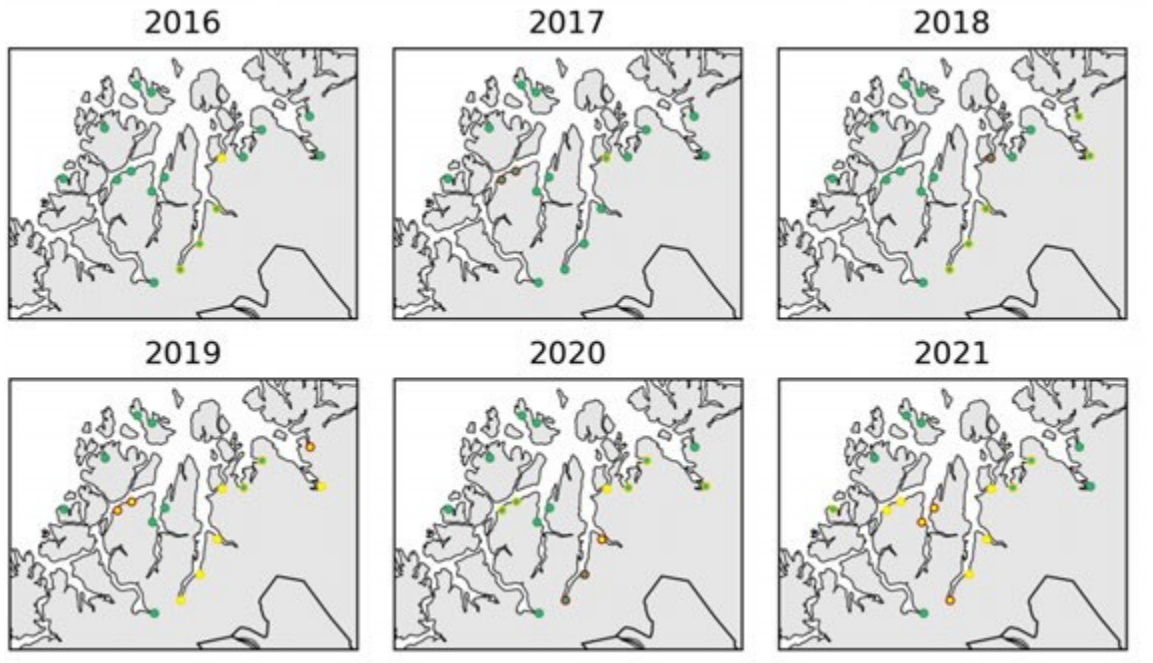

*Figur 1.132. Kart som viser hvor det er forventet at postsmolt av ørret som beiter i området fra dato for median for smoltutvandring i produksjonsområdet (periode gitt i kartene) vil bli infisert med mer enn 18 mobile lus (rød), mellom 6-18 mobile lus (gul) og mindre enn 6 mobile lus (grønn).*

Den virtuelle smoltmodellen estimerer lavt lusepåslag, men noe økende de senere år (Figur 1.133).




*Figur 1.133. Fordeling av estimert lusepåslag på virtuell postsmolt i årene 2012 til 2021. Her er alle elvene i produksjonsområdet vektet like (ikke etter smoltproduksjon). Boks viser antall lus på 25-75% av fisken, streker 5-95%. Orange linjer viser median antall lus på fisken. De stiplede linjene viser antatte tålegrensene for 20% og 100% dødelighet (tabell 1.1; Mest sannsynlig toleranse).*

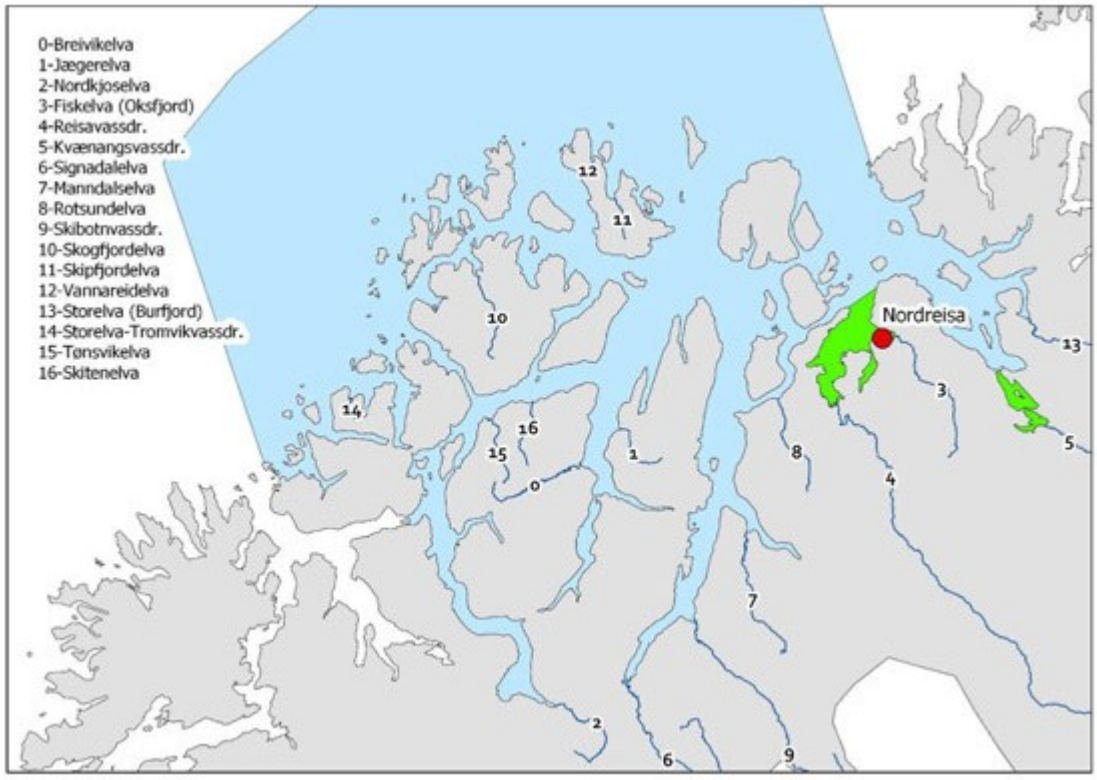
De fleste elvene i området er kategorisert med lav dødelighet i perioden 2016-2021 (Figur 1.134). For enkeltelver er det økende antall moderat påvirkede elver i 2019 og 2021, spesielt i Lyngen og Kvænangen. Den estimerte dødeligheten endrer kategori dersom man antar tidlig/sein utvandringstid eller lav/høy toleranse for lakselus (i henhold til tabell 1.1). Dette gjelder både for elver kategorisert som lav og moderat, da de vipper mellom lavt og moderat.



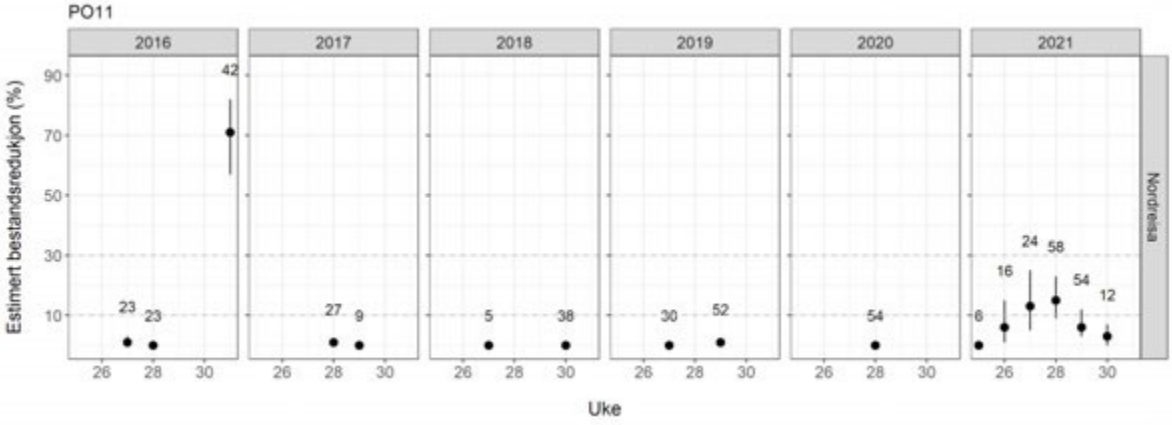

*Figur 1.134. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2016-2021 i produksjonsområdet ved antatt «normal» utvandringstid og «mest sannsynlig toleranse for lus» (grønn; < 10 %, gul; 10-30% og rød; > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring, eller høyere eller lavere toleranse for lakselus endrer kategoriseringen av dødelighet. Grønn kantfarge viser ingen endring, gul viser endret kategori i et tilfelle og rød kantfarge viser endret kategori i to, eller flere, tilfeller.*

Data fra garn og rusefangst av sjøørret og sjørøye i Nordreisa (Figur 1.135) har vist gjennomgående at det er lite lus alle årene 2016-2020 (Figur 1.136), med unntak av i 2016. I 2021 estimeres det moderat dødelighet ukene 27-28. Merk at Nordreisa ligger inne i en nasjonal laksefjord. Median dato for utvandring regnet som snitt av alle elvene i

produksjonsområdet er 19. juni (uke 25/26).



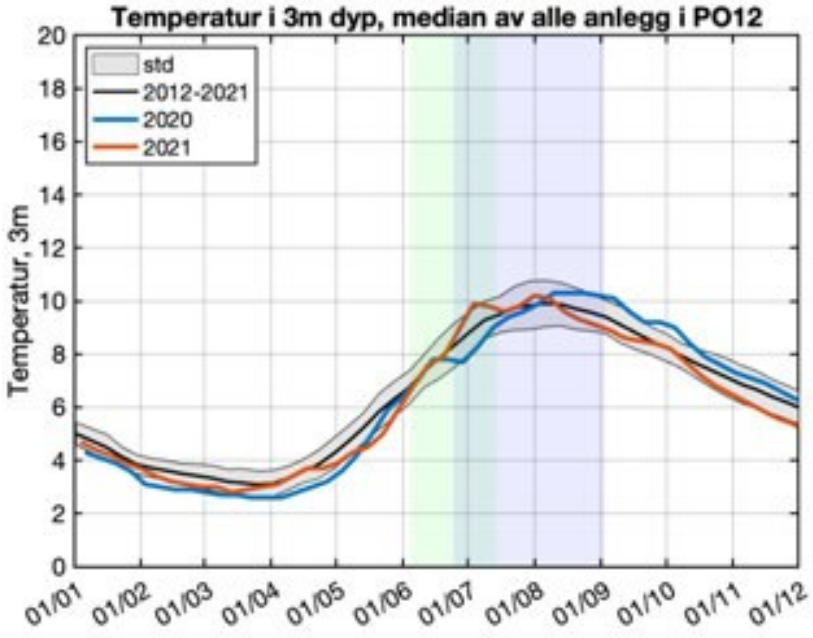

*Figur 1.135. Stasjonene undersøkt minst tre av årene i perioden 2016-2021 i NALO programmet. Lakseelvene i området er vist som tall i kartet. Grønt areal indikerer nasjonale laksefjorder.*




*Figur 1.136. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget. Antall hver uke er angitt i figuren.*

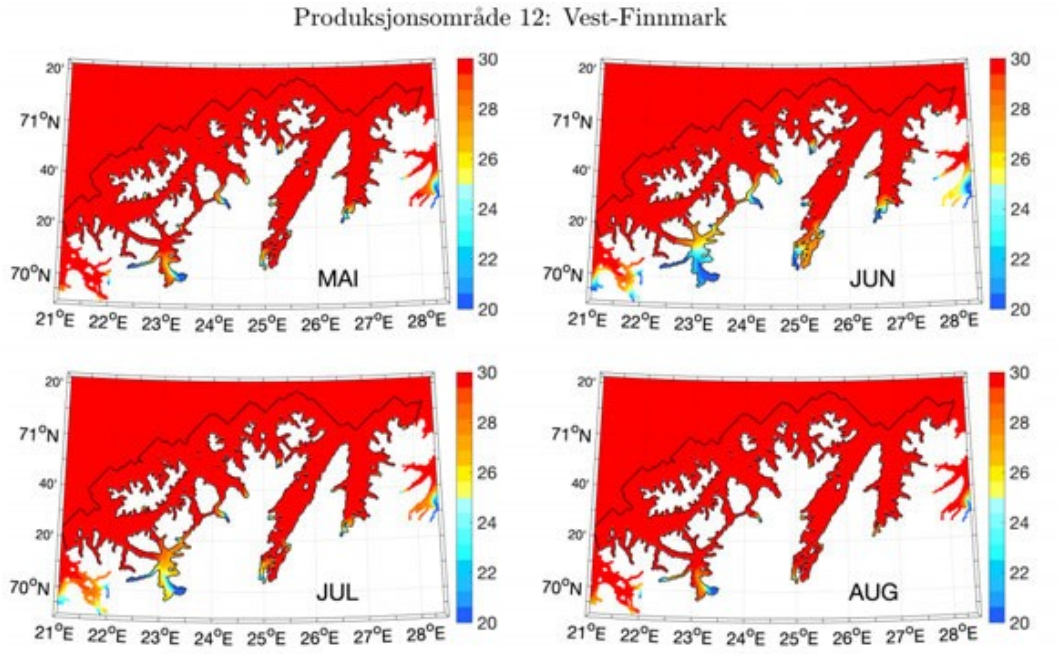
### 1.5.12 - PO 12 Vest Finnmark

Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 8,7 °C, fra 8,2 til 10,3 °C (Figur 1.1). Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni- september ligger mellom 7 og 12 °C (Figur 1.137). Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjøørret.



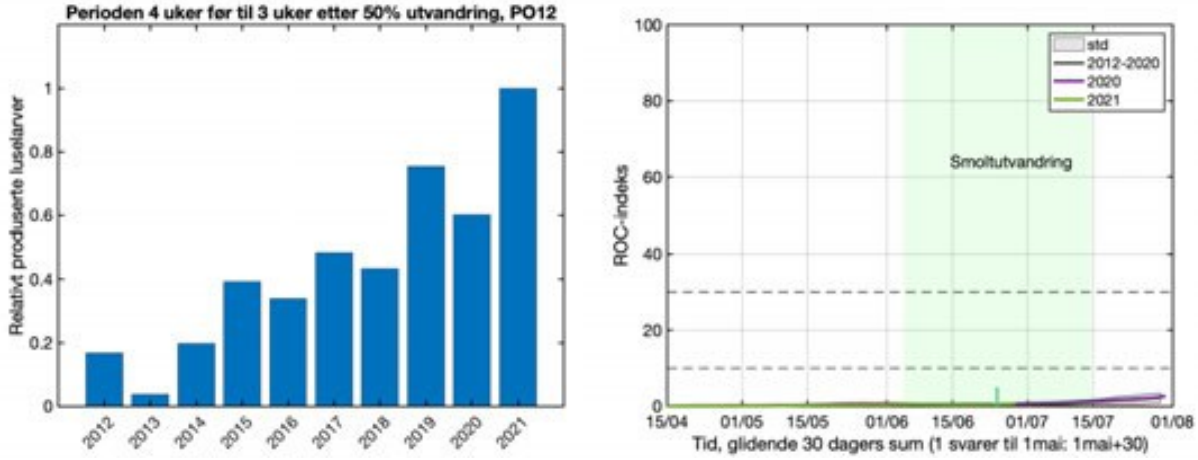

*Figur 1.137. Median temperatur på 3 m dyp basert på rapporterte temperaturer på oppdrettsanlegg i produksjonsområdet. Svart linje viser snitt av årene 2012-2021 hvor standardavvik er markert med grått felt, samt temperaturen i 2020 (blå linje) og 2021 (rød linje). Grønt område viser antatt utvandringsperiode for laks, blått antatt beiteperiode i sjø for sjøørret som vandrer ut på tidspunktet for 50% utvandring av laksesmolt.*

Saltholdigheten i PO12 indikerer generelt liten utbredelse av brakkvannslaget (saltholdighet < 25) (Figur 1.138). Det er relativt liten årviss variasjon i dette mønsteret. Det anses derfor at utvandrende postsmolt av laks og beitende sjøørret og sjørøye er relativt lite beskyttet mot lakselus av ferskvann.



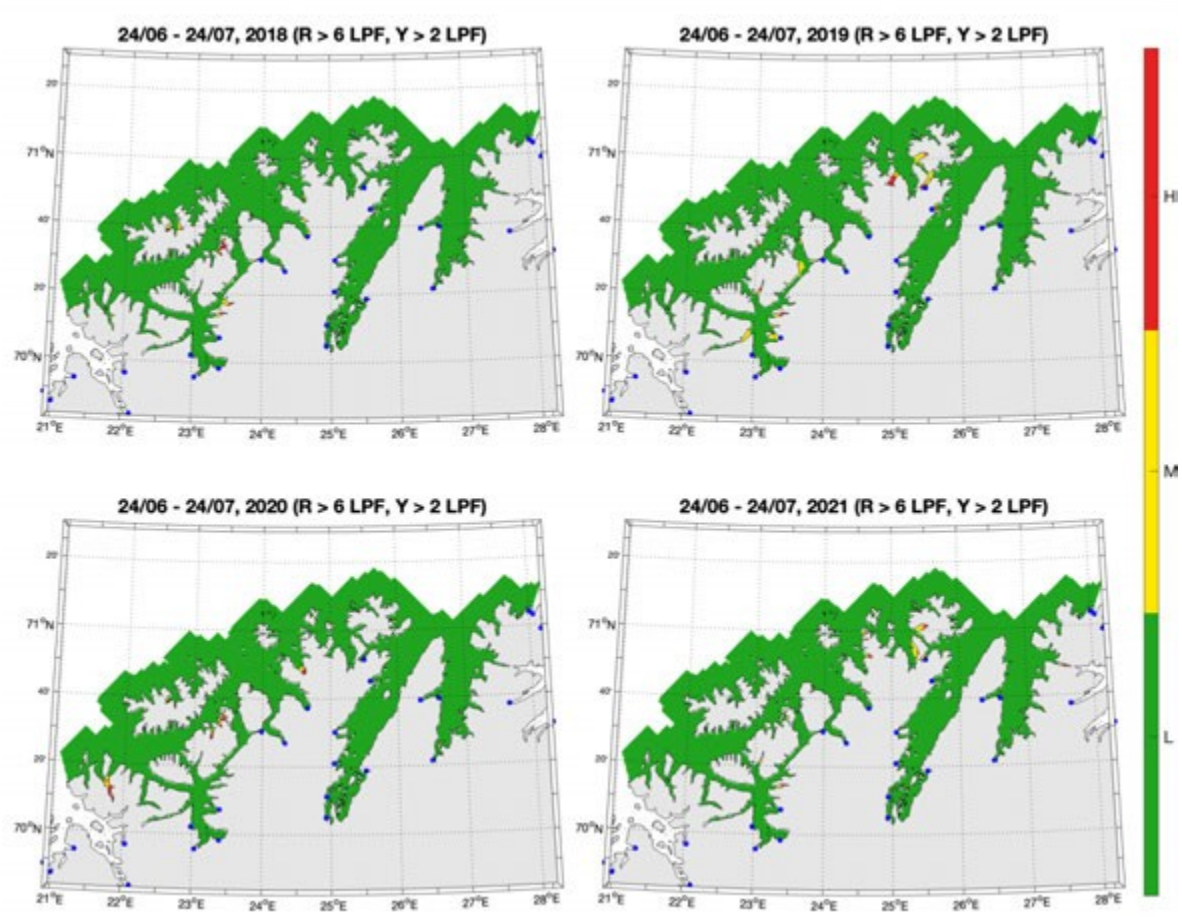

*Figur 1.138. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2021 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.*

Utslippene av lakselus er lave, selv om det har vært en økende trend 2012-2021 (Figur 1.139). Andelen av areal med forhøyet smittepress er lavt i alle årene dette er estimert.



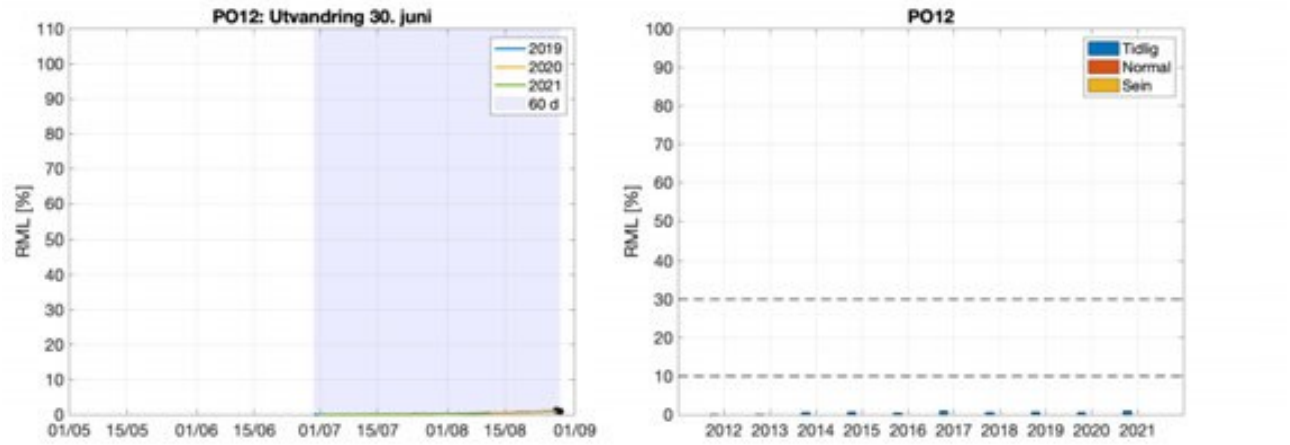

*Figur 1.139. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og ROC indekser fisk som står i fjorden fra dato på x-aksen og 30 dager frem i tid (høyre). Grafen skal leses sammen med ROC kartet (Figur 1.140) og verdiene i grafen viser andelen av arealet med forhøyet tetthet av smittsomme luselarver (jfr. Modellmetode 1: ROC). Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal utvandringsperioden for smolt brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.*

ROC kartene indikerer at det er svært begrenset med områder hvor det akkumuleres høy tetthet av lakselus under smoltutvandringen for årene 2018-2021 (Figur 1.140).



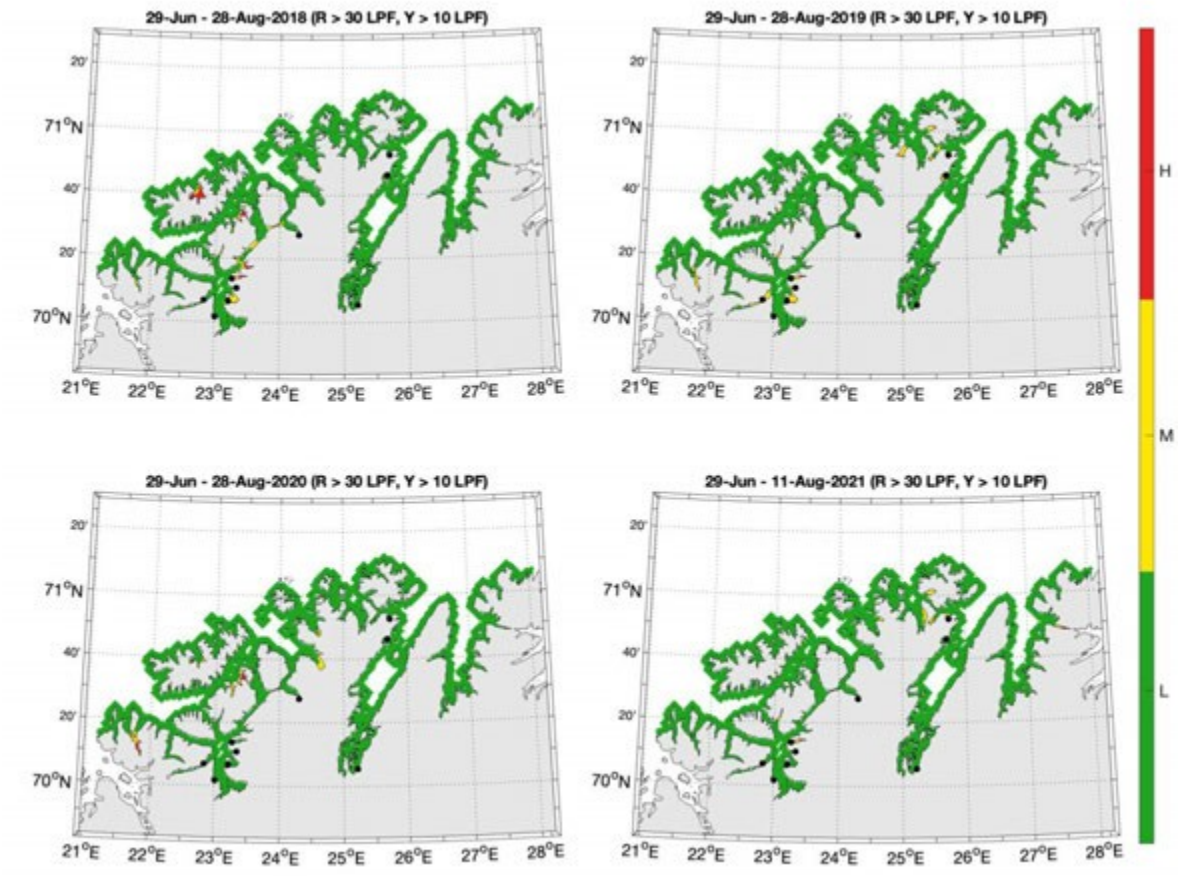

*Figur 1.140. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.*

For beitende sjøørret indikerer modellresultatene at det er lite redusert marint leveområde (RML) for årene 2012-2021 ved tidlig utvandring (Figur 1.141). Merk at simuleringene i 2021 ikke går lenger enn til 12. august, mens simuleringene 2012-2020 går til 29. august. Estimater av RML ved sein og normal utvandring som krever data etter dette er utelatt, og RMT kan ikke beregnes for noen av årene.



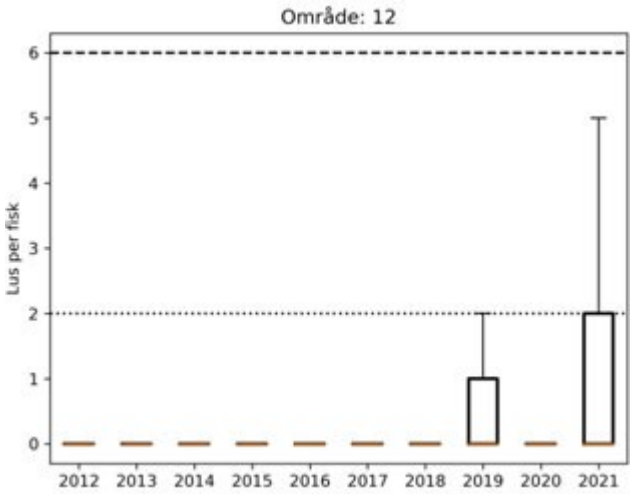

*Figur 1.141. Venstre figur viser kumulativt redusert marint leveområde (RML) for fisk som utvandrer ved median dato for utvandring for alle elevene i produksjonsområdet og redusert marin beiteperiode (RMT) 2019-2021. Grått område indikerer antatt naturlig beiteperiode (60 dager). Høyre figur viser RML etter 60 dager for årene 2012-2021 ved median dato for utvandring (Normal), og ved 20 dager tidligere (Tidlig) eller 20 dager senere utvandring (Sein).*

ROC kartene tilpasset sjøørret viser enkelte begrensede områder med høyere enn liten påvirkning av lakselus for årene 2018-2021 (Figur 1.142). Merk at for 2021 mangler det en del dager da simuleringen ble avsluttet 12. august.



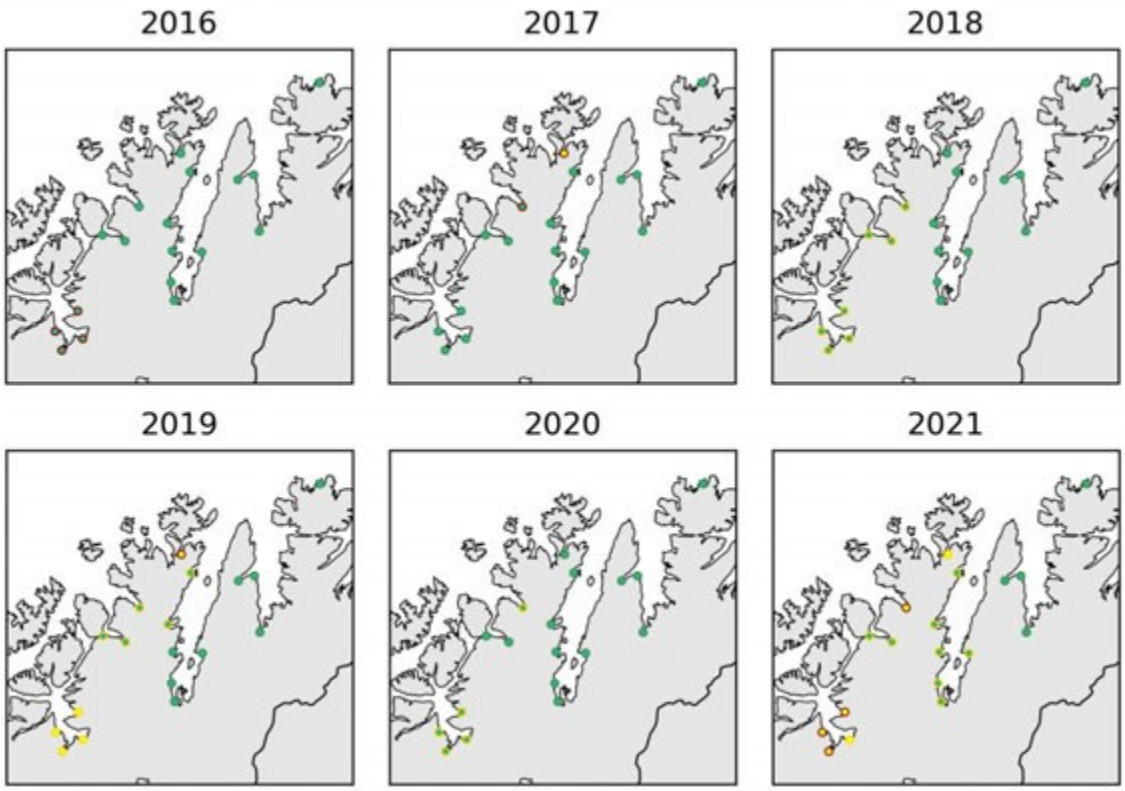

*Figur 1.142. Kart som viser hvor det er forventet at postsmolt av ørret som beiter i området fra dato for median for smoltutvandring i produksjonsområdet (periode gitt i kartene) vil bli infisert med mer enn 18 mobile lus (rød), mellom 6-18 mobile lus (gul) og mindre enn 6 mobile lus (grønn).*

Den virtuelle smoltmodellen estimerer lavt lusepåslag i produksjonsområde 12, med noe høyere påslag i 2021 (Figur 1.143).



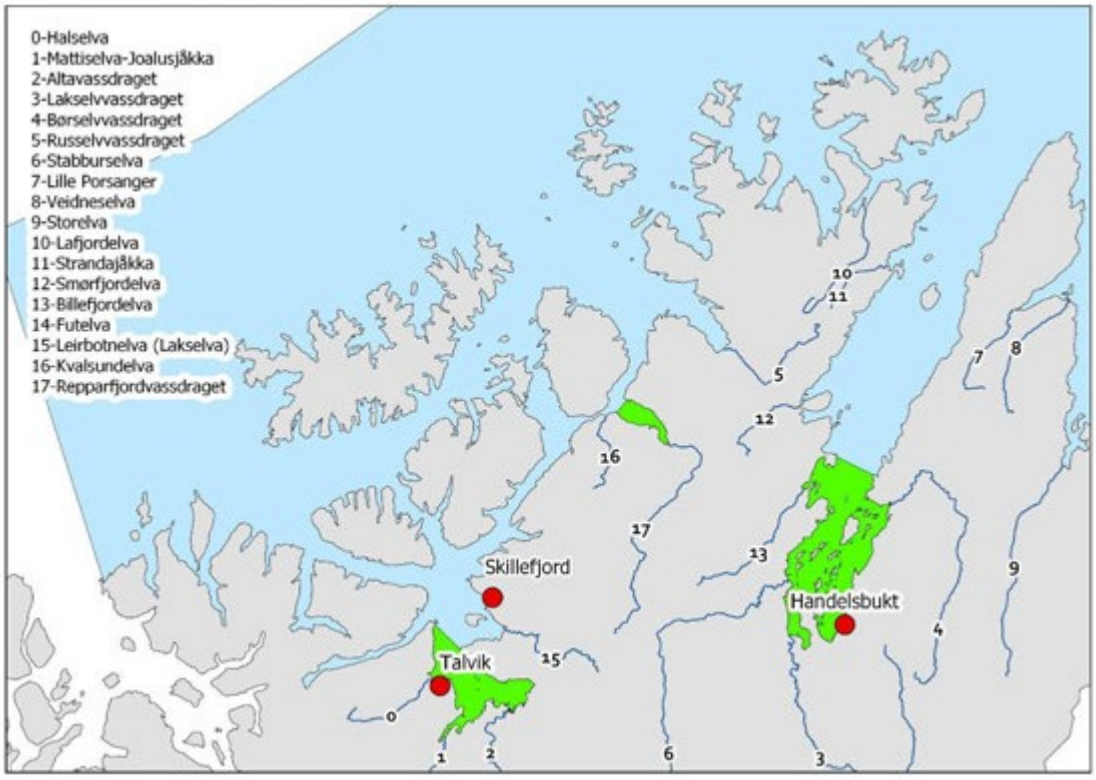

*Figur 1.143. Fordeling av estimert lusepåslag på virtuell postsmolt i årene 2012 til 2021. Her er alle elvene i produksjonsområdet vektet like (ikke etter smoltproduksjon). Boks viser antall lus på 25-75% av fisken, streker 5-95%. Orange linjer viser median antall lus på fisken. De stiplede linjene viser antatte tålegrensene for 20% og 100% dødelighet (tabell 1.1; Mest sannsynlig toleranse).*

Den estimerte dødeligheten er kategorisert som lav for de fleste elvene i perioden 2016-2021 (Figur 1.144), med unntak av i 2019 og 2021 hvor det estimeres moderat dødelighet for de 4 elvene i Altafjorden. Estimatene fra 2018-2021 endrer kategori dersom man antar tidlig/sen utvandringstid eller lav/høy toleranse for lakselus (i henhold til tabell 1.1). Dette gjelder både for elver kategorisert som lav og moderat, da de vipper mellom lavt og moderat.

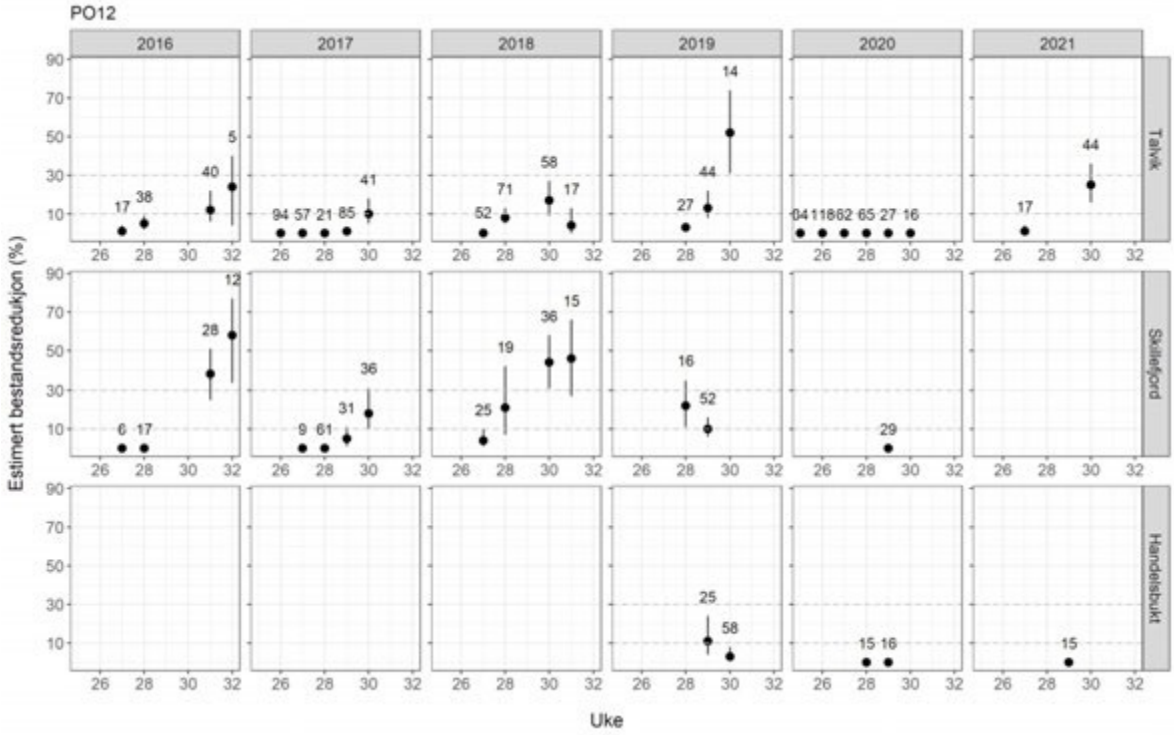



*Figur 1.144. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2016-2021 i produksjonsområdet ved antatt «normal» utvandringstid og «mest sannsynlig toleranse for lus» (grønn; < 10 %, gul; 10-30% og rød; > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring, eller høyere eller lavere toleranse for lakselus endrer kategoriseringen av dødelighet. Grønn kantfarge viser ingen endring, gul viser endret kategori i et tilfelle og rød kantfarge viser endret kategori i to, eller flere, tilfeller.*

Ruse og garnfangst av sjøørret og røye på de ulike stasjonene undersøkt årene 2016-2021 (Figur 1.145) indikerer liten eller moderat estimert dødelighet under smoltutvandringen (Figur 1.146), men økende til oftest moderat i Talvik og høy i Skillefjord høy utover sommeren for stasjonene i den nasjonale laksefjorden Altafjorden. I 2020 var det liten estimert dødelighet på alle stasjonene, inkludert begge i Altafjorden. Det estimeres lavere dødelighet i Handelsbukt, men merk at denne stasjonen ligger i den nasjonale laksefjorden i indre deler av Porsangerfjorden. Median dato for utvandring regnet som snitt av alle elvene i produksjonsområdet er 28. juni (uke 26).



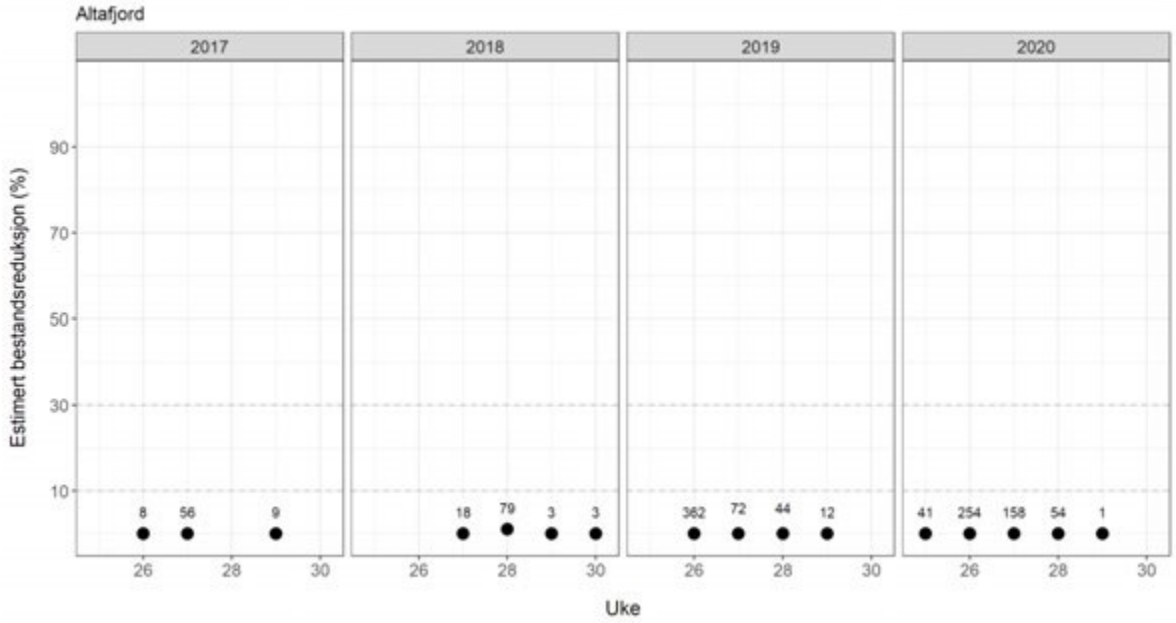

*Figur 1.145. Stasjonene undersøkt minst tre av årene i perioden 2016-2021 i NALO programmet. Lakseelvene i området er vist som tall i kartet. Grønt areal indikerer nasjonale laksefjorder.*




*Figur 1.146. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget. Antall hver uke er angitt i figuren.*

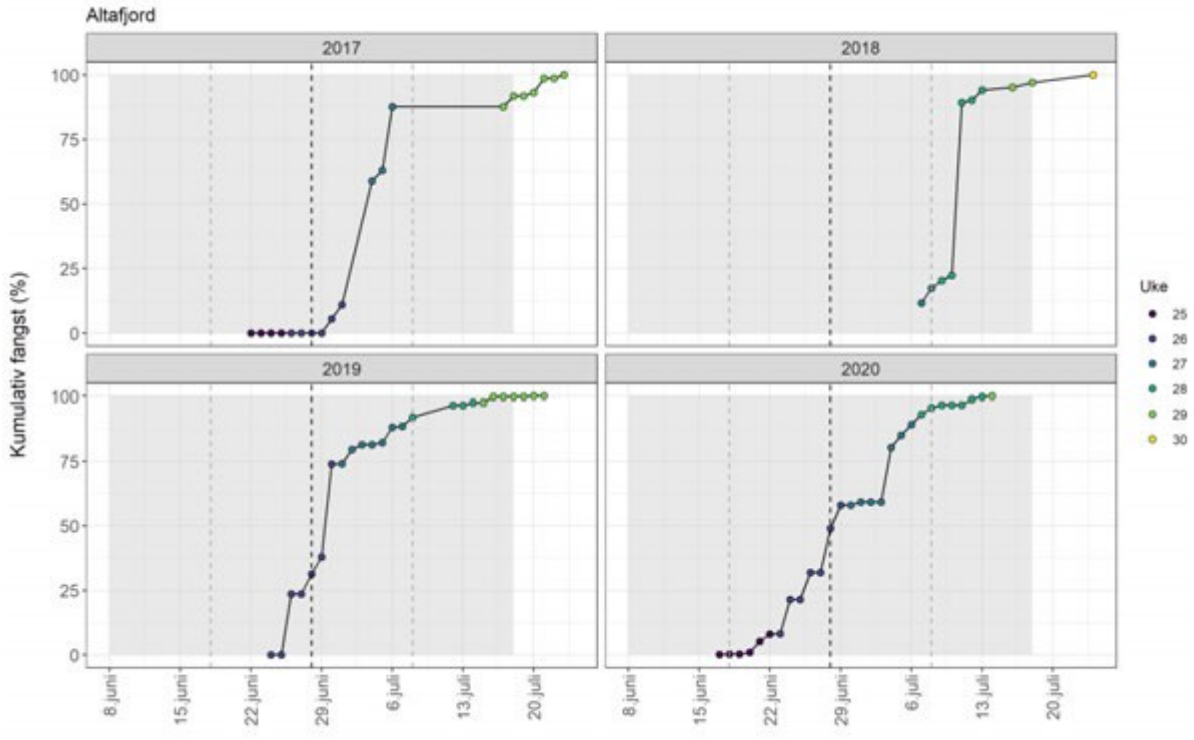
I Altafjorden er det trålt etter utvandrende postsmolt av laks 2017-2020, men det er ikke gjort genetiske analyser for å

bestemme hvilken elv fisken fanget i trålen utvandret fra. Trålingen etter utvandrende postsmolt i Altafjorden 2017-2020 indikerer liten dødelighet for alle årene (Figur 1.147). Merk at trålingen stort sett foregår i sundene ved Stjernøya og Seiland, og dekker derfor bare deler av smoltens utvandringsrute til havs. Det er ikke trålt i 2021.




*Figur 1.147. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks. Antall hver uke er angitt i figuren.*

Fangsten av fisk i Altafjorden ukene det er trålt kan indikere at en andel av fisken har utvandret før trålingen startet i 2018 og 2019, vurdert som gode fangster fra trålingen startet (Figur 1.148). De lave fangstene på slutten av trålperioden indikerer at sent utvandrende fisk er fanget opp av trålperioden.

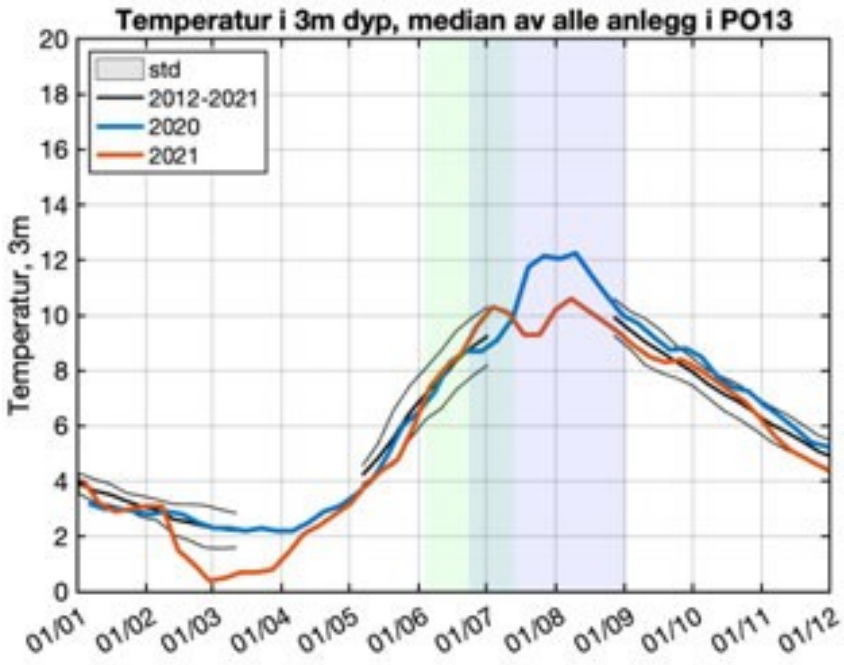



*Figur 1.148. Kumulativ fangst av laksesmolt i trål i Altafjorden 2017-2020 som % av totalfangst.*

Det er benyttet vaktbur for å estimere smittepresset i 2017 (data ikke vist). Disse viser lave påslag i hele Altafjordsområdet.

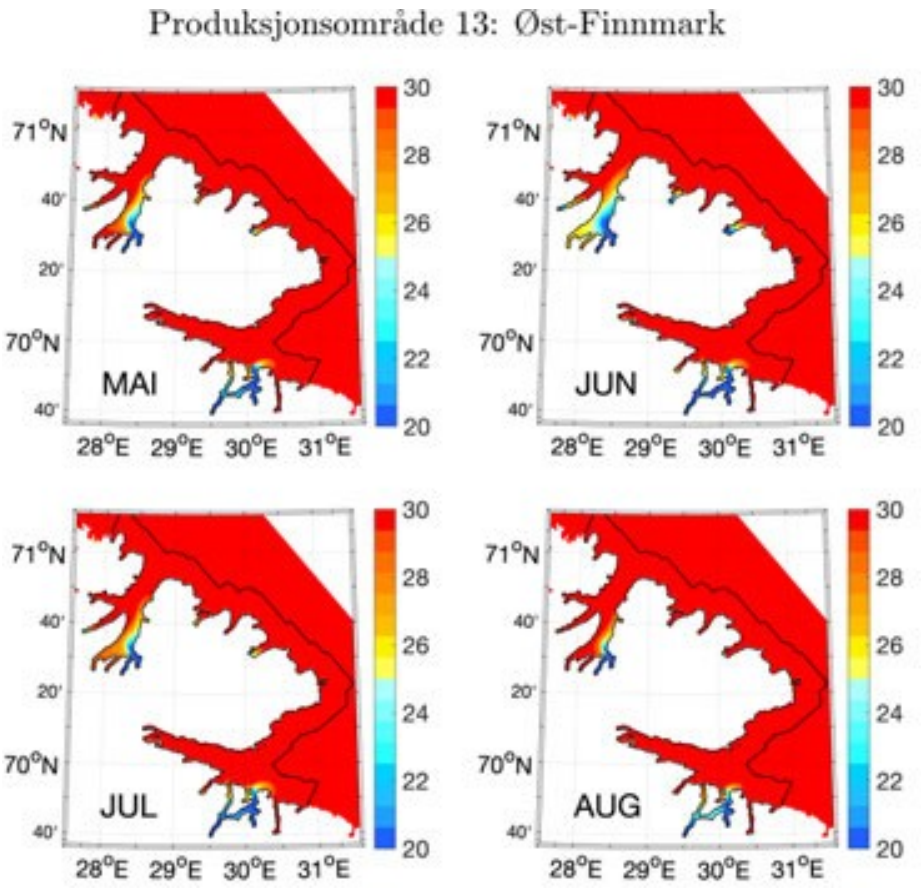
### 1.5.13 - PO 13 Øst Finnmark

Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 9,3 °C, fra 8,9 til 11,2 °C (Figur 1.1). Dette er gunstige temperaturer for lakselus. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juli-september ligger mellom 9 og 12 °C (Figur 1.149). Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjøørret.



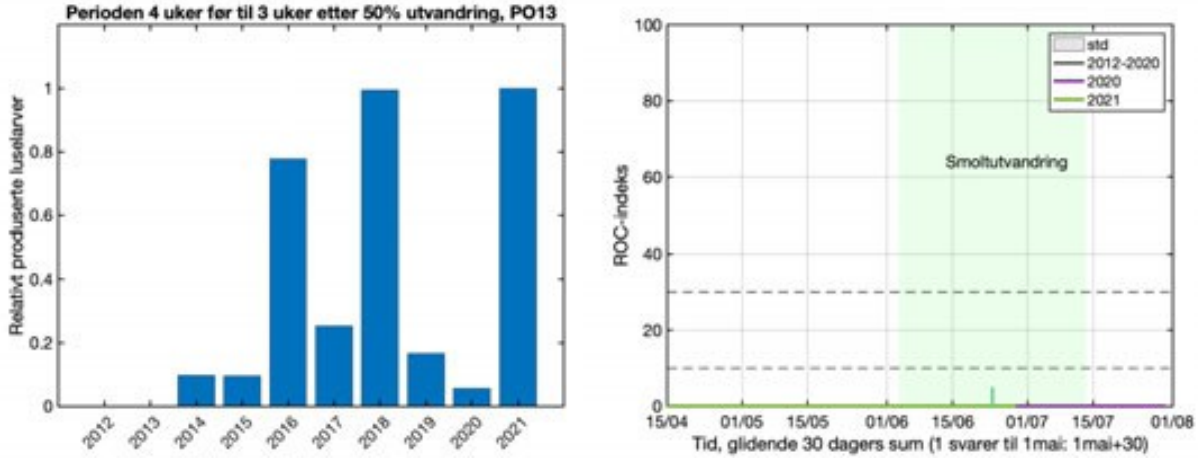

*Figur 1.149. Median temperatur på 3 m dyp basert på rapporterte temperaturer på oppdrettsanlegg i produksjonsområdet. Svart linje viser snitt av årene 2012-2021 hvor standardavvik er markert med grått felt, samt temperaturen i 2020 (blå linje) og 2021 (rød linje). Grønt område viser antatt utvandringsperiode for laks, blått antatt beiteperiode i sjø for sjøørret som vandrer ut på tidspunktet for 50% utvandring av laksesmolt.*

Saltholdigheten i PO13 indikerer at brakkvannslaget (saltholdighet < 25) er mindre i april, men at dette øker mai-juli, før det oftest minker igjen (Figur 1.150). Utbredelsen av ferskvann er svært begrenset. Det anses derfor at utvandrende postsmolt av laks og beitende sjøørret og sjørøye er relativt lite beskyttet mot lakselus av ferskvann.



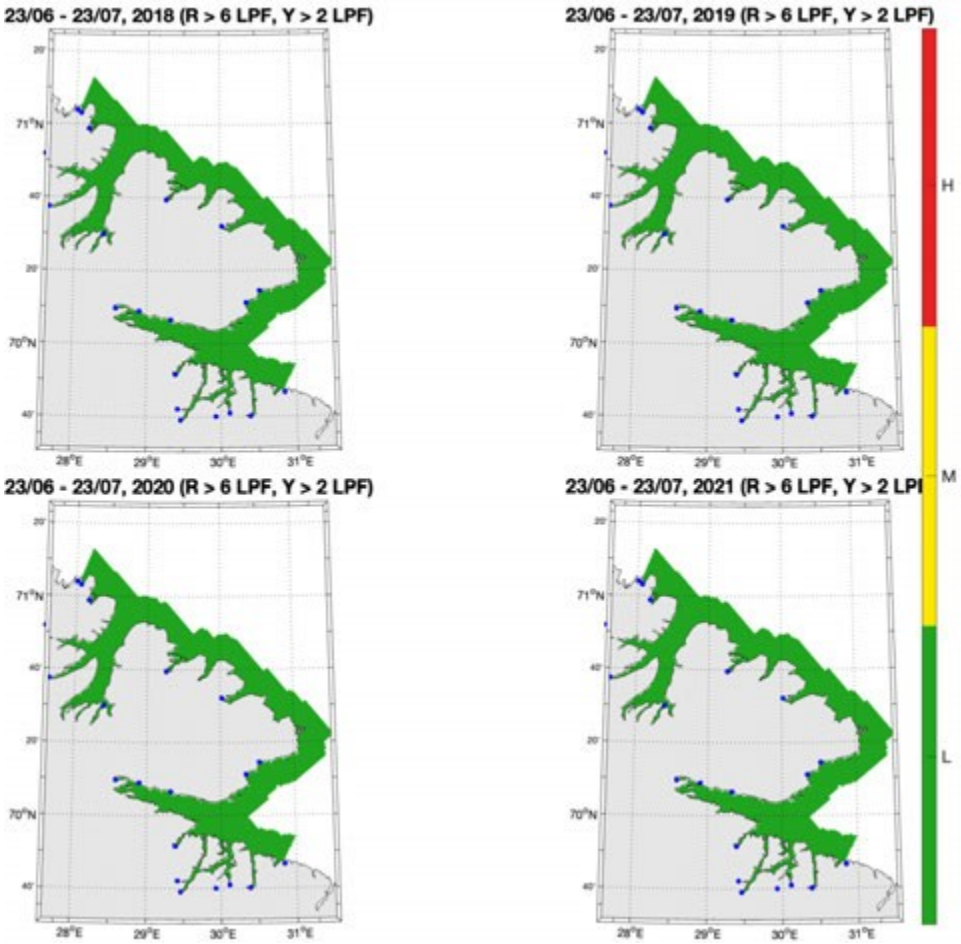

*Figur 1.150. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2021 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.*

Utslippene av lakselus og andelen av areal med forhøyet smittepress er lave og viser ingen trend i tidsperioden 2012-2021 (Figur 1.151).



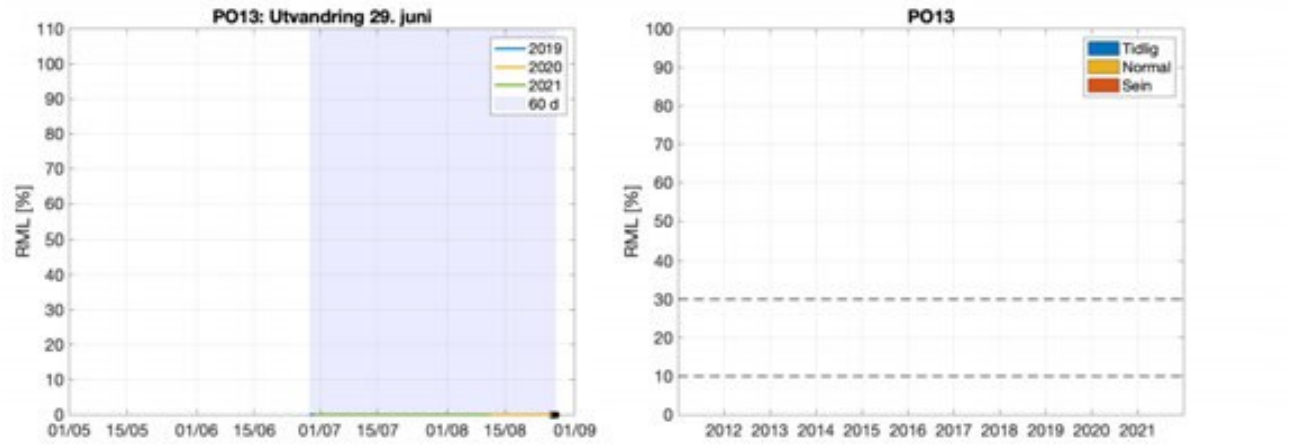

*Figur 1.151. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og ROC indekser fisk som står i fjorden fra dato på x-aksen og 30 dager frem i tid (høyre). Grafen skal leses sammen med ROC kartet (Figur 1.152) og verdiene i grafen viser andelen av arealet med forhøyet tetthet av smittsomme luselarver (jfr. Modellmetode 1: ROC). Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal utvandringsperioden for smolt brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.*

ROC kartene indikerer at det ikke er områder hvor det akkumuleres høy tetthet av lakselus under smoltutvandringen noen av årene 2018-2021 (Figur 1.152).



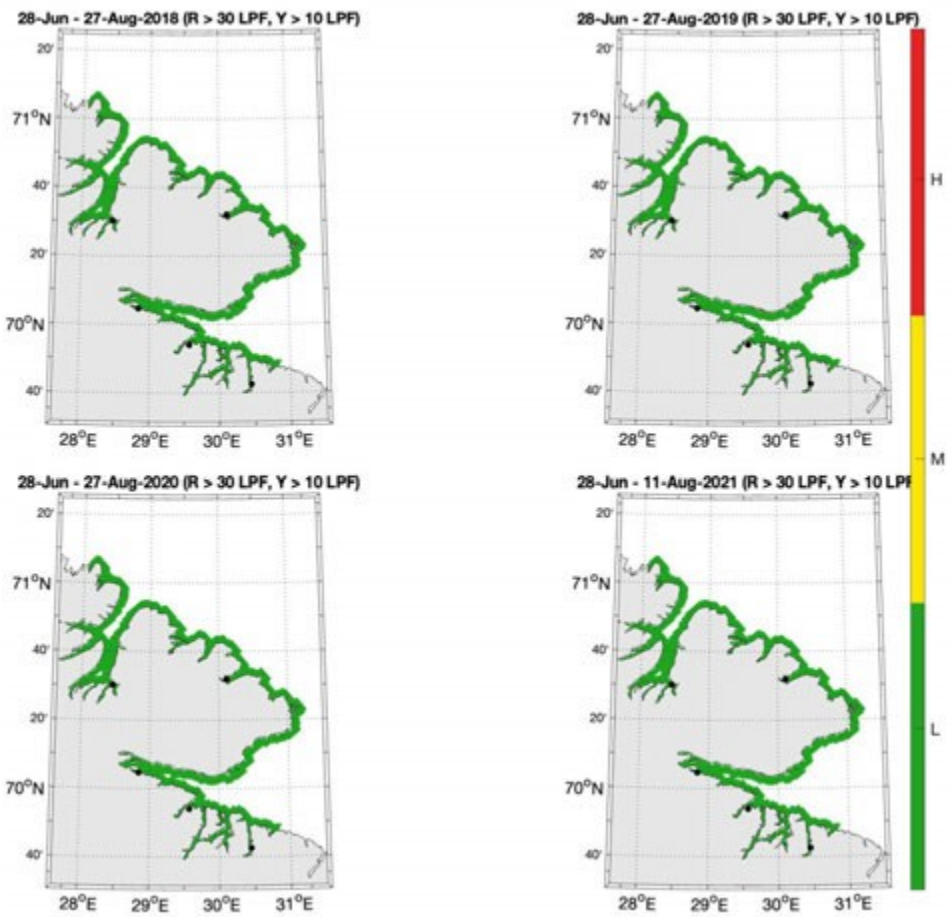

*Figur 1.152. Figuren viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.*

For beitende sjøørret indikerer modellresultatene at det er lite redusert marint leveområde (RML) ved tidlig utvandring årene 2012-2021 (Figur 1.153). Merk at simuleringene i 2021 ikke går lenger enn til 12. august, mens simuleringene 2012-2020 går til 29. august. Estimater av RML ved normal og sein utvandring som krever data etter dette er utelatt, og RMT kan ikke estimeres.



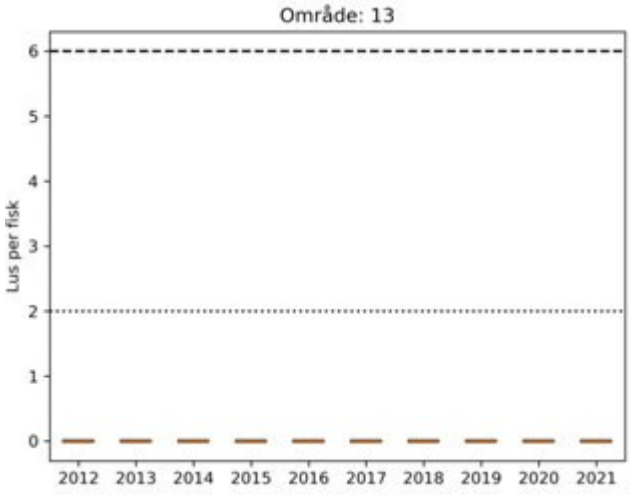

*Figur 1.153. Venstre figur viser kumulativt redusert marint leveområde (RML) for fisk som utvandrer ved median dato for utvandring for alle elevene i produksjonsområdet og redusert marin beiteperiode (RMT) 2019-2021. Grått område indikerer antatt naturlig beiteperiode (60 dager). Høyre figur viser RML etter 60 dager for årene 2012-2021 ved median dato for utvandring (Normal), og ved 20 dager tidligere (Tidlig) eller 20 dager senere utvandring (Sein).*

ROC kartene tilpasset en 60 dagers beiteperiode for sjøørret indikerer ingen områder med moderat eller høy påvirkning av lakselus i produksjonsområdet (Figur 1.154). Merk at det mangler en del dager fra ROC kartet i 2021 da simuleringen ble avsluttet 12. august.

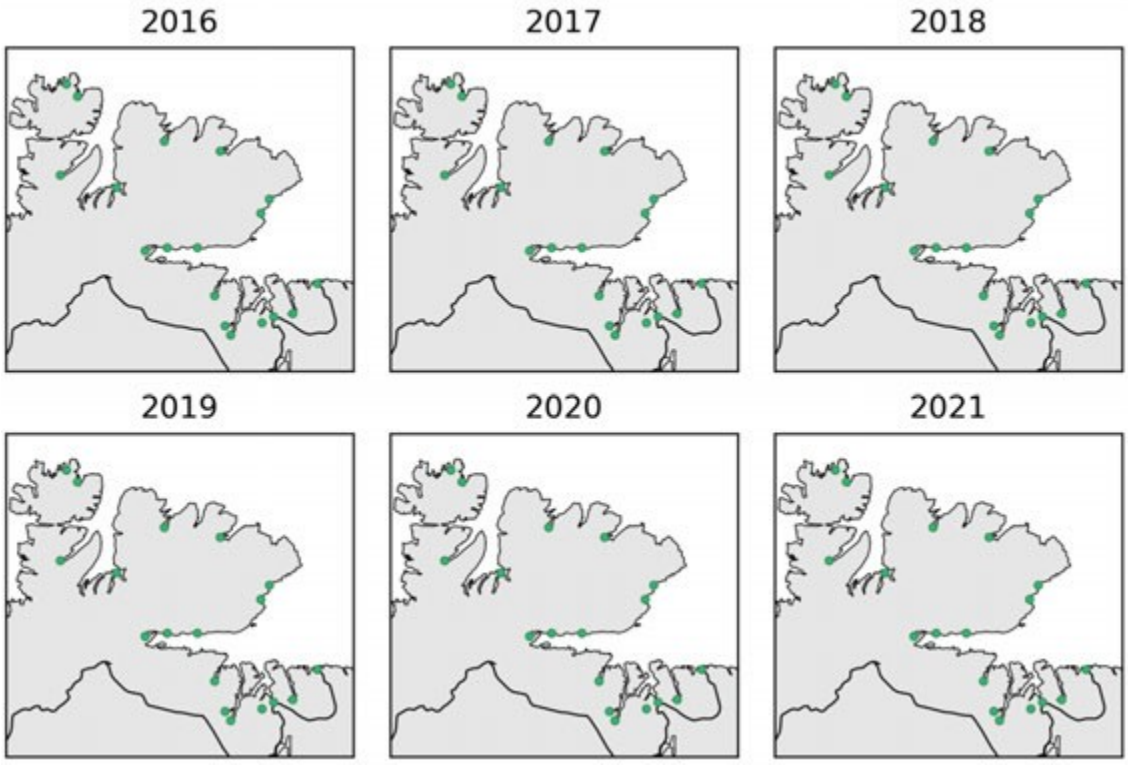



*Figur 1.154. Kart som viser hvor det er forventet at postsmolt av ørret som beiter i området fra dato for median for smoltutvandring i produksjonsområdet (periode gitt i kartene) vil bli infisert med mer enn 18 mobile lus (rød), mellom 6-18 mobile lus (gul) og mindre enn 6 mobile lus (grønn).*

Estimat fra den virtuelle smoltmodellen viser lite lus på den utvandrende postsmolten av laks 2012-2021, og liten risiko for lakselusrelatert dødelighet for alle elvene (Figur 1.155). Den estimerte dødeligheten blir kategorisert som lav uansett antatt utvandring og tålegrenser (Figur 1.156).



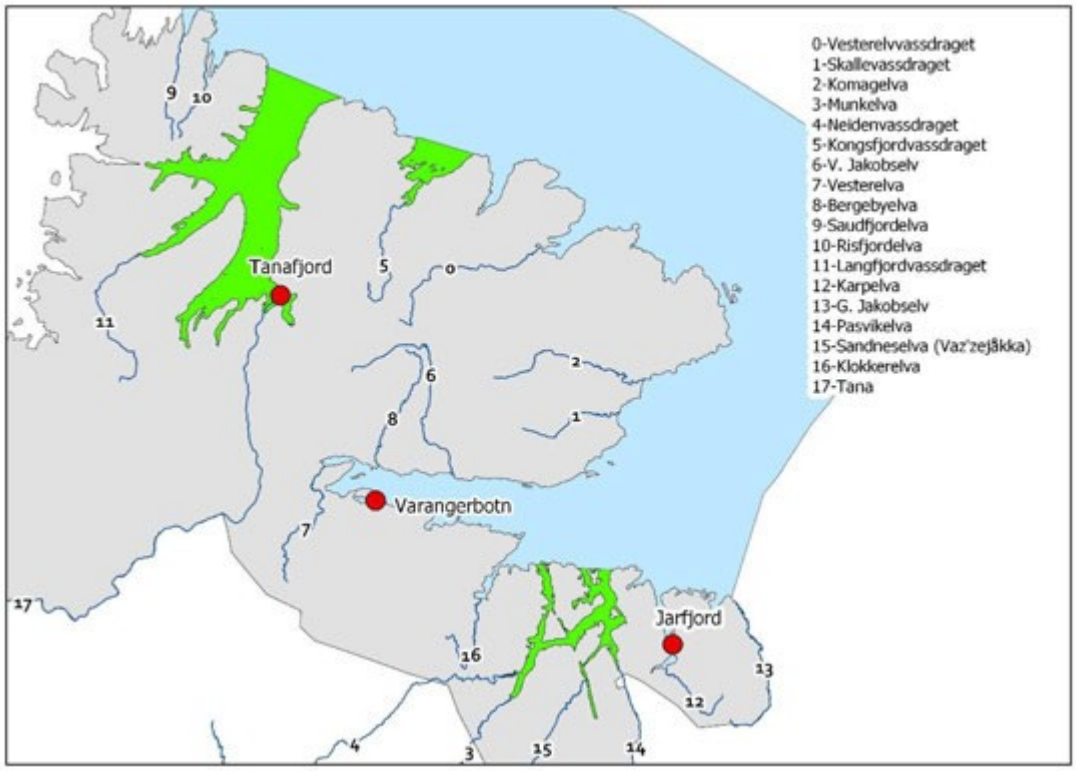

*Figur 1.155. Fordeling av estimert lusepåslag på virtuell postsmolt i årene 2012 til 2021. Her er alle elvene i produksjonsområdet vektet like (ikke etter smoltproduksjon). Boks viser antall lus på 25-75% av fisken, streker 5-95%. Orange linjer viser median antall lus på fisken. De stiplede linjene viser antatte tålegrensene for 20% og 100% dødelighet (tabell 1.1; Mest sannsynlig toleranse).*



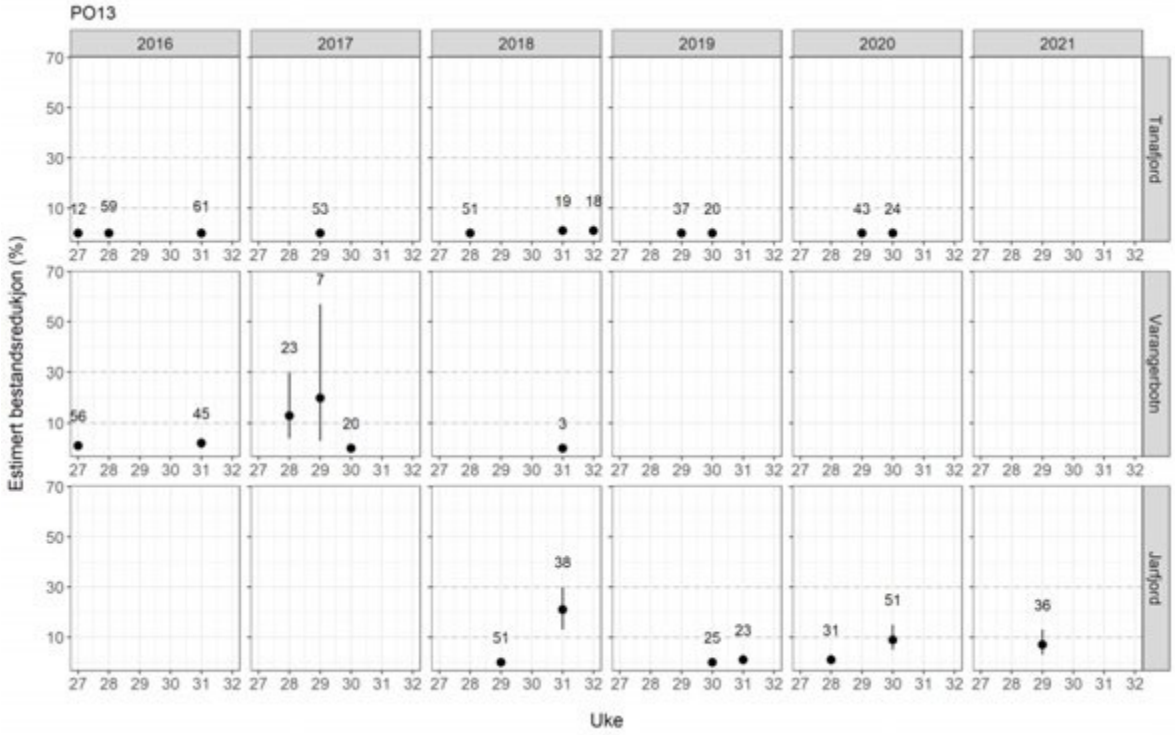

*Figur 1.156. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2016-2021 i produksjonsområdet ved antatt «normal» utvandringstid og «mest sannsynlig toleranse for lus» (grønn; < 10 %, gul; 10-30% og rød; > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring, eller høyere eller lavere toleranse for lakselus endrer kategoriseringen av dødelighet. Grønn kantfarge viser ingen endring, gul viser endret kategori i et tilfelle og rød kantfarge viser endret kategori i to, eller flere, tilfeller.*

Ruse og garnfangst av sjøørret og røye på de ulike stasjonene undersøkt 2016-2021 (Figur 1.157) indikerer stort sett

liten estimert dødelighet under smoltutvandringen for alle stasjonene (Figur 1.158). Median dato for utvandring regnet som snitt av alle elvene i produksjonsområdet er 27. juni (uke 26).




*Figur 1.157. Stasjonene undersøkt minst tre av årene i perioden 2016-2021 i NALO programmet. Lakseelvene i området er vist som tall i kartet. Grønt areal indikerer nasjonale laksefjorder.*




*Figur 1.158. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget. Antall hver uke er angitt i figuren.*

## 1.6 - Referanser

Albretsen J, Asplin LC (2017a). Fysisk oseanografiske forhold i produksjonsområdene for akvakultur. Rapport fra Havforskningen, 11-2017, 20 s.

Albretsen J, Asplin LC (2017b). Fysisk oseanografiske forhold i produksjonsområdene for akvakultur. Rapport fra Havforskningen, 38 - 2017, 28 s.

Albretsen J, Sperrevik AK, Staalstrøm A, Sandvik AD, Vikebø F, Asplin L (2011). NorKyst-800 report no. 1: User manual and technical descriptions. Fisken og Havet, 2 - 2011, 51 s.

Arechavala-Lopez P, Uglem I, Berg M, Bjørn PA, Finstad B (2016). Large-scale use of fish traps for monitoring sea trout (Salmo trutta) smolts and sea lice (Lepeophtheirus salmonis) infestations: efficiency and reliability. Marine Biology Research 12, 76-84.

Asplin L, Albretsen J, Johnsen IA, Sandvik AD (2020). The hydrodynamic foundation for salmon lice dispersion modeling along the Norwegian coast. Ocean Dynamics 70, 1151-1167.

Asplin L, Johnsen IA, Sandvik AD, Albretsen J, Sundfjord V, Aure J, Boxaspen KK (2014). Dispersion of salmon lice in the Hardangerfjord. Marine Biology Research 10, 216-225.

Asplin L, Salvanes AGV, Kristoffersen JB (1999). Non-local wind- driven fjord-coast advection and its potential effect on plankton and fish recruitment. Fisheries Oceanography 8, 255-263.

Barker SE, Bricknell IR, Covello J, Purcell S, Fast MD, Wolters W, Bouchard DA (2019). Sea lice, Lepeophtheirus salmonis (Krøyer 1837), infected Atlantic salmon (Salmo salar L.) are more susceptible to infectious salmon anemia virus. PLoS One 14, e0209178.

Barlaup BT, Gabrielsen S-E, Løyland J, Schläppy M-L, Wiers T, Vollset KW, Pulg U (2013). Trap design for catching fish unharmed and the implications for estimates of sea lice (Lepeophtheirus salmonis) on anadromous brown trout

(Salmo trutta). Fisheries Research 139, 43-46.

Birkeland K (1996). Consequences of premature return by sea trout (Salmo trutta) infested with the salmon louse (Lepeophtheirus salmonis Krøyer): migration, growth, and mortality. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53, 2808-2813.

Birkeland K, Jakobsen PJ (1997). Salmon lice, Lepeophtheirus salmonis, infestation as a causal agent of premature return to rivers and estuaries by sea trout, Salmo trutta, juveniles. Environmental Biology of Fishes 49, 129-137.

Bjørn PA, Finstad B (1997). The physiological effects of salmon lice infection on sea trout postsmolts. Nordic Journal of Freshwater Research 73, 60-72.

Bjørn PA, Finstad B (1998). The development of salmon lice (Lepeophtheirus salmonis) on artificially infected post smolts of sea trout (Salmo trutta). Canadian Journal of Zoology 76, 970-977.

Bjørn PA, Finstad B (2002). Salmon lice, Lepeophtheirus salmonis (Krøyer), infestation in sympatric populations of Arctic char, Salvelinus alpinus (L.), and sea trout, Salmo trutta (L.), in areas near and distant from salmon farms. ICES Journal of Marine Science 59, 131-139.

Bjørn PA, Finstad B, Asplin L, Skilbrei O, Nilsen R, Serra-Llinares RM, Boxaspen KK (2011a). Metodeutvikling for overvåkning og telling av lakselus på viltlevende laksefisk. Rapport fra Havforskningen 8-2011, 58 pp.

Bjørn PA, Finstad B, Kristoffersen R (2001). Salmon lice infection of wild sea trout and Arctic charr in marine and freshwater: the effects of salmon farms. Aquaculture Research 32, 947-962.

Bjørn PA, Sivertsgård R, Finstad B, Nilsen R, Serra-Llinares RM, Kristoffersen R (2011b). Area protection may reduce salmon louse infection risk to wild salmonids. Aquaculture Environment Interactions 1, 233-244.

Braden LM, Monaghan SJ, Fast MD (2020). Salmon immunological defence and interplay with the modulatory capabilities of its ectoparasite Lepeophtheirus salmonis. Parasite Immunology 42, e12731.

Bui S, Dempster T, Remen M, Oppedal F (2016). Effect of ectoparasite infestation density and life - history stages on the swimming performance of Atlantic salmon Salmo salar. Aquaculture Environment Interactions 8, 387-395.

Bøhn T, Gjelland KØ, Serra-Llinares RM, Finstad B, Primicerio R, Nilsen R, Karlsen Ø, Sandvik AD, Skilbrei OT, Elvik KMS, Skaala Ø, Bjørn PA (2020). Timing is everything: Survival of Atlantic salmon Salmo salar postsmolts during events of high salmon lice densities. Journal of Applied Ecology 57, 1149-1160.

Bøhn T, Nilsen R, Gjelland KØ, Biuw M, Sandvik AD, Primicerio R, Karlsen Ø, Serra-Llinares RM (2022). Salmon louse infestation levels on sea trout can be predicted from a hydrodynamic lice dispersal model. Journal of Applied Ecology 59, 704-714.

Crosbie T, Wright DW, Oppedal F, Johnsen IA, Samsing F, Dempster T (2019). Effects of step salinity gradients on salmon lice larvae behaviour and dispersal. Aquaculture Environment Interactions 11, 181-190.

Dempster T, Overton K, Bui S, Stien LH, Oppedal F, Karlsen Ø, Coates A, Phillips BL, Barrett LT (2021). Farmed salmonids drive the abundance, ecology and evolution of parasitic salmon lice in Norway. Aquaculture Environment Interactions 13, 237-248.

Eldøy SH, Davidsen JG, Thorstad EB, Whoriskey FG, Aarestrup K, Næsje TF, Rønning L, Sjursen AD, Rikardsen AH, Arnekleiv JV (2017). Marine depth use of sea trout Salmo trutta in fjord areas of central Norway. Journal of Fish Biology 91, 1268-1283.

Eldøy SH, Ryan D, Roche WK, Thorstad EB, Næsje TF, Sjursen AD, Gargan PG, Davidsen JG (2020). Changes in growth and migration patterns of sea trout before and after the introduction of Atlantic salmon farming. ICES Journal of

Marine Science 77, 2623-2634.

Elvik KMS, Dalvin S, Nilsen R, Serra Llinares RM, Halttunen E, Bjørn PA, Karlsen Ø, Kvamme BO (2016). Sampling methods for monitoring sea lice on wild sea trout. In The 11th International Sea Lice Conference. Westport, Ireland.

Euzenat G, Fournel F, Richard A (1999). Sea trout (Salmo trutta L.) in Normandy and Picardy. In Biology and ecology of the brown and sea trout (Baglinière J-L & Maisse G, eds.), pp. 175-203. London: Springer.

Ferguson A, Reed TE, Cross TF, McGinnity P, Prodöhl PA (2019). Anadromy, potamodromy and residency in brown trout Salmo trutta: the role of genes and the environment. Journal of Fish Biology 95, 692-718.

Finstad B, Bjørn PA, Grimnes A, Hvidsten NA (2000). Laboratory and field investigations of salmon lice [Lepeophtheirus salmonis (Krøyer)] infestation on Atlantic salmon (Salmo salar L.) postsmolts. Aquaculture Research 31, 795-803.

Finstad B, Sandvik AD, Ugedal O, Vollset KW, Karlsen Ø, Davidsen JG, Sægrov H, Lennox RJ (2021). Development of a risk assessment method for sea trout in coastal areas exploited for aquaculture. Aquaculture Environment Interactions 13, 133-144.

Fjelldal PG, Hansen TJ, Karlsen Ø (2020). Effects of laboratory salmon louse infection on osmoregulation, growth and survival in Atlantic salmon. Conservation Physiology 8.

Fjørtoft HB, Nilsen F, Besnier F, Stene A, Bjørn PA, Tveten AK, Aspehaug VT, Finstad B, Glover KA (2019). Salmon lice sampled from wild Atlantic salmon and sea trout throughout Norway display high frequencies of the genotype associated with pyrethroid resistance. Aquaculture Environment Interactions 11, 459-468.

Flaten AC, Davidsen JG, Thorstad EB, Whoriskey F, Rønning L, Sjursen AD, Rikardsen AH, Arnekleiv JV (2016). The first months at sea: marine migration and habitat use of sea trout Salmo trutta post-smolts. Journal of Fish Biology 89, 1624-1640.

Gallardi D, Xue X, Hamoutene D, Lush L, Rise ML (2019). Impact of origin (wild vs. farmed) and sea lice (Lepeophtheirus salmonis) infestation on expression of immune-relevant genes in Atlantic salmon (Salmo salar L.) skin. Aquaculture 499, 306-315.

Gargan P, Karlsbakk E, Coyne J, Davies C, Roche W (2016). Sea lice (Lepeophtheirus salmonis and Caligus elongatus) infestation levels on sea trout (Salmo trutta L.) around the Irish Sea, an area without salmon aquaculture. ICES Journal of Marine Science 73, 2395-2407.

Glover KA, Samuelsen OB, Skilbrei O, Boxaspen KK, Lunestad BT (2010). Pharmacokinetics of emamectin benzoate administered to Atlantic salmon, Salmo salar L., by intra-peritoneal injection. Journal of Fish Diseases 33, 183-186.

Glover KA, Skilbrei O, Skaala Ø (2008). Genetic assignment identifies farm of origin for Atlantic salmon Salmo salar escapees in a Norwegian fjord. Ices Journal of Marine Science 65, 912-920.

Godwin SC, Dill LM, Reynolds JD, Krkošek M (2015). Sea lice, sockeye salmon, and foraging competition: lousy fish are lousy competitors. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 72, 1113-1120.

Gravil HR (1996). Studies on the biology and ecology of the free swimming larval stages of Lepeophtheirus salmonis (Kroyer, 1838) and Caligus elongatus Nordmann, 1832 (Copepoda: Caligidae). In Institute of Aquaculture. Stirling: University of Stirling.

Grimnes A, Jakobsen PJ (1996). The physiological effects of salmon lice infection on post-smolt of Atlantic salmon (Salmo salar). Journal of Fish Biology 48, 1179-1194.

Grøn HH (2016). Comparison of gillnet and trap in relation to retention of salmon lice (Lepeophtheirus salmonis), size

selection of sea trout (Salmo trutta) and catch efficiency. - Comparing the two most used fishing gear in National Salmon lice monitoring Program. Universitetet i Tromsø.

Halttunen E, Gjelland KØ, Hamel S, Serra-Llinares RM, Nilsen R, Arechavala - Lopez P, Skarðhamar J, Johnsen IA, Asplin L, Karlsen Ø, Bjørn Pål A, Finstad B (2018). Sea trout adapt their migratory behaviour in response to high salmon lice concentrations. Journal of Fish Diseases 41, 953-967.

Handeland SO, Järvi T, Fernø A, Stefansson SO (1996). Osmotic stress, antipredator behaviour, and mortality of Atlantic salmon (Salmo salar) smolts. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53, 2673-2680.

Haraldstad T, Höglund E, Kroglund F, Lamberg A, Olsen EM, Haugen TO (2018). Condition-dependent skipped spawning in anadromous brown trout (Salmo trutta). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 75, 2313-2319.

Harvey A, Quintela M, Glover KA, Karlsen Ø, Nilsen R, Skaala Ø, Sægrov H, Kålås S, Knutar S, Wennevik V (2019). Inferring Atlantic salmon post-smolt migration patterns using genetic assignment. Royal Society Open Science 6, 190426.

Heuch PA (1995). Experimental evidence for aggregation of salmon louse copepodids (Lepeophtheirus salmonis) in step salinity gradients. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 75, 927-939.

Holm H, Santi N, Kjøglum S, Perisic N, Skugor S, Evensen Ø (2015). Difference in skin immune responses to infection with salmon louse (Lepeophtheirus salmonis) in Atlantic salmon (Salmo salar L.) of families selected for resistance and susceptibility. Fish & Shellfish Immunology 42, 384-394.

Holst JC, McDonald A (2000). FISH-LIFT: a device for sampling live fish with trawls. Fisheries Research 48, 87-91.
Hvas M, Bui S (2022). Energetic costs of ectoparasite infection in Atlantic salmon. Journal of Experimental Biology 225.

Hvidsten NA, Lund RA (1988). Predation on hatchery-reared and wild smolts of Atlantic salmon, Salmo salar L., in the estuary of River Orkla, Norway. Journal of Fish Biology 33, 121-126.

Jensen KW (1968). Sea trout (Salmo trutta L.) of the River Istra, western Norway. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 48, 185-213.

Johnsen IA, Harvey A, Sævik PN, Sandvik AD, Ugedal O, Ådlandsvik B, Wennevik V, Glover KA, Karlsen Ø (2021). Salmon lice-induced mortality of Atlantic salmon during post-smolt migration in Norway. ICES Journal of Marine Science 78, 142-154.

Karlsen Ø, Finstad B, Ugedal O, Svåsand T (2016). Kunnskapsstatus som grunnlag for kapasitetsjustering innen produksjons-områder basert på lakselus som indikator. Rapport fra Havforskningen, 14-2016, 137.

Knutsen JA, Knutsen H, Olsen EM, Jonsson B (2004). Marine feeding of anadromous Salmo trutta during winter. Journal of Fish Biology 64, 89-99.

Lennox RJ, Salvanes AGV, Barlaup BT, Stöger E, Madhun A, Helle TM, Vollset KW (2020). Negative impacts of the sea lice prophylactic emamectin benzoate on the survival of hatchery released salmon smolts in rivers. Aquatic Toxicology 224, 105519.

Long A, Garver KA, Jones SRM (2019). Synergistic osmoregulatory dysfunction during salmon lice (Lepeophtheirus salmonis) and infectious hematopoietic necrosis virus co-infection in sockeye salmon (Oncorhynchus nerka) smolts. Journal of Fish Diseases 42, 869-882.

Mason IB (2003). Binary events. In Forecast verification: A practitioner's guide in atmospheric science (Jolliffe IT & Stephenson DB, eds.), pp. 37-76: . John Wiley & Sons, Chichester.

Medcalf KE, Hutchings JA, Fast MD, Kuparinen A, Godwin SC (2021). Warming temperatures and ectoparasitic sea lice impair internal organs in juvenile Atlantic salmon. Marine Ecology Progress Series 660, 161-169.

Mohn AM, Vollset KW, Karlsbakk E (2020). Making the best of lousy circumstances: the impact of salmon louse Lepeophtheirus salmonis on depth preference of sea trout Salmo trutta. Aquaculture Environment Interactions 12, 215-229.

Moore I, Dodd JA, Newton M, Bean CW, Lindsay I, Jarosz P, Adams CE (2018). The influence of aquaculture unit proximity on the pattern of Lepeophtheirus salmonis infection of anadromous Salmo trutta populations on the isle of Skye, Scotland. Journal of Fish Biology 92, 1849-1865.

Myksvoll MS, Sandvik AD, Albretsen J, Asplin L, Johnsen IA, Karlsen Ø, Kristensen NM, Melsom A, Skardhamar J, Ådlandsvik B (2018). Evaluation of a national operational salmon lice monitoring system—From physics to fish. PLoS One 13, e0201338.

Nevoux M, Finstad B, Davidsen JG, Finlay R, Josset Q, Poole R, Höjesjö J, Aarestrup K, Persson L, Tolvanen O (2019). Environmental influences on life history strategies in partially anadromous brown trout (Salmo trutta, Salmonidae). Fish and Fisheries 20, 1051-1082.

Nilsen F, Ellingsen I, Finstad B, Jansen PA, Karlsen Ø, Kristoffersen AB, Sandvik AD, Sægrov H, Ugedal O, Vollset KW, Myksvoll MS (2017). Vurdering av lakselusindusert villfiskdødelighet per produksjonsområde i 2016 og 2017. Rapport fra ekspertgruppe for vurdering av lusepåvirkning, 64 s.

Olsen EM, Knutsen H, Simonsen JH, Jonsson B, Knutsen JA (2006). Seasonal variation in marine growth of sea trout, Salmo trutta, in coastal Skagerrak. Ecology of Freshwater Fish 15, 446-452.

Peacock SJ, Krkošek M, Bateman AW, Lewis MA (2015). Parasitism and food web dynamics of juvenile Pacific salmon. Ecosphere 6, 1-16.

Pemberton R (1976). Sea trout in North Argyll sea lochs, population, distribution and movements. Journal of Fish Biology 9, 157-179.

Pert CC, Fryer RJ, Cook P, Kilburn R, McBeath S, McBeath A, Matejusova I, Urquhart K, Weir SJ, McCarthy U, Collins C, Amundrud T, Bricknell IR (2014). Using sentinel cages to estimate infestation pressure on salmonids from sea lice in Loch Shieldaig, Scotland. Aquaculture Environment Interactions 5, 49-59.

Plantalech Manel-La N, Thorstad EB, Davidsen JG, Økland F, Sivertsgård R, McKinley RS, Finstad B (2009). Vertical movements of Atlantic salmon post-smolts relative to measures of salinity and water temperature during the first phase of the marine migration. Fisheries Management and Ecology 16, 147-154.

Poole WR, Whelan KF, Dillane MG, Cooke DJ, Matthews M (1996). The performance of sea trout, Salmo trutta L., stocks from the Burrishoole system western Ireland, 1970–1994. Fisheries Management and Ecology 3, 73-92.

Pratten DJ, Shearer WM (1983). Sea trout of the North Esk. Aquaculture Research 14, 49-65. Roff D (2002). Life history evolution. Sunderland, Massachusetts U.S.A.: Sinauer Associattes Inc.

Sandvik AD, Asplin LC, Albretsen J, Bjørn PA, Johnsen IA, Skarðhamar J, Myksvoll MS, Ådlandsvik B (2017a). Hydrodynamisk spredningsmodell for lakselus og konsentrasjon av smittsomme kopepoditter langs Norskekysten 2012 - 2017 Rapport fra Havforskningen, 12-2017, 22 s.

Sandvik AD, Asplin LC, Bjørn PA, Johnsen IA, Skarðhamar J, Myksvoll MS, Ådlandsvik B, Skogen MD (2017b).

Smittepress fra lakselus på vill laksefisk – estimert fra luselarvefelt med stor variabilitet. Rapport fra Havforskningen, 40-2017, 36 s.

Sandvik AD, Bjørn Pål A, Ådlandsvik B, Asplin L, Skarðhamar J, Johnsen IA, Myksvoll MS, Skogen MD (2016). Toward a model-based prediction system for salmon lice infestation pressure. Aquaculture Environment Interactions 8, 527-542.

Sandvik AD, Bui S, Huserbråten M, Karlsen Ø, Myksvoll MS, Ådlandsvik B, Johnsen IA (2021). The development of a sustainability assessment indicator and its response to management changes as derived from salmon lice dispersal modelling. ICES Journal of Marine Science 78, 1781-1792.

Sandvik AD, Johnsen IA, Myksvoll MS, Sævik PN, Skogen MD (2020). Prediction of the salmon lice infestation pressure in a Norwegian fjord. ICES Journal of Marine Science 77, 746-756.

Serra-Llinares RM, Bjørn Pål A, Finstad B, Nilsen R, Asplin L (2016). Nearby farms are a source of lice for wild salmonids: a reply to Jansen et al. (2016). Aquaculture Environment Interactions 8, 351-356.

Serra-Llinares RM, Bjørn PA, Finstad B, Nilsen R, Harbitz A, Berg M, Asplin L (2014). Salmon lice infection on wild salmonids in marine protected areas: an evaluation of the Norwegian "National Salmon Fjords". Aquaculture Environment Interactions 5, 1-16.

Serra-Llinares RM, Bøhn T, Karlsen Ø, Nilsen R, Freitas C, Albretsen J, Haraldstad T, Thorstad EB, Elvik KMS, Bjørn PA (2020). Impacts of salmon lice on mortality, marine migration distance and premature return in sea trout. Marine Ecology Progress Series 635, 151-168.

Serra-Llinares RM, Freitas C, Nilsen R, Elvik KMS, Albretsen J, Bøhn T, Karlsen Ø, Bjørn PA (2018). Towards direct evidence of the effects of salmon lice (Lepeophtheirus salmonis Krøyer) on sea trout (Salmo trutta L.) in their natural habitat: proof of concept for a new combination of methods. Environmental Biology of Fishes 101, 1677-1692.

Shephard S, Gargan P (2017). Quantifying the contribution of sea lice from aquaculture to declining annual returns in a wild Atlantic salmon population. Aquaculture Environment Interactions 9, 181-192.

Shephard S, MacIntyre C, Gargan P (2016). Aquaculture and environmental drivers of salmon lice infestation and body condition in sea trout. Aquaculture Environment Interactions 8, 597-610.

Simmons O, Thorsteinsson M, Ólafsdóttir GÁ (2019). Trophic dynamics of anadromous brown trout and Arctic charr in NW Iceland and their correlation to salmon lice infection. Polar Biology 42, 2119-2130.

Skilbrei OT, Finstad B, Urdal K, Bakke G, Kroglund F, Strand R (2013). Impact of early salmon louse, Lepeophtheirus salmonis, infestation and differences in survival and marine growth of sea-ranched Atlantic salmon, Salmo salar L., smolts 1997–2009. Journal of Fish Diseases 36, 249-260.

Solomon DJ (2006). Migration as a life-history strategy for the sea trout. Sea trout: biology, conservation and management. Blackwell, Oxford, 224-233.

Stearns SC (1992). The Evolution of Life Histories: Oxford University Press, Oxford.

Stien A, Bjørn PA, Heuch PA, Elston DA (2005). Population dynamics of salmon lice Lepeophtheirus salmonis on Atlantic salmon and sea trout. Marine Ecology Progress Series 290, 263-275.

Stone J, Sutherland IH, Sommerville CS, Richards RH, Varma KJ (1999). The efficacy of emamectin benzoate as an oral treatment of sea lice, Lepeophtheirus salmonis (Krøyer), infestations in Atlantic salmon, Salmo salar L. J Fish Dis 22.

Strand JET, Davidsen JG, Jørgensen EH, Rikardsen AH (2011). Seaward migrating Atlantic salmon smolts with low levels of gill Na+, K+ -ATPase activity; is sea entry delayed? Environmental Biology of Fishes 90, 317-321.

Strand R, Finstad B (2007). Migratory behaviour in relation to smolt development and releasing strategies in Atlantic

salmon (Salmo salar L.) smolts. Aquaculture 273, 277-283.

Susdorf R, Salama NKG, Lusseau D (2018a). Influence of body condition on the population dynamics of Atlantic salmon with consideration of the potential impact of sea lice. Journal of Fish Diseases 41, 941-951.

Susdorf R, Salama NKG, Todd CD, Hillman RJ, Elsmere P, Lusseau D (2018b). Context-dependent reduction in somatic condition of wild Atlantic salmon infested with sea lice. Marine Ecology Progress Series 606, 91-104.

Sætre R (2007). The Norwegian Coastal Current-Oceanography and Climate. Trondheim: Tapir Academic Press.

Taranger GL, Karlsen Ø, Bannister RJ, Glover KA, Husa V, Karlsbakk E, Kvamme BO, Boxaspen KK, Bjørn PA, Finstad B, Madhun AS, Morton HC, Svåsand T (2015). Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 72, 997-1021.

Taranger GL, Svåsand T, Bjørn PA, Jansen PA, Heuch PA, Grøntvedt RN, Asplin L, Skilbrei OT, Glover KA, Skaala Ø, Wennevik V, Boxaspen KK (2012). Forslag til førstegangs målemetode for miljøeffekt (effektindikatorer) med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett på viltlevende laksefiskbestander Rapport fra Havforskningen Nr. 13-2012 / Veterinærinstituttets rapportserie Nr. 7-2012, 40.

Thorstad EB, Todd CD, Uglem I, Bjørn PA, Gargan PG, Vollset KW, Halttunen E, Kålås S, Berg M, Finstad B (2016). Marine life of the sea trout. Marine Biology 163, 47.

Thorstad EB, Whoriskey F, Uglem I, Moore A, Rikardsen AH, Finstad B (2012). A critical life stage of the Atlantic salmon Salmo salar: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. Journal of Fish Biology 81, 500-542.

Torrissen O, Jones S, Asche F, Guttormsen A, Skilbrei OT, Nilsen F, Horsberg TE, Jackson D (2013). Salmon lice – impact on wild salmonids and salmon aquaculture. Journal of Fish Diseases 36, 171-194.

Tully O, Gargan P, Poole WR, Whelan KF (1999). Spatial and temporal variation in the infestation of sea trout (Salmo trutta L.) by the caligid copepod Lepeophtheirus salmonis (Krøyer) in relation to sources of infection in Ireland. Parasitology 119, 41- 51.

Tveiten H, Bjørn PA, Johnsen HK, Finstad B, McKinley RS (2010). Effects of the sea louse Lepeophtheirus salmonis on temporal changes in cortisol, sex steroids, growth and reproductive investment in Arctic charr Salvelinus alpinus. Journal of Fish Biology 76, 2318-2341.

Urke H, Kristensen T, Ulvund JB, Alfredsen JA (2013). Riverine and fjord migration of wild and hatchery-reared Atlantic salmon smolts. Fisheries Management and Ecology 20, 544-552.

Utne KR, Pauli BD, Haugland M, Jacobsen JA, Maoileidigh N, Melle W, Broms CT, Nøttestad L, Holm M, Thomas K, Wennevik V (2021). Poor feeding opportunities and reduced condition factor for salmon post-smolts in the Northeast Atlantic Ocean. ICES Journal of Marine Science 78, 2844-2857.

Vollset KW, Barlaup BT, Skoglund H, Normann ES, Skilbrei OT (2014a). Salmon lice increase the age of returning Atlantic salmon. Biol Lett 10.

Vollset KW, Halttunen E, Finstad B, Karlsen Ø, Bjørn PA, Dohoo I (2017). Salmon lice infestations on sea trout predicts infestations on migrating salmon post-smolts. ICES Journal of Marine Science 74, 2354-2363.

Vollset KW, Krkosek M (2021). Delayed maturity does not offset negative impact afflicted by ectoparasitism in salmon. Theoretical Ecology 14, 429-443.

Vollset KW, Krontveit RI, Jansen PA, Finstad B, Barlaup BT, Skilbrei OT, Krkošek M, Romunstad P, Aunsmo A, Jensen

AJ, Dohoo I (2016). Impacts of parasites on marine survival of Atlantic salmon: a meta-analysis. Fish and Fisheries 17,

714-730.

Vollset KW, Nilsen F, Ellingsen I, Finstad B, Karlsen Ø, Myksvoll MS, Stige LC, Sægrov H, Ugedal O, Qviller L, Dalvin S (2021). Vurdering av lakselusindusert villfiskdødelighet per produksjonsområde i 2021. Rapport fra ekspertgruppe for vurdering av lusepåvirkning. 109.

Vollset KW, Skoglund H, Barlaup BT, Pulg U, Gabrielsen S-E, Wiers T, Skår B, Lehmann GB (2014b). Can the river location within a fjord explain the density of Atlantic salmon and sea trout? Marine Biology Research 10, 268-278.

Vollset KW, Urdal K, Utne KR, Thorstad EB, Sægrov H, Raunsgard A, Skagseth Ø, Lennox RJ, Østborg GM, Ugedal O, Jensen Arne J, Bolstad GH, Fiske P (2022). Ecological regime shift in the Northeast Atlantic Ocean revealed from the unprecedented reduction in marine growth of Atlantic salmon. Science Advances 8, eabk2542.

VRL (2017). Status for norske laksebestander i 2017. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 10, 152 s.

VRL (2020). Status for norske laksebestander i 2020. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 15, 147 s.

Wagner GN, McKinley RS, Bjørn PA, Finstad B (2003). Physiological impact of sea lice on swimming performance of Atlantic salmon. Journal of Fish Biology 62, 1000-1009.

Wagner GN, McKinley RS, Bjørn PA, Finstad B (2004). Short-term freshwater exposure benefits sea lice-infected Atlantic salmon. Journal of Fish Biology 64, 1593-1604.

Wells A, Grierson CE, MacKenzie M, Russon I, Middlemiss C, Bjørn PA, Finstad B, Wendelar Bonga SE, Todd CD, Hazon N (2006). Physiological effects of simultaneous, abrupt seawater entry and sea lice (Lepeophtheirus salmonis) infestation of wild, sea-run brown trout (Salmo trutta) smolts. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 64, 1360-1369.

Wells A, Grierson CE, Marshall L, MacKenzie M, Russon IJ, Reinardy H, Sivertsgård R, Bjørn PA, Finstad B, Wendelaar Bonga SE, Todd CD, Hazon N (2007). Physiological consequences of premature freshwater return; for wild sea-run brown trout (Salmo trutta) postsmolts infested with sea lice (Lepeophtheirus salmonis). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 64, 1360-1369.

Wright DW, Oppedal F, Dempster T (2016). Early-stage sea lice recruits on Atlantic salmon are freshwater sensitive. Journal of Fish Diseases 39, 1179-1186.

Øverli Ø, Nordgreen J, Mejdell CM, Janczak AM, Kittilsen S, Johansen IB, Horsberg TE (2014). Ectoparasitic sea lice (Lepeophtheirus salmonis) affect behavior and brain serotonergic activity in Atlantic salmon (Salmo salar L.): Perspectives on animal welfare. Physiology & Behavior 132, 44-50.

# 2 - Forekomst av sykdom hos villaks som følge av virussmitte fra fiskeoppdrett

**Forfatter(e): Bjørn Olav Kvamme, Søren Grove, Egil Karlsbakk, Abdullah Sami Madhun, Craig Morton, Ma Michelle Demogina Penaranda og Nina Sandlund (HI)**

*Foto: Erlend Astad Lorentzen/Havforskningsinstituttet*

Les mer om risikorapporten

Kapittel 4 i risikorapporten

## 2.1 - Innledning

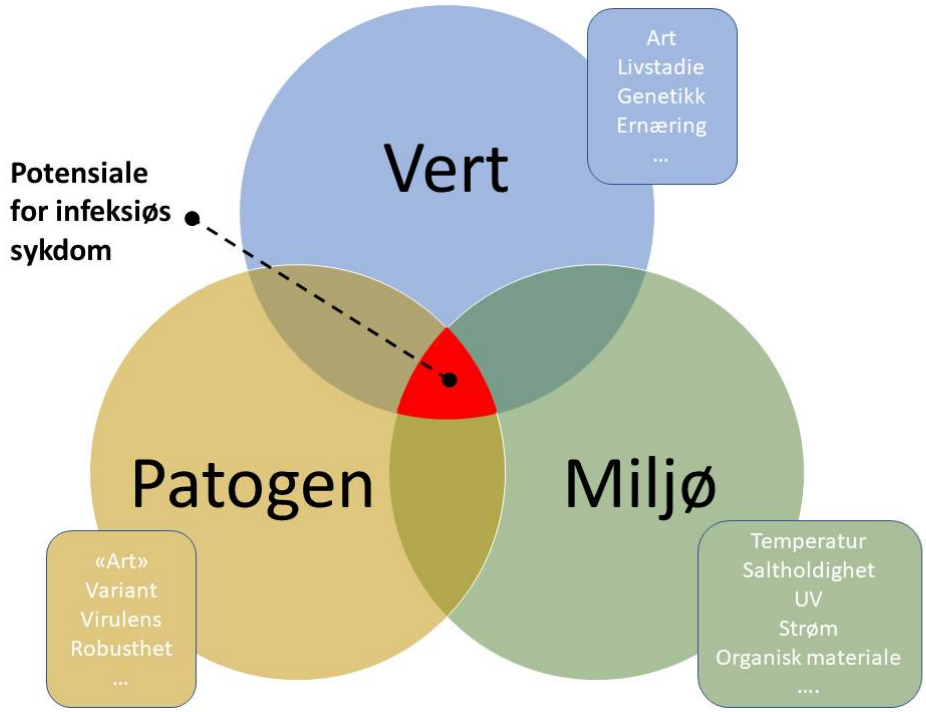
Virussykdommer er et alvorlig problem i oppdrett av fisk i Norge. De vanligst forekommende virusene forårsaker årlig 400 til 500 utbrudd av sykdom langs hele kysten (Sommerset mfl. 2022). For næringen utgjør dette årlig store økonomiske tap, og virus fra oppdrett vil kunne påvirke miljøet ved å spres til villfisk og forårsake sykdom.

Det er sannsynlig at det spres betydelige mengder viruspatogener til miljøet fra smittet og syk fisk i oppdrett og villfisk i nærheten av anlegget kan bli eksponert og smittet. Konsekvensene av en eventuell smitte vil variere, noen fiskearter er ikke mottagelige, og visse stammer av mottagelige arter kan være mindre mottakelige. Smittede individer kan forbli friske, eller de kan bli syke og svekket. Syk fisk kan ha redusert overlevelse i naturen, da de er et lettere bytte for predatorer. Ytre miljøfaktorer som for eksempel temperatur, fødetilgang og vertstetthet vil kunne påvirke både verten og agenset. Smittespredning og effekter av dette er derfor produktet av et komplisert samspill mellom verter, patogener, predatorer og andre miljøfaktorer (figur 2.1) (Anderson og May 1979, Combes 2001, Botzler & Brown 2014).

I årets risikovurdering vurderes effektene av patogenene infeksiøst lakseanemivirus (ILAV) og salmonid alphavirus (SAV), som kan forårsake henholdsvis infeksiøs lakseanemi (ILA) og pankreassyke (PD). Kunnskapsstatusen bidrar

med en utvidet diskusjon av samt en oversikt over kunnskapsgrunnlaget som er relevant for de vurderingene som er gjort.

Mange andre agens er også vanlige i norsk oppdrett og kan gi utfordringer i forhold til smittespredning. Disse er ikke inkludert i denne utgaven, men mer informasjon om disse finnes i tidligere utgaver av risikorapporten (Grefsrud mfl. 2018) og i Fiskehelserapporten (Sommerset mfl. 2022).




*Figur 2.1. Potensialet for infeksiøs sykdom ligger i skjæringspunktet mellom vert, patogen og miljø. Verten er den organismen som blir syk (her laks). Patogenet (agenset) er den organismen som kan forårsake sykdom (her ILAV og SAV). Miljøet er den siste komponenten, og utgjør de ytre forholdene som verten og patogenet befinner seg i, og som må ligge til rette for at sykdom skal kunne oppstå. Det er en kompleks interaksjon mellom disse tre faktorene.*

## 2.2 – Sentrale kunnskapsbehov

Datagrunnlaget er en av de største utfordringene for å vurdere påvirkningen patogener i oppdrett kan ha på ville fiskepopulasjoner. Dagens data er begrensede, og gir ofte bare en grov samlet oversikt over tilstanden i næringen. Dette er utfordrende både for forvaltningen og næringen som skal håndtere fiskesykdommene i oppdrettsfisken, men også for vår evne til å vurdere og gi råd knyttet til hvordan patogener i oppdrett påvirker ville fisk.

For å sikre at informasjon samles inn og blir så fullstendig som mulig bør relevant informasjon fra næringen gjøres tilgjengelig. Informasjonen vil øke kunnskapsnivået knyttet til fiskehelse, og være et sentralt verktøy for forskning, rådgivning, forvaltning og næring i forbindelse med optimalisering av fiskehelse og -velferd samt reduksjon av tap knyttet til sykdom.

Fortsatt kartlegging og overvåking av patogener i villfisk er viktig for å øke kunnskapen om hvilke patogener som er til stede, hvor utbredte de er, og hvilke konsekvenser infeksjoner han ha. Ettersom ulike marine organismer potensielt kan være reservoarer for kjente patogener eller utgjøre kilder til introduksjon av nye, er det nødvendig å øke kunnskapen om patogener i disse organismer. Kunnskap om hvordan smitte spres til og mellom ville fisk, og om konsekvenser av infeksjon under naturlig forhold, er helt sentralt for å vurdere risikoen som utgjøres av patogener i oppdrett. Sykdom er vanskelig å påvise og studere i naturen, og en betydelig del av den nødvendige kunnskapen vil derfor komme fra eksperimentell forskning, enten den er gjort i naturen eller i laboratoriet. Følgende verktøyer og kunnskap vil bidra til bedre risikovurdering og bør prioriteres i forskningen: a) modeller for utslipp av patogener fra oppdrettsfisk under ulike

miljø- og oppdrettsforhold, b) realistiske estimater av patogenenes biofysiske egenskaper som robusthet, overlevelse i miljøet, og minste infeksiøse dose, c) smittepress- og smittespredningsmodeller, og d) epidemiologiske modeller for smittespredning i og mellom bestander av vill fisk.

## 2.3 - Havforskningsinstituttets overvåking av virus i vill og rømt laks

For å skaffe mer kunnskap om smittespredning og sykdomsinteraksjon mellom oppdrettsfisk og vill laksefisk ble det startet omfattende kartleggingsaktiviteter ved Havforskningsinstituttet i 2012.

Kartleggingen av virusinfeksjoner i villfisk har pågått i 10 år. Prosjektet har blitt en del av Havforskningsinstituttets langsiktige overvåkingsaktivitet, som har som felles overordnet mål å etablere det vitenskapelige datagrunnlaget for instituttets forskning og rådgivning (Huse 2020). I tillegg til kartlegging og overvåking er det også gjennomført store felt- og laboratorieforsøk for å kunne av-/bekrefte observasjonene som er gjort i villfisk.

Aktivitetene har hovedsakelig fokusert på å undersøke forekomsten av viktige oppdrettsrelaterte virus i juvenil laks i elv, utvandrende smolt, laks i havet, tilbakevandrende laks i sjø og elv, og rømt laks. Forekomst av virus i villfisk er undersøkt i områder med varierende oppdrettsintensitet og sykdomsprofil. Ett viktig formål med overvåkingen er å bli i stand til å påvise kvalitative og kvantitative endringer i forekomst av virus hos villfisk som følge av oppdrettsaktiviteter. Det er de siste årene gjennomført store slippforsøk med PD-vaksinert og uvaksinert kultivert laks, samt forsøk med smittet rømt oppdrettsfisk for å undersøke smitteoverføring fra denne til parr. I tillegg bygger prosjektet opp en verdifull biobank som vil være svært viktig når det oppstår nye sykdommer og man har behov for å undersøke forekomst i historisk materiale.

Arbeidet har resultert i en rekke artikler, er årlig rapportert i Mattilsynets OK-program for virus i sjø, og har siden oppstarten av risikovurderingsarbeidet ved Havforskningsinstituttet vært et viktig datagrunnlag for vår vurdering (Biering mfl. 2013, Garseth mfl. 2015, 2017, Madhun mfl. 2014- 2022, Taranger mfl. 2015, Lundebye mfl. 2017, Grefsrud mfl. 2021). Nye data rapporteres årlig, og en rekke datasett vil bli publisert fremover.

## 2.4 - Villaks og oppdrettslaks

Vill Atlantisk laks (*Salmo salar*) gyter sent på høsten på gyteplasser i elver. Etter at eggene er gytt ligger de nede i elvegrusen til de klekker utpå våren. De første ukene av sitt liv lever plommesekkyngelen nede i grusen, og får næring fra en plommesekk. Når de er fem-seks uker gamle er plommesekken oppbrukt og de trenger ut av grusen og begynner å ta til seg næring, og kalles nå yngel. Etter hvert som yngelen vokser utvikler de mørke flekker langs sidene (parrmerker), og kalles da parr. Parren lever i elva i minst ett år, gjerne flere, før den går gjennom en rekke fysiologiske endringer (smoltifisering) og forvandles til sølvblank smolt. Disse er rundt 10-20 cm lange, og vil vandre ut i havet for å beite.

Smolten vandrer ut i sjøen i perioden april-juli, noe senere i nord enn i sør. Etter at den har forlatt elven vandrer den raskt ut gjennom fjordene og videre ut i havet. I denne livsfasen kalles laksen postsmolt. Dødeligheten er stor i de første leveårene og mange smolt når aldri ut i det åpne havet. I beiteområdene i Norskehavet sprer de seg over store områder og tilbringer ett til tre-fire år i disse områdene. I perioden laksen er i havet vokser den raskt, og når den er kjønnsmoden vandrer den tilbake til elven den ble født i for å gyte. Når de voksne fiskene har gytt er de utmattet og noen dør etter gytingen. Overlevende fisk (vinterstøinger) blir stående i elven til utpå våren før de vandrer ut i havet igjen for å beite. Enkelte laks kan returnere til elven flere ganger for å gyte.

Oppdrettslaksen har de samme livsfasene som villaks, men i helt andre miljøer, og med en helt annen veksthastighet. I Norge blir det brukt laks som har gjennomgått omfattende avl siden tidlig på 1970-tallet, og som er godt tilpasset oppdrett, med høy overlevelse i de tidlige livsstadiene og svært hurtig vekst. Oppdrettslaksen kan, avhengig av produksjonsmetode, vokse fra larver til 50- 100 grams sjøklar smolt på et halvt år. Etter mindre enn 2 år i sjøen vil den være 4-6 kg og klar for slakt.

For oppdrettet og vill laks utgjør det miljøet de befinner seg i en stor forskjell. Villaks vil oppleve varierende fødetilgang, tettheten av fisk vil være lav, og predasjon vil fjerne svake og sykdomsutsatte individer. Oppdrettsfisk har svært god tilgang på fôr, lever i svært høye tettheter, og er i stor grad beskyttet mot predasjon. Oppdrettslaksen kan bli utsatt for ugunstige miljøbetingelser siden de har begrenset mulighet til å velge hvor de vil være, og det er andre stressfaktorer knyttet til oppdrettssituasjonen som ikke finnes i naturen (f.eks. håndtering). Den høye overlevelsen og fravær av predasjon, betyr også at det alltid vil være svake individer til stede som lettere kan bli smittet, utvikle sykdom og øke smittespredningen (smittepresset).

## 2.5 - Patogener i norsk fiskeoppdrett

Patogenene i norsk oppdrett inkluderer virus, bakterier og parasitter. I Norge er lakselus, virus, amøber og ulike gjelleagens blant de største utfordringene. Bakterielle sykdommer er under forholdsvis god kontroll, mye takket være gode vaksiner. Veterinærinstituttets årlige fiskehelserapport gir en oversikt over de ulike agens og sykdommer i oppdrett i Norge (Sommerset mfl. 2022).

De viktigste virusene har de senere årene forårsaket 400-500 årlige utbrudd i Norge, og utgjør et stort problem for fiskehelse og -velferd i næringen. I norsk oppdrett av laksefisk er det i dag fem virus som er særlig utfordrende og som har potensial for å påvirke ville bestander av laksefisk på negativ måte. Det dreier seg om henholdsvis Salmonid alphavirus (SAV), Infeksiøs pankreasnekrosevirus (IPNV), Infeksiøs lakseanemivirus (ILAV-HPRdel), Piscint orthoreovirus (PRV) og Piscint myocarditvirus (PMCV). Infeksjoner med disse i oppdrett kan medføre redusert velferd, redusert vekst, sykdom og eventuell død, samt smittespredning til villfisk og andre oppdrettsanlegg.

## 2.6 - Konsekvenser av smittespredning

Smittespredning til og mellom dyr i naturen kan føre til sykdom. Sykdom påvirker overlevelses- og formeringsevnen (fitness) til individer og populasjoner av ville dyr, og redusert fitness, lokal og total utryddelse har blitt knyttet til parasitter og sykdom i litteraturen (for eksempel Anderson og May 1979, Wobeser 2005, Smith mfl. 2006, Botzler og Brown 2014). En må anta at også smitte med hjemmehørende (enzootiske) patogener kan gi sykdom under gitte

miljøforhold, og dermed påvirke vertens overlevelse. Det er imidlertid vanskelig å påvise effekten av sykdom i naturen, da svekkede eller døde individer vanligvis vil forsvinne fort som følge av at de blir spist.

Sykdomsfremkallende virus skader fisken de har smittet. Hvilken skade som skjer, og omfanget av skaden, vil være forskjellig for hvert enkelt virus, mellom individer og arter og er påvirket av ytre miljøfaktorer (figur 2.1). Kunnskapen vi har om konsekvenser av smitte med relevante patogener i fisk kommer stort sett fra oppdrett og smitteforsøk. Selv om det kan være forskjeller i infeksjons- og sykdomforløp mellom vill og oppdrettet fisk, f.eks. som følge av forskjeller i genetikk, helsestatus, mat eller miljøforhold, er det sannsynlig at kunnskapen er relevant og overførbar. Det er likevel et problem at det er så få studier som belyser forekomst og konsekvenser av smitte under naturlige betingelser der det er lave tettheter av patogen eller verter.

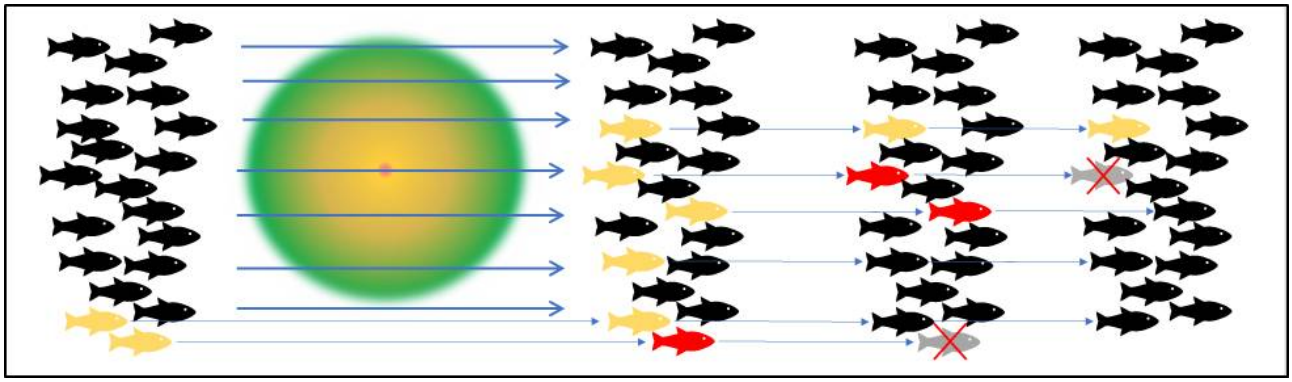
Blant en rekke viktige faktorer som påvirker konsekvensene av smitte hører fiskenes genetikk, ernæringstilstand, størrelse og alder, stress- og hormonstatus samt deres forhistorie i forhold til samme eller andre agens. Virus vil ofte ha mange ulike genetiske varianter der noen er mer skadelige enn andre, uttrykt ved deres virulens. Virulensen og den mengde virus fisken utsettes for vil påvirke effekten og konsekvensen av smitte. Infeksjon og sykdom kan også ha mer subtile, ikke-dødelige effekter som for eksempel redusert fekunditet, mindre energireserver eller dårligere fysiologisk kapasitet. I tillegg vil miljøfaktorer som tetthet, oksygenmetning, temperatur, saltholdighet, behandling og stress kunne påvirke utfallet av smitte.

Massedød av fisk i naturen er uvanlig, men har forekommet i Norge. Når slike episoder skyldes patogener, er de vanligvis forårsaket av introduserte patogener som er smittsomme for norske fiskearter eller spesielle miljøforhold som f.eks. høy temperatur. Parasitten *Tetracapsuloides bryosalmonae*, som forårsaker prolifervativ nyresyke (PKD), er et eksempel på sykdom som har forekommet i norsk villaks, og som sannsynligvis er forårsaket av høy vanntemperatur (Bakke og Harris 1998, Sterud mfl. 2007). De alvorligste epizootiene (svarende til epidemier hos mennesker) påvist hos villfisk i Norge er knyttet til introduksjoner av eksotiske patogener. Introduksjon av furunkulosebakterien *Aeromonas salmonicida* subsp. *salmonicida* til Norge førte til omfattende sykdom også hos vill laksefisk (Egidius, 1987, Johnsen og Jensen 1994).

*Gyrodactylus salaris* ble introdusert gjennom oppdrettsaktiviteter på 1970-tallet (Johnsen og Jensen 1991, Bakke og Harris 1998), og har hatt svært alvorlige konsekvenser i en rekke lakseelver helt fram til i dag (Sommerset mfl. 2022). Det nyere funnet av SAV2 hos norsk laks representerer også en sannsynlig introduksjon knyttet til brønnbåter og import av smolt (Karlsen mfl. 2014, Hjortaas mfl. 2016).

Konsekvenser av eksponering av laks for smitte vil kunne variere fra ingen infeksjon til utvikling av sykdom som kan føre til død (figur 2.2). Men, det er også viktig å ha med seg at:

1. tilstedeværelse av et patogen ikke er ensbetydende med infeksjon
2. infeksjon ikke er ensbetydende med utvikling av sykdom eller smittespredning
3. sykdom ikke er ensbetydende med død



*Figur 2.2. Figuren viser et teoretisk scenario. Utvandrende laksesmolt eller sjøørret i fjorden vil passere gjennom områder med smitte fra oppdrett. I et slikt område eksponeringen variere mye. Ved eksponering (til venstre i figuren) vil noen individer kunne bli smittet (gul). Noen smittede individer kan bli syke (rød). Noen syke fisk vil kunne dø (grå), noen vil bli friske igjen (sort), og noen vil kunne bli latent eller kronisk smittede (bærere) (gul) (til høyre i figuren). Noen av villfiskene vil kunne være naturlig smittet uavhengig av oppdrett, og noen av de kan også bli syke og dø. Det er omfanget av disse prosessene som må kartlegges og være med i vurderingene.*

## 2.7 - Smittet rømt oppdrettslaks i elv

Rømt oppdrettsfisk er ansett som en av de største truslene mot norsk villaks. I kapittel 3 - Ytterligere genetisk endring hos villaks som følge av rømt oppdrettslaks oppsummeres kunnskapsgrunnlaget for risikovurderingen av rømt fisk og hva som påvirker mengden rømt fisk i elv.

Når laks rømmer vil både frisk og smittebærende fisk kunne komme ut i naturen. Den smittede fisken vil kunne ta med seg smitte over store områder, og også gå opp i elvene og spre smitte der. Dette kan skje ved at fisken slipper ut virus i vannet, ved kontaktsmitte, ved at den smittede fisken blir spist, eller at parr kommer i kontakt med eller spiser infiserte kjønnsprodukter. Smitte til avkom gjennom kjønnsprodukter (vertikal smitte) er også mulig, og for ILAV er dette sannsynligvis en smittevei (Vike mfl. 2009, Nylund mfl. 2019).

I oppdrett vil det oftest ta noe tid før man oppdager sykdom på en lokalitet etter at smitte er etablert. Dette skyldes blant annet at det er vanskelig å observere under vann, at det i starten er få syke fisk og at det tar tid før fisk med kliniske tegn eller en økt dødelighet blir observert. Selv for sykdommer der diagnose vanligvis medfører hurtig utslakting (f.eks. ILA), vil det derfor kunne stå smittet fisk i sjø over tid. Syke individer vil neppe rømme i samme grad som friske, men en må anta at friske (asymptomatiske) smittebærere rømmer i tilnærmet samme grad som usmittet oppdrettsfisk. Antallet av smittet oppdrettsfisk som rømmer i et område vil trolig stå i forhold til antall oppdrettslokaliteter med sykdom, deres biomasse og andelen av fisk som er infiserte.

Denne andelen vil blant annet variere ut fra sykdomsdynamikken, hvor i forløpet et utbrudd er, og om fisk kvitter seg med viruset eller blir kroniske bærere. Det er ingen tilgjengelige data som sier noe om denne fordelingen, men det finnes noe overvåking av smittestatus på rømt fisk i elvene (Madhun mfl. 2015, 2017). I tillegg er det vist at elvefanget rømt oppdrettslaks hadde lavere viruskonsentrasjon enn sjøfanget fisk (Madhun mfl. 2015). Dette kan tyde på at rømt fisk med mye virus i mindre grad vandrer opp i elvene.

Overvåkingsprogrammet har vist at rømt laks kan være smittet med et eller flere virus, og at smittede oppdrettsfisk kan vandre opp i elv (Madhun mfl. 2015, 2017, 2018). Nesten alle oppdrettslaksene fra en rømmingsepisode i Hardangerfjorden i 2012 inkludert fisk tatt oppe i Steinsdalselva, som ble gjennfanget kort tid etter rømmingen, var smittet med både SAV og PRV1. Høye virusmengder i flere av disse fiskene tydet i tillegg på en aktiv infeksjon og mulig frigjøring av virus til elvevannet. I Nord-Norge ble det påvist PRV1 i 86% og ILAV-HPR0 i 5 % av den rømte oppdrettslaksen som ble fanget og undersøkt (Madhun mfl. 2017, 2018).

Resultater fra screening av rømt laks (n=515) som ble fanget i laksefellen i Etne i perioden 2014- 2021 har vist at den rømte fisken ofte er smittet med ett eller flere virus. Lave til moderate mengder SAV ble funnet i 53% av fiskene i 2014-

2018 og ca. 6% i 2019-2021. Nedgangen kan ha flere årsaker, blant annet lavere antall rømt fisk, økt bruk av vaksiner i oppdrett og hvilke typer vaksine som er blitt brukt. ILAV-HPR0 er kun detektert i 2 individer i hele perioden. I tillegg ble andre virus funnet. Resultatene fra overvåkingen av rømt laks synes altså å bekrefte at smittestatusen i de rømte fiskene gjenspeiler sykdomsprofilen i opprett i området, og viser at smittet fisk går opp i elv og sannsynliggjør at smittefrigjøring kan skje der.

## 2.8 - Spredning og fortynning

Spredning via vann er en effektiv og trolig viktig rute for smitte mellom fisk, noe som for eksempel utnyttes i bruken av badesmittemodeller for ulike virus, herunder SAV og ILAV. Ved den vannbårne spredningen frigjøres viruspartikler fra den infiserte fisken, for eksempel via slim, fekalier eller urin, og vil så spres og fortynnes med og i vannmassene.

Både i elv og sjø vil spredningen være avhengig av hydrodynamiske forhold, og kunne variere over korte tidsperioder og små avstander. Bevegelsen til vannet er avhengig av topografi, nedbør, snøsmelting, vindforhold, tidevann og elveavrenning med mer. I fjorder observerer man i tillegg kraftige episoder med strøm inn og ut av fjorden. Disse episodene oppstår uregelmessig, en til to ganger i måneden (Asplin mfl. 1999, Asplin mfl. 2014). Som følge av det hydrodynamiske miljøet langs kysten kan noen typer viruspartikler flyttes langt fra utslippspunktet, før de mister evnen til å infisere en vertsfisk. Fine partikler vil i hovedsak følge overflatestrømmene, tyngre partikler vil synke. «Atferden» til virus i vann er ikke kjent, men spredning vil være avhengig av om viruset blir spredd som uavhengige viruspartikler, i tilknytning til andre partikler i vannet (f.eks. lus eller plankton) eller befinner seg i spesifikke vannlag (f.eks. fettfilm).

I en elv vil spredning og fortynning av viruset være påvirket av vannføring og elvetopografi. Smittespredende oppdrettsfisk vil sannsynligvis stå på ulike/foretrukne steder i elvene, og det er sannsynlig at de ikke slipper ut virus synkronisert, men til ulike tider. Fortynningen av virus vil være avhengig av vannføringen, men vil være høy i de fleste elver og oppholdstiden for et virus derfor være kort under normale forhold. Derimot kan ansamlinger av smittespredende fisk, f.eks. i kulper ved lav vannføring, trolig føre til lokalt høyere konsentrasjoner av virus.

I sjø vil mange samtidige utbrudd på anlegg i et begrenset geografisk område kunne føre til forholdsvis høye konsentrasjoner av virus i området. Der det skjer få utbrudd og disse er spredt i både tid og rom, vil mengden av virus motsvarende kunne være svært lav. I sjø vil fortynning av et virus i stor grad være avhengig av hvordan det blir transportert i vannet. Strømmen langs norskekysten og i fjordene vil variere mye i tid og rom. I snitt strømmer vannet i overflaten ut fjordene og nordover langs kysten, men det kan forekomme episoder med motsatt strømretning. I løpet av en 24 timers periode vil spredning kunne variere mellom 0 og 50 km, og det er derfor vanskelig å forutsi nøyaktige spredningsmønstre. Fordelingen av viruset i vannet vil kunne variere, med mulige lokale oppkonsentreringer, men generelt vil tettheten avta med transportavstand fra et utslippspunkt på grunn av fortynning. Fortynningen vil ofte være høyere ute på kysten enn inne i fjordene.

Hvert produksjonsområde dekker store arealer med varierende miljøforhold, der kyststrøk, fjorder og elver bidrar. Den faktiske spredning og fortynning av virus er ikke godt kjent verken i sjø eller elv. Metoder til å konsentrere og kvantifisere fiskevirus fra vannprøver har blitt utviklet (Andersen mfl. 2010) og senere videreutviklet og forbedret (Weli mfl. 2021a, Weli mfl. 2021b). Slike metoder vil kunne bidra til en bedret oversikt over tilstedeværelse av virus i og omkring oppdrettsanlegg (Bernhardt mfl. 2021), og gitt tilstrekkelig metodesensitivitet også i vannmiljøer ellers.

## 2.9 - Virusets robusthet

Virus (og andre agens) må forbli smittsomme i tiden de bruker fra de forlater en smittet fisk til de når en ny mulig vert. For virussykdommer hos vannlevende dyr vil vannbåren smitte være blant de viktigste smitteveiene (Oidtmann mfl. 2014, Foreman mfl. 2015) og evnen til å forbli smittsom i vann derfor avgjørende viktig. Virus er sannsynligvis godt tilpasset denne utfordringen, men det er mange forhold ved vann (salinitet, pH, temperatur, innhold av organisk materiale med mer) og miljø (UV stråling) som vil påvirke overlevelsen (Oidtmann mfl. 2017, Pinon & Vialette 2018). Virusets oppbygging (type arvestoff, proteinkappen og om det er membrankledd) er fundamentalt viktig for dets

robusthet, men også eventuelle 'beskyttelsesmekanismer' slik som aggregering eller tilknytning til/opptak i andre partikler, vil bidra til virusets evne til å forbli infeksiøst.

Virus består generelt av arvestoff (DNA eller RNA), en proteinkappe og noen ganger en ytre membran. Den ytre membran er mer utsatt for ytre påvirkning, og virus uten membran vil som regel være mer robuste (Pinon & Vialette, 2018). Et slikt eksempel er infeksiøs pankreas nekrose virus (IPNV), som overlever i mange uker og måneder, og over generasjoner i settefiskanlegg (Munang'andu mfl. 2016).

Virus har ulike mekanismer for å beskytte seg mot miljøet. Viruspartikler kan samle seg (aggregere) i større komplekser, og disse vil ha høyere motstandsdyktighet enn enkeltpartikler. Viruspartiklene kan også feste seg til andre (organiske) partikler i vannet, eller bli tatt opp og forbli inne i levende organismer som amøber eller plankton.

Noen av de viktigste miljøparametrene som påvirker effektiviteten av vannbåren virussmitte er temperatur, partikler og organisk materiale, pH, UV-stråling og mikroflora (Oidtmann mfl. 2017, Pinon & Vialette 2018). Saltholdighet er en annen viktig faktor (Barja mfl. 1983, Hawley og Garver 2008, Pinon & Vialette 2018), og siden det er stor variasjon i saltholdighet i norske fjorder kan denne parameter ha lokal betydning. I noen tilfeller kan organiske partikler være med på å inaktivere virus, og mikroorganismer som lever av mikropartikler i vannet vil kunne redusere mengden virus gjennom opptak og fordøyelse (Wang mfl. 2020) . Temperatur er den mest studerte enkeltparameteren, og det er generelt akseptert at høyere temperatur reduserer overlevelsen til virus, og at temperaturer ned mot frysepunktet kan føre til at virus overlever i vann over lange perioder (Pinon & Vialette 2018). I oversiktsartiklene bemerker både Pinon & Vialette (2018) og Oidtmann mfl. (2017) at det er stor variasjon i estimatene for overlevelsen til virus i vann, og at de underliggende studiene har anvendt meget forskjellige tilnærminger og metoder. Dette er også en av hovedobservasjonene i rapporten på overlevelse av ILAV (Penaranda mfl., upublisert). Det kan derfor være vanskelig å si noe eksakt om robustheten til virus i naturen.

## 2.10 - Fjerning av smittet og syk oppdrettsfisk

For enkelte alvorlige sykdommer vil det være egne lover, forskrifter og tiltak som målrettet skal bidra til å bekjempe sykdommen. Fjerning av smittet og syk fisk er et effektivt tiltak for å redusere smittespredning fra sykdomsrammede anlegg. Jo raskere fisken fjernes etter påvist smitte, jo større vil den smittereduserende effekt være. Fjerning og andre tiltak vil likevel alltid først skje når sykdommen har vært i anlegget en viss tid - det tar tid å stille diagnose/påvise sykdom, de nødvendige beslutningsprosesser tar tid, det er logistiske forhold etc. Der sykdommen er 'snikende', dvs. kan ha et tidlig forløp uten spesielt forhøyet klinikk/dødelighet, vil tiden mellom reelt oppstått sykdom og tiltak kunne bli ekstra lang. Likeledes kan sykdom i noen tilfeller også maskeres av andre diagnoser på lokaliteten.

For ILA er det laget en egen beredskapsplan (pdf) og det blir for tiden utviklet ny plan for håndtering av ILA i Norge. Beredskapsplanen beskriver i detalj hva som skal skjer ved mistanke og påvisning av ILA på en lokalitet. Det vil raskt bli gjennomført tilsyn, begrensinger i flytting av fisk, opprettelse av kontrollområde med krav til overvåking, samt utslaktingsvedtak. Hovedregelen er at lokaliteter med ILA blir slaktet ut raskt. Disse tiltakene gjør at ILAV-smittet fisk står i sjøen i relativt kort tid etter en ILAV-diagnose før den blir fjernet, noe som vil begrense smittespredningen. For 2021 indikerer tall fra Barentswatch at tiden fra mistanke til tømming av anlegg er ca 2 måneder i snitt.

Det er også en egen forskrift og tiltaksplan for PD. Tiltaksplanen skal sikre enhetlig håndtering av PD-utbrudd, og anvise hvordan utbrudd skal behandles avhengig av hvor i landet utbruddet skjer. For håndtering av PD er det opprettet tre soner i Norge. En som strekker seg fra Jæren til Trøndelag (PD-sonen, PO2-6) der PD regnes som endemisk, og to overvåkingssoner som dekker resten av kysten (PO1 og PO7-13). Det er et krav at alle anleggene i PD-sonen er testet månedlig for SAV-smitte. Til tross for muligheten til å kreve utslakting etter funn av PD, skjer dette bare unntaksvis i PD-sonen, og fisk på lokaliteter med påvist PD får derfor som oftest stå over lang tid i sjø. I de nasjonale overvåkingssonene er hovedregelen at det skal fattes vedtak om rask utslakting av fisken i anlegget for å forhindre videre smittespredning.

## 2.11 - Sammenfall i tid og rom mellom villaks og smitte

For at smitte skal kunne skje må fisken og virus være til stede samtidig. Biologien til laksefisk er forholdsvis kompleks, og de enkelte livsstadiene vil ha forskjellig adferd og oppholde seg på ulike steder til ulike tider. Selv i områder med mye smitte er samtidig tilstedeværelse av fisk og virus derfor ikke en selvfølgelighet. Utbrudd av virussykdommer i oppdrett vil således ofte ha varierende forekomst gjennom året og utslipp av viruspartikler vil skje i begrensede deler av sykdomsforløpet til den enkelte fisk. Rømt smitteførende oppdrettsfisk vil kunne vandre opp i elvene samtidig som villaks, men gjerne litt senere, i perioden mai til november. Umodne, rømte fisk kan også gå opp, spesielt i de nederste delene av elvene (Madhun mfl. 2015, 2017).

Villaksens ulike livsstadier vil derfor ha ulik grad av overlapp i tid og rom i forhold til smittepresset fra oppdrettsanlegg og rømte smitteførende fisk. Yngelen kommer ut av grusen om våren, og blir etter sommeren til parr. Parren kan oppholde seg flere år i elven før de vandrer ut som smolt. Plommesekklarver og yngel vil derfor i begrenset grad kunne oppleve smitte fra rømt oppdrettsfisk, mens parr derimot kan leve i et miljø med oppgang av rømt smitteførende fisk over flere år. Smolt vandrer ut av elvene på våren (april-juni), og svømmer relativt raskt fra elvene og ut gjennom kystsonen. De oppholder seg derfor i relativ kort tid i fjord og kystsonen og utsettes i begrenset tid for eventuell smitte fra oppdrettsanlegg. Smitte til beitende villaks i havet (voksne laks) fra smittet rømt oppdrettslaks kan ikke utelukkes. Tilbakevandrende laks kan fra tidlig sommer oppholde seg i kystnære farvann der den kan være utsatt for smitte fra syk oppdrettsfisk. Det kan gå flere måneder før den vandrer opp i elvene, hvilket øker sannsynligheten for eksponering. Gytefisk av laks befinner seg oppe i elvene i et tidsrom der rømt fisk oftere kan være til stede, og vil derfor kunne være mer utsatt for smitte fra disse. Basert på dette vil villaks kunne eksponeres for smitte gjennom flere faser av livssyklusen, dersom det er sykdomsutbrudd i sjøanlegg, og hvis smittet fisk rømmer.

## 2.12 - Infeksisøst lakseanemivirus og Salmonid alphavirus

Både ILA og PD er alvorlige sykdommer som forekommer i oppdrett av laksefisk i Norge og mange andre lakseproduserende land. Sykdommene utgjør en stor utfordring for næringen, både med hensyn til kostnader og dyrevelferd, og det har blitt gjennomført mange studier av sykdommene og virusene siden deres oppdagelse.

### 2.12.1 - Infeksiøst lakseanemivirus (ILAV)

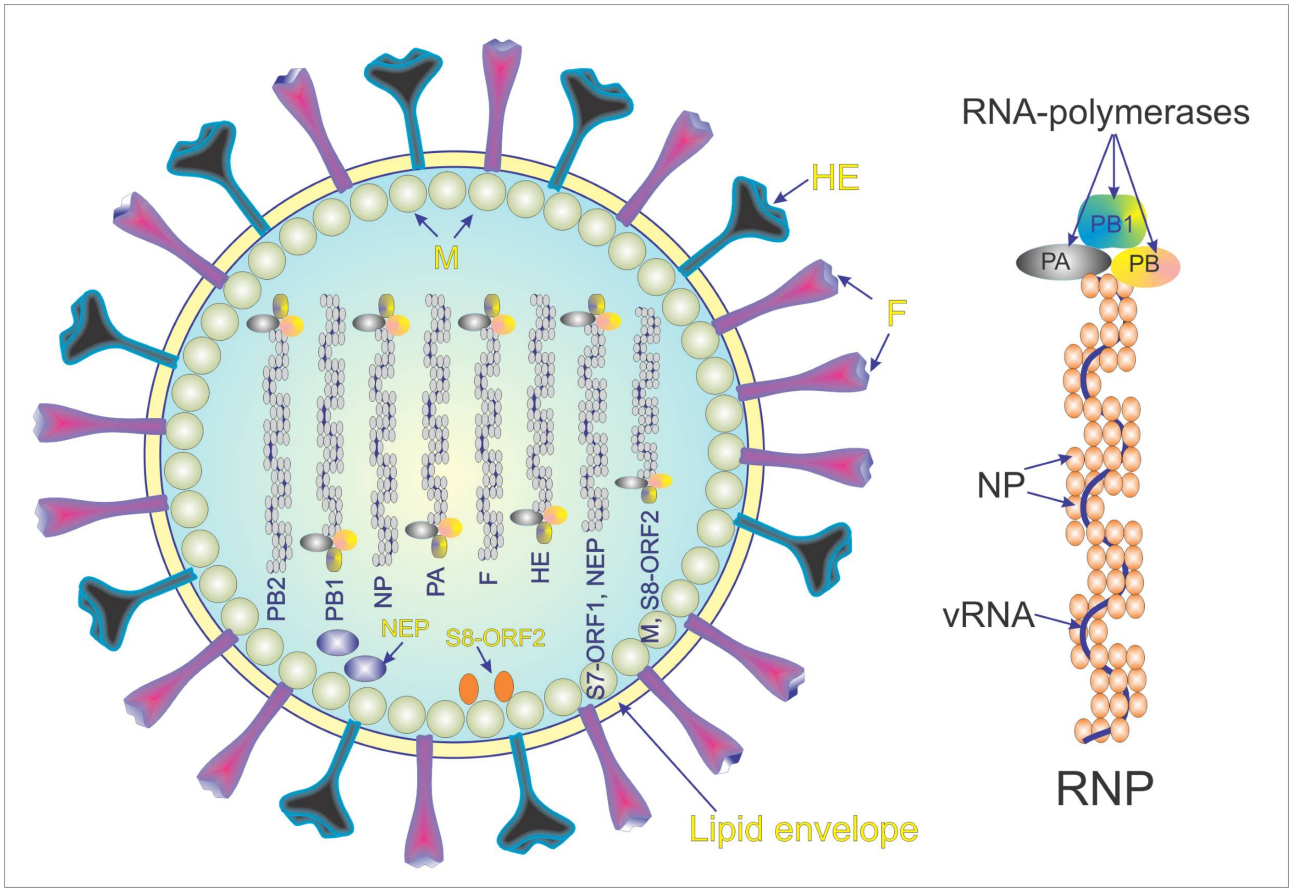
*Agens*

Infeksiøst lakseanemivirus (ILAV) forårsaker Infeksiøs lakseameni (ILA). Viruset er et kappekledd RNA-virus som tilhører familien *Orthomyxoviridae* (genus Isavirus) (figur 2.3). Genomet til ILAV består av åtte segmenter av lineært, enkelttrådet negativ RNA (Cottet mfl. 2011). På basis av sekvenser og geografisk utbredelse kan viruset deles i to hovedgenotyper, europeisk (EU) og nordamerikansk (NA). På overflaten har viruspartiklene et hemagglutinin- esterase (HE) protein som består av reseptorbindende hemagglutinin og et reseptorødeleggende enzym, esterase (Kibenge Kibenge 2016). ILAV forekommer i avirulente (ikke sykdomsfremkallende) og ulike virulente (sykdomsfremkallende) varianter. Disse har ulik sekvens i HE genet. Det såkalte hypervariable området (HPR – highly polymorphic region) i HE spiller en viktig rolle i virulensen (Mjaaland mfl. 2002, Nylund mfl. 2003, sammenfattet av Rimstad og Markussen 2020). Avirulent virus kalles HPR0, mens de virulente variantene kalles HPRdel (Nylund mfl. 2003, EFSA 2012). Det er sterke indikasjoner på at virus med HPR0 kan mutere til virulente HPRdel-varianter, og faktorene som forårsaker slike genetiske endringer (HE-delesjoner) i viruset er ikke godt forstått (Christiansen mfl. 2011, Lyngstad mfl. 2011, Plarre mfl. 2012, Christiansen mfl. 2017, Rimstad & Markussen 2020). Men, prosesser som rekombinasjon, mutasjoner, og «reassortment» antas å ha en viktig rolle i utvikling fra avirulent HPR0 til virulent HPRdel (Rimstad og Markussen 2020).

Så langt har det ikke vært mulig å dyrke HPR0 i cellekultur, men nylig ser det ut til at man har klart dette med en HPR0-liknende variant (Ditlecadet mfl. 2021). Dette vil i så fall være et viktig steg videre for å studere ILAV-HPR0, og kan gi muligheten til å etablere infeksjonsmodeller for ILAV-HPR0 i fisk. Både dyrking og smittemodeller må etableres for å kunne studere avirulente HPR0-varianter og hvordan disse kan gi opphav til ILAV-HPRdel varianter.

Kunnskap om robustheten til ILAV er begrenset til noen få studier, og er gjengitt i mer detalj i Penaranda mfl. (upublisert). De ulike studiene varierer i metode med ulike temperaturer og vanntyper, og spriker noe i konklusjonene. Infeksjonseksperimenter viste at vevspreparater fra ILA-syk fisk forblir smittsomme i minst 20 timer i sjøvann og 4 dager i blod og nyrevev ved 6°C (Nylund mfl. 1994). Et annet studie viste at infektiviteten til ILAV i vevspreparater ble beholdt i minst 48 timer ved 0°C, 24 timer ved 10°C og 12 timer ved 15°C (Torgersen 1998). Inkubering av virussupernatant viste ikke signifikant tap i virustiter etter 14 dager ved 4°C eller 10 dager ved 15°C (Falk mfl. 1997). Rimstad & Mjaaland (2002) viste en 3-log10 reduksjon i titer av ISAV etter 4 måneder i sjøvann ved 4°C. I kontrast til dette viste Vike mfl. (2014) at viruset mistet infektiviteten etter 3 timer i ikke-sterilt sjøvann og etter mindre enn 24 timer i sterilt sjøvann ved 10°C.

Tilgjengelige data tyder derfor på at ILAV overlever i normalt miljø i relativt kort tid, og derfor kan regnes som et lite robust virus.




*Figur 2.3. Illustrasjonen viser et skjematisk ILA-virusets partikkel og struktur av RNP-kompleks (Illustrasjon av A. Madhun).*

*Utbredelse*

ILA ble første gang påvist i Norge i 1984, og var et betydelig problem i norsk lakseoppdrett frem til 1990, da en rekke smitteforebyggende tiltak ble iverksatt. ILA-tilfeller og ILAV-infeksjoner forekommer fra Rogaland til Finnmark. ILAV-HPR0 er hyppig forekommende i oppdrettsfisk, mens ILAV-HPRdel og ILA forekommer sporadisk (Lyngstad mfl. 2012, Sommerset mfl. 2022). ILAV er også påvist på Færøyene, Island, Skottland, Irland og østkysten av USA og Canada og viruset er også blitt introdusert til Chile (Aamelfot mfl. 2015).

*Vertsregister*

Det antas at laksefisk er naturlige verter for ILAV (HPR0). Smitteforsøk med ILAV virulent for laks på ørret (*Salmo trutta*) og regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) har vist at viruset kan infisere disse artene uten å forårsake sykdom, og

at disse vertene kan skille ut virus og fungere som smittebærere (Nylund og Jakobsen 1995, Nylund mfl. 1997, Snow mfl. 2001, Alarcon mfl. 2020). Smitteforsøk med kohabitantssmitte av røye (*Salvelinus alpinus*) med virulent ILAV viste at arten er mottakelig, men få fisk ble smittet, og disse utviklet ikke sykdom (Thoresen 2020, Grove upublisert). I injeksjonssmitteforsøk på "ayu" (*Plecoglossus altivelis*) og rødlaks ("sockeye"- laks; *Oncorhynchus nerka*) i Japan ble det indusert sykdom og dødelighet, men i mindre grad enn hos atlantisk laks (Ito mfl. 2015a, 2015b). Andre stillehavslaks er relativt resistent mot viruset i injeksjonstester (Rolland og Winton 2003.

*Smitteoverføring*

Infiserte fisk kan smitte andre fisk i inntil fire uker før det oppstår tegn på sykdom. Sykdommen kan i en tidlig fase med lav dødelighet lett bli oversett, og det kan gå flere måneder før sykdomsutbrudd blir oppdaget i oppdrettsanleggene. Et slikt forløp øker sannsynligheten for at smitte spres fra lokaliteten. Viruset er til stede i blant annet skinn, slim, fekalier og urin fra laks med ILA (Totland mfl. 1996). I tillegg forekommer det i blod, som kan frigjøres ved blødninger. I et feltforsøk med ILAV-infisert stamfisk ble det vist at rogn og yngel klekt fra eggene var positiv for ILA-virus RNA. Det finnes også andre sterke indikasjoner på at vertikal smitte kan skje (Vike mfl. 2009, Marshall mfl. 2014, Nylund mfl. 2019). En ny studie av ISAV-HPR0 i færøysk oppdrett av atlantisk laks fant at vertikal overføring er usannsynlig (Christiansen mfl. 2021), og forslår at HPR0-smitte i stam- og settefiskanlegg kan ha opphav fra oppdrett i sjøen. Smitteforsøk har vist at lakseunger i ferskvannsfasen er like mottakelig for ILAV som fisk i sjøvannsfasen (Mikalsen mfl. 2001). Modellering av sykdomsutbrudd i Troms viste at smitterisiko minket med økende avstand mellom oppdrettslokaliteter, og at horisontalsmitte forklarte ca. 50 % av utbruddene (Aldrin mfl. 2011).

Eksperimentelt er det vist at lus kan overføre virulent ILAV fra fisk til fisk ved å fungere som en mekanisk vektor (Nylund mfl. 1993, Oelckers mfl. 2014). Betydning av lus for spredning av ILAV i naturen er ikke kjent. I et nylig forsøk, har det også blitt vist at laks infisert med lus er mer utsatt for ILAV under eksperimentelle forhold (Barker mfl. 2019). Fra Færøyene og Norge er det kjent at HPR0-ILAV ofte isoleres fra oppdrettslaks 2–3 måneder etter sjøsetting. Infeksjonene er forbigående, og de fleste oppdrettslokaliteter blir smittet i løpet av produksjonssyklusen (Christiansen mfl. 2011, Lyngstad mfl. 2011). Til tross for at dette tyder på horisontalsmitte av ILAV-HPR0, er det ikke etablert smittemodeller for denne ILAV-varianten.

*Sykdom - konsekvenser av smitte*

ILA er i hovedsak et sykdomsproblem hos oppdrettslaks i sjøvannsfasen og er en alvorlig sykdom som kan gi høy dødelighet i oppdrett (Rimstad og Markussen 2020). Det er kun virulente ILAV-varianter, ILAV-HPRdel, som gir sykdom. ILAV-HPRdel smitter blodceller og blodkarsvev og kan gi blødning i indre organer. Fisken utvikler anemi med variabel grad av dødelighet. ILA dødeligheten kan variere mellom merdene i et oppdrettsanlegg så vel som mellom forskjellige anlegg, og den akkumulerte dødeligheten i et anlegg kan variere fra 10% til 90%. Smitteforsøk har vist at både yngel, parr og smolt i ferskvannsfasen er minst like mottakelig for ILAV som fisk i sjøvannsfasen. Virussmitte i ungfisk kan føre til høy dødelighet (opp mot 100%), men dødeligheten varierer med virusstamme og dens virulens.

*ILA i oppdretts- og rømt oppdrettsfisk*

Avirulent ILAV-HPR0, forårsaker forbigående infeksjon i oppdrettsfisk, men fører ikke til utvikling av sykdom (ILA). Fisken i de fleste oppdrettslokaliteter blir smittet med denne ILAV- varianten i løpet av produksjonssyklusen (Christiansen mfl. 2011, Lyngstad mfl. 2011). Virulent ILAV, ILAV-HPRdel, var et betydelig problem i norsk lakseoppdrett frem til 1990. Flere andre land har også hatt store utfordringer med ILA. Blant annet hadde ILA-epidemien i Chile i perioden 2007-2009 dramatiske konsekvenser med nesten fullstendig kollaps i næringen.

I Norge har det har vært 10–15 årlig ILA-tilfeller de siste årene (2015-2019), men i 2020 og 2021 er det rapportert en økning til henholdsvis 23 og 25. Det ble rapportert ILA påvisninger i 10 produksjonsområder i 2021(se tabell 2.1).

*Tabell 2.1: Antall bekreftet ILA-tilfeller registrert i 2019-2021 i ulike produksjonsområder (PO).*

| År | PO2 | PO3 | PO4 | PO5 | PO6 | PO7 | PO8 | PO9 | PO10 | PO11 | PO12 | Totalt |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **2019** | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 | **10** |
| **2020** | 2 | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 | 1 | 10 | **23** |
| **2021** | 0 | 2 | 1 | 1 | 1 | 4 | 5 | 2 | 3 | 2 | 4 | **25** |

Mistenkte tilfeller som ikke har blitt bekreftet: 4 i 2019, 5 i 2020 og 4 i 2021.

Utbrudd kan i en tidlig fase med lav dødelighet lett bli oversett, og det kan gå flere måneder før sykdomsutbrudd blir oppdaget i oppdrettsanleggene. Et slikt forløp øker sannsynligheten for at smitte spres fra lokaliteten. ILA er en meldepliktig sykdom og ved påvising av ILA blir det raskt satt i gang omfattende tiltak for å avgrense virusspredning til nabolokaliteter. I de fleste tilfeller vil syk fisk bli slaktet ut eller destruert raskt. Men, det kan ta noe tid å få bekreftet smitte etter mistanke, og det kan være logistiske utfordringer knyttet til for eksempel brønnbåtkapasitet og slakterikapasitet som gjør at tømming av lokalitet kan ta noen uker. I tillegg innføres alltid ytterligere tiltak med bekjempelses- og overvåkingssoner som ytterligere vil begrense smittespredning i rom og tid til både oppdrettslaks og villaks i området.

Rømt laks fra lokaliteter med ILA kan være smittet med ILAV. I Havforskningsinstituttets overvåkingsprogram er det samlet inn rømt laks flere steder i landet, over flere år. I et materiale av innsamlet tilbakevandrende laks fra Nord-Norge var omtrent 10% av fiskene rømt oppdrettsfisk (Madhun mfl. 2019a). I 5 % av disse ble det påvist ILAV (HPR0). Det ble ikke funnet virulent ILAV (HPRdel) i noen av disse fiskene. Screening av 796 rømt laks fanget i laksefellen i Etne i perioden 2014-2021 resulterte i påvisning av ILAV (sannsynligvis HPR0) i 5 individer (tabell 2.7). Dette er i tråd med at det er få ILAV-HPRdel tilfeller, og at ILAV-HPR0 infeksjoner er forbigående.

*Observasjoner av infeksjon i vill laksefisk*

ILAV i oppdrett har sitt opphav i ville laksefiskpopulasjoner som også kan representere naturlig reservoar. Sekvensstudier viser at virusgenotyper som finnes i oppdrett kan skyldes flere introduksjoner fra villaks (Nylund mfl. 2003). Hypotesen er derfor at avirulent ILAV i oppdrettsfisk stammer fra vill laksefisk (Christiansen mfl. 2011, Lyngstad mfl. 2011, Nylund mfl. 2003). ILAV er påvist hos vill laksefisk i Skottland (Raynard mfl. 2007) og i Norge (Plarre mfl. 2005, 2012, Madhun mfl. 2019, Nylund mfl. 2019). De nyere påvisningene er HPR0-varianten, mens Raynard's mfl. (2001) skotske påvisninger ikke ble HPR-genotypet. En pilotstudie gjort i et ILA-område i Norge fant ingen villaks med virulent ILAV (Kileng mfl. 2011). Det er ikke registrert ILA sykdom hos villaks.

I overvåkingsprogrammet har Havforskningsinstituttet har samlet inn flere tusen laks over flere år og undersøkt disse for forekomst av blant annet ILAV (tabell 2.1-3.7) (Madhun mfl. 2018-2022). Parr fra en rekke elver på Vestlandet og i Nord-Norge er undersøkt for ILAV-smitte. Her ble det kun funnet lave mengder ILAV (ukjent HPR) i to parr fra Vestre Jakobselva og i 2 parr fra Lakseelva (begge elvene ligger i PO13). I 2013-2021 ble flere hundre utvandrende smolt fra ulike fjordsystemer testet for ILAV. Her ble ILAV (ukjent HPR) påvist i lave konsentrasjoner i bare én smolt fra Altafjorden (PO12). Tilbakevandrende laks fanget i sjølaksefisket i Nord-Norge (PO9- 12) er også testet for ILAV (Madhun mfl. 2019). I disse laksene ble det ikke funnet ILAV- HPRdel, men ILAV-HPR0 ble påvist i 7 % av fiskene. Andelen fisk med av ILAV-HPR0 var høyest i områdene med lavest oppdrettsintensitet (PO12-13). I tillegg er laks fanget i Norskehavet, tilbakevandrende laks fra Vosso og Daleelva, Etneelva og stamlaks fra Daleelva og Etne undersøkt uten noen funn av ILAV. Observasjonene så langt tyder derfor på at ILAV, uavhengig av virusvariant, har veldig lav forekomst i ulike livsstadier av villaks fra ulike produksjonsområder.

*Smitteoverføring mellom vill og oppdrettet laksefisk*

ILAV i oppdrett kan ha sitt opphav i ville laksefiskpopulasjoner som også kan representere naturlig reservoar. Det er indikasjoner på overføringer både fra oppdrett til villfisk og motsatt, men at dette ikke skjer spesielt hyppig (Nylund mfl. 2019, Madhun mfl. 2019, Gagne mfl. 2018)).

Det er ikke publisert noen påvisninger av virulent ILAV (HPRdel) i villaks. ILAV-HPR0 er påvist i villaks og oppdrettslaks fra Norge, Færøyene, Scotland og øst Canada (Cunningham mfl. 2002, Lyngstad mfl. 2012, Plarre 2012, Plarre mfl. 2012, Gagne og LeBlanc 2017, Madhun mfl. 2019, Nylund mfl. 2019). Det er foreslått at ILAV som er påvist i vill laksefisk i ferskvannsfasen enkelte steder stammer fra sykdomsutbrudd fra marine lakseoppdrettslokaliteter i nærheten, men genotyping støttet ikke dette (Raynard mfl. 2001). ILAV-HPR0 med identisk sekvens ble påvist i både villaks og rømt laks i Nord-Norge, men det var ingen sammenheng mellom prevalensen av ILAV (HPR0) og oppdrettsintensiteten (Madhun mfl. 2019). I 2020 var det moderat antall ILA- tilfeller i PO12. Ved undersøkelse av 100 utvandrende smolt fra dette området ble det funnet én laks med ILAV (sannsynligvis HPR0). I 2021, var det 2 ILA tilfeller i PO3 men ingen av de utvandrende smoltene (N=57) fra område som er testet for ILAV var positive. Det var ingen ILAV påvisning i utvandrende smolt (N=50) som er innsamlet i 2021 fra PO2 (hadde ingen rapportert ILA-tilfeller).

*Tabell 2.2 Resultater fra kartlegging av virusinfeksjoner i vill ungfisk i utvalgte elver i ulike produksjonsområder (PO), basert på sanntids RT-PCR analyser.*

| Elv (år) | PO | Antall fisk | SAV+ (%) | ILAV+ (%) |
|---|---|---|---|---|
| *Vestre Jakobselv (2016)* | 13 | 208 | 0 | 0 |
| *Vestre Jakobselv (2019)* | 13 | 47 | 0 | 2 (4) * |
| *Kongsfjordelva (2019)* | 13 | 26 | 0 | 0 |
| *Komagelva (2019)* | 13 | 40 | 0 | 0 |
| *Grense Jakobselv (2019)* | 13 | 48 | 0 | 0 |
| *Tanaelva (2020)* | 13 | 47 | 0 | 0 |
| *Altaelva (2020)* | 13 | 45 | 0 | 0 |
| *Lakseelva (2020)* | 13 | 44 | 0 | 2 (5) * |
| *Målselva (2020)* | 12 | 44 | 0 | 0 |
| *Oselva (2014)* | 3 | 109 | 0 | 0 |
| *Oselva (2015)* | 3 | 224 | 0 | 0 |
| *Oselva (2017)* | 3 | 176 | 0 | 0 |
| *Etneelva (2014)* | 3 | 85 | 0 | 0 |
| *Eidfjordvassdraget (2014)* | 3 | 176 | 0 | 0 |
| *Uskedalselva (2017)* | 3 | 91 | 0 | 0 |
| *Uskedalselva (2018)* | 3 | 201 | 0 | 0 |
| *Rosendalselva (2018)* | 3 | 42 | 0 | 0 |
| *Omvikdalselva (2018)* | 3 | 67 | 0 | 0 |
| *Årdalselva (2017)* | 2 | 81 | 0 | 0 |
| *Rødneelva (2017)* | 2 | 107 | 0 | 0 |

* : Ukjent HPR

*Tabell 2.3 Resultater fra kartlegging av virusinfeksjoner i vill utvandrende smolt fra utvalgte fjorder i ulike produksjonsområder (PO), basert på sann-tids RT-PCR analyser.*

| Fjord (år) | PO | Antall fisk | SAV+ (%) | ILAV+ (%) |
|---|---|---|---|---|
| *Altafjorden ( 2019 )* | 12 | 103 | 0 | 0 |
| *Altafjorden ( 2020 )* | 12 | 100 | 0 | 1 (1) ** |
| *Trondheimsfjorden (2016)* | 6 | 200 | 0 | 0 |
| *Romsdalen 2020* | 5 | 100 | 0 | 0 |
| *Sognefjorden (2013)* | 4 | 66 | 0 | - |
| *Sognefjorden (2014)* | 4 | 82 | 0 | - |
| *Sognefjorden (2019)* | 4 | 110 | 1 (1) * | 0 |
| *Osterfjorden (2013)* | 4 | 219 | 0 | - |
| *Osterfjorden (2014)* | 4 | 176 | 0 | - |
| *Hardangerfjorden (2013)* | 3 | 102 | 0 | 0 |
| *Hardangerfjorden (2014)* | 3 | 27 | 0 | - |
| *Hardangerfjorden (2015)* | 3 | 19 | 0 | 0 |
| *Hardangerfjorden (2017)* | 3 | 81 | 0 | 0 |
| *Hardangerfjorden (2019)* | 3 | 110 | 0 | 0 |
| *Hardangerfjorden (2020)* | 3 | 100 | 1 (1) * | 0 |
| *Hardangerfjorden (20201)* | 3 | 57 | 0 | 0 |
| *Boknafjorden 2017* | 2 | 81 | 0 | 0 |
| *Boknafjorden (2019)* | 2 | 132 | 0 | 0 |
| *Boknafjorden (2020)* | 2 | 52 | 0 | 0 |
| *Boknafjorden (2021)* | 2 | 50 | 0 | 0 |

* : SAV+ fisk hadde en ct-verdier som ligger i RT-PCR deteksjonsgrensen,
** :Ukjent HPR, -: ikke testet

*Tabell 2.4 Resultater fra kartlegging av virusinfeksjoner i villaks fra Norskehavet, basert på sann-tids RT- PCR analyser.*

| Lokalitet (år) | PO | Antall fisk | SAV+ (%) | ILAV+ (%) |
|---|---|---|---|---|
| *Norskehavet (2017)* | | 32 | 0 | 0 |
| *Norskehavet (2018)* | | 71 | 0 | 0 |
| *Norskehavet (2019)* | | 47 | 0 | 0 |
| *Norskehavet (2021)* | | 33 | 0 | 1(3) * |

* : Ukjent HPR

*Tabell 2.5 Resultater fra kartlegging av virusinfeksjoner i vill tilbakevandrende laks fra utvalgte lokaliteter i ulike produksjonsområder (PO), basert på sann-tids RT-PCR analyser.*

| Lokalitet (år) | PO | Antall fisk | SAV+ (%) | ILAV+ (%) |
|---|---|---|---|---|
| *Bugøynes (2012)* | 13 | 165 | 0 | 16 ( 10 ) ** |
| *Nordkapp (2012)* | 12 | 25 | 0 | 5 ( 20 ) ** |
| *Alta (2012)* | 12 | 60 | 0 | 3 ( 5 ) ** |
| *Månes (2012)* | 10 | 85 | 0 | 3 (3) ** |
| *Andøya (2012)* | 10 | 25 | 0 | 0 |
| *Stamnes (2012)* | 9 | 17 | 0 | 0 |
| *Osterfjorden (2012)* | 4 | 155 | 0 | 0 |
| *Osterfjorden (2013)* | 4 | 306 | 0 | 0 |
| *Osterfjorden (2014)* | 4 | 221 | 0 | 0 |
| *Etneelva (2015)* | 3 | 234 | 0 | 0 |
| *Etneelva (2016)* | 3 | 130 | 0 | 0 |
| *Etneelva (2019)* | 3 | 56 | 4 (7) * | 0 |

* : SAV+ fisk hadde en ct-verdi som ligger i RT-PCR deteksjonsgrensen,
** : HPR0

*Tabell 2.6 Resultater fra kartlegging av virusinfeksjoner i vill stam-/gytelaks fra Daleelva og Etneelva, basert på sann-tids RT-PCR analyser.*

| Elv (år) | PO | Antall fisk | SAV+ (%) | ILAV+ (%) |
|---|---|---|---|---|
| *Daleelva (2012)* | 4 | 47 | 0 | 0 |
| *Daleelva (2017)* | 4 | 48 | 0 | 0 |
| *Daleelva (2018)* | 4 | 59 | 1 (2) * | 0 |
| *Daleelva (2019)* | 4 | 38 | 2 | 0 |
| *Etneelva (2017)* | 3 | 24 | 0 | 0 |
| *Etneelva (2018)* | 3 | 37 | 0 | 0 |

* : SAV+ fisk hadde en ct-verdi som ligger i RT-PCR deteksjonsgrensen

*Tabell 2.7 Resultater fra kartlegging av virusinfeksjoner i rømt laks utvalgte lokaliteter i ulik produksjonsområder (PO) og fra fiskefellen i Eneelva, basert på sann-tids RT-PCR analyser.*

| Lokalitet (år) | PO | Antall fisk | SAV+ (%) | ILAV+ (%) |
|---|---|---|---|---|
| *Nord-Norge (2010)* | 9- 13 | 42 | 0 | 5 (2) * |
| *Hardangerfjorden (2012)* | 3 | 58 | 57 (98) | - |
| *Etneelva (2014)* | 3 | 133 | 16 (12) | 1 (<1) * |
| *Etneelva (2015)* | 3 | 170 | 92 (54) | 1 (<1) * |
| *Etneelva (2016)* | 3 | 132 | 78 (59) | 0 |
| *Etneelva (2017)* | 3 | 80 | 33 (41) | 0 |
| *Etneelva (2018)* | 3 | 80 | 45 (56) | 0 |
| *Etneelva (2019)* | 3 | 130 | 7 (5) | 0 |
| *Etneelva (2020)* | 3 | 32 | 3 (9) | 3 (9) * |
| *Etneelva (2021)* | 3 | 39 | 2 (5) | 0 |

* : Ukjent HPR
- : ikke testet

### 2.12.2 - Salmonid alfavirus (SAV)

*Agens*

Pankreassyke (Pancreas disease, PD) hos atlantisk laks og regnbueaure forårsakes av salmonid alphavirus (SAV) (Hodneland mfl. 2005, Weston mfl. 2005). SAV er et kappekledd, positivttrådet RNA-virus i familien *Togaviridae*, slekten Alphavirus. Basert på analyser av nukleinsyrer som koder for virusproteinene E2 og nsP3 er SAV inndelt i 6 subtyper, referert til som SAV1–SAV6 (Fringuelli mfl. 2008), mens sekvensering av hele genomet til et SAV-isolat funnet i berggylt (*Labrus bergylta*) tyder på 7 subtyper (Tighe mfl. 2020). Blant disse er SAV2 foreslått ytterligere delt i henholdsvis ferskvanns-SAV2 og marin SAV2 (Jansen mfl. 2017). På antigennivå er i hvert fall de seks første subtypene så like at monoklonale (dvs. monospesifikke) antistoffer laget mot en av subtypene ofte vil gjenkjenne og binde til de andre subtypene (Jewhurst mfl. 2004). Også antistoffer som laksen lager som immunsvar mot en bestemt subtype har tendens til å kryssreagere på denne måten (Graham mfl. 2014). I Norge forekommer kun de to SAV-subtypene marin SAV2 og SAV3.

SAV smitter horisontalt og virusets overlevelse i miljøet, dvs. utenfor fisken, har derfor stor betydning for dets evne til å spre seg. Det er vist at SAV som utskilles fra infisert fisk kan overleve relativt lenge i vann, men også at overlevelsestiden avhenger av temperatur og andre miljøfaktorer. Et irsk SAV1-isolat ble vist å ha en halveringstid på 4,3 dager ved 4°C og 1 dag ved 10°C, begge tilfeller i ikke-sterilt sjøvann (Graham mfl. 2007). En annen studie viste at et norsk SAV3 isolat fortsatt var smittsomt etter 3-4 uker i sjøvann ved 6°C (Jarungsriapisit mfl. 2020). Overlevelsen til SAV1 ved ulike pH har blitt sammenlignet, og vist å være redusert ved pH 4,0 og 5,0 sammenlignet med pH 6,0 og 7,2. Til sammenligning er sjøvanns gjennomsnittlige pH ca. 8,1 (Marion mfl. 2011). Relativt beskjedne endringer i pH kan påvirke overlevelsen til virus ved å endre overflateladningene til proteinene i kappen (og ev. membranen) og derved påvirke aggregeringen av viruset (Wang mfl. 2020). Saltholdighet og tilstedeværelse av organisk materiale er også vist å påvirke overlevelsen til SAV. SAV1 overlever således betydelig kortere i sjøvann ved tilstedeværelse av organisk materiale, mens denne reduksjon er vesentlig i ferskvann (Graham mfl. 2007). Adsorpsjonen av virus til partikler i vannet kan forlenge overlevelsestiden betydelig, men mikrober kan ha motsatt effekt gjennom å inaktivere virus ved å produsere skadelige metabolitter, eller bruke virusets proteinkappe og (en eventuell) membran som kilde til næringsstoffer (Wang mfl. 2020). Samlet synes disse studiene å indikere, at SAV overlever i normalt miljø i dager til uker.

*Utbredelse i Norge*

SAV-infeksjoner i oppdrett forekommer hyppigst fra Rogaland til Trøndelag, det vil si i produksjonsområdene (PO) 2 til 6, og noe mindre i PO7. Sporadiske enkelttilfeller er registrert i Nord-Norge. I områdene sør for Hustadvika er det stort sett SAV3 som er påvist (Hjortaas mfl. 2016, Sommerset mfl. 2022), mens det i Midt-Norge nord for Hustadvika opp til produksjonsområde 7 hovedsakelig er påvist SAV2. Flytting av fisk er sannsynligvis årsaken til de enkeltstående tilfellene i Nord-Norge (Hjortaas mfl. 2016). I Norge påviste man lenge kun én subtype, SAV3, som rammet både regnbueaure og laks på Vestlandet. Påvisninger i 2010 i Romsdalsområdet ble senere typet som SAV2, en subtype ikke tidligere påvist i Norge. De påfølgende årene så man en spredning av SAV2 nordover i Trøndelag (Hjortaas mfl. 2013, Bornø & Lie Linaker 2015, Hjortaas mfl. 2016). Denne SAV2-varianten ligner en variant påvist hos laks i sjøoppdrett i Skottland, og representerer en sannsynlig introduksjon (Karlsen mfl. 2014, Hjortaas mfl. 2016, Hjortaas mfl. 2021, Macqueen mfl. 2021). I 2014 og 2015 ble SAV2 påvist i Sogn og Fjordane (Nordfjord), hvilket antyder at spredning sørover kan skje (Hjeltnes mfl. 2016). Det er ikke påvist / bekreftet nye SAV2-tilfeller i Nordfjord etter at "Forskrift om bekjempelse av SAV2 i Nordfjord, Sogn og Fjordane" trådte i kraft. I 2019 og 2020 ble det påvist SAV2 i Suldal i Rogaland og det ble opprettet et kontrollområde, som nedfelt i denne forskriften.

Analyse av full-lengde-genomene til 24 SAV3-isolater antyder at det kan eksistere en epidemiologisk struktur på Vestlandet, der Hordaland grunnet sin tetthet av laks/anlegg kan opprettholde en vedvarende (eng: sustained) SAV3-epidemi mens Sogn og Fjordane og Rogaland ikke kan (Gallagher mfl. 2020b). Dermed skulle Hordaland fungere som en kilde (eng: source) for gjentatt introduksjon av SAV3 til Sogn og Fjordane/Rogaland der den resulterende lokale epidemi så etter hvert dør ut, og der de sistnevnte fylkene følgelig blir 'sluk' (eng: sink) for SAV3.

*Vertsregister*

SAV3 påvirker både laks og regnbueørret i sjøoppdrett. SAV2 var de første årene kun kjent fra laks, men ble i 2014 også rapportert fra regnbueørret (Bornø & Lie Linaker 2015). I brunørret injisert med SAV ble det påvist begrenset og forbigående pankreas patologi, men fisken utviklet ikke PD (Boucher mfl. 1995, McLoughlin og Graham 2007). Nye data viser at brunørret kan infiseres med både bad- og kohabitasjonssmitte og at liten yngel kan utvikle en begrenset dødelighet (upubliserte resultater fra HI). Laks, regnbueørret og brunørret er mottakelige i både ferskvann og sjøvann. Det er også rapportert om SAV2-infeksjon i oppdrettsrøye i Østerrike (Lewisch mfl. 2018). SAV-subtypene (1, 2 og 5) har blitt påvist i flere marine fiskearter i Irland og Skottland (Snow mfl. 2010, Bruno mfl. 2014, McCleary mfl. 2014, Simons mfl. 2016, Gallagher mfl. 2020a). I villfanget berggylt i Irland ble det påvist SAV som først ble karakterisert som SAV6 (Ruane mfl. 2018) og senere som en unik ny subtype SAV7 (Tighe mfl. 2020).

Funnet i berggylt er interessant siden smitteforsøk utført i Norge har antydet at berggylt ikke er mottakelig for SAV2 eller SAV3 (Rosaeg mfl. 2017b). Et laboratorieforsøk, der fire arter flatfisk ble IM/IP injisert med norsk SAV3, viste at sandflyndre (*Limanda limanda*) var mottakelig og kunne utvikle PD-lignende patologi. Sandflyndre var likevel mindre mottakelig for SAV3 enn laks (Andersen & Blindheim 2022), og infisert flatfisk kunne ikke smitte laks via kohabitering. Disse funnene kan tyde på at andre fiskearter enn salmonider kan være naturlige bærere og mulige smittereservoarer for SAV.

Samtidig tilstedeværelse av to SAV-subtyper har blitt påvist i samleprøver fra oppdrettslaks fra de britiske øyene (Gallagher mfl. 2020a), mens det i enkeltindivider fra lakseoppdrett i Rogaland har blitt påvist både SAV2a og SAV3 (Macqueen mfl. 2021). Lignende co-infeksjoner med to SAV subtyper er påvist i villfangne enkeltindivider av sandflyndre fra de britiske øyene (Gallagher mfl. 2020a).

*Smitteoverføring*

Data tilsier at SAV smitter horisontalt. Dette støttes av fylogenetiske studier, vellykket overføring blant fisk ved kohabitasjonsstudier, påvist overføring mellom oppdrettsanlegg, samt studier av overlevelse av SAV i sjøvann og hvordan SAV spres via strømmer i sjøen (Nelson mfl. 1995, McLoughlin mfl. 1996, Graham mfl. 2007, Kristoffersen mfl. 2009, Viljugrein mfl. 2009, Jansen mfl. 2010, Graham mfl. 2011, Jarungsriapisit mfl. 2020). Vertikal smitte er foreslått (Castric mfl. 2005, Bratland & Nylund 2009), men hypotesen har liten støtte (Jansen mfl. 2010, Kongtorp mfl. 2010, Snow mfl. 2010).

Horisontal smitte via vann og vannmasser synes å forklare mesteparten av smittespredningen i oppdrett (nesten 90% ifølge Bang Jensen mfl. 2021), herunder regionale PD-utbrudd (Stene mfl. 2014), mens flytting av smittebærende fisk er en sentral risikofaktor for spredning av smitte over lange avstander (Gallagher mfl. 2020b). Modellering har vist at nærhet til anlegg med utbrudd øker risikoen for sykdomsutbrudd (Kristoffersen mfl. 2009) og at antall omliggende anlegg, biomassen i anleggene, sjøveis avstand til/mellom anleggene samt årstiden er særlig viktige for størrelsen av risikoen for smittespredning (Bang Jensen mfl. 2021). Felles bruk av brønnbåter er en mulig smittevei innad i regioner (Lyngstad mfl. 2015) og brønnbåter brukt både på Nord- Vestlandet og på Shetland kan ha vært ansvarlige for introduksjonen av SAV2 til Norge (Hjortaas mfl. 2016).

Resultater fra smitteforsøk tyder på at SAV kan skilles ut fra infisert fisk gjennom avføring og slim (Graham mfl. 2011), og viruset kan påvises i vann hvor det er SAV-smittet fisk. Perioden der SAV skilles ut til miljøet vil variere fra noen dager til flere uker etter smitte på bakgrunn av blant annet smittevei, vert, agens og miljøfaktorer (McLoughlin mfl. 2006, Andersen mfl. 2010, Jarungsriapisit mfl. 2016). Ved badesmitte ble virusutskillelse observert fra 7 til 21 dager etter smitte, og man fant også at tiden fra smitte til viremi varierer med smittedose (Jarungsriapisit mfl. 2016). Overlevende laks er antatt å kunne bli livstidsbærere av viruset, men kun 6 måneder er dokumentert (Andersen mfl. 2007). SAV er også blitt påvist i overflatefilm som dannes av fett og olje som lekker ut av syk fisk. Siden strømhastigheten ofte er høyest i overflaten, kan slike overflatefilmer trolig bli transportert over relativt store avstander (Stene mfl. 2016).

En kjenner ikke med sikkerhet inngangsportalen til viruset, men antar at gjeller (Graham mfl. 2010, Graham mfl. 2011, Mitchell og Rodger 2011) eller tarm er sannsynlige inngangsportaler.

SAV3 er påvist med PCR og sekvensering i lakselus (Karlsen mfl. 2006, Petterson mfl. 2009), men det er ikke blitt demonstrert at viruset kan replikere i lusen eller at lus kan overføre SAV til fisken. SAV har hittil ikke blitt påvist i villfanget eller oppdrettet rensefisk brukt for kontroll av lakselus i Norge (Johansen mfl. 2016).

Vaksinering mot SAV er under eksperimentelle betingelser vist å kunne redusere antall fisk som smittes, antall fisk som utvikler sykdom (død, viremi, patologi, nedsatt vekst m.m.) samt redusere smittsomheten av den infiserte fisken (Thorarinson mfl. 2021). Det sistnevnte vil trolig kunne bidra til å redusere smittepresset i områder der oppdrettsfisken er vaksinert. Resultater som ble presentert ved lanseringen av Fiskehelserapporten 2021 (Britt Bang Jensen, Veterinærinstituttet, upublisert) kan tyde på at vaksinasjon er med på å redusere antall utbrudd. Det ble også indikert at typen vaksine påvirket forekomsten av PD. Resultatene er usikre. Vaksinering kan derfor muligens være en av årsakene til den reduksjonen i forekomst av SAV-smitte i rømt oppdrettsfisk i Etneelva som vi har sett de siste årene.

*Sykdom - konsekvenser av smitte*

I eksperimentelle forsøk er det påvist at laks i alle aldre er mottakelige for SAV3. Dødeligheten i smitteforsøk er høy hos yngel, moderat til lav hos parr og lav hos post-smolt og større fisk (upubliserte resultater fra HI), men varierer sannsynligvis mellom virusisolater (Taksdal mfl. 2015). I smitteforsøk er dødeligheten til SAV2 lavere enn for SAV3 (Taksdal mfl. 2015). Fisk med PD viser nedsatt appetitt og vekst, og får ofte dårlig kondisjon. Histopatologisk ses særlig skader i pankreas, hjerte og skjelettmuskulatur, men andre vev og organer kan også påvirkes (Ferguson mfl. 1986a, Ferguson mfl. 1986b, Murphy mfl. 1992, McLoughlin mfl. 1996, McLoughlin mfl. 2002, McLoughlin mfl. 2006, Christie mfl. 2007, Taksdal mfl. 2007, Andersen 2012). I forsøk synes sykdomsutviklingen å være relativ lik etter smitte med hhv. SAV2 og SAV3, der SAV3 likevel foranlediger litt mer alvorlig patologi (Taksdal mfl. 2015). Det er ikke godt kjent hvilke hovedmålceller viruset har i laksen, men viruset er påvist i pankreasceller, i somatiske røde muskelfibre, og i muskelsatellittceller i regnbueaure (Villoing mfl. 2000, Moriette mfl. 2005, Taksdal mfl. 2007, Biacchesi mfl. 2016). Eksperimentelle smitteforsøk tyder på at laks nylig smittet med PRV er midlertidig beskyttet mot en påfølgende SAV-infeksjon og videre utvikling av sykdom (Lund mfl. 2016, Rosaeg mfl. 2017a).

Dødeligheten i oppdrett er variabel, fra akutte utbrudd med høy dødelighet (Crockford mfl. 1999, Taksdal mfl. 2007) til et gradvis forløp med lav dødelighet som resulterer i et høyt innslag av varige bærere (Graham mfl. 2006). Data fra 2016 viser en dødelighet under praktiske oppdrettsforhold i Norge på mellom 5 og 60% (Bang-Jensen mfl. 2016). Ved utbrudd forårsaket av SAV2 ser en generelt lavere dødelighet enn med SAV3 (Bornø og Lie Linaker 2015, Jansen mfl. 2015). Patologien er lik, men ofte mindre omfattende i feltutbrudd med SAV2 (Bornø & Lie Linaker 2015, Jansen mfl. 2015). Virus kan påvises over lang tid i en oppdrettspopulasjon og det kan tolkes som at bare deler av populasjonen smittes tidlig og at nye fisk smittes kontinuerlig.

Eksperimentelle data viser imidlertid at SAV3 smitter relativt synkront ved kohabitasjonssmitte (Graham mfl. 2011). Fra villfisk finnes det ingen data for SAV-relatert dødelighet under naturlige forhold.

Faktorer som utløser et utbrudd er ikke godt kjent, men konstant smittepress, smitte i nærliggende oppdrettsanlegg og stress ved avlusning har vært formidlet av driftsledere, fiskehelsetjenester og mattilsynet som viktige for å trigge utbrudd av PD (Bang-Jensen mfl. 2016, Jansen mfl. 2017).

Stigende temperaturer over tid i sjøen kan også være en viktig faktor, som blant annet gir redusert inkubasjonstid (Stene 2013). Andre risikofaktorer for utbrudd inkluderer høyt fôropptak, mye lus, bruk av høstsmolt og tidligere IPN-utbrudd (Rodger og Mitchell 2007, Kristoffersen mfl. 2009, Bang-Jensen mfl. 2012).

I 2018 og 2019 ble det gjennomført smoltutsettingsforsøk i både Etneelva og Daleelva, som ligger i områder med høy oppdrettsintensitet og høyt antall PD-utbrudd, for å studere effekten av SAV-smitte på sjøoverlevelse hos smolt. I forsøket ble totalt 52 000 klekkeriproduserte smolt PIT-merket og delt i 2 grupper: en gruppe smolt som var vaksinert

mot PD og en ubehandlet kontrollgruppe. Foreløpige resultater fra forsøket (2019-2021) tyder på at det ikke var signifikant forskjell i tilbakevandring mellom vaksinegruppen og kontrollgruppen. Resultatene kan indikere at PD-tilfeller i oppdrett hadde lite betydning på overlevelse av utvandrende smolt i de to områdene.

*SAV i oppdretts- og rømt oppdrettsfisk*

Det var 101 mistenkte og 82 bekreftede PD-tilfeller i norsk oppdrett i 2021. Dette er en nedgang fra 2020 der det var 158 mistenkte/118 bekreftede tilfeller og 2019 som hadde 152 mistenkte/110 bekreftede tilfeller (Sommerset mfl. 2022). Av de 101 mistenkte PD-tilfellene var 30 forårsaket av SAV2 (Sommerset mfl. 2022). Det er forskjeller mellom SAV-regionene med tanke på når SAV-tilfellene opptrer. Sør for Hustadvika er det flest tilfeller om sommeren (mai–august), mens det nord for Hustadvika er flest sent på høsten (Bornø & Lie Linaker 2015, Sommerset mfl. 2022). Nylig rømt laksefisk i områder med PD er ofte SAV-infisert (Madhun mfl. 2015, 2017, Nylund mfl. 2015, Svåsand mfl. 2015). Madhun mfl. (2015) fant at rømt laks i Hardanger vandret opp i en nærliggende elv kort tid etter rømming. Nesten alle disse var infisert med SAV, til dels med store virusmengder. Resultater fra screening av rømt laks som ble fanget i laksefellen i Etne i perioden 2014-2018 har vist at 44 % av den rømte laksen var smittet med lave til moderate mengder SAV (Madhun mfl. 2017) (tabell 2.7). Det har vært en merkbar nedgang i antall SAV- smitte i rømt laks i Etneelva de siste tre årene (2019-2021) hvor gjennomsnittlig prevalens bare var 6 %. Grunnen til nedgangen er ikke kjent, men reduksjon i antall smittetilfeller, utstrakt bruk av vaksine eller bruk av større og mer robust smolt kan være mulige årsaker.

SAV-subtypene vi finner i Norge forårsaker pankreassyke (PD) hos laks og regnbueaure oppdrettet i sjø. Utbrudd av PD kommer ofte på fisk innen ett år etter sjøutsett, men i noen tilfeller av SAV2, også på smoltgrupper kort tid etter sjøsetting. Laks er mer mottakelig for SAV3 i perioden kort tid etter sjøutsett (Jarungsriapisit mfl. 2016a). Utbrudd av PD kan forekomme lenge etter sjøsutsett, og gir derfor lite informasjon om når fisken ble infisert. Det er ikke påvist kliniske utbrudd i ferskvann, men dette kan induseres eksperimentelt.

Infeksjonsstudier på yngel og postsmolt viste at arvelig QTL kunne forklare moderat til høy PD resistens (Gonen mfl. 2015). Bruk av slik PD-resistent smolt kan bidra til en positiv utvikling både med hensyn til å redusere PD-utbrudd og spredning til villfisk og til andre lokaliteter. Det er funnet redusert utskillelse av virus etter vaksinering mot SAV (Skjold mfl. 2016), noe som kan redusere utslipp av virus til omgivelsene.

*Observasjoner av infeksjon i villfisk*

SAV av subtypene 1, 2 og 5 er påvist i marine flatfisk (Snow mfl. 2010, McCleary mfl. 2014, Gallagher mfl. 2020a) i Skottland og Irland, og i noen tilfeller kunne to SAV subtyper påvises i samme enkeltindivid (Gallagher mfl. 2020a). På basis av fylogeografiske analyser, foreslo Karlsen mfl. (2014) at SAV har opphav i vill marin fisk i Nordsjøområdet. Påvisninger av SAV i flatfisk kan tyde på at disse kan representere et miljøreservoar for SAV, men det kan ikke utelukkes at flatfisk også kan smittes av SAV fra oppdrett. Bortsett fra få påvisningstilfeller, har SAV-infeksjoner ikke blitt påvist i flere omfattende undersøkelser av vill laksefisk tatt i sjø eller elv i Norge (tabell 2.1-3.6) (Biering mfl. 2013, Nielsen mfl. 2014, Plarre og Nylund 2014, Garseth mfl. 2015, 2017, Hjeltnes mfl. 2017, Madhun mfl. 2014, 2016, 2018-2022 ). SAV-smitte har ikke blitt påvist i vill sjøørret (N=843) som er samlet fra PD-områder (PO2-4) eller PD-fritt område (PO10) (Madhun mfl. 2016b).

*Smitteoverføring mellom vill og oppdrettet fisk*

SAV3 er trolig hjemmehørende i Norge, men et naturlig reservoar er ikke med sikkerhet fastslått. Til tross for at SAV3 i oppdrett stammer fra en naturlig forekommende vert, foreligger det ikke bevis for en smitteoverføring fra vill laksefisk til oppdrettslaks. SAV2 representerer en sannsynlig introduksjon (Karlsen mfl. 2014, Hjortaas mfl. 2016, Hjortaas mfl. 2021, Macqueen mfl. 2021), og har dermed trolig ikke sitt opphav fra villfisk her i Norge. Det foreligger ikke data som viser at SAV smitter fra oppdrettet til vill laksefisk i sjø, til tross for et høyt antall utbrudd og overvåking av virus i villfisk over mange år. SAV-infisert rømt laks kan trolig spre smitte i elver, men SAV-smitte i vill laksefisk i elver i PD-sonen med høy andel rømt laks er hittil ikke vist. I tillegg tyder kombinerte felt- og laboratorieforsøk (Havforskningen 2019-

2021) i Dalelva og

Etneelva at det er lite sannsynlig at rømt smittet laks overfører smitte til ung fisk i elv (Madhun mfl. upublisert).

## 2.13 - Referanser

Alarcon, M, Moldal, T, Dverdal Jansen, M, Aamelfot, M, Sindre, H, Lyngstad, TM and Falk, K (2020). "Infectious salmon anaemia virus detected by RT-qPCR in Norwegian farmed rainbow trout, Oncorhynchus mykiss (Walbaum, 1792)." Journal of Fish Diseases.

Aldrin, M, Lyngstad, TM, Kristoffersen, AB, Storvik, B, Borgan, O and Jansen, PA (2011). "Modelling the spread of infectious salmon anaemia among salmon farms based on seaway distances between farms and genetic relationships between infectious salmon anaemia virus isolates." Journal of the Royal Society Interface 8(62): 1346-1356.

Andersen, L (2012). Alphavirus infection in Atlantic salmon, Salmo salar L. - Viral Pathogenesis. PhD, University of Bergen.

Andersen, L, Bratland, A, Hodneland, K and Nylund, A (2007). "Tissue tropism of salmonid alphaviruses (subtypes SAV1 and SAV3) in experimentally challenged Atlantic salmon (Salmo salar L.)." Archives of Virology 152(10): 1871-1883.

Andersen, L, Hodneland, K and Nylund, A (2010). "No influence of oxygen levels on pathogenesis and virus shedding in Salmonid alphavirus (SAV)-challenged Atlantic salmon (Salmo salar L.)." Virology Journal **7**:198.

Andersen L and Blindheim SH (2022). Experimental challenge of flatfishes (Pleuronectidae) with salmonid alphavirus (SAV): Observations on tissue tropism and pathology in common dab *Limanda limanda* L. Aquaculture 551, 737944.

Anderson, RM and May, MM (1979). "Population biology of infectious diseases: Part I." Nature 280.

Asplin, L, Johnsen, IA, Sandvik, AD, Albretsen, J, Sundfjord, V, Aure, J and Boxaspen, KK (2014). "Dispersion of salmon lice in the Hardangerfjord." Marine Biology Research 10(3): 216- 225.

Asplin, L, Salvanes, AGV and Kristoffersen, JB (1999). "Nonlocal wind-driven fjord–coast advection and its potential effect on plankton and fish recruitment." Fisheries Oceanography 8(4): 255-263.

Bakke, TA and Harris, PD (1998). "Diseases and parasites in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 247-266.

Bang Jensen, B, Kristoffersen, AB, Myr, C and Brun, E (2012). "Cohort study of effect of vaccination on pancreas disease in Norwegian salmon aquaculture." Dis Aquat Organ 102(1): 23- 31.

Bang Jensen, B, Lillehaug, A and Jansen, MD (2016). Pankreassykdom hos laksefisk - review, del 2: Erfaring fra felt. Veterinærinstituttets rapportserie. Oslo, Norway, Veterinærinstituttet: 39.

Bang Jensen B, Dean KR, Huseby RB, Aldrin M, Qviller L (2021). “Realtime case study simulations of transmission of Pancreas Disease (PD) in Norwegian salmonid farming for disease control purposes.” Epidemics **37** :100502.

Barja, JL, Toranzo, AE, Lemos, ML and Hetrick, FM (1983). "Influence of water temperature and salinity on the survival of IPN and IHN viruses." Bulletin of the European Association of Fish Pathologists 3(4): 47-50.

Barker, SE, Bricknell, IR, Covello, J, Purcell, S, Fast, MD, Wolters, W and Bouchard, DA (2019). "Sea lice, Lepeophtheirus salmonis (Kroyer 1837), infected Atlantic salmon (Salmo salar L.) are more susceptible to infectious salmon anemia virus." PLoS One 14(1).

Bernhardt, LV, Lillehaug, A, Qviller, L, Weli, SC, Grønneberg, E, Nilsen, H and Myrmel, M (2021). "Early detection of

salmonid alphavirus in seawater from marine farm sites of Atlantic salmon Salmo salar." Dis Aquat Organ 146: 41-52.

Biacchesi, S, Jouvion, G, Merour, E, Boukadiri, A, Desdouits, M, Ozden, S, Huerre, M, Ceccaldi, PE and Bremont, M (2016). "Rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) muscle satellite cells are targets of salmonid alphavirus infection." Vet Res 47: 9.

Biering, E., Madhun, A., Isachsen, C., Omdal, L., Einen, A., Garseth, Å., Bjørn, P., et al. (2013). “Annual report on health monitoring of wild anadromous salmonids in Norway 2012”. Rapport fra Havforskningen 6-2013: Institute of Marine Research, Bergen. 13 pp. Available at Available at http://www.imr.no/filarkiv/2013/03/annual_report_on_health_monitoring_of_wild_anadromous_salmonids_in_norway_rapport_fra_havforskningen_nr._6-2013_.pdf/nb-no

Bornø, G and Lie Linaker, M, Eds. (2015). Fiskehelserapporten 2014. Harstad, Veterinærinstituttet.

Botzler, RG and Brown, RN (2014). Foundations of Wildlife Diseases, University of California Press.

Boucher, P, Raynard, RS, Houghton, G and Laurencin, FB (1995). "Comparative experimental transmission of pancreas disease in Atlantic salmon, rainbow trout and brown trout." Diseases of Aquatic Organisms 22: 19-24.

Bratland, A and Nylund, A (2009). "Studies on the Possibility of Vertical Transmission of Norwegian Salmonid Alphavirus in Production of Atlantic Salmon in Norway." Journal of Aquatic Animal Health 21(3): 173-178.

Bruno, DW, Noguera, PA, Black, J, Murray, W, Macqueen, DJ and Matejusova, I (2014). "Identification of a wild reservoir of salmonid alphavirus in common dab Limanda limanda, with emphasis on virus culture and sequencing." Aquaculture Environment Interactions 5(1): 89-98.

Castric, J, Cabon, J and Le Ven, A (2005). Experimental study of vertical transmission of sleeping disease virus (SDV) in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss). 12th International EAFP conference, Copenhagen, Denmark.

Christiansen, D H, Petersen, P E, Dahl, M M, Vest, N, Aamelfot, M, Kristoffersen, A B, Jansen, M D, Matejusova, I, Gallagher, M D, Jonsson, G, Rodriguez, E, Fosse, J H and Falk, K (2021). No evidence of the vertical transmission of non-virulent infectious salmon anaemia virus (ISAV- HRP0) in farmed atlantic salmon. Viruses. 13.

Christiansen, DH, Mcbeath, AJA, Aamelfot, M, Matejusova, I, Fourrier, M, White, P, Petersen, PE and Falk, K (2017). "First field evidence of the evolution from a non-virulent HPR0 to a virulent HPR-deleted infectious salmon anaemia virus." Journal of General Virology 98(4): 595- 606.

Christiansen, DH, Ostergaard, PS, Snow, M, Dale, OB and Falk, K (2011). "A low-pathogenic variant of infectious salmon anemia virus (ISAV-HPR0) is highly prevalent and causes a non- clinical transient infection in farmed Atlantic salmon (Salmo salar L.) in the Faroe Islands." Journal of General Virology 92: 909-918.

Christie, KE, Graham, DA, Mcloughlin, MF, Villoing, S, Todd, D and Knappskog, D (2007). "Experimental infection of Atlantic salmon Salmo salar pre-smolts by i.p. injection with new Irish and Norwegian salmonid alphavirus (SAV) isolates: a comparative study." Diseases of Aquatic Organisms 75(1): 13-22.

Combes, C (2001). Parasitism: The ecology and evolution of intimate interactions. Chicago, USA, Univ. Chicago Press.

Cottet, L, Rivas-Aravena, A, Cortez-San Martin, M, Sandino, AM and Spencer, E (2011). "Infectious salmon anemia virus--genetics and pathogenesis." Virus Res 155(1): 10-19.

Crockford, T, Menzies, FD, Mcloughlin, MF, Wheatley, SB and Goodall, EA (1999). "Aspects of the epizootiology of pancreas disease in farmed Atlantic salmon Salmo salar in Ireland." Diseases of Aquatic Organisms 36(2): 113-119.

Cunningham, CO, Gregory, A, Black, J, Simpson, I and Raynard, RS (2002). "A novel variant of the infectious salmon

anaemia virus (ISAV) haemagglutinin gene suggests mechanisms for virus diversity." Bulletin of the European Association of Fish Pathologists 22(6): 366-374.

Ditlecadet, D, Gautreau, C, Boston, L, Liston, R, Johnsen, E, & Gagne, N. (2021). First report of successful isolation of a HPR0-like variant of the infectious salmon anaemia virus (ISAV) using cell culture. Journal of Fish Diseases. doi:10.1111/jfd.13556

EFSA (2012). Scientific opinion on infectious salmon anaemia (ISA). EFSA Journal. Parma, Italy, EFSA Panel on Animal Health and Welfare. 10: 2971.

Egidius, E. Import of furunculosis to Norway with Atlantic salmon smolts from Scotland. ICES CM Documents 1987.

Falk, K, Namork, E, Rimstad, E, Mjaaland, S and Dannevig, BH (1997). "Characterization of infectious salmon anemia virus, an orthomyxo-like virus isolated from Atlantic salmon (Salmo salar L.)." J Virol 71(12): 9016-9023.

Ferguson, HW, Rice, DA and Lynas, JK (1986a). "Clinical Pathology of Myodegeneration (Pancreas Disease) in Atlantic Salmon (Salmo-Salar)." Veterinary Record 119(12): 297-299.

Ferguson, HW, Roberts, RJ, Richards, RH, Collins, RO and Rice, DA (1986b). "Severe Degenerative Cardiomyopathy Associated with Pancreas Disease in Atlantic Salmon, Salmo- Salar L." Journal of Fish Diseases 9(1): 95-98.

Foreman, MGG, Guo, M, Garver, KA, Stucchi, D, Chandler, P, Wan, D, Morrison, J and Tuele, D (2015). "Modelling Infectious Hematopoietic Necrosis Virus Dispersion from Marine Salmon Farms in the Discovery Islands, British Columbia, Canada." PLoS One 10(6): 25.

Fringuelli, E, Rowley, H M, Wilson, J C, Hunter, R, Rodger, H and Graham, D A (2008). Phylogenetic analyses and molecular epidemiology of european salmonid alphaviruses (SAV) based on partial E2 and nsp3 gene nucleotide sequences. Journal of Fish Diseases. 31: 811-823.

Gagne, N and LeBlanc, F (2018). Overview of infectious salmon anaemia virus (isav) in atlantic canada and first report of an ISAV north american-HPR0 subtype. Journal of Fish Diseases. 41: 421-430.

Gallagher, MD, Matejusova I, Ruane NM and Macqueen DJ (2020a). "Genome-wide target enriched viral sequencing reveals extensive 'hidden' salmonid alphavirus diversity in farmed and wild fish populations." Aquaculture 522(30): 735117

Gallagher, MD, Karlsen, M, Petterson, E, Haugland Ø, Matejusova, I, Macqueen, DJ (2020b). "Genome Sequencing of SAV3 Reveals Repeated Seeding Events of Viral Strains in Norwegian Aquaculture." Frontiers in Microbiology **11**: 740.

Garseth, Å. H., Madhun, A. S., Biering, E., Isachsen, C. H., Fiksdal, I., Einen, A. C., Barlaup, B., et al. (2015). "Annual report on health monitoring of wild anadromous salmonids in Norway 2014". Rapport fra Havforskningen 7-2015: Institute of Marine Research, Bergen. 14 pp. Available at Available at https://www.imr.no/filarkiv/2015/04/helseovervaking_av_vill_laksefisk_i_norge_2015.pdf/nb-no

Garseth, Å. H., Madhun, A. S., Gjessing, M., Moldal, T., Gjevre, A. G., Barlaup, B., and Karlsbakk, E. (2017). "Annual report on health monitoring of wild anadromous salmonids in Norway 2016". Rapport fra Havforskningen 15-2017: Institute of Marine Research. 15 pp.

Gonen, S, Baranski, M, Thorland, I, Norris, A, Grove, H, Arnesen, P, Bakke, H, Lien, S, Bishop, SC and Houston, RD (2015). "Mapping and validation of a major QTL affecting resistance to pancreas disease (salmonid alphavirus) in Atlantic salmon (*Salmo salar*)." Heredity 115(5): 405- 414.

Graham, DA, Fringuelli, E, Wilson, C, Rowley, HM, Brown, A, Rodger, H, Mcloughlin, MF, Mcmanus, C, Casey, E, Mccarthy, LJ and Ruane, NM (2010). "Prospective longitudinal studies of salmonid alphavirus infections on two Atlantic salmon farms in Ireland; evidence for viral persistence." Journal of Fish Diseases 33(2): 123-135.

Graham, DA, Frost, P, Mclaughlin, K, Rowley, HM, Gabestad, I, Gordon, A and Mcloughlin, MF (2011). "A comparative study of marine salmonid alphavirus subtypes 1-6 using an experimental cohabitation challenge model." Journal of Fish Diseases 34(4): 273-286.

Graham, DA, Jewhurst, H, Mcloughlin, MF, Sourd, P, Rowley, HM, Taylor, C and Todd, D (2006). "Sub-clinical infection of farmed Atlantic salmon Salmo salar with salmonid alphavirus - a prospective longitudinal study." Diseases of Aquatic Organisms 72(3): 193-199.

Graham, DA, Rowley, HR and Frost, P (2014). "Cross-neutralization studies with salmonid alphavirus subtype 1-6 strains: results with sera from experimental studies and natural infections." Journal of Fish Diseases 37(8): 683-691.

Graham, DA, Staples, C, Wilson, CJ, Jewhurst, H, Cherry, K, Gordon, A and Rowley, HM (2007). "Biophysical properties of salmonid alphaviruses: influence of temperature and pH on virus survival." Journal of Fish Diseases 30(9): 533-543.

Grefsrud, ES, Glover, KA, Grøsvik, BE, Husa, V, Karlsen, Ø, Kristiansen, T, Kvamme, BO, Mortensen, S, Samuelsen, OB, Stien, LH and Svåsand, T (2018). Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2018. Fisken og Havet. Bergen, Norge, Havforskningsinstituttet. særnr. 1-2018: 184.

Hawley, LM and Garver, KA (2008). "Stability of viral hemorrhagic septicemia virus (VHSV) in freshwater and seawater at various temperatures." Diseases of Aquatic Organisms 82(3): 171- 178.

Hjeltnes, B, Bornø, G, Jansen, MD, Haukaas, A and Walde, CS, Eds. (2017). Fiskehelserapporten 2016. Veterinærinstituttets rapportserie. Oslo, Norge, Veterinærinstituttet.

Hjeltnes, B, Walde, C and Bang Jensen, B (2016). Fiskehelserapporten 2015. Veterinærinstituttet rapportserie. Oslo, Norge, Veterinærinstituttet: 39.

Hjortaas, MJ, Skjelstad, HR, Taksdal, T, Olsen, AB, Johansen, R, Bang-Jensen, B, Orpetveit, I and Sindre, H (2013). "The first detections of subtype 2-related salmonid alphavirus (SAV2) in Atlantic salmon, Salmo salar L., in Norway." Journal of Fish Diseases 36(1): 71-74.

Hjortaas, MJ, Bang Jensen, B, Taksdal, T, Olsen, AB, Lillehaug, A, Trettenes, E and Sindre, H (2016). "Genetic characterization of salmonid alphavirus in Norway." Journal of Fish Diseases 39(2): 249-257.

Hjortaas, M, Fringuelli E, Monjane AL, Mikalsen AB, Jonassen CM, Savage P, Sindre H (2021). "Emergence of Salmonid Alphavirus Genotype 2 in Norway-Molecular Characterization of Viral Strains Circulating in Norway and Scotland." Viruses **13**(8).

Hodneland, K, Bratland, A, Christie, KE, Endresen, C and Nylund, A (2005). "New subtype of salmonid alphavirus (SAV), Togaviridae, from Atlantic salmon Salmo salar and rainbow trout Oncorhynchus mykiss in Norway." Diseases of Aquatic Organisms 66(2): 113-120.

Huse, G (2020). Havforskningsinstituttes langsiktige overvåkingsplan.

Ito, T, Oseko, N and Ototake, M (2015). "Susceptibility of Amago trout, Oncorhynchus masou macrostomus (Gunther) to an isolate of infectious salmon anaemia virus." Journal of Fish Diseases 38(2): 237-240.

Ito, T, Oseko, N and Ototake, M (2015). "Virulence of Infectious Salmon Anemia Virus (ISAV) in Six Japanese Fish Species by Intraperitoneal Injection." Fish Pathology 50(3): 115-118.

Jansen, MD, Bang Jensen, B, Mcloughlin, MF, Rodger, HD, Taksdal, T, Sindre, H, Graham, DA and Lillehaug, A (2017). "The epidemiology of pancreas disease in salmonid aquaculture: a summary of the current state of knowledge." Journal of Fish Diseases 40(1): 141-155.

Jansen, MD, Jensen, BB and Brun, E (2015). "Clinical manifestations of pancreas disease outbreaks in Norwegian marine salmon farming - variations due to salmonid alphavirus subtype." Journal of Fish Diseases 38(4): 343-353.

Jansen, MD, Taksdal, T, Wasmuth, MA, Gjerset, B, Brun, E, Olsen, AB, Breck, O and Sandberg, M (2010). "Salmonid alphavirus (SAV) and pancreas disease (PD) in Atlantic salmon, Salmo salar L., in freshwater and seawater sites in Norway from 2006 to 2008." Journal of Fish Diseases 33(5): 391-402.

Jarungsriapisit, J (2016). Salmonoid alpavirus infection in Atlantic salmon, Salmo salar L. Bath challenge model, viral shedding and host susceptibility. PhD, University of Bergen.

Jarungsriapisit, J, Moore, LJ, Maehle, S, Skar, C, Einen, AC, Fiksdal, IU, Morton, HC, Stefansson, SO, Taranger, GL and Patel, S (2016a). "Relationship between viral dose and outcome of infection in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., post-smolts bath-challenged with salmonid alphavirus subtype 3." Veterinary Research 47: 13.

Jarungsriapisit, J, Moore, LJ, Taranger, GL, Nilsen, TO, Morton, HC, Fiksdal, IU, Stefansson, S, Fjelldal, PG, Evensen, O and Patel, S (2016b). "Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) post-smolts challenged two or nine weeks after seawater-transfer show differences in their susceptibility to salmonid alphavirus subtype 3 (SAV3)." Virology Journal 13: 14.

Jarungsriapisit, J, Nuñez-Ortiz, N, Nordbø, J, Moore, LJ, Mæhle, S and Patel, S (2020). "The effect of temperature on the survival of salmonid alphavirus analysed using in vitro and in vivo methods." Aquaculture 516.

Jewhurst, VA, Todd, D, Rowley, HM, Walker, IW, Weston, JH, Mcloughlin, MF and Graham, DA (2004). "Detection and antigenic characterization of salmonid alphavirus isolates from sera obtained from farmed Atlantic salmon, Salmo salar L., and farmed rainbow trout, Oncorhynchus mykiss (Walbaum)." Journal of Fish Diseases 27(3): 143-149.

Johansen, LH, Colquhoun, D, Hansen, H, Hildre, S, Wergeland, HI and Mikalsen, HE (2016). Analyse av sykdomsrelatert risiko forbundet med bruk av villfanget og oppdrettet rensefisk for kontroll av lakselus, Nofima: 60.

Johnsen, BO and Jensen, AJ (1991). "The Gyrodactylus Story in Norway." Aquaculture 98(1-3): 289-302.

Johnsen, BO and Jensen, AJ (1994). "The spread of furunculosis in salmonids in Norwegian rivers." Journal of Fish Biology 45(1): 47-55.

Karlsen, M, Gjerset, B, Hansen, T and Rambaut, A (2014). "Multiple introductions of salmonid alphavirus from a wild reservoir have caused independent and self-sustainable epizootics in aquaculture." Journal of General Virology 95: 52-59.

Karlsen, M, Hodneland, K, Endresen, C and Nylund, A (2006). "Genetic stability within the Norwegian subtype of salmonid alphavirus (family Togaviridae)." Archives of Virology 151(5): 861-874.

Kibenge, FSB and Kibenge, MJT (2016). Orthomyxoviruses of Fish. Aquaculture Virology: 299- 326.

Kileng, Ø, Johansen, L-H and Jensen, I (2011). ILA-virus i villfisk og oppdrettsfisk i Troms. Nofima, Tromsø, Norge, Nofima.

Kongtorp, RT, Stene, A, Andreassen, PA, Aspehaug, V, Graham, DA, Lyngstad, TM, Olsen, AB, Olsen, RS, Sandberg, M, Santi, N, Wallace, C and Breck, O (2010). "Lack of evidence for vertical transmission of SAV 3 using gametes of Atlantic salmon, Salmo salar L., exposed by natural and experimental routes." Journal of Fish Diseases 33(11): 879-888.

Kristoffersen, AB, Viljugrein, H, Kongtorp, RT, Brun, E and Jansen, PA (2009). "Risk factors for pancreas disease (PD) outbreaks in farmed Atlantic salmon and rainbow trout in Norway during 2003-2007." Prev Vet Med 90(1-2): 127-136.

Lewisch, E, Frank, T, Soliman, H, Schachner, O, Friedl, A and El-Matbouli, M (2018). "First confirmation of salmonid alphavirus infection in Arctic char Salvelinus alpinus and in Austria." Diseases of Aquatic Organisms 130(1): 71-76.

Lund, M, Rosaeg, MV, Krasnov, A, Timmerhaus, G, Nyman, IB, Aspehaug, V, Rimstad, E and Dahle, MK (2016). "Experimental Piscine orthoreovirus infection mediates protection against pancreas disease in Atlantic salmon (Salmo salar)." Vet Res 47(1): 107.

Lundebye, AK, Lock, EJ, Rasinger, JD, Nostbakken, OJ, Hannisdal, R, Karlsbakk, E, Wennevik, V, Madhun, AS, Madsen, L, Graff, IE and Ornsrud, R (2017). "Lower levels of Persistent Organic Pollutants, metals and the marine omega 3-fatty acid DHA in farmed compared to wild Atlantic salmon (Salmo salar)." Environmental Research 155: 49-59.

Lyngstad, T, Høgåsen, HR, Jansen, MD and Nilsen, A (2015). Risk of disease transfer with wellboats in Norway – Technical report. Veterinærinstituttets rapportserie: 55.

Lyngstad, TM, Hjortaas, MJ, Kristoffersen, AB, Markussen, T, Karlsen, ET, Jonassen, CM and Jansen, PA (2011). "Use of Molecular Epidemiology to Trace Transmission Pathways for Infectious Salmon Anaemia Virus (ISAV) in Norwegian Salmon Farming." Epidemics 3(1): 1- 11.

Lyngstad, TM, Kristoffersen, AB, Hjortaas, MJ, Devold, M, Aspehaug, V, Larssen, RB and Jansen, PA (2012). "Low virulent infectious salmon anaemia virus (ISAV-HPR0) is prevalent and geographically structured in Norwegian salmon farming." Diseases of Aquatic Organisms 101(3): 197-206.

Macqueen DJ, Eve O, Gundappa MK, Daniels RR, Gallagher MD, Alexandersen S, Karlsen M (2021) Genomic Epidemiology of Salmonid Alphavirus in Norwegian Aquaculture Reveals Recent Subtype-2 Transmission Dynamics and Novel Subtype-3 Lineages. *Viruses* 13(12):2549.

Madhun, A. S., Biering, E., Isachsen, C. I., Omdal, L. M., Einen, A. C., Garseth, Å. H., Wennevik, V., et al. (2014). “Annual report on health monitoring of wild anadromous salmonids in Norway 2013”. Rapport fra Havforskningen: Institute of Marine Research, Bergen. 15 pp.

Available at https://imr.brage.unit.no/imr- xmlui/handle/11250/280534

Madhun, AS, Karlsbakk, E, Isachsen, CH, Omdal, LM, Eide Sorvik, AG, Skaala, O, Barlaup, BT and Glover, KA (2015). "Potential disease interaction reinforced: double-virus-infected escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., recaptured in a nearby river." Journal of Fish Diseases 38(2): 209-219.

Madhun, A. S., Garseth, A. H., Einen, A. C., Fiksdal, I. U., Sindre, H., Karlsson, S., Biering, E., et al. (2016a). “Annual report on health monitoring of wild anadromous salmonids in Norway 2015”. Rapport fra Havforskningen 22-2016: Institute of Marine Research, Bergen. Available at https://www.imr.no/filarkiv/2016/05/hi-vi-health_monitoring_of_anadromous_salmonids-2016- web.pdf/nb-no

Madhun, A. S., Isachsen, C. H., Omdal, L. M., Bardsgjaere Einen, A. C., Bjørn, P. A., Nilsen, R., and Karlsbakk, E. (2016b). “Occurrence of salmonid alphavirus (SAV) and piscine orthoreovirus (PRV) infections in wild sea trout *Salmo trutta* in Norway”. Diseases of Aquatic Organisms, 120: 109-113.

Madhun, AS, Wennevik, V, Skilbrei, OT, Karlsbakk, E, Skaala, O, Fiksdal, IU, Meier, S, Tang, YK and Glover, KA (2017). "The ecological profile of Atlantic salmon escapees entering a river throughout an entire season: diverse in escape history and genetic background, but frequently virus-infected." Ices Journal of Marine Science 74(5): 1371-1381.

Madhun, AS, Isachsen, CH, Omdal, LM, Einen, ACB, Maehle, S, Wennevik, V, Niemela, E, Svasand, T and Karlsbakk, E (2018a). "Prevalence of piscine orthoreovirus and salmonid alphavirus in sea-caught returning adult Atlantic salmon (Salmo salar L.) in northern Norway." Journal of Fish Diseases 41(5): 797-803.

Madhun, A. S., Skaala, Ø., Nilsen, R., Serra Llinares, R. M., Schrøder Elvik, K. M., Bjørn, P. A., Karlsen, Ø., et al. (2018b). “Annual report on health monitoring of wild anadromous salmonids in Norway 2017; Health monitoring of returning adult salmon from river Etne, western Norway ”.

Rapport fra Havforskningen 26-2018: Institute of Marine Research, Bergen. 13 pp. Available at https://www.hi.no/en/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-en-2020-16

Madhun, AS, Maehle, S, Wennevik, V and Karlsbakk, E (2019a). "Prevalence and genotypes of infectious salmon anaemia virus (ISAV) in returning wild Atlantic salmon (Salmo salar L.) in northern Norway." Journal of Fish Diseases 42(8): 1217-1221.

Madhun, A. S., Karlsen, Ø., Karlsbakk, E., and Finstad, B. (2019b). “Annual report on health monitoring of wild anadromous salmonids in Norway 2018; Screening of migrating Atlantic salmon (Salmo salar) postsmolts from the Trondheim fjord for viral infections”. Rapport fra Havforskningen 2019-28: Institute of Marine Research, Bergen. 9 pp. Available at https://www.hi.no/en/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-en-2019-28

Madhun, A. S., Wennevik, V., Utne, K. R., Karlsen, Ø., Kvamme, B. O., and Karlsbakk, E. (2020). “Annual report on health monitoring of wild anadromous salmonids in Norway 2019”. Rapport fra Havforskningen 2020-16: Institute of Marine Research, Bergen. Available at https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-en-2020-16

Madhun, A. S., Karlsen, Ø., Nilsen, R., and Kvamme, B. O. (2021). “Annual report on health monitoring of wild anadromous salmonids in Norway 2020”. Rapport fra Havforskningen 2021- 19: Institute of Marine Research, Bergen. Available at https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport- fra-havforskningen-en-2021-19

Madhun, A. S., Karlsen, Ø., Nilsen, R., and Kvamme, B. O. (2022). “Annual report on health monitoring of wild anadromous salmonids in Norway 2021”. Rapport fra Havforskningen 2022- 6: Institute of Marine Research, Bergen. Available at https://nettrapporter.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-en-2022-6

Marion, GM, Millero, FJ, Camoes, MF, Spitzer, P, Feistel, R and Chen, CTA (2011). "pH of seawater." Marine Chemistry 126(1-4): 89-96.

Marshall, SH, Ramirez, R, Labra, A, Carmona, M and Munoz, C (2014). "Bona Fide Evidence for Natural Vertical Transmission of Infectious Salmon Anemia Virus in Freshwater Brood Stocks of Farmed Atlantic Salmon (Salmo salar) in Southern Chile." J Virol 88(11): 6012-6018.

Mccleary, S, Giltrap, M, Henshilwood, K and Ruane, NM (2014). "Detection of salmonid alphavirus RNA in Celtic and Irish Sea flatfish." Diseases of Aquatic Organisms 109(1): 1-7.

Mcloughlin, MF and Graham, DA (2007). "Alphavirus infections in salmonids - a review." Journal of Fish Diseases 30(9): 511-531.

Mcloughlin, MF, Graham, DA, Norris, A, Matthews, D, Foyle, L, Rowley, HM, Jewhurst, H, Macphee, J and Todd, D (2006). "Virological, serological and histopathological evaluation of fish strain susceptibility to experimental infection with salmonid alphavirus." Diseases of Aquatic Organisms 72(2): 125-133.

Mcloughlin, MF, Nelson, RN, Mccormick, JI, Rowley, HM and Bryson, DB (2002). "Clinical and histopathological features of naturally occurring pancreas disease in farmed Atlantic salmon, Salmo salar L." Journal of Fish Diseases 25(1): 33-43.

Mcloughlin, MF, Nelson, RT, Rowley, HM, Cox, DI and Grant, AN (1996). "Experimental pancreas disease in Atlantic salmon Salmo salar post-smolts induced by salmon pancreas disease virus (SPDV)." Diseases of Aquatic Organisms 26(2): 117-124.

Mikalsen, A. B., Teig, A., Helleman, A. L., Mjaaland, S., and Rimstad, E. (2001). “Detection of infectious salmon

anaemia virus (ISAV) by RT-PCR after cohabitant exposure in Atlantic salmon Salmo salar". Diseases of Aquatic Organisms, 47: 175-181.

Mitchell, SO and Rodger, HD (2011). "A review of infectious gill disease in marine salmonid fish." Journal of Fish Diseases 34(6): 411-432.

Mjaaland, S, Hungnes, O, Teig, A, Dannevig, BH, Thorud, K and Rimstad, E (2002). "Polymorphism in the Infectious Salmon Anemia Virus hemagglutinin gene: Importance and possible implications for evolution and ecology of Infectious Salmon Anemia Disease." Virology 304(2): 379-391.

Moriette, C, Leberre, M, Boscher, SK, Castric, J and Bremont, M (2005). "Characterization and mapping of monoclonal antibodies against the Sleeping disease virus, an aquatic alphavirus." J Gen Virol 86(Pt 11): 3119-3127.

Munang'andu, HM, Mutoloki, S and Evensen, Ø (2016). Birnaviruses of Aquatic Organisms. Aquaculture Virology: 237-250.

Murphy, TM, Rodger, HD, Drinan, EM, Gannon, F, Kruse, P and Korting, W (1992). "The sequential pathology of pancreas disease in Atlantic salmon farms in Ireland." Journal of Fish Diseases 15(5): 401-408.

Nelson, RT, Mcloughlin, MF, Rowley, HM, Platten, MA and Mccormick, JI (1995). "Isolation of a Toga-Like Virus from Farmed Atlantic Salmon Salmo-Salar with Pancreas Disease." Diseases of Aquatic Organisms 22(1): 25-32.

Nielsen, KV, Biering, E and Florø-Larsen, B (2014). Helsetjenesten for kultiveringsanlegg. Årsapport 2013. Veterinærinstituttets rapportserie: 14.

Nylund, A, Brattespe, J, Pierre, H, Kambestad, M and Karlsen, M (2019). "Wild and farmed salmon (Salmo solar) as reservoirs for infectious salmon anaemia virus, and the importance of horizontal- and vertical transmission." PLoS One 14(4).

Nylund, A, Devold, M, Plarre, H, Isdal, E and Aarseth, M (2003). "Emergence and maintenance of infectious salmon anaemia virus (ISAV) in Europe: a new hypothesis." Diseases of Aquatic Organisms 56(1): 11-24.

Nylund, A, Hovland, T, Hodneland, K, Nilsen, F and Løvik, P (1994). "Mechanisms for transmission of infectious salmon anaemia (ISA)." Diseases of Aquatic Organisms 19: 95-100.

Nylund, A and Jakobsen, P (1995). "Sea trout as a carrier of infectious salmon anaemia virus." J Fish Biol 47: 174-176.

Nylund, A, Kvenseth, A, Krossøy, B and Hodneland, K (1997). "Replication of the infectious salmon anaemia virus (ISAV) in rainbow trout, *Onchorhynchus mykiss* (Walbaum)." Journal of Fish Diseases 20: 275-279.

Nylund, A, Wallace, C and Hovland, T (1993). The possible role of *Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer) in the transmission of infectious salmon anaemia. Pathogens of wild and farmed fish: Sea lice. Boxshall, G. Ellis Horwood: 367-373.

Nylund, S, Steigen, A, Karlsbakk, E, Plarre, H, Andersen, L, Karlsen, M, Watanabe, K and Nylund, A (2015). "Characterization of 'Candidatus Syngnamydia salmonis' (Chlamydiales, Simkaniaceae), a bacterium associated with epitheliocystis in Atlantic salmon (Salmo salar L.)." Archives of Microbiology 197(1): 17-25.

Oelckers, K, Vike, S, Duesund, H, Gonzalez, J, Wadsworth, S and Nylund, A (2014). "*Caligus rogercresseyi* as a potential vector for transmission of Infectious Salmon Anaemia (ISA) virus in Chile." Aquaculture 420: 126-132.

Oidtmann, B, Dixon, P, Way, K, Joiner, C and Bayley, AE (2017). "Risk of waterborne virus spread - review of survival of relevant fish and crustacean viruses in the aquatic environment and implications for control measures." Reviews in Aquaculture.

Oidtmann, BC, Peeler, EJ, Thrush, MA, Cameron, AR, Reese, RA, Pearce, FM, Dunn, P, Lyngstad, TM, Tavornpanich, S, Brun, E and Stark, KDC (2014). "Expert consultation on risk factors for introduction of infectious pathogens into fish farms." Prev Vet Med 115(3-4): 238- 254.

Petterson, E, Sandberg, M and Santi, N (2009). "Salmonid alphavirus associated with Lepeophtheirus salmonis (Copepoda: Caligidae) from Atlantic salmon, Salmo salar L." Journal of Fish Diseases 32(5): 477-479.

Pinon, A and Vialette, M (2018). "Survival of Viruses in Water." Intervirology 61(5): 214- 222.

Plarre, H (2012). Infectious salmon anaemia virus (ISAV): Evolution, genotyping, reservoirs and transmission. PhD, Universitetet i Bergen.

Plarre, H, Devold, M, Snow, M and Nylund, A (2005). "Prevalence of infectious salmon anaemia virus (ISAV) in wild salmonids in western Norway." Diseases of Aquatic Organisms 66(1): 71- 79.

Plarre, H and Nylund, A (2014). Sluttrapport for prosjektet: Forekomst av SAV2 hos vill laksefisk i Midt-Norge. Report to DN: 25.

Plarre, H, Nylund, A, Karlsen, M, Brevik, O, Saether, PA and Vike, S (2012). "Evolution of infectious salmon anaemia virus (ISA virus)." Archives of Virology 157(12): 2309-2326.

Raynard, R, Wahli, T, Vatsos, I and Mortensen, S, Eds. (2007). DIPNET - Review of disease interactions and pathogen exchange between farmed and wild finfish and shellfish in Europe, European Commission/Veterinaermedisinsk Oppdragssenter.

Raynard, RS, Murray, AG and Gregory, A (2001). "Infectious salmon anaemia virus in wild fish from Scotland." Diseases of Aquatic Organisms 46: 93-100.

Rimstad, E and Markussen, T (2020). "Infectious salmon anaemia virus-molecular biology and pathogenesis of the infection." Journal of Applied Microbiology 129(1): 85-97.

Rimstad, E. and S. Mjaaland (2002). "Infectious salmon anaemia virus - An orthomyxovirus causing an emerging infection in Atlantic salmon." APMIS 110(4): 273-282.

Rodger, H and Mitchell, S (2007). "Epidemiological observations of pancreas disease of farmed Atlantic salmon, Salmo salar L., in Ireland." Journal of Fish Diseases 30(3): 157-167.

Rolland, JB and Winton, JR (2003). "Relative resistance of Pacific salmon to infectious salmon anaemia virus." Journal of Fish Diseases 26(9): 511-520.

Rosaeg, MV, Lund, M, Nyman, IB, Markussen, T, Aspehaug, V, Sindre, H, Dahle, MK and Rimstad, E (2017a). "Immunological interactions between Piscine orthoreovirus and Salmonid alphavirus infections in Atlantic salmon." Fish Shellfish Immunol 64: 308-319.

Rosaeg, MV, Sindre, H, Persson, D, Breck, O, Knappskog, D, Olsen, AB and Taksdal, T (2017b). "Ballan wrasse (Labrus bergylta Ascanius) is not susceptible to pancreas disease caused by salmonid alphavirus subtype 2 and 3." Journal of Fish Diseases 40(7): 975-978.

Ruane, NM, Swords, D, Morrissey, T, Geary, M, Hickey, C, Collins, EM, Geoghegan, F and Swords, F (2018). "Isolation of salmonid alphavirus subtype 6 from wild-caught ballan wrasse, Labrus bergylta (Ascanius)." Journal of Fish Diseases 41(11): 1643-1651.

Simons, J, Bruno, DW, Ho, YM, Murray, W and Matejusova, I (2016). "Common dab, Limanda limanda (L.), as a natural carrier of salmonid alphavirus (SAV) from waters off north-west Ireland." Journal of Fish Diseases 39(4): 507-510.

Skjold, P, Sommerset, I, Frost, P and Villoing, S (2016). "Vaccination against pancreas disease in Atlantic salmon, Salmo salar L., reduces shedding of salmonid alphavirus." Vet Res 47(1): 78.

Smith, KF, Sax, DF and Lafferty, KD (2006). "Evidence for the role of infectious disease in species extinction and endangerment." Conservation Biology 20(5): 1349-1357.

Snow, M, Black, J, Matejusova, I, Mcintosh, R, Baretto, E, Wallace, IS and Bruno, DW (2010). "Detection of salmonid alphavirus RNA in wild marine fish: implications for the origins of salmon pancreas disease in aquaculture." Diseases of Aquatic Organisms 91(3): 177-188.

Snow, M, Raynard, RS and Bruno, DW (2001). "Comparative susceptibility of Arctic char (*Salvelinus alpinus*), rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and brown trout (*Salmo trutta*) to the Scottish isolate of infectious salmon anaemia virus." Aquaculture 196(1): 47-54.

Sommerset, I, Walde, CS, Jensen, BB, Wiik-Nielsen, J, Bornø, G, de Oliveira, VHS, Haukaas, A and Brun, E (2022). Fiskehelserapporten 2021. Veterinærinsttittutet rapportserie 2a/2022. Norge, Veterinærinstituttet.

Stene, A (2013). Transmission of Pancreas Disease in marine salmon farming in Norway. PhD, Norwegian School of Veterinary Sciences.

Stene, A, Hellebo, A, Viljugrein, H, Solevag, SE, Devold, M and Aspehaug, V (2016). "Liquid fat, a potential abiotic vector for horizontal transmission of salmonid alphavirus?" Journal of Fish Diseases 39(5): 531-537.

Stene, A, Viljugrein, H, Yndestad, H, Tavornpanich, S and Skjerve, E (2014). "Transmission dynamics of pancreas disease (PD) in a Norwegian fjord: aspects of water transport, contact networks and infection pressure among salmon farms." Journal of Fish Diseases 37(2): 123-134.

Sterud, E, Forseth, T, Ugedal, O, Poppe, T, Jørgensen, A, Bruheim, T, Fjeldstad, H and Mo, T (2007). "Severe mortality in wild Atlantic salmon *Salmo salar* due to proliferative kidney disease (PKD) caused by *Tetracapsuloides bryosalmonae* (Myxozoa)." Diseases of Aquatic Organisms 77(3): 191-198.

Svåsand, T, Boxaspen, K, Karlsen, Ø, Kvamme, BO, Stien, LH and Taranger, GL, Eds. (2015). Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2014. Fisken og Havet. Bergen, Norway, Havforskningsinstituttet.

Taksdal, T, Olsen, AB, Bjerkas, I, Hjortaas, MJ, Dannevig, BH, Graham, DA and Mcloughlin, MF (2007). "Pancreas disease in farmed Atlantic salmon, Salmo salar L., and rainbow trout, Oncorhynchus mykiss (Walbaum), in Norway." Journal of Fish Diseases 30(9): 545-558.

Taksdal T, Jensen BB, Böckerman I, McLoughlin MF, Hjortaas MJ, Ramstad A, Sindre H (2015) “Mortality and weight loss of Atlantic salmon, Salmon salar L., experimentally infected with salmonid alphavirus subtype 2 and subtype 3 isolates from Norway.” Journal of Fish Diseases **38** (12):1047-61

Taranger, GL, Karlsen, O, Bannister, RJ, Glover, KA, Husa, V, Karlsbakk, E, Kvamme, BO, Boxaspen, KK, Bjorn, PA, Finstad, B, Madhun, AS, Morton, HC and Svasand, T (2015). "Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming." Ices Journal of Marine Science 72(3): 997-1021.

Thorarinsson R, Wolf JC, Inami M, Phillips L, Jones G, Macdonald AM, Rodriguez JF, Sindre H, Skjerve E, Rimstad E, Evensen Ø (2021). “Effect of a novel DNA vaccine against pancreas disease caused by salmonid alphavirus subtype 3 in Atlantic salmon (Salmo salar).” Fish and Shellfish Immunology **108** :116-126.

Thoresen, LED (2020). Challenge with HPRΔ Infectious salmon anaemia virus (ISAV): Early pathogenesis in parr of Atlantic salmon (Salmo salar) and Arctic char (Salvelinus alpinus). MSc, Univ. Bergen.

Tighe, AJ, Gallagher, MD, Carlsson, J, Matějusová, I, Swords, F, Macqueen, DJ, & Ruane, NM (2020). Nanopore whole genome sequencing and partitioned phylogenetic analysis supports a new salmonid alphavirus genotype

(SAV7). *Diseases of aquatic organisms, 142*, 203-211.

Torgersen, Y, Ed. (1998). Physical and chemical inactivation of the infectious salmon anaemia (ISA) virus. Proceedings from the 6th annual New England farmed fish health workshop.

Eastport, Maine, USA.

Totland, GK, Hjeltnes, BK and Flood, PR (1996). "Transmission of infectious salmon anaemia (ISA) through natural secretions and excretions from infected smelts of Atlantic salmon Salmo salar during their presymptomatic phase." Diseases of Aquatic Organisms 26(1): 25-31.

Vike, S, Duesund, H, Andersen, L and Nylund, A (2014). "Release and survival of infectious salmon anaemia (ISA) virus during decomposition of Atlantic salmon (Salmo salar L)." Aquaculture 420: 119-125.

Vike, S, Nylund, S and Nylund, A (2009). "ISA virus in Chile: evidence of vertical transmission." Archives of Virology 154(1): 1-8.

Viljugrein, H, Staalstrom, A, Molvaer, J, Urke, HA and Jansen, PA (2009). "Integration of hydrodynamics into a statistical model on the spread of pancreas disease (PD) in salmon farming." Diseases of Aquatic Organisms 88(1): 35-44.

Villoing, S, Bearzotti, M, Chilmonczyk, S, Castric, J and Bremont, M (2000). "Rainbow trout sleeping disease virus is an atypical alphavirus." J Virol 74(1): 173-183.

Wang, J, Zhao, X, Liang, W, Niu, L, Wang, X and Wang, X (2020). "Influences of Environmental Factors on Survival and Transmission of Viruses in Water." Research of Environmental Sciences 33(7): 1596-1603.

Weli, SC, Bernhardt, LV, Qviller, L, Myrmel, M and Lillehaug A (2021a). "Development and evaluation of a method for concentration and detection of salmonid alphavirus from seawater." J Virol Methods 287: 113990.

Weli, SC, Tartor, H, Spilsberg, B, Dale, OB and Lillehaug A (2021b). "Short communication: Evaluation of charged membrane filters and buffers for concentration and recovery of infectious salmon anaemia virus in seawater." PLoS One 16(6): e0253297.

Weston, JH, Graham, DA, Branson, E, Rowley, HM, Walker, IW, Jewhurst, VA, Jewhurst, HL and Todd, D (2005). "Nucleotide sequence variation in salmonid alphaviruses from outbreaks of salmon pancreas disease and sleeping disease." Diseases of Aquatic Organisms 66(2): 105-111.

Wobeser, GA (2005). Essentials of Disease in Wild Animals, Wiley.

# 3 - Ytterligere genetisk endring hos villaks som følge av rømt oppdrettslaks

**Forfatter(e): Monica F. Solberg, Vidar Wennevik, Kevin Glover, Øystein Skaala, Elisabeth Stöger (HI), Peder Fikse (NINA), Ola H. Diserud (NINA), Sten Karlsson (NINA) og Kjetil Hindar (NINA)**

*Foto: Espen Bierud/Havforskningsinstituttet*

Les mer om risikorapporten

Kapittel 5 i risikorapporten

## 3.1 - Innledning

Rømming av oppdrettslaks fra oppdrettsanlegg utgjør en trussel mot den genetiske integriteten til de ville laksebestandene. Undersøkelser viser at det er en sammenheng mellom andel rømt oppdrettslaks i et vassdrag og genetisk endring målt som nnkryssing med genetiske markører. Det betyr at jo flere rømte oppdrettslaks det er på gyteplassen, desto høyere er sannsynligheten for ge- netisk endring. I tillegg til andel rømt oppdrettslaks på gyteplassen, kan villaksbestandenes robusthet påvirke nivået av innkryssing. Dette fordi tallrike villaksbestander uten tidligere genetisk innkryssing antakelig er mer robuste overfor rømt oppdrettslaks, siden den rømte oppdrettslaksen der møter større konkurranse fra bedre tilpassete, ville individer. Disse faktorene danner grunnlaget for risiko- vurderingen for ytterligere genetisk endring hos villaks som følge av rømt oppdrettslaks (Grefsrud mfl. 2019, 2021; Glover mfl. 2020).

I 2021 ble villaksen ført opp på rødlistet som nært truet (Artsdatabanken, 2021). I perioden 1983- 2019 har antall voksne villaks som kommer tilbake fra havet blitt redusert med hele 51%. Det er denne nedgangsraten som er lagt til grunn når villaksens nedgang over tre laksegenerasjoner (15-18 år) er beregnet til mellom 21-25 %, og dermed faller inn

under kategorien nært truet. I risikovurderingen er det vurderingen av den samlede gytebestanden som inngår i estimatet på bestandsstatus, og dette estimatet har ikke vist samme nedgang i denne perioden. Dette skyldes i hovedsak at fiske har blitt redusert i så stor grad, at selv med en nedgang i det totale antall villaks som kommer tilbake til kysten, så har antallet villaks som når gyteplassen holdt seg stabilt.

I denne todelte kunnskapsstatusen presenterer vi først en oversikt over konsekvenser av at rømt oppdrettslaks krysser seg med villaks. Videre presenterer vi en utvidet gjennomgang av faktorene knyttet til selve risikovurderingen; andel rømt oppdrettslaks på gyteplassene (rømming, andel rømt oppdrettslaks i elv og utfisking/ fjerning av rømt oppdrettslaks fra elv) og bestandenes robusthet for ny innkryssing (bestandsstatus og genetisk status). Vi drøfter også ulike biologiske faktorer ved den rømte fisken som kan påvirke dens gytesuksess i naturen, men som på nåværende tidspunkt ikke er inkludert i risikovurderingen.

## 3.2 - Konsekvenser av innkryssing av rømt oppdrettslaks

Konsekvensen av at oppdrettsfisken rømmer og gyter sammen med villfisk, er at det oppstår en ge- netisk endring i de ville bestandene av laks. Gjennom flere internasjonale arbeid er det godt doku- mentert at rømt oppdrettslaks kan gyte og etterlate seg avkom i naturen (f.eks. Sægrov mfl. 1997; Clifford mfl. 1998a; Crozier 2000; Glover mfl. 2013; Karlsson mfl. 2016). Det er også dokumentert at innkryssing av rømt oppdrettslaks reduserer den genetiske variasjonen som finnes naturlig mellom bestandene (Skaala mfl. 2006; Glover mfl. 2013).

### 3.2.1 - Atlantisk laks, en art med genetisk forskjellige bestander

Gjennom de siste 40 årene har det vokst fram en omfattende vitenskapelig litteratur om laks som do- kumenterer en geografisk bestandsstruktur med store genetiske forskjeller mellom bestander i Nord- Amerika og Europa, og med regionale og lokale forskjeller innenfor kontinentene (Webb mfl. 2007; Bourret mfl. 2013, Ozerov mfl. 2017; Wennevik mfl. 2019). Geografisk oppdeling av en art, og varia- sjoner i livsmiljø, bidrar til utvikling av genetiske forskjeller mellom bestander, både i gener av betyd- ning for fitness (tilpasningsdyktighet) og i ikke-selekterte regioner av genomet (arvestoffet). Siden vi ikke vet hvilke gener som nå eller i fremtiden er viktige for individer og bestander, er det et mål å be- vare den naturlige genetiske variasjonen både innen og mellom bestander.
De siste årene har den vitenskapelige produksjonen som dokumenterer genetiske forskjeller mellom laksebestander økt betraktelig, delvis som følge av den raske utviklingen innenfor molekylærbiologi og statistikk. Etter hvert er det også vist og modellert at avkom av oppdrettslaks har lavere overlevel- se i naturen og at de derfor kan påvirke bestandene av villaks negativt der de krysser seg inn (Hindar mfl. 1991; Bourke mfl. 1997; McGinnity mfl. 1997; Verspoor 1997; Fleming mfl. 2000; Koljonen mfl. 2002; Fraser mfl. 2011; Skaala mfl. 2012; Besnier mfl. 2015; Reed mfl. 2015; Skaala mfl. 2019, Wacker mfl. 2021).

### 3.2.2 - Hvor ulik er villaks og oppdrettslaks?

Den genetiske påvirkningen fra rømt oppdrettslaks på villaks er kompleks, og er avhengig av mange faktorer som varierer i tid og rom. Viktige, eller sannsynligvis viktige faktorer, inkluderer blant annet andel rømt oppdrettslaks i de ville bestandene (Glover mfl. 2013; Heino mfl. 2015; Karlsson mfl.

2016; Diserud mfl. 2022), deres gytesuksess (Fleming mfl. 1996, 2000), graden av genetisk forskjell mellom oppdrettet og vill laks (Fraser mfl. 2010; Islam mfl. 2021a, 2021b; Diserud mfl. 2022) og sta- tus for den ville bestanden (Glover mfl. 2012, 2013; Heino mfl. 2015; Diserud mfl. 2022). Det er også grunn til å tro at responsen hos de ville bestandene som følge av innkryssing av rømt oppdrettslaks vil variere fra bestand til bestand (Normandeau mfl. 2009; Fraser mfl. 2010; Harvey mfl. 2016a).

Genetiske forskjeller mellom vill- og oppdrettslaks kan oppstå gjennom tilfeldige prosesser (for eks- empel begrenset antall stamfisk i hver generasjon, deres opprinnelse og tilpasning til oppdrettsmiljø- et) og som resultat av målrettet seleksjon av egenskaper i avlsarbeidet. I Norge har man domestisert laksen i 50 år, med tidlig oppstart av målrettet avl (Gjedrem mfl. 1991; Gjøen & Bentsen 1997; Gjed- rem 2010) for å endre kommersielt viktige egenskaper som tilvekst, kjønnsmodning, fettfordeling og sykdomsresistens. Seleksjon for en mer økonomisk produktiv oppdrettslaks foregår i

avlsprogram som opprinnelig var basert på vill laks fanget i en rekke norske elver tidlig på 1970-tallet (Gjedrem mfl. 1991; Gjøen & Bentsen 1997). Under kontrollerte forhold blir de mest produktive familier og in- divider selektert basert på produksjonskriterier (f.eks. tilvekst), og disse individene blir benyttet til å føre stammen videre. På denne måten oppnår man en gradvis domestisering av laksen der viktige kommersielle trekk blir forandret i ønsket retning.

Glover mfl. (2017) oppsummerte den omfattende kunnskapen som nå er etablert om de genetiske forskjellene mellom oppdrettslaks og villaks. Oppdrettete og vill laks har vært sammenlignet med uli- ke metoder i en lang rekke vitenskapelige arbeider, og disse omfatter studier av genetisk variasjon med molekylære markører, eksperimentelle studier i laboratorium og kar hvor en har sammenlignet atferd, morfologi og fysiologi, og studier av overlevelse og vekst i et naturlig miljø. Noen eksperimen- telle studier er også supplert med analyse av genuttrykk og fysiologisk målinger.

Sammenligning av genetisk variasjon og diversitet i oppdrettslinjer og ville laksebestander har blitt gjennomført over lengre tid med en rekke molekylære markører. De tidligste studiene var hovedsa- kelig basert på analyser av proteinkodende gen (Verspoor 1988; Cross & Challanain 1991; Mjølnerød mfl. 1997; Skaala mfl. 2005), der det er blitt vist genetisk forskjell mellom oppdrettslaks og de ville utgangsbestandene, og redusert nivå av genetisk variasjon i oppdrettslaks, målt som allelisk diversi- tet (antall varianter av et gen) og heterozygoti (andel individer med to ulike varianter av et gen, kontra individer med to like varianter av genet).

Senere har DNA-markører blitt brukt til å sammenligne oppdrettslinjer og vill laks, for eksempel med mini- og mikrosatellittmarkører (Mjølnerød mfl. 1997; Clifford mfl. 1998a, b; Norris mfl. 1999; Skaala mfl. 2004), mikrosatellittmarkører kombinert med både mitokondrie DNA (mtDNA) (Karlsson mfl. 2010), og «single nucleotide polymorphism» (SNP) markører (Rengmark mfl. 2006; Karlsson mfl. 2011). Selv om resultatene fra disse studiene varierer noe, støtter de opp om konklusjonene fra tidli- gere analyser basert på proteinkodende gen; det er redusert genetisk variasjon hos den enkelte opp- drettslinje sammenlignet med de ville laksebestandene.

I en sammenligning av fem avlslinjer av oppdrettslaks med fire villaksbestander fra Neiden, Namsen, Vosso og Loneelva, viste alle de 12 undersøkte DNA-mikrosatellittmarkørene redusert allelisk varia- sjon i samtlige avlslinjer sammenlignet med de ville bestandene (Skaala mfl. 2004). I gjennomsnitt hadde avlslinjene 58 % av den alleliske variasjonen sammenlignet med prøver av villaks, og dette kan forklares av begrenset effektiv bestandsstørrelse i oppdrettslinjene. Samtidig var estimatene for ge- netisk forskjell flere ganger høyere mellom de ulike avlslinjene enn mellom de ville laksebestandene. Andre studier har vist at tap av genetisk diversitet i oppdrettslinjer er mer komplekst enn tidligere antatt (Karlsson mfl. 2010), men det kan likevel konkluderes med at oppdrettslaks har redusert gene- tisk variasjon i forhold til ville laksebestander. Dette samsvarer med tilsvarende observasjoner fra andre domestiserte organismer (se Araki & Schmid 2010), og kan forklares med at det er et begren- set antall familier/individer som bidrar til hver generasjon i et avlsprogram. Den effektive bestands- størrelsen i norske oppdrettslinjer er tidligere blitt estimert til 33–125 individer (Mork mfl. 1999), noe som teoretisk sett skal føre til lav til moderat innavl over den aktuelle avlsperioden. Avlsprogrammene i dag tar derfor hensyn til genetisk slektskap mellom individene som bidrar til neste generasjon, med det mål å forhindre innavl.

På grunn av et målrettet avlsarbeid er det ikke uventet at oppdrettslaks vokser bedre enn villaks i et oppdrettsmiljø (Einum & Fleming 1997; Thodesen mfl. 1999; Fleming mfl. 2002; Glover mfl. 2009; Solberg mfl. 2013a, b; Harvey mfl. 2016a, b, c, d). I et oppdrettsmiljø vil vekstforholdet mellom opp- drettslaks og villaks være 2-5:1 (Glover mfl. 2017). Også i et naturlig miljø kan oppdrettslaks ha større vekst enn villaks (Johnsson & Björnsson1994; Einum & Fleming 1997; McGinnity mfl. 1997, 2003; Skaala mfl. 2012, 2019; Jonsson & Jonsson 2017; Bolstad mfl. 2017, 2019), men ikke i samme grad som i oppdrettsmiljø (typisk vekstforhold mellom oppdrettslaks og villaks i naturen er 1,0-1,3:1).

Oppdrettslaks har et forhøyet vekstpotensial, relativt til villaks, som den ikke får utnyttet i naturen, og det er en kombinasjon av plastisitet (ulik mattilgang mellom disse miljøene) og naturlig seleksjon mot hurtigvoksende oppdrettslaks (økt dødelighet) som er årsaken til de små vekstforskjellene mel- lom oppdrettslaks og villaks i naturen (Glover mfl. 2018). Vekst hos hybrider mellom oppdrettslaks og villaks, inkludert tilbakekrysninger (Perry mfl. 2020), er ansett å være additivt (mellomliggende til vekst hos vill og oppdrett), men ikke-additive genetiske effekter knyttet til

vekst er nylig dokumentert i Atlantisk laks (Besnier mfl. 2020).

Mange egenskaper som ikke inngår direkte i avlsarbeidet, som aggresjon, stress- og temperaturtole- ranse, kan også bli endret hos oppdrettslaksen gjennom avlsprosessen (Fleming & Einum 1997; Houde mfl. 2010; Debes & Hutchings 2014; Solberg mfl. 2016). Årsaken er at målrettet seleksjon for blant annet tilvekst påvirker både aggresjon og andre egenskaper, for eksempel hormonregulering og atferd. I eksperimentelle studier er det vist at tilførsel av veksthormon øker appetitten (Johnsson & Björnsson 1994; Jönsson mfl. 1996), aggresjon og aktivitet (Jönsson mfl. 1998), altså atferd som sann- synligvis påvirker overlevelse i naturen (Johnsson mfl. 1996; Jönsson mfl. 1996; Martin-Smith mfl. 2004). Det er derfor ikke overraskende at oppdrettslaks er ulik villaks i flere egenskaper som påvirker overlevelse i naturen, slik som tilvekst, aggresjon, dominans og antipredatoratferd (Einum & Fleming 1997; Fleming & Einum 1997; Johnsson mfl. 2001; Fleming mfl. 2002; Houde mfl. 2010). I tillegg er det avdekket genetiske forskjeller mellom vill- og oppdrettslaks i egenskaper som kjøttfarge, kjønns- modning og fettinnhold (Glover mfl. 2009), reaksjonsnormer (Darwish & Hutchings 2009; Solberg mfl. 2013a, b), morfologi (Fleming & Einum 1997; Perry mfl. 2019), stresstoleranse (Solberg mfl. 2013a) og en rekke andre egenskaper (Glover mfl. 2017). Selv om rømt oppdrettslaks rapporteres å ha mer prikker en villaks, er det derimot ikke avdekket arvelige forskjeller i prikkemengde mellom dem (Jørgensen mfl. 2018), og det antas å være forhold i oppdrettsmiljøet som gjør at rømt oppdrettslaks har mer prikker en villaks i naturen.

Det er også dokumentert genetiske forskjeller i genuttrykk mellom laks av ville- og oppdrettsforeldre, samt hybrider av disse (Roberge mfl. 2006, 2008; Solberg mfl. 2012; Bicskei mfl. 2014, 2016). Resultatene er også interessante fordi hybridene ikke alltid hadde et genuttrykk som lå mellom foreldrebe- standene. Hybridene hadde i noen tilfeller genuttrykk som lå høyere enn verdiene målt for vill- og oppdrettsfisk, noe som tyder på ikke-additive genetiske effekter. Dokumentasjon av ikke-additive ge- netiske effekter betyr i praksis at innkryssing av oppdrettsfisk i ville bestander i noen tilfeller kan gi uventede effekter. Hvilken endring man får i genuttrykk hos hybrider av vill- og oppdrettslaks er avhengig av hvilke ville bestander som krysses inn (Normandeau mfl. 2009; Fraser mfl. 2010).

Det er ikke avdekket noen store forskjeller i resistens mot lakselus, ILA (infeksiøs lakseanemi) eller furunkulose mellom vill- og oppdrettslaks (Glover & Skaala 2006; Glover mfl. 2006a, b). Det er heller ikke avdekket genetiske forskjeller i deformiteter hos smolt av oppdretts- og villaks (Fjelldal mfl. 2009). For infeksiøs pankreasnekrose er det funnet genetiske markører (såkalt QTL – Quantitative Trait Locus) som forklarer en stor grad av toleransen for sykdommen (Houston mfl. 2008; Moen mfl. 2009) og denne kunnskapen er inkludert i avlsarbeid hos flere avlsselskaper. Seleksjon for sykdoms- resistens har derimot vært praktisert ulikt for de ulike oppdrettslinjene, og dette vanskeliggjør sam- menligning mellom linjer.

Det er vist at avkom av rømt oppdrettslaks har lavere overlevelse i naturen enn avkom av villaks, men mekanismene bak dette er komplekse og krevende å avdekke. Tidligere forsøk i naturen (Skaala mfl. 2014) og under eksperimentelle forhold (Fleming & Einum 1997; Debes & Hutchings 2014; Solberg mfl. 2015) har ikke påvist forskjeller i predasjonsdødelighet. I nyere tid er det dokumentert gjennom forsøk i et semi-naturlig miljø at avkom av rømt oppdrettslaks er et lettere bytte for preda- torer som større ørret, noe som underbygger deres lavere overlevelse i naturen (Solberg mfl. 2020). Dette resultatet støttes av det faktum at redusert antipredatoratferd (Einum & Fleming 1997; Johns- son mfl. 2001; Houde mfl. 2010), i tillegg til økt toleranse for predasjonsrelatert stress (Debes & Hutchings 2014), tidligere har blitt dokumentert i eksperimentelle forsøk. Det er også dokumenter forskjeller i kromosomale strukturvarianter mellom oppdrettslaks og villaks, linket til gener uttrykt i hjernen som er knyttet til nevrologiske lidelser og endret atferd (Bertolotti mfl. 2020). En annen mulig forklaring hvorfor oppdrettslaks er et lettere bytte for predatorer er at de ikke ser like godt som villaksen, og en reduksjon i øyestørrelse hos oppdrettslaks kontra villaks er observert under eksperimentelle forhold (Perry mfl. 2021).

En oppsummering av vitenskapelig litteratur viser at det er til dels store genetiske forskjeller mellom vill- og oppdrettslaks i kvantitative egenskaper som har direkte eller indirekte betydning for overle- velsen av laks i naturen, og som kan gjøre innkryssede laksebestander mer sårbare mot framtidige klimaendringer (Debes mfl. 2021). Det er grunn til å tro at de genetiske forskjellene kommer til å øke for hver avlsgenerasjon. Dette har blitt observert for tilvekst, der

forskjellen mellom vill- og opp- drettslaks under oppdrettsbetingelser økte ytterligere fra generasjon 8 til 10 (Glover mfl. 2009; Solberg 2013a, b). Genetiske endringer i villaks som følge av økologisk interaksjon med oppdrettslaks, gjennom f.eks. overføring av sykdom og parasitter, eller gjennom konkurranse er også en aktuell problemstilling. Blant annet har tilstedeværelse av hybrider vist seg å ha en negativ påvirk- ning på overlevelse til villfisk (Robertsen mfl. 2018). Observert og potensielle genetiske endringer grunnet økologiske interaksjoner er nylig oppsummert av Bradbury mfl. (2020), og forfatterne identifiserer flere eksempler på endret seleksjonspress på villaks grunnet oppdrettsaktivitet, inkludert eksempler på genetiske endringer grunnet overføring av sykdom og parasitter.

Rask veksthastighet hos avkom av oppdrettslaks kan også ha konsekvenser for økosystemnivå. Nylig viste Cucherousset mfl. (2021) at laksunger med kunstig økt vekstpotensiale hadde andre effekter i et bekkeøkosystem enn vanlige laksunger. Laksunger med økt vekstpotensiale viste endringer i habitatbruk, kroppsform og ekskresjonsrate, og disse endringene var forbundet med effekter på invertebratsamfunnet og endringer i økosystemfunksjoner som primærproduksjon og nedbryting (Cucherousset mfl. 2021). Dette tyder på at rømming av oppdrettslaks med økt vekstpotensiale kan ha effekter på økosystemnivå i tillegg til effekter på villaks.

### 3.2.3 - Genetisk påvirkning fra rømt oppdrettslaks – hva forteller empiriske data oss?

Ved hjelp av ulike biokjemiske og molekylærgenetiske metoder er det vist at rømt oppdrettslaks gyter i elver. Ved undersøkelser av et pigment i rogn og yngel, som reflekterer ulik diett hos villaks og oppdrettslaks, fant Lura & Sægrov (1991) at rømt oppdrettslaks faktisk produserte levedyktig avkom i en elv. I en skotsk undersøkelse fant Webb mfl. (1993) et pigment fra rømt oppdrettslaks i 14 av 16 undersøkte elver, med et gjennomsnittlig innslag på 5,1 % fra rømt fisk. I Vosso ble bidraget fra rømt oppdrettslaks estimert til opp mot 80 % ved denne metoden (Sægrov mfl. 1997). Bevis for at rømt oppdrettslaks produserte levedyktig avkom ble også funnet i Irland ved hjelp av genetiske markører (Clifford mfl. 1998a; Crozier 1993, 2000). Også langt utenfor det naturlige utbredelsesområdet til den atlantiske laksen, i British Columbia, Canada, er det vist at rømt oppdrettslaks kan produsere levedyk- tig avkom (Volpe mfl. 2000).

Det første genetiske studiet for å undersøke om norske villaksbestander har endret seg genetisk over tid som følge av innkryssing av rømt oppdrettslaks ble publisert av Skaala mfl. (2006). Her ble det laget DNA-profiler for de sju laksebestandene Namsen, Etne, Opo, Vosso, Granvin, Eio og Håelva. Det ble benyttet gamle skjellprøver og materiale innsamlet i nyere tid, etter lengre tids innslag av rømt oppdrettslaks. Håelva på Jæren ligger i en region der det nesten ikke er lakseoppdrett, og andelen rømt oppdrettslaks i villaksbestanden har vært lav, trolig under 5 %. I Håelva ble det ikke funnet end- ring i de genetiske profilene. I tre andre bestander, Opo, Vosso og Eio i Hordaland, ble det funnet sig- nifikante endringer i de genetiske profilene over tid. Mer overraskende var det likevel at det ikke ble funnet endringer i Etneelva, Namsen eller Granvinelva, som alle hadde hatt høye andeler rømt opp- drettslaks i gytebestandene, permanent eller periodisk

Som en videreføring av dette arbeidet (Skaala mfl. 2006) ble det gjort en mer omfattende analyse av 21 bestander der historiske og nye prøver ble analysert for flere mikrosatellittmarkører. Undersøkel- sen omfattet elver fra hele landet (Glover mfl. 2012) og påviste genetiske forandring over tid i 6 av 21 elver, mens i 15 av bestandene ble det ikke funnet genetiske forandringer. Som i den første undersø- kelsen utført av Skaala og kolleger (2006), var det noen bestander med høye innslag av rømt opp- drettslaks på gyteplassene der det ikke ble påvist forandringer.

I de seks bestandene der det ble påvist forandring, har det vært registrert rømt oppdrettslaks i større eller mindre grad. I tillegg ble det funnet nye genvarianter som indikerer at forandringene i disse seks elvene hovedsakelig skyldes genflyt fra andre kilder. Den genetiske forskjellen mellom disse seks be- standene er også blitt redusert over tid. Basert på alle data, ble det konkludert med at innkryssing av rømt oppdrettslaks er hovedårsaken til forandringene. Dette er i tråd med simuleringer fra modeller som viser at innkryssing av rømt oppdrettslaks vil redusere genetisk differensiering mellom bestan- der over tid (Mork 1991; Besnier mfl. 2011).

Det er kjent at mikrosatellittmarkører i noen tilfeller vil underestimere innkryssing av rømt oppdrettslaks i ville bestander på grunn av signalstøy når en villaksbestand mottar oppdrettsfisk fra flere ulike avlsbestander (Besnier mfl. 2011). Det betyr at antall elver som er påvist å være genetisk påvir- ket i denne studien (Glover mfl. 2012), og omfanget av de

genetiske forandringene i disse elvene, må betraktes som et minimumsestimat. For å få et mer presist svar på omfanget av innkryssing av rømt oppdrettslaks ble en studie gjennomført basert på SNP-markører utviklet for å kunne identifisere oppdrettslaks og skjelne dem fra villaks (Karlsson mfl. 2011). Disse SNP-markørene gir mer presis informasjon om genetiske forandringer forårsaket av rømt oppdrettslaks, og er i mindre grad påvirket av problematikken ved at genetisk forandring i den enkelte villaksstamme er vanskelig å påvise når innkryssing skjer via oppdrettslaks fra forskjellige avlslinjer (Besnier mfl. 2011).

I en studie av 20 laksebestander langs hele norskekysten (Glover mfl. 2013) ble disse SNP-markørene brukt til å estimere prosent innkryssing av rømt oppdrettslaks. Resultatene viste at det genetiske bidraget til noen bestander var nesten 50 %, mens estimert innkryssing av oppdrettslaks var mye lave- re i de fleste undersøkte elvene. Arbeidet støttet opp om konklusjonene til de tidligere publikasjone- ne med andre markørtyper (Skaala mfl. 2006; Glover mfl. 2012). I tillegg til at det ble dokumentert genetiske forandringer i noen villaksbestander på grunn av innkryssing av rømt oppdrettslaks, viser alle disse tre studiene (Skaala mfl. 2006; Glover mfl. 2012, 2013) at den genetiske forskjellen mellom noen ville bestander er blitt mindre over tid. Dette kan tilskrives at de ville bestandene som har hatt en betydelig innkryssing av rømt oppdrettslaks, blir mer lik oppdrettslaksen og dermed også mer lik hverandre.

Parallelt med dette arbeidet utarbeidet Karlsson mfl. (2014) en statistisk metode der prosentvis innkryssing kunne estimeres i enkeltindivider og uavhengig av om det fantes en historisk prøve av den aktuelle bestanden. Metoden brukte et estimat av andelen «villgenom» i bestanden (omtalt som P(wild) = mengde arvestoff som stammer fra ville foreldre kontra oppdrettsforeldre) for å beregne innkryssingen av rømt oppdrettslaks (Karlsson mfl. 2014).

Denne metodeutviklingen gjorde det mulig å estimere innkryssing i et stort antall ville laksebestander. Karlsson mfl. (2016) studerte 147 laksebestander som til sammen representerer tre fjerdedeler av de ville lakseressursene i Norge, og analyserte genetisk mer enn 20 000 laks som var klekket i na- turen og derfor så ut som villaks. Den gjennomsnittlige genetiske innkryssingen i bestandene av vok- sen laks var 6,4 % med et spenn fra 0 % til over 40 % innkryssing i enkelte bestander. Forskerne fant også at den genetiske innkryssingen generelt var mindre i nasjonale lakseelver og nasjonale laksefjorder enn i bestander uten denne særlige beskyttelsen (Karlsson mfl. 2016). I et materiale av 109 bestander der kun voksen laks klekket i naturen ble inkludert i datamaterialet, var den genetiske innkryssingen signifikant forskjellig fra 0 i omtrent halvparten av bestandene (Karlsson mfl. 2016). Det samme resultatet fikk Karlsson mfl. (2016) om de også tok med et større antall elver, der enkelte esti- mater var basert på prøver av ungfisk.

Data fra de 20 bestandene som var publisert av HI i Glover mfl. (2013), samt data fra NINA for et større antall bestander (Karlsson mfl. 2016), ble vurdert sammen for å dokumentere genetisk status for ville laksebestander til «Kvalitetsnorm for ville bestander av atlantisk laks (Salmo salar)», som er en forskrift av 20. september 2013 hjemlet i Naturmangfoldloven. I henhold til Kvalitetsnormen vurder- te forskere fra HI og NINA i 2016 genetisk status i 125 laksebestander, basert på estimater for inn- kryssing av rømt oppdrettslaks i bestanden (Diserud mfl. 2016). I senere utgaver av denne rapporten ble antallet bestander økt til 175 i 2017 og deretter til 225 norske laksbestander i 2019 (Diserud mfl. 2017, 2019b). Den hittil mest omfattende vurderingen av genetisk innkryssing omfatter 227 bestander i 2020 og ga følgende resultat (Diserud mfl. 2020): ingen genetiske forandringer (76 vass- drag), svake genetiske forandringer (64 vassdrag), moderat genetiske forandringer (21 vassdrag) og store genetiske forandringer (66 vassdrag). Vurderingen av genetisk innkryssing i disse 227 bestande- ne dokumenterer at 2/3 av de ville laksebestandene har blitt påvirket av rømt oppdrettslaks.

Arbeidet dekker flere tidligere undersøkte elver (Skaala mfl. 2006), og blant annet er det nå påvist store genetiske endringer i Etne og Granvin, og moderate genetisk endringer i Namsen. I tillegg ble tolv vassdrag med forekomst av laks, men som ikke er definerte som egne laksebestander (elleve ikke klassifisert som laksevassdrag og ett sidevassdrag) undersøkt: ingen genetisk endring ble observert i fire vassdrag, svake genetiske endringer ble indikert i fem vassdrag, moderate genetiske endringer ble påvist i ett vassdrag, mens store genetiske endringer ble påvist i to vassdrag. En annen undersøkelse av 11 mindre kystvassdrag på Vest- og Sørlandet viste i enkelte tilfeller svært høye nivåer av innkryssing (> 90%), og tyder på at mindre vassdrag kan fungere som et formeringssted for rømt laks (Pulg

mfl. 2021). Det er også dokumentert at norsk oppdrettslaks har krysset seg inn i svenske bestander (Palm mfl. 2021).

Eksperimenter i naturen har vist seleksjon mot avkom av rømt oppdrettslaks, både i Irland (McGinnity mfl. 1997, 2003) og Norge (Fleming mfl. 2000; Skaala mfl. 2012, 2019). En skulle derved forvente at når én og samme årsklasse (dvs. laks fra samme klekkeår) studeres, så vil et materiale av ungfisk vise høyere genetisk påvirkning av oppdrettslaks enn et materiale av voksen laks. Dette er også det Karlsson mfl. (2016) fant gjennom analyser av ungfisk som var innsamlet noen år før et ma- teriale av voksen laks fra de samme elvene: ungfisken hadde i gjennomsnitt 2,5 % høyere grad av genetisk innkryssing enn den voksne laksen. Seleksjon mot avkom av rømt oppdrettslaks har også blitt dokumentert i etterkant av en større rømmingsepisode på Newfoundland i Canada (Wringe mfl. 2018; Sylvester mfl. 2019) og ved å studere gyteårsklasser av ungfisk ved ulik alder i Altaelva (Wacker mfl. 2021).

Det foreligger et solid grunnlag for å hevde at rømt oppdrettslaks kan påvirke villfiskbestander negativt (Glover mfl. 2017). Den beste dokumentasjonen av effekter på overlevelse og viktige egenskaper kommer fra eksperimentelle studier utført i tre kontrollerte elver (McGinnity mfl. 1997, 2003; Fleming mfl. 2000; Skaala mfl. 2012, 2019), samt nyere studier som viser sammenhenger mellom molekylært nivå på innkryssing og viktige livshistorietrekk i ville bestander (Bolstad mfl. 2017, 2021; Wacker mfl. 2021; Besnier mfl. 2022).

En direkte og informativ tilnærming til å forstå effektene av at rømt oppdrettslaks krysser seg inn i villaksbestander er å sammenligne tilvekst, atferd og overlevelse hos sammenblandede familiegrup- per av oppdrettslaks, villaks og hybrider under like forhold, såkalte «common garden-studier», i et naturlig miljø. Dette kan innebære utplanting av lakserogn eller utsetting av ungfisk fra DNA-identifi- serbare familier av oppdrettslaks, villaks og hybrider dem imellom (McGinnity mfl. 1997, 2003; Skaala mfl. 2012, 2019; Crowley mfl. 2022) eller utsetting av kjønnsmodne individer med kjente genetiske profiler (Fleming mfl. 2000) i naturlig elvemiljø, der alle avkom i ulike livsstadier fra rogn til kjønnsmodning i ettertid kan identifiseres ved genetiske markører. En annen tilnærming vil være å genotype alle anadrome foreldre i en bestand og deretter en representativ del av den utvandrende smolten. Dersom den genetiske profilen på foreldrefisk omfatter grad av innkryssing, vil man kunne beregne individuell reproduktiv suksess hos individer med ulik grad av innkryssing. En slik tilnærming forutsetter god kontroll på både oppvandrende laks og utvandrende smolt, som for eksempel Imsa og Guddalselva.

Det første «common garden-studiet» som er gjennomført på dette feltet, ble utført i Burrishoole, Irland (McGinnity mfl. 1997, 2003; Ferguson mfl. 2002). I dette prosjektet ble tilvekst, overlevelse og populasjonsdynamikk hos villaks, oppdrettslaks og hybrider undersøkt gjennom to generasjoner. Et stort antall individer fra mange familier av villaks, oppdrettslaks, første- og andregenerasjonshybrider og førstegenerasjonshybrider tilbakekrysset til henholdsvis villaks og oppdrettslaks, ble plantet ut i tre årsklasser som øyerogn ovenfor fiskefellen i Burrishoole. Tilsvarende grupper ble satt ut som smolt i elven for å studere vekst og overlevelse i sjøfasen.

En omfattende innsats med innsamling og genotyping for å identifisere opphavet til alle individ ble gjennomført fra yngel til gytefisk som kom tilbake fra havet etter ett og to år i sjø. I alle tre årsklassene hadde oppdrettslaksen signifikant lavere representasjon enn villaksen i prøver av 0+ parr. Ikke overraskende viste det seg at oppdrettslaksen vokste bedre enn villaksen, og at den større oppdrettsparren fortrengte den ville parren nedover elva gjennom konkurranse. Selv om ungfisk av oppdrettslaks vokste bedre og fortrengte en del av den ville ungfisken, var smoltproduksjonen av oppdrettslaks bare henholdsvis 34, 34 og 55 % sammenlignet med villaksen i de tre årsklassene. Den gjennomsnittlige gjenfangsten etter sjøoppholdet var 0,3 % for oppdrettslaks og 8 % for villaks utsatt som smolt. Overlevelse hos hybridene viste seg ofte å ligge mellom villaks og oppdrettslaks.

Et lignende prosjekt ble gjennomført ved NINAs feltstasjon på Ims (Fleming mfl. 2000) der alle ned- og oppvandrende fisk kontrolleres i en toveis fiskefelle i elven Imsa. Her ble det satt ut kjønnsmodne villaks fra Imsa og oppdrettslaks med kjente genetiske profiler ovenfor fiskefellen. De to gruppene hadde lignende vandringsmønster og valgte de samme gyteplassene i elven. Vill hannlaks var mer ak- tive i kurtisering av hunnlaksen enn oppdrettshannene var, og hadde dessuten mindre restgonader etter gyting enn oppdrettshannene hadde. Gytesuksessen var mye lavere hos oppdrettslaksen både for hanner (24 %) og hunner (32 %) sammenlignet med villaksen i et samtidig forsøk i store

gytebassenger med steinbunn. Gjennom ferskvannsfasen endret andelen av genotyper seg ytterligere i disfa- vør av oppdrettslaksen, og hoveddelen av oppdrettsbidraget var representert i form av hybrider, pro- dusert av oppdrettshunner og ville hanner. Studier av dietten viste betydelige overlapp i næringsvalg, noe som viser næringskonkurranse mellom oppdrettsavkom og villaksyngel. Den totale smoltproduk- sjonen for elven var 28 % lavere enn forventet ut fra rognmengde og det observerte forholdet det normalt har vært i Imsa mellom mengde egg og antall smolt (Jonsson mfl. 1998). Det var også en til- svarende reduksjon i forventet smoltproduksjon av den ville gytefisken. Oppdrettslaksen smoltifiser- te og vandret ut tidligere og ved lavere alder enn villaksen. I motsetning til resultatene fra Burrishooleprosjektet med utsatt smolt, fant en i Imsaprosjektet ingen forskjell mellom gruppene i sjøoverlevelse. Senere eksperimenter på Ims med utsetting av smolt av villaks, oppdrettslaks og førs- tegenerasjons krysninger mellom dem (1996-1998), viste signifikant lavere gjenfangst av oppdretts- laks (Hindar mfl. 2006). Utsatt smolt av oppdrettslaks har også vist høyere feilvandringsrate enn ut- satt smolt av Imsalaks på Ims (Jonsson mfl. 2003; Jonsson & Jonsson 2017). Hybrider mellom opp- drettslaks og villaks hadde også høyere feilvandringsrate sammenlignet med den ville Imsalaksen (Jonsson & Jonsson 2017). Retningen på hybridiseringen hadde betydning ved at hybrider med vill mor hadde lavere feilvandring enn hybrider med vill far (Jonsson & Jonsson 2017).

Ved Havforskningsinstituttets feltstasjon i Guddalselva i Hardanger ble det initiert et prosjekt basert på oppsettet for Burrishooleprosjektet. Der ble definerte familiegrupper av vill og oppdrettet laks, og hybrider mellom disse, plantet ut som rogn (Skaala mfl. 2012). All foreldrefisk var genotypet med DNA-mikrosatellittmarkører. Dermed kunne alle individ som var satt ut som øyerogn i seks årsklasser, ca. 150 familier i et «common garden-studie», identifiseres til familie. Det ble samlet inn juvenil laks av alle årsklassene fra elvehabitatet, og tilvekst, overleving og diettvalg ble undersøkt for hver familie.

Resultatene fra de tre første årsklassene viste en overlevelse (fra utplantet egg til smolt) som varierte mellom 0,17 og 6,4 % for de 69 forskjellige familiene (Skaala mfl. 2012). Resultatene viste at eggstørrelsen hadde stor betydning for overlevelsen. I dette studiet hadde oppdrettslaksene større egg enn villaksene. Dette bidro til at noen oppdrettsfamilier hadde en høy overlevelse fra egg til smolt i for- søket. Da det ble kontrollert for eggstørrelse ved å sammenligne overlevelse til en oppdrettsfamilie og dens halvsøskenfamilie der fars bidrag kom fra en vill hann, viste det seg at 16 av 18 halvsøskenfamilier hadde høyere overlevelse med bidrag fra vill far kontra oppdrettsfar. Dette viser at det er additiv genetisk variasjon for overlevelsen i et naturlig miljø og at villaks har høyere overle- velse, selv om bildet kan være noe mer komplisert når det tas hensyn til eggstørrelse. I tillegg til lavere overlevelse når det tas hensyn til eggstørrelse, hadde smolt av oppdrettsforeldre noe høyere vekst enn hybrider og villaks i elven (forholdstall oppdrett:vill = 1,0-1,3:1).

Resultatene fra de tre siste årsklassene i perioden 2008–2016 (Skaala mfl. 2019) har i stor grad støt- tet resultater fra de tre første årsklassene, og det ble observert langt lavere overlevelse hos avkom hos oppdretts- og hybridlaks i forhold til villaks i ferskvann (1,8 % overlevelse hos oppdrettslaks mot 3.8 % overlevelse hos villaks). I tillegg ble det satt ut to årsklasser med oppdretts-, hybrid- og villsmolt i elven for å studere sjøoverlevelsen. Her fant man lavere sjøoverlevelse hos avkom av oppdrettslaks enn hos avkom fra hybrider (gjennomsnittlig sjøoverlevelse) og villaks (0.41 % overlevelse hos opp- drettslaks mot 0.94 % overlevelse hos villaks). Smolt med oppdrettsforeldre var litt større og vandret ut tidligere i sesongen enn villsmolt. Siden en del avkom av oppdrettslaks også overlever gjennom ferskvannsfasen, vil disse konkurrere om tilgjengelige næringsressurser, som er begrenset i ferskvann. Derfor vil avkom av rømt oppdrettslaks også kunne bidra til en redusert produksjon av villsmolt gjennom næringskonkurranse i tillegg til redusert overlevelse på grunn av innkryssing og endrete fitnessrelaterte egenskaper.

I en nyere studier fra Canada ble yngel av oppdrett, vill og hybrid bakgrunn sluppet ut ved tre lokaliteter i Newfoundland i 2018 og gjenfanget som 0+ parr etter deres første sommer (Crowley mfl. 2022). Overlevelsen var generelt høy i alle gruppene, men lavere overlevelse ble observert hos ungfisk med oppdrettsmødre, i forhold til ungfisk med ville mødre. Den ville ungfisken hadde tilnærmet lik overlevelse som deres maternale halvsøsken (hybrider med vill mor). Lavest overlevelse ble sett hos hybrider av oppdrettsmødre, og ikke hos ungfisk med to oppdrettsforeldre.

Når avkom fra oppdrettslaks, villaks og hybridene konkurrerer om de samme byttedyrene i elven, vil innkryssing av oppdrettslaks kunne redusere den naturlige produksjonen av villsmolt på grunn av konkurranse (Fleming mfl. 2000;

Skaala mfl. 2019). Når vi samtidig ser at avkom av oppdrettslaks også har lavere sjøoverlevelse, vil det i sum også kunne redusere antall laks som kommer tilbake til elven. Gyting mellom oppdrettslaks som resulterer i avkom med 100% oppdrettsbakgrunn, vil også kunne påvirke den naturlige produksjonen av villsmolt negativt gjennom næringskonkurranse i elven, til tross for at dette ikke fører til genetisk innkryssing. Produksjon av avkom med 100% oppdrettsbakgrunn ble observert etter at kjønnsmoden oppdrett- og villaks ble satt ut i Imsa (Fleming mfl. 2020), og det er også observert i flere Canadiske elver i etterkant av en større rømmingsepisode (Sylvester mfl. 2018; Wringe mfl. 2018),

Utviklingen innenfor genomforskningen de siste årene gir stadig bedre muligheter for å vurdere de biologiske konsekvensene av innkryssing av oppdrettslaks i ville bestander. Man vil kunne identifisere hvilke gener som er involvert i de biologiske forskjellene man observerer mellom oppdretts- og vill- aks. En relativt ny studie identifiserte områder i genomet/arvestoffet som var knyttet til overlevelse i naturen, selv om det er uvisst hvilke gener som var involvert (Besnier mfl. 2015). Det er forventet at nye resultater fra QuantEscapeII-prosjektet (NFR-prosjekt 2016-2020) vil bidra til å kartlegge hvordan endringer i genomet oppstår som følge av innkryssing, og hvilke biologiske konsekvenser dette kan få for ville bestander.

Inntil nylig forelå det ikke dokumentasjon av forandringer i livshistorietrekk og demografi i villaksbestander som konsekvens av genetisk innkryssing. Dette kan skyldes at en ikke har hatt tilstrekkelig gode verktøy til å studere slike endringer, i tillegg til at det er først relativt nylig at man har klart å do- kumentere og kvantifisere innkryssing av rømt oppdrettslaks i bestander med bruk av genetiske mar- kører. En annen årsak er at varierende forhold i både ferskvann og i havet, påvirker både livshistorie og demografiske parametere – noe som gjør at det er krevende å identifisere og kvantifisere den relative betydningen av de ulike påvirkningsfaktorene. Betydningen av slike endringer i havklima for laksens tilvekst er nylig dokumentert av Vollset mfl. (2022) og av Harvey mfl. (2020) som identifiserte både sjøtemperatur, mengde zooplankton og intensiteten av lakselusinfestasjon som viktige påvirkningsfaktorer for laksens tilvekst i havet.

Det første arbeid som dokumenterte forandringer i livshistorietrekk hos villaks ble publisert i 2017 og viste endringer i tilvekst og alder ved kjønnsmodning i et stort antall bestander som følge av genetisk innkryssing av rømt oppdrettslaks (Bolstad mfl. 2017). Bolstad mfl. (2017) studerte 62 ville laksebe- stander med individer av ulik grad av genetisk slektskap til oppdrettslaks. Det genetiske slektskapet ble målt ved bruk av molekylærgenetiske metoder (Karlsson mfl. 2011, 2014). Studien viser at indivi- der med høy grad av genetisk slektskap til oppdrettslaks har endret sjøalder og størrelse ved kjønns- modning. Disse endringene var forskjellige mellom kjønn og for ulike typer laksestammer. I storlakselver (elver med overvekt av flersjøvinterlaks) ble det observert en økning i antall hunnlaks som re- turnerer fra havet etter to vintre (tosjøvinterlaks), og en nedgang i antall som returnerer etter en og tre vintre, med økende grad av genetisk slektskap til oppdrettslaks. For hannlaks i de samme elvene var det en økning i ensjøvinterlaks og en tilsvarende nedgang i to- og tresjøvinterlaks. I smålakselver (elver dominert av ensjøvinterlaks) ble det ikke observert slike endringer. Derimot ble det observert en større økning i aldersbestemt størrelse for laksen i smålakselvene enn for laksen i storlakselvene med økende grad av slektskap til oppdrettslaks. I smålakselvene økte vekten med 19 % fra 0 til 100 % genetisk slektskap til oppdrettslaks.

Studien undersøkte også effekten på laks i Finnmark (Bolstad mfl. 2017). Laksen i Finnmark er mer i slekt med laksen på Kolahalvøya i Russland enn med resten av den norske laksen. På grunn av lavere utvalgsstørrelse var resultatene for Finnmark mindre sikre enn for resten av landet, men det kan med sikkerhet fastslås at det er ulik effekt av genetisk slektskap til oppdrettslaks i de to regionene. Spesi- elt ble det observert en kraftig effekt på antall vintre i sjøen for hannlaks i smålakselvene i Finnmark, som i økende grad ble kjønnsmodne etter to vintre i istedenfor etter en. Det ble også observert en dramatisk økning i aldersbestemt størrelse i smålakselvene i denne regionen, med 24 % vektøkning fra 0 til 50 % genetisk slektskap til oppdrettslaks. Det er viktig å påpeke at de målte endringene i denne studien er underestimat (se Bolstad mfl. 2017 for utdypende forklaring).

I 2021 publiserte Bolstad mfl. en utvidet studie hvor 105 laksebestander ble undersøkt. Studien viser at økende nivå av innkrysning fører til økt vekstrate gjennom hele laksen livssyklus, i tillegg til lavere alder både ved smoltifisering og

kjønnsmodning. Kun små forskjeller i vekstrate ble observert i smolt med økende grad av innkrysning, men kombinert med lavere alder ved smoltifisering, tyder studien på at økt vekst bidrar til at individer med økende grad av slektskap til oppdrettslaks forlater elven tidligere enn villaksen (noe som samsvarer med tidligere «common garden studier» (Skaala m fl 2019). I sjø var effekten av innkryssing forskjellig mellom ulike bestander og det var i de saktevoksende bestandene at økende grad av slektskap til oppdrettslaks førte til størst økning i vekst. Studien viser at i hurtigvoksende bestander kan innkryssing derimot føre til lavere vekst.

I en studie som viste at økende grad av innkrysning fører til lavere overlevelse hos ungfisk, fant Wacker mfl. (2021) også kun en moderat økning i tilvekst med økende nivå av innkryssing. Studien fra Alta-elven var basert på samme molekylærgenetiske metode som studiene til Bolstad mfl.

Ytterligere én norsk studie har så langt sett på endringer i livshistorie grunnet innkrysning (Besnier mfl. 2022). Ved Havforskningsinstituttet sin forskningsplattform i Etne-elven er all oppvandrende voksenfisk genotypet siden 2013. Samtidig har all rømt oppdrettslaks blitt sortert ut basert på utseende og vekstmønstre i skjell. Bestanden hadde fram til 2013 et gjennomsnittlig nivå av innkryssing av rømt oppdrettslaks på 24 %. Studien av Besnier mfl. baser seg på historiske prøver fra villaks fra starten av 80-tallet (før innkryssing hadde skjedd), prøver fra oppdrettslaks (1989-2012), og prøver av villaks etter at innkrysning hadde skjedd (2013-2016). Prøvene fra villaks før innkryssing, og prøver fra rømt laks tatt i elven i perioden 1989-2012, ble brukt for å utvikle genetiske markører som beregner grad av innkryssing i villaks fra perioden etter 2013. Resultatene viser at økende nivå av innkryssing fører til økende kroppsvekt, både hos smolt og voksenfisk. For hanner ble det i tillegg observert en nedgang i alder ved smoltifisering og ved kjønnsmodning. Studien viser også at individer med økende grad av slektskap til oppdrettslaks returnerte til elven senere i sesongen enn ville individer uten slektskap til oppdrettslaks. Forskjeller i oppvandringstidspunkt kan muligens gi innkrysset laks en fordel, da det reduserer perioden de er utsatt for å bli fanget under sportsfiskesesongen.

Siden tilnærmet all rømt laks har vært fjernet fra Etne-elven siden 2013, gir Etne-elven en unik mulighet til å undersøke hva som skjer i en innkrysset bestand, dersom videre innkryssing av rømt oppdrettslaks opphører (for eksempel på grunn av bruk av steril fisk). På sikt vil resultater fra systemet i Etne kunne belyse i hvilken grad naturlig seleksjon kan rekonstruere laksebestandens egenskaper.

Utenfor Norge er det så langt én studie som har undersøkt forskjeller mellom vill og innkrysset laks (Perriman mfl. 2022). I 2015 og 2016 ble ungfisk fra 18 elver i Newfoundland, Canada, samlet inn og i etterkant klassifisert som vill, oppdrett eller hybrid basert på genetiske markører (Wringe mfl. 2018). Kun små forskjeller ble observert og en morfometrisk analyse viste blant annet at naturlig produserte første generasjons hybrider hadde ulik form sammenlignet med den unge villaksen, men ikke den naturlig produserte oppdrettslaksen.

I nyere tid er det også gjennomført flere eksperimentelle forsøk for å undersøke potensielle forskjeller mellom avkom av villaks og laks med ulik grad av genetisk slektskap til oppdrettslaks, klekket i naturen. Resultatene fra disse vil kunne gi oss mer kunnskap om konsekvens av genetisk inn- kryssing med tanke på forandringer i fenotypiske og livshistorietrekk.

### 3.2.4 - Modellering

Modellering av konsekvenser av innkryssing av rømt oppdrettslaks gir en mulighet til å estimere tidsforløp og omfang av genetisk forandringer i ville laksebestander. Her gjennomgås to publiserte mo- delleringsarbeid. Det første arbeidet av Hindar mfl. (2006) var basert på best tilgjengelig kunnskap om fitness-forskjeller mellom rømt oppdrettslaks, villaks og deres første- og andregenerasjons avkom midt på 2000-tallet, og estimerte andelen av en villaksbestand som er genetisk innkrysset med rømt oppdrettslaks. Dette ble studert ved forskjellige nivå av rømming. Arbeidet viste at ved 20 % innslag av rømt oppdrettslaks på gyteplassene, fikk en store forskjeller i sammensetningen av bestanden i løpet av 10 laksegenerasjoner (ca. 40 år). Forfatterne viste også at jo mer rømt oppdrettslaks i gyte- bestanden, desto større andel av den ville bestanden ble genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks over tid. Modellen ble senere videreutviklet med en populasjonsdynamisk modell for bestandsstør- relse og en økonomisk modell for verdien av fiske etter laks (Liu mfl. 2013). Modellen hadde ingen fitness-funksjon på den ville bestanden og kunne ikke predikere økologiske konsekvenser av innkrys- sing annet enn i bestandsstørrelse.

En ny modell (IBSEM – Individual based eco-genetic model) for å studere genetisk innkryssing av rømt oppdrettslaks i villaksbestander er publisert av Castellani mfl. (2015). Modellen ble basert på best tilgjengelig kunnskap om fitnessforskjeller mellom avkom av oppdrettslaks og villaks midt på 2010-tallet. IBSEM er en individbasert modell, og inneholder en realistisk genetisk komponent. Den kan gi et estimat på eventuelle forandringer i ville bestander over tid for parametere som antall yn- gel, parr, smolt og voksen laks i bestanden, individuell vekst i de forskjellige livsstadier og kjønnsmod- ning. Ved bruk av modellen har vi dermed en mulighet til å estimere forandringer i ville bestander over tid som følge av forekomst av rømt oppdrettslaks på gyteplassene.

Analyser utført med IBSEM (Castellani mfl. 2018) viste først og fremst at jo flere rømt oppdrettslaks i gytebestanden, desto større genetisk innkryssing og genetiske forandringer i den ville bestanden (slik modellen til Hindar mfl. 2006 også viste). Modellen viste imidlertid at ved lav til moderat innslag av rømt oppdrettslaks er forandringen i den ville bestanden relativt liten. For eksempel, ved 5–10 % inn- slag av rømt oppdrettslaks på gyteplassene, viste de fleste fenotypiske og livshistorietrekk kun svake forandringer i en villaksbestand etter 50 år med genetisk innkryssing. Kun når innslag av rømt oppdrettslaks på gyteplassene ble økt til 30–50 % ble genetiske forandringer i bestandens gjennomsnittlige fenotype og livshistorietrekk tydelige etter 50 år. Forfatterne konkluderte med at dette skyldes at (1) rømt oppdrettslaks har en lavere gytesuksess enn villaks i naturen (Fleming mfl. 1996, 2000), (2) fordi det er en sterk seleksjon mot avkom av oppdrettslaks i naturen (dvs., de har høyere dødelighet enn villaks og påvirker dermed bestandens «karakteristikk» mindre enn dersom de hadde overlevd i større grad), og (3) fordi mange livshistorietrekk i ville bestander er svært plastis- ke, og tetthetsavhengige. For eksempel, det er godt dokumentert at til tross for at oppdrettslaks vok- ser langt hurtigere enn vill laks under oppdrettsforhold (Glover mfl. 2017), er det kun funnet svake eller moderate forskjeller i vekst mellom disse gruppene i naturen (McGinnity mfl. 1999; Skaala mfl. 2014; Reed mfl. 2015; Jonsson & Jonsson 2017; Glover mfl. 2018). Det er dermed kanskje ikke over- raskende at modellen indikerer at moderat innslag av rømt oppdrettslaks på gyteplassene kun fører til svake eller moderate forandringer i bestandens gjennomsnittlige fenotype og livshistorietrekk.

IBSEM indikerer likevel at den største målbare effekten av innkryssing av rømt oppdrettslaks er at det kommer færre fisk tilbake fra havet (se også Hutchings 1991 og Liu mfl. 2013). En mulig forklaring er tetthetsavhengig dødelighet, og at en del av elvens produksjonskapasitet brukes til å produsere avkom av rømt og genetisk-påvirket laks, med høyere dødelighet i havet. Dermed reduseres antall laks som vandrer tilbake til elven. Det er likevel viktig å påpeke at modellen, under ulike scenarioer, viser at vedvarende innkryssing av rømt oppdrettslaks vil på sikt føre til en svekket bestand med redusert produksjon av laks av vill avstamning (Castellani mfl. 2018; Sylvester mfl. 2019; Bradbury mfl. 2020a). Dette er forenlig med all tilgjengelig kunnskap om dette temaet (Glover mfl. 2017).

## 3.3 - Faktorer inkludert i risikovurderingen

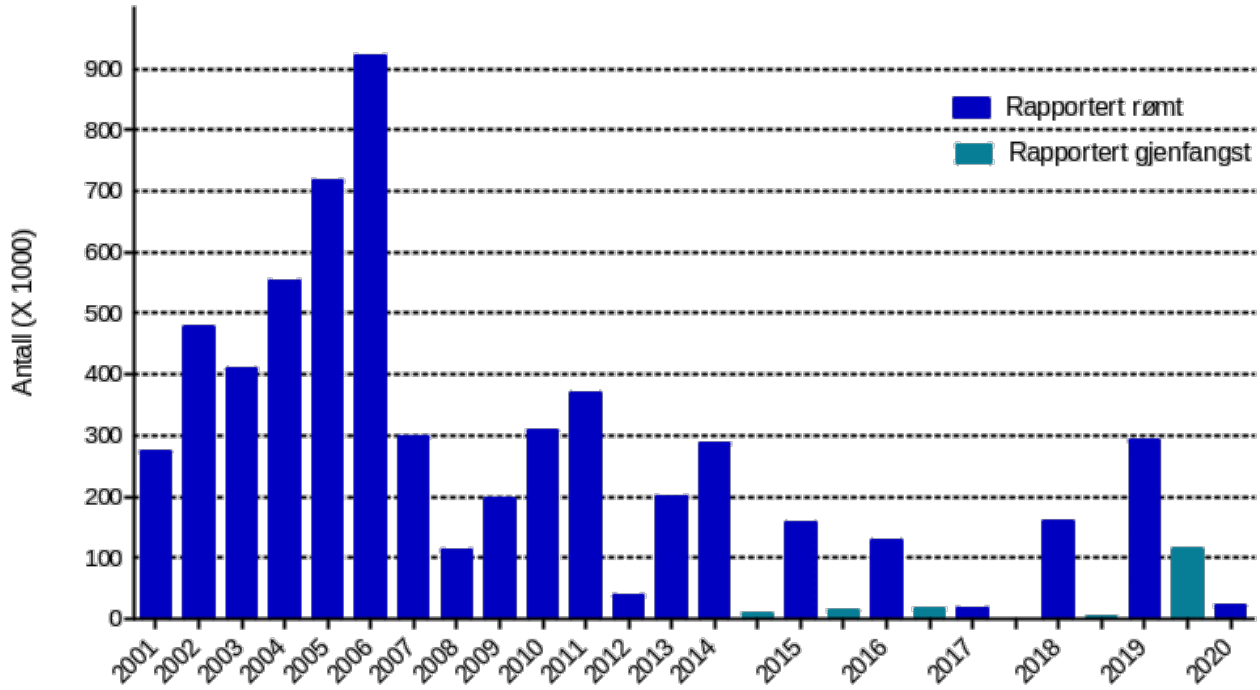
En årlig risikovurdering av miljøproblemer knyttet til norsk fiskeoppdrett har vært gjennomført av Havforskningsinstituttet siden 2011 (Taranger mfl. 2015). Fram til 2018 ble risiko for genetiske endringer i ville laksebestander som følge av innkryssing av rømt oppdrettslaks vurdert basert på obser- verte innslag av rømt oppdrettslaks i elvene. Informasjon om andel rømt oppdrettslaks i elvene ble hentet fra den årlige rapporten fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for rømt oppdrettslaks i vassdrag (se Glover mfl. 2019).

I 2019 ble det implementert en ny tilnærming til risikovurderingen av norsk fiskeoppdrett (Grefsrud mfl. 2019; Glover mfl. 2020; Andersen mfl. 2022). For utfordringen knyttet til rømming og genetisk påvirkning, ble den nye risikovurderingen utformet for å vurdere den fremtidige risikoen for innkrys- sing av rømt oppdrettslaks i ville bestander. Ettersom mange ville bestander i Norge allerede er innkrysset med rømt oppdrettslaks (Glover mfl. 2013; Karlsson mfl. 2016; Diserud mfl. 2020), ble vurderingen av risiko for innkryssing definert som risikoen for ytterligere genetisk endring hos villaks som følge av rømt oppdrettslaks. Risiko er beregnet per produksjonsområde og er basert på følgende faktorer; andel rømt oppdrettslaks på gyteplassene (rømming, andel rømt oppdrettslaks i elv og utfisking/ fjerning av rømt oppdrettslaks fra elv) og bestandenes robusthet for ny innkryssing (bestands- status og genetisk status). Her presenterer vi en utvidet beskrivelse av disse faktoren, samt drøfter ulike biologiske faktorer som på nåværende tidspunkt ikke er inkludert i risikovurderingen. For resultater fra den oppdaterte risikovurderingen for ytterligere genetisk endring hos villaks som følge av rømt oppdrettslaks, se kapittel 5 i Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2022 - risikovurdering.

## 3.4 - Rømt oppdrettslaks på gyteplassene

### 3.4.1 - Rømming

De offisielle innrapporterte rømmingstallene for laks ( www.fiskeridir.no ) viser at det siden 2001 årlig har rømt flere hundre tusen oppdrettslaks de fleste år (figur 3.1). I 2017 var det kun rapportert 17 000 rømt fisk som er det laveste nivået i hele perioden. Det høyeste rapporterte tallet var i 2006 da 921 000 fisk rømte. Disse tallene er minimumsestimater og de faktiske rømmingstallene er sannsyn- ligvis høyere enn det som rapporteres, både grunnet urapporterte hendelser og usikkerhet knyttet til fastsetting av antall rømt fisk ved store rømmingsepisoder. Havforskningsinstituttets DNA- identifisering av urapportert rømt oppdrettslaks (Glover 2010; Zhang mfl. 2013), og en større studie med utsetting av merket laks og modellering viste at de faktiske rømmingstallene for perioden 2005– 2011 sannsynligvis var 2–4 ganger høyere enn den offisielle statistikken (Skilbrei mfl. 2015a). Det er ikke gjort tilsvarende studier for seinere år, og en ny estimering av forskjellen mellom rapporterte og faktiske rømmingstall trengs for å dokumentere effekten av ytterligere tiltak iverksatt for å forhindre rømming i etterkant av 2011. Selv om det er usikkerhet i de offisielle rømmingstallene, er risikovur- deringen basert på årlig gjennomsnittlig rapportert rømming per produksjonsområde i perioden 2016–2020 (tabell 3.1). I dette tidsrommet ble det meldt om totalt 637 154 rømte oppdrettslaks.




*Figur 3.1 Antall rømt oppdrettslaks rapportert årlig til Fiskeridirektoratet i perioden 2001–2020 og rapportert gjenfangst i perioden 2014–2020 (per 01.04.2022). I 2021 er det rapportert 61 000 rømte oppdrettslaks. Kilde: www.fiskeridir.no*

*Tabell 3.1 Rapportert antall rømt oppdrettslaks fra norsk lakseoppdrett i perioden 2016-2020 for produksjonsområde 1-13.*

| Produksjonsområde | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | 2016-2020 | Gjennomsnitt |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 - Svenskegrensen til Jæren | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 |
| 2 - Ryfylke | 1 | 20 | 1 | 51 | 0 | 73 | 15 |
| 3 - Karmøy til Sotra | 45 168 | 8 765 | 6 913 | 1 017 | 10 | 61 873 | 12 375 |
| 4 - Norhordland til Stadt | 4 209 | 15 | 1 547 | 17 256 | 5325 | 28 352 | 5 670 |
| 5 - Stadt til Hustadvika | 4 | 1 922 | 1 | 2 200 | 0 | 4 127 | 825 |
| 6 - Nordmøre og Sør-Trøndelag | 10 830 | 1 298 | 16 027 | 28 481 | 12613 | 69 249 | 13 850 |
| 7 - Nord-Trøndelag med Bindal | 59 | 0 | 107 635 | 49 627 | 9225 | 166 546 | 33 309 |
| 8 - Helgeland til Bodø | 11 709 | 18 | 79 | 4 476 | 7082 | 23 364 | 4 673 |
| 9 - Vestfjorden og Vesterålen | 410 | 3 | 20 480 | 4 117 | 20 | 25 030 | 5 006 |
| 10 - Andøya til Senja | 55 234 | 5 145 | 12 | 182 397 | 48 | 242 836 | 48 567 |
| 11 - Kvaløya til Loppa | 0 | 1 | 641 | 1 | 12 | 655 | 131 |
| 12 - Vest-Finnmark | 200 | 0 | 5 765 | 20 | 9042 | 15 027 | 3 005 |
| 13 - Øst-Finnmark | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 19 | 4 |
| Ukjent | 1 | 0 | 0 | 0 | | 1 | 0 |
| *Norge totalt* | 127 825 | 17 187 | 159 101 | 289 663 | 43 378 | 637 154 | 127 431 |

Kilde: www.fiskeridir.no.

Biologisk status ved rømming påvirker oppdrettslaksens evne til å overleve i naturen, vandre opp i vassdragene og gyte sammen med villaks. Dette omfatter for eksempel livsfase, kjønn, kjønnsmod- ning, tidspunkt for rømming, lysregime på anlegget før rømming, sykdomsstatus, størrelse, alder og tidsforløp i det fri. Disse faktorene diskuteres her, men er på nåværende tidspunkt ikke inkludert i risikovurderingen da det finnes lite kunnskap om hvordan oppdrettslaksens biologiske status varierer mellom produksjonsområder.

Det er stor variasjon i spredning og overleving hos rømt oppdrettslaks, og rømt oppdrettslaks kan spre seg over store områder (Hansen mfl. 1993; Hansen 2006a, b; Jensen mfl. 2013; Quintela mfl. 2016). Årstid, rømmingslokalitet (eks. fjord vs. kyst), størrelse og alder ved rømming ser ut til å være avgjørende for hvor den rømte fisken svømmer og i hvilken grad de overlever.

Villaks legger ut på lange vandringer, fra elven til storhavet som liten smolt og tilbake som kjønnsmoden laks. Vandringene er synkronisert med årstidene, der smolt vandrer ut til havet i perioden april-juli, mens kjønnsmoden laks vandrer tilbake til elvene fra sent om våren til utpå høsten.

Også laks i oppdrett har disse vandringsinstinktene, men både årstid, størrelse og kjønnsmodningsstatus til fisken når den rømmer, har betydning for hvilken atferd den får i frihet. I noen tilfeller vi rømt oppdrettslaks spre seg hurtig og være lite fangbare, mens den under andre forhold vil holde seg lenge i området og kanskje søke opp i nærliggende elver.

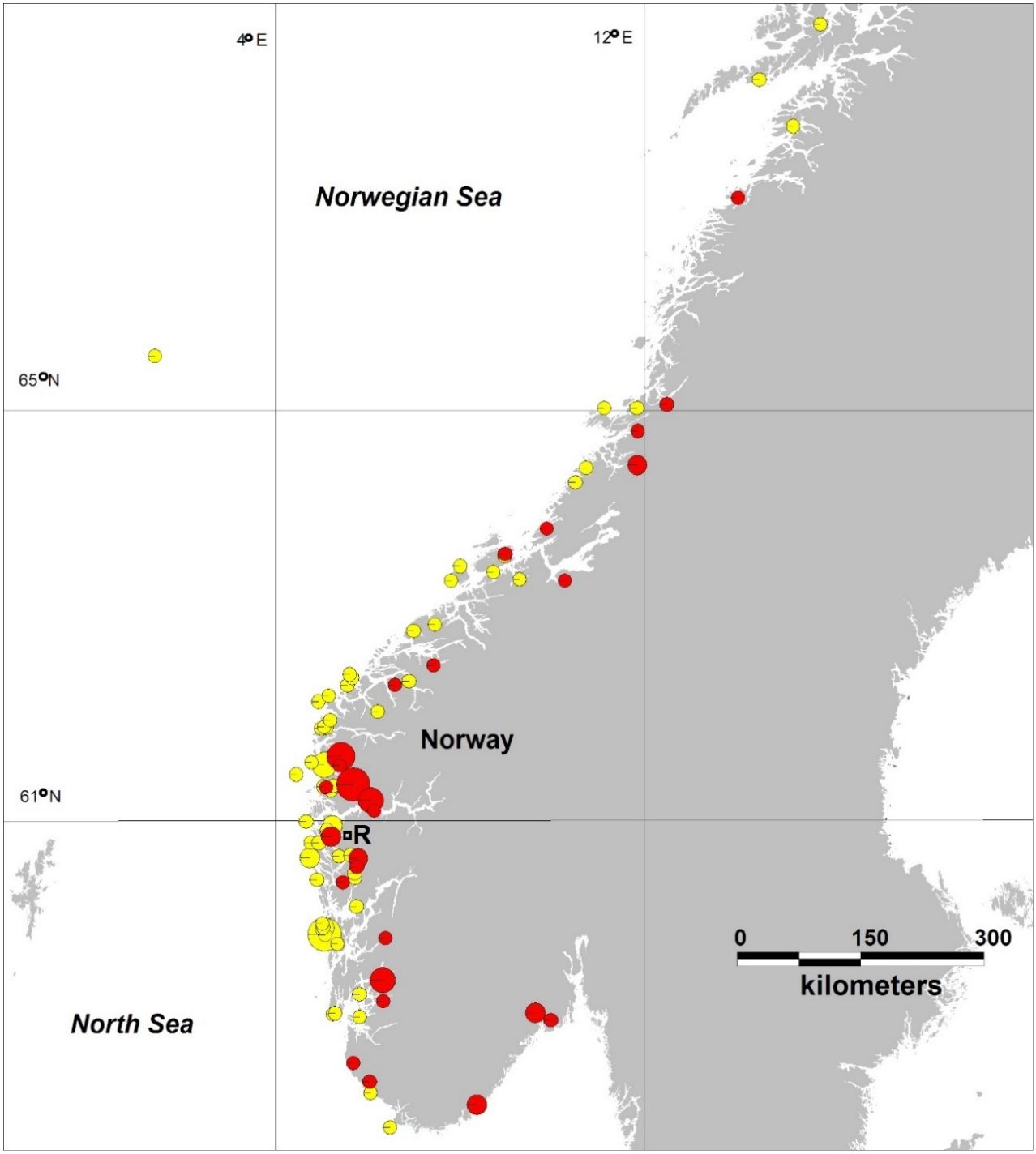
Havforskningsinstituttet har gjennomført en serie med eksperimentelle slipp av oppdrettslaks for å studere ulike atferdsmønstre. Resultatene fra disse forsøkene er satt sammen med kunnskap fra and- re kilder som også beskriver slipp av merket oppdrettslaks (Hansen 2006a, b; Chittenden mfl. 2011). Smolt og postsmolt som rømmer den første sommeren etter at de er satt ut i merder i sjøen, vil nor- malt vandre hurtig mot havet (Skilbrei 2010; Skilbrei mfl. 2015a). Dette innebærer at gjenfangst blir nærmest umulig. Denne fisken vokser opp i de åpne havområdene sammen med villaksen, og en li- ten andel (0,4 % gjenfangst fra våre utslipp) kommer tilbake til kysten ett til tre år senere som kjønns- moden fisk. Våre undersøkelser viser at en høy andel av disse vil søke tilbake mot ferskvannskilder i området de rømte fra som smolt, men mange vandrer likevel opp i elver spredd over et område på flere hundre kilometer

(Skilbrei mfl. 2015a; figur 3.2).

Vandringsviljen til postsmolt som rømmer om høsten reduseres i takt med at dagene blir kortere. Derfor øker også den lokale gjenfangsten av postsmolt som rømmer utover høsten (13 % gjenfangst fra våre utslipp), blant annet fordi de er blitt store nok til å bli fanget i garn og av sportsfiskere (Skil- brei mfl. 2015a).

Dersom fisk rømmer kort tid etter at de har blitt flyttet fra kar på et settefiskanlegg til merd i sjøen, blir vandringsmotivasjonen påvirket av lysregimet fisken var utsatt for på settefiskanlegget. Kontinu- erlig belysning svekker vandringsviljen og kan få stor settefisk til å holde seg i fjorden uvanlig lenge, selv om de rømmer om sommeren (Skilbrei mfl. 2014). I produksjon av høstsmolt kan bruk av kunstig økt daglengde på settefiskanlegget få laksen til å legge ut på vandring mot havet selv om den røm- mer fra merden seint om høsten. Sjansen for at disse overlever vinteren i havet er imidlertid lav (Skil- brei 2013), da slipp av høstsmolt ga lavere gjenfangst som voksen (0,004 %) en slipp av vårsmolt (0,17 %). Det er dermed lavere sannsynlighet for at fisk fra denne type rømming overlever fram til kjønnsmodning og vandrer opp i elv.

Gjenfangst av voksen laks avhenger av rømmingsområdet. Slipp av voksen laks fra anlegg på kysten har gitt lavere gjenfangst (4–7 %) enn slipp i fjorder der fisken oppholder seg lenger og er mer ekspo- nert for fiskeredskaper (7–33 %). Slipp fra anlegg helt ute i havgapet har ikke gitt gjenfangster (Skil- brei mfl. 2015a). Flesteparten av gjenfanget voksen laks ble fanget i månedene etter at de ble satt ut, i nærheten av utslippsområdet. Kun 0,09 % ble gjenfanget 1–2 år etter utslippet (Skilbrei mfl. 2015a). En medvirkende årsak til dette er muligens at voksen laks som rømmer har vansker med å lære seg å fange naturlig føde. Undersøkelser av mageinnhold til voksen rømt oppdrettslaks fanget nær norske- kysten viser vanligvis at de aller fleste er tomme (Olsen & Skilbrei 2010). Rømt oppdrettslaks fanget under fisket ved Færøyene har derimot samme diett som villaksen der (Jacobsen & Hansen 2001).




*Figur 3.2 Gjenfangst av voksen laks i sjø (gule sirkler) og elv (rød) fra slipp av smolt fra forskningsstasjonen Matre (R) i 2005–2010. Fisk gjenfanget < 6 km fra utsettingsstedet (49 % av rapportert gjenfangst) er ikke vist. Størrelsen på sirklene angir antall fisk fra 1 til 5 individer.*

Rømminger om høsten, uavhengig av alder på laksen, kjennetegnes ofte av at mange fisk søker mot ferskvannskilder, både elver og kraftverk som slipper ut turbinvann. Dette er som ventet når det gjel- der kjønnsmodnende fisk, men det har vist seg at mange umodne laks også søker inn mot elveosene og at noen også går opp i nedre del av elven (Madhun mfl. 2015). Det er kjent at umoden laks kan gå opp i ferskvann (Webb mfl. 2007), men denne atferden er ikke godt kartlagt. Det er mulig at noen av de umodne fiskene svømmer ut av elven igjen etter en stund, mens andre kan stå i elven til de blir kjønnsmodne.

Som nevnt over har merkestudiene vist at smolt og postmolt som rømmer kan komme tilbake som gyteklar laks etter 1–3 år i havet, og at voksen rømt oppdrettslaks som gjenfanges som oftest blir gjenfanget i løpet av det året de rømte

(Skilbrei mfl. 2015a). Undersøkelser av et pigment i kjøtt som reflekterer ulik diett mellom oppdrettsmiljøet og naturen, viste tidlig på 90-tallet at om lag halvpar- ten av den undersøkte rømte oppdrettslaksen fanget i elv hadde rømt nylig mens den resterende halvparten hadde tilbrakt mer enn ett år i naturen (Lura & Sægrov 1994). Senere har fettsyreanalyser av voksen rømt oppdrettslaks i elv vist at flertallet nylig hadde rømt, dette basert på at de hadde fettsyreprofiler som var svært lik oppdrettsfôret. En mindre andel på rundt 10–30 % av den voksne rømte oppdrettslaksen hadde fettsyreprofiler som tydet på at den hadde beitet i havet i lang tid og der- med sannsynligvis hadde rømt som smolt eller postsmolt. Det var færre observasjoner av voksen laks som hadde spist begge typer mat; som hadde rømt som relativt stor laks og deretter klart å finne ville byttedyr (Skilbrei mfl. 2015b; Anon. 2018). Dette støtter antakelsen fra merkestudiene om at en stor del av den umodne voksne oppdrettslaksen som rømmer sannsynligvis ikke overlever fram til den blir kjønnsmoden.

Tilgjengelige data tyder på at sannsynligheten for at en rømt oppdrettslaks overlever fram til kjønns- modning og vandrer opp i elv er størst hvis fisken rømmer som smolt om sommeren, eller det samme året den blir kjønnsmoden. Sannsynligheten er minst for smolt som rømmer om høsten, og umoden laks som ikke blir kjønnsmoden før tidligst neste år.

### 3.4.2 - Andel rømt oppdrettslaks i elv

Siden oppstarten av lakseoppdrett i Norge har flere millioner oppdrettslaks rømt fra en rekke anlegg langs norskekysten. De fleste av disse fiskene «blir borte» i det marine miljøet uten videre spor, men noen vil vandre opp i lakseelver. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for rømt oppdrettslaks i vass- drag, som ble utformet og etablert på oppdrag fra Fiskeridirektoratet etter føringer fra Nærings- og fiskeridepartementet i 2014, beregnet innslag av rømt oppdrettslaks i henholdsvis 140 vassdrag i 2014 (Anon. 2015a) og 165 vassdrag i 2015 (Anon. 2016a). Overvåkingen ble videre utvidet til å beregne innslag av rømt oppdrettslaks i 196 vassdrag i 2016 (Anon. 2017a), 197 vassdrag i 2017 (Anon. 2018), 205 vassdrag i 2018 (Anon. 2019a), 200 vassdrag i 2019 (Aronsen mfl. 2020) og 218 vassdrag i 2020 (Wennevik mfl. 2021).

Vassdragene som er overvåket er valgt ut fra en rekke kriterier; god geografisk spredning, inkludering av de nasjonale laksevassdragene, representasjon av vassdrag av ulik størrelse samt å bygge videre på vassdrag med tidsserier og med gode lokale nettverk, som er etablert i ulike prosjekter finansiert av Norges forskningsråd og miljømyndighetene siden 1989 (Fiske mfl. 2006; Diserud mfl. 2019a).

Data blir samlet inn fra sportsfiske om sommeren, høstfiske, stamfiske og drivtellinger om høsten. De tre førstnevnte metodene er i hovedsak basert på stangfiske og skiller mellom rømt oppdrettslaks og villaks ved å undersøke fiskens skjell, som gir et bilde av fiskens vekstbetingelser gjennom i livet. Driv- tellinger innebærer at snorklere foretar en visuell inspeksjon av fisk i elven, teller opp og karakterise- rer vill og rømt oppdrettet laks på basis av utseende og atferd (Mahlum mfl. 2019). I mange av elvene som blir undersøkt blir mer enn én metode benyttet. Innsamlete data går gjennom en kvalitetssik- ringsprosess og er blitt enkeltvis vurdert i henhold til en rekke kriterier for å få en total vurdering av dataenes representativitet. Innslaget av rømt oppdrettslaks for hver elv presenteres i en årlig rapport fra overvåkingsprogrammet som prosentandelene registrert ved de ulike metodene, samt som en årsprosent som beregnes fra andel oppdrettslaks i sportsfiske og/eller høstfiske/stamfiske (Fiske mfl. 2006). Årsprosenten tar hensyn til at sportsfisket sannsynligvis gir et for lavt, og høstfisket sannsyn- ligvis et for høyt estimat av innslaget av rømt oppdrettslaks. De ulike metodene som blir benyttet i de forskjellige elvene har sine styrker og svakheter, både i forhold til prøvestørrelsene og sikker identifi- kasjon av rømt oppdrettslaks. At innslaget av rømt oppdrettslaks i vassdragene kan endre seg i løpet av sesongen og at rømt oppdrettslaks til dels har en annen atferd enn villaks, gjør det krevende både å innhente gode data og å sammenligne data innhentet med de ulike metodene. Ved utregning av et estimat for prosentvis andel oppdrettslaks i elven, kommer det i tillegg en statistisk usikkerhet på anslaget som avhenger av prøvestørrelsen og innslaget av rømt oppdrettslaks. Ulike kilder til usikkerhet i dataene fra overvåkingsprogrammet blir diskutert i rapporten (Wennevik mfl. 2021).

Elver blir klassifisert i kategoriene <4 %, 4–10 % og >10 %, tilsvarende systemet foreslått av Taranger mfl. (2012). Klassifiseringen følger ikke årsprosent slavisk, men er basert på en samlet vurdering av alle datakildene:

- **Lavt innslag**: innslag av rømt oppdrettslaks er estimert til under 4 %.
- **Moderat innslag**: innslag av rømt oppdrettslaks er estimert til mellom 4 % og 10 %.
- **Høyt innslag**: innslag av rømt oppdrettslaks er estimert til over 10 %.

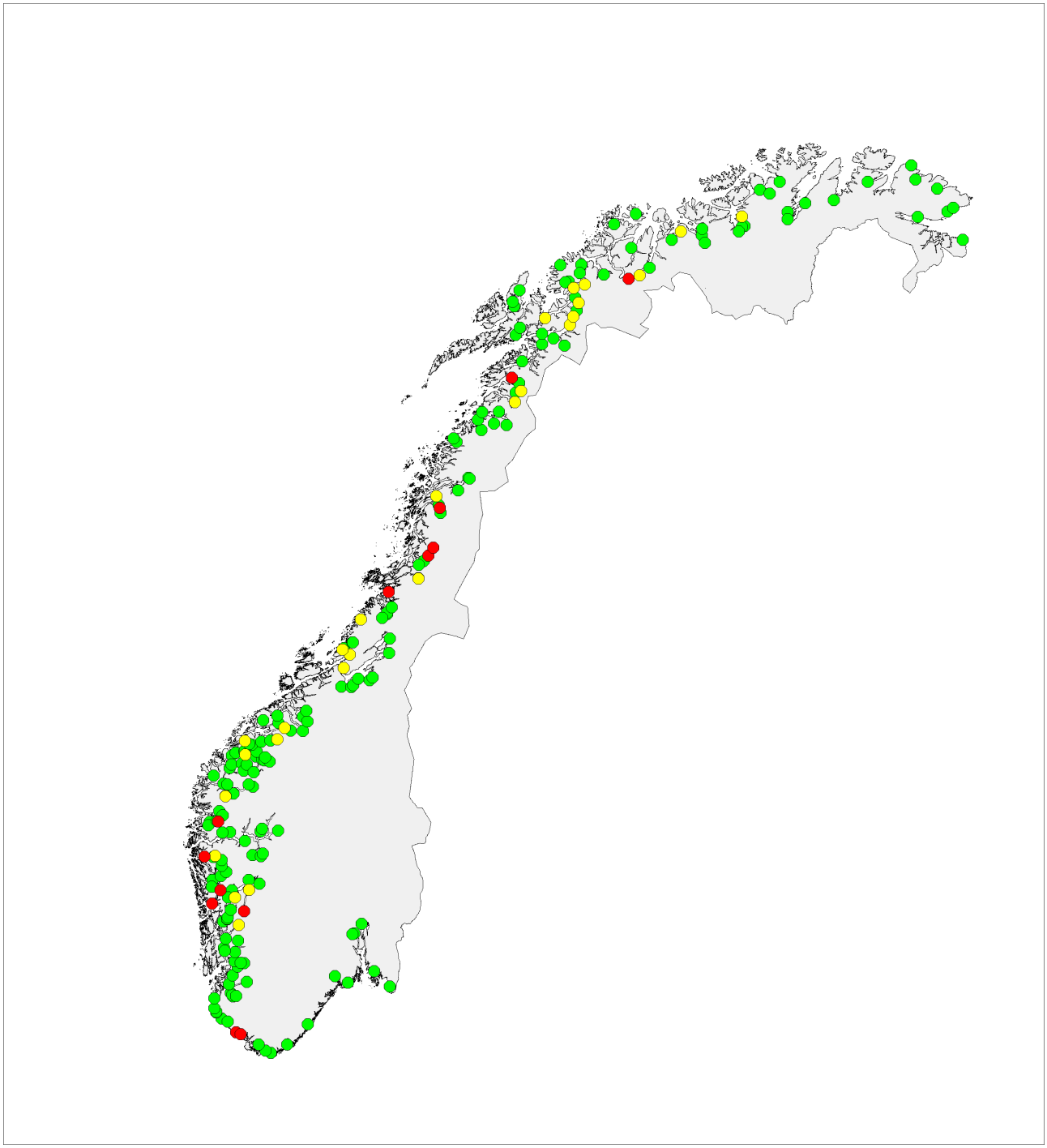
Resultatene fra overvåkingsprogrammet er presentert på to nivåer. Hovedrapporten representerer en oppsummering av hovedresultatene, og viser hvilke metoder som er lagt til grunn (Wennevik mfl. 2021) og er publisert elektronisk sammen med vedleggsdokumenter som viser detaljerte resultater for hvert vassdrag. Disse vedleggsdokumentene er organisert fylkesvis. I risikovurderingen har vi brukt klassifiseringene overvåkingsprogrammet har gjort for de enkelte vassdrag i perioden 2016– 2020 innenfor hvert av produksjonsområdene og vurdert disse samlet for å kategorisere tilstanden innenfor hvert produksjonsområde (tabell 3.2).

Det ble i 2020 beregnet årsprosent for 134 elver, og det presenteres i rapporten fra overvåkingspro- grammet data fra drivtellinger fra 137 elver. Resultatene fra overvåkningsprogrammet for 2020 viste at til sammen 178 elver (82 %) ble vurdert til å ha lavt innslag av rømt oppdrettslaks (mindre enn 4 %), 27 vassdrag (12 %) ble vurdert til å ha moderat innslag (mellom 4 og 10 %), mens 13 (6 %) vassdrag ble vurdert til å ha et høyt innslag av rømt oppdrettslaks. Det var en nedgang i både antall og andel elver med høyt innslag i 2020 sammenlignet med 2019 (20 vassdrag og 10 %) og 2018 (19 vassdrag, 9 %). Innslaget av rømt oppdrettslaks varierte langs norskekysten, for eksempel ved at Vestland, som i tidligere år, hadde flere av vassdragene med høyt innslag av rømt oppdrettslaks (5). Det var også vassdrag med høyt innslag av rømt oppdrettslaks i Agder (1), Rogaland (1), Trøndelag (1), Nordland (4) og Troms og Finnmark (1). Tilstanden var tidligere god, med lave innslag av rømt oppdrettslaks, på hele strekningen fra Østfold til Rogaland, mens det i 2020 var to elver med høye innslag i dette området (figur 3.3).

*Tabell 3.2 Andel rømt oppdrettslaks i elv basert på en forenklet klassifiseringsmetode fra det nasjonale overvåkingsprogrammet i produksjonsområde 1-13. Betegnelsen "Nasjonal lakseelv" betyr at vassdraget har blitt tildelt en spesiell vernestatus.*

| Produksjonsområde | Antall nasjonale lakseelver | Antall lakse-vassdrag | Andel av totalt antall vassdrag i Norge (%) | Samlet gyte-bestandsmål | Prosent av totalt gytebestands-mål | Gjennomsnitt antall elver overvåket | Gjennomsnitt andel elver overvåket (%) | Gjennomsnitt andel vassdrag (%) vurdert å ha lav andel rømt opprettslaks i 2016-2020 | Gjennomsnitt andel vassdrag (%) vurdert å ha moderat andel rømt opprettslaks i 2016-2020 | Gjennomsnitt andel vassdrag (%) vurdert å ha høy andel rømt opprettslaks i 2016-2020 | Gjennomsnitt andel av samlet gytebestand overvåket (%) | Andel (%) av gytebestand vurdert til å ha lav andel rømt oppdrettslaks 2016-2020 | Andel (%) av gytebestand vurdert til å ha moderat andel rømt oppdrettslaks 2016-2020 | Andel (%) av gytebestand vurdert til å ha høy andel rømt oppdrettslaks 2016-2020 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **1 - Svenskegrensen til Jæren** | 6 | 40 | 9 | 49 686 | 14 | 18 | 45 | 98 | 0 | 2 | 84 | 100 | 0 | 0 |
| **2 - Ryfylke** | 2 | 22 | 5 | 9 006 | 2 | 16 | 73 | 98 | 3 | 0 | 95 | 98 | 2 | 0 |
| **3 - Karmøy til Sotra** | 1 | 18 | 4 | 3 666 | 1 | 18 | 98 | 40 | 18 | 42 | 100 | 24 | 24 | 52 |
| **4 - Norhordland til Stadt** | 11 | 43 | 10 | 21 027 | 6 | 33 | 76 | 78 | 16 | 5 | 85 | 79 | 17 | 5 |
| **5 - Stadt til Hustadvika** | 2 | 46 | 10 | 17 760 | 5 | 19 | 42 | 83 | 14 | 3 | 56 | 77 | 15 | 8 |
| **6 - Nordmøre og Sør-Trøndelag** | 11 | 76 | 17 | 87 520 | 24 | 18 | 24 | 87 | 10 | 3 | 88 | 97 | 2 | 1 |
| **7 - Nord-Trøndelag med Bindal** | 2 | 24 | 5 | 27 600 | 8 | 9 | 37 | 77 | 5 | 18 | 91 | 96 | 1 | 3 |
| **8 - Helgeland til Bodø** | 3 | 30 | 7 | 18 303 | 5 | 16 | 55 | 76 | 17 | 7 | 88 | 70 | 21 | 9 |
| **9 - Vestfjorden og Vesterålen** | 0 | 57 | 13 | 6 634 | 2 | 12 | 18 | 73 | 16 | 11 | 38 | 72 | 15 | 13 |
| **10 - Andøya til Senja** | 2 | 26 | 6 | 12 434 | 3 | 14 | 53 | 62 | 28 | 10 | 69 | 40 | 55 | 6 |
| **11 - Kvaløya til Loppa** | 2 | 20 | 4 | 8 550 | 2 | 11 | 55 | 64 | 18 | 18 | 88 | 71 | 11 | 17 |
| **12 - Vest-Finnmark** | 5 | 26 | 6 | 26 802 | 7 | 10 | 39 | 86 | 14 | 0 | 91 | 98 | 2 | 0 |
| **13 - Øst-Finnmark** | 6 | 20 | 4 | 75 305 | 21 | 9 | 45 | 98 | 2 | 0 | 14 | 99 | 1 | 0 |
| **Sum** | 53 | 448 | 100 | 364 293 | 100 | 203 | | | | | | | | |

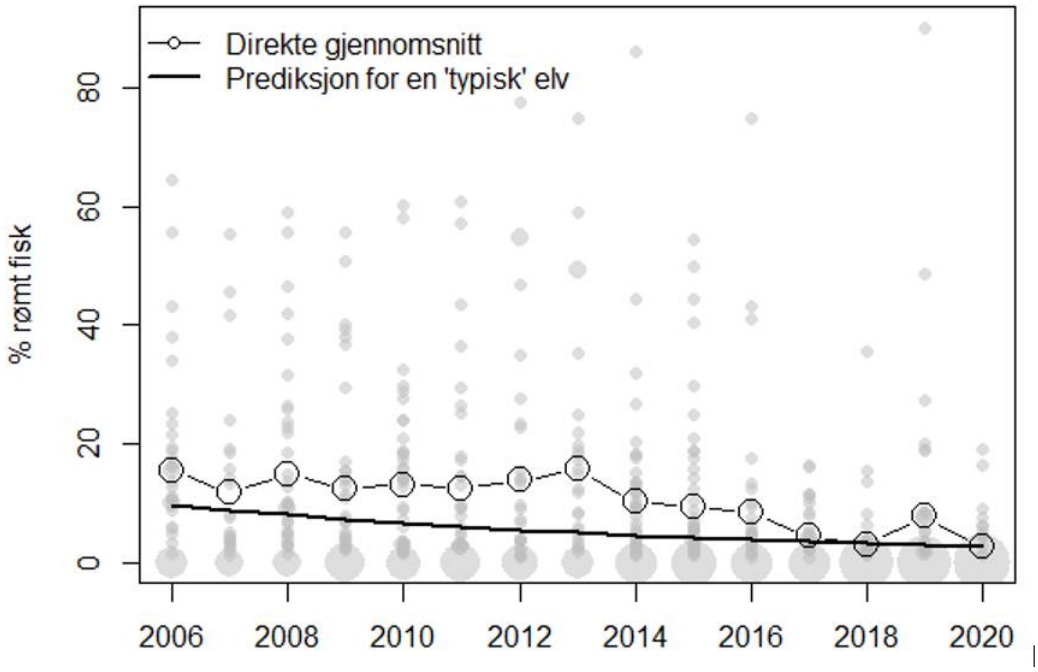
Kilde: Rømt oppdrettslaks i vassdrag i 2016, 2017, 2018, 2019 og 2020. Rapporter fra det Nasjonale Overvåkningsprogrammet. Fisken og havet Særnummer 2b 2017, Fisken og havet Særnummer 2b 2018, Fisken og havet 2019-4, Fisken og havet 2020-3, Rapport fra havforskningen 2021-27 .



*Figur 3.3. Lokalisering av elvene der innslaget av rømt oppdrettslaks i 2020 er vurdert av overvåkingsprogrammet til å være lavt (< 4 %, grønne sirkler), moderat (4 – 10 %, gule sirkler), eller høyt (>10 %, røde sirkler) . Se teksten for nærmere forklaring av de tre kategoriene. Fra Wennevik mfl. (2021).*

Andelen rømt oppdrettslaks i elvene har endret seg mellom år, og det har vært en synkende tendens i registreringene gjennom de siste årene. Gjennomsnittlig innslag av rømt oppdrettslaks for de undersøkte elvene har variert mellom 2,6 og 16,0 % (tilsvarer en beregnet årsprosent mellom 2 og 10 %), med en synkende trend som er signifikant over tid (figur 3.4). Nivået av rømt oppdrettslaks nådde i 2020 det laveste nivået siden 2006. Størstedelen av nedgangen har skjedd etter 2013 og er betydelig, med midlere innslag i 2020 på kun en fjerdedel av det som var typisk opp til 2013. Nivået av rømt oppdrettslaks var noe høyere i 2019, men var fortsatt lavt i forhold til tidligere år.

Se Diserud mfl. (2019a) for en oppsummering av resultatene fra overvåkingen før 2014, og Glover mfl. (2019) for en beskrivelse av det nåværende overvåkingsprogrammets aktiviteter og resultater.




*Figur 3.4. Gjennomsnittlig % rømt oppdrettslaks (o) i høstundersøkelsene for årene 2006–2020 for totalt 69 elver (Fiske 2013, Fiske mfl. 2014; Anon. 2015a, 2016a, 2017a, 2018, 2019a, Aronsen mfl. 2020, Wennevik mfl. 2021), vist for hele Norge. Prediksjoner basert på modell er vist med tykk linje (signifikant nedgående trend). Se Wennevik mfl. (2021), for mer detaljer.*

### 3.4.3 - Utfisking/fjerning av rømt oppdrettslaks fra elv

Data fra det nasjonale overvåkingsprogrammet kommer til direkte anvendelse gjennom utfiskingsforskriften som Nærings- og fiskeridepartementet vedtok i 2015 (*Forskrift om fellesansvar for utfisking mv. av rømt oppdrettsfisk*), der oppdrettsnæringens sammenslutning for utfisking av rømt oppdretts- fisk (OURO) er hjemlet. Her er det fastsatt at det skal gjøres tiltak for å redusere mengde rømt opp- drettslaks i elver med mer enn 10 % innslag av oppdrettslaks, dokumentert gjennom overvåkingsprogrammet. Utføring av pålagte oppgaver fra forskriften ble satt i verk av OURO i 2016. Det ble gjennom OURO utført tiltak i 37 elver i 2016, 51 elver i 2017, 60 elver i 2018, 48 elver i 2019 og 49 elver i 2020. Det gjennomføres således utfisking i flere elver enn de som er vurdert til å ha > 10 % innslag av rømt oppdrettslaks. Årlig ble det fjernet rømt laks i 65 – 77 % av elvene med uttak gjennom OURO. I tillegg til utfiskingstiltak organisert gjennom OURO, organiserer også Fiskeridirektoratet uttaksfiske som avbøtende tiltak ved akutte rømmingsepisoder og i vassdrag hvor mye oppdrettslaks blir observert. For nærmere informasjon om utfiskingstiltakene og gjennomføring i de ulike vassdragene se også rapporter fra aktører som har deltatt i fisket på OURO sine nettsider ( www.utfisking.no ).

I risikovurderingen bruker vi antall rømt laks fjernet per produksjonsområde, og tallene hentes fra overvåkningsprogrammet og fra OURO direkte. I perioden 2016 – 2020 er det årlig gjennomført utfiskingstiltak i 73-85 vassdrag for å redusere andelen rømt oppdrettslaks. I overvåkningsprogrammet vil kun utfisket oppdrettslaks som er bekreftet gjennom skjellanalyser inngå i datagrunnlaget. Det reelle antallet oppdrettslaks som tas ut vil derfor kunne være noe høyere grunnet manglende eller uleselige skjellprøver. Antall elver med utfisking kan også være noe høyere, da aktivitet i vassdrag som ikke rapporteres til overvåkningsprogrammet kan forekomme. Elver hvor utfisking har vært gjennomført av OURO, uten observasjoner av rømt fisk, er derimot inkludert i datagrunnlaget ved utregning av antall elver med utfisking per produksjonsområde.

Antall elver med utfisking og antall rømt oppdrettslaks fjernet fra elver av OURO og andre aktører i hvert produksjonsområde i perioden 2016–2020 utgjør datagrunnlaget for vurdering av denne fakto- ren i risikovurderingen (tabell 3.3)

*Tabell 3.3 del A: Antall rømt oppdrettslaks fjernet fra elver i perioden 2016-2020 for produksjonsområde 1-13*

| | 2016-2020 | | | | | | | | 2016 | | | | | | | | 2017 | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Høyt innslag | | | Middels innslag | | | | | Høyt innslag | | | Middels innslag | | | | | Høyt innslag | | | Middels innslag | | |
| Produksjonsområde | Totalt antall elver med årlig uttak | Totalt antall rømt oppdrettslaks fjernet | Totalt antall elver vurdert til høyt innslag | Antall elver med høyt innslag og uttak | Andel elver med høyt innslag og uttak % | Totalt antall elver vurdert til middels innslag | Antall elver med middels innslag og uttak | Andel elver med middels innslag og uttak | Totalt antall elver med uttak | Totalt antall rømt oppdrettslaks fjernet | Totalt antall elver vurdert til høyt innslag | Antall elver med høyt innslag og uttak | Andel elver med høyt innslag og uttak % | Totalt antall elver vurdert til middels innslag | Antall elver med middels innslag og uttak | Andel elver med middels innslag og uttak % | Totalt antall elver med uttak | Totalt antall rømt oppdrettslaks fjernet | Totalt antall elver vurdert til høyt innslag | Antall elver med høyt innslag og uttak | Andel elver med høyt innslag og uttak % | Totalt antall elver vurdert til middels innslag | Antall elver med middels innslag og uttak | Andel elver med middels innslag og uttak |
| **1 - Svenskegrensen til Jæren** | 10 | 61 | 2 | 2 | 100 | 0 | 0 | | 1 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | | 1 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | |
| **2 - Ryfylke** | 31 | 95 | 0 | 0 | | 2 | 2 | 100 | 8 | 13 | 0 | 0 | | 0 | 0 | | 5 | 4 | 0 | 0 | | 0 | 0 | |
| **3 - Karmøy til Sotra** | 78 | 1167 | 37 | 35 | 95 | 16 | 11 | 69 | 20 | 424 | 11 | 11 | 100 | 3 | 2 | 67 | 16 | 173 | 9 | 9 | 100 | 1 | 1 | 100 |
| **4 - Norhordland til Stadt** | 84 | 688 | 9 | 7 | 78 | 27 | 14 | 52 | 18 | 141 | 3 | 2 | 67 | 6 | 3 | 50 | 15 | 77 | 0 | 0 | | 2 | 1 | 50 |
| **5 - Stadt til Hustadvika** | 23 | 116 | 3 | 2 | 67 | 13 | 4 | 31 | 2 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | | 4 | 91 | 1 | 1 | 100 | 1 | 0 | 0 |
| **6 - Nordmøre og Sør-Trøndelag** | 15 | 18 | 3 | 3 | 100 | 9 | 6 | 67 | 3 | 0 | 1 | 1 | 100 | 0 | 0 | | 3 | 3 | 0 | 0 | | 1 | 1 | 100 |
| **7 - Nord-Trøndelag med Bindal** | 17 | 175 | 8 | 8 | 100 | 2 | 1 | 50 | 2 | 0 | 1 | 1 | 100 | 0 | 0 | | 3 | 24 | 1 | 1 | 100 | 0 | 0 | |
| **8 - Helgeland til Bodø** | 30 | 447 | 6 | 3 | 50 | 14 | 8 | 57 | 7 | 404 | 2 | 2 | 100 | 2 | 2 | 100 | 7 | 13 | 0 | 0 | | 4 | 1 | 25 |
| **9 - Vestfjorden og Vesterålen** | 26 | 128 | 7 | 6 | 86 | 10 | 7 | 70 | 3 | 38 | 2 | 1 | 50 | 0 | 0 | | 6 | 24 | 2 | 2 | 100 | 2 | 1 | 50 |
| **10 - Andøya til Senja** | 40 | 139 | 7 | 5 | 71 | 19 | 17 | 89 | 6 | 32 | 2 | 1 | 50 | 3 | 3 | 100 | 12 | 46 | 1 | 1 | 100 | 2 | 2 | 100 |
| **11 - Kvaløya til Loppa** | 32 | 84 | 10 | 8 | 80 | 10 | 7 | 70 | 4 | 5 | 2 | 1 | 50 | 3 | 1 | 33 | 9 | 20 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 100 |
| **12 - Vest-Finnmark** | 11 | 11 | 0 | 0 | | 7 | 5 | 71 | 1 | 1 | 0 | 0 | | 1 | 1 | 100 | 4 | 6 | 0 | 0 | | 2 | 2 | 100 |
| **13 - Øst-Finnmark** | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1 | 0 | 0 |
| Sum | 397 | 3129 | 92 | 79 | 86 | 130 | 82 | 63 | 75 | 1058 | 24 | 20 | 83 | 18 | 12 | 67 | 85 | 481 | 15 | 14 | 93 | 17 | 10 | 59 |

Kilde: Rømt oppdrettslaks i vassdrag i 2016, 2017, 2018, 2019 og 2020. Rapporter fra det Nasjonale Overvåkningsprogrammet. Fisken og havet Særnummer 2b 2017, Fisken og havet Særnummer 2b 2018, Fisken og havet 2019-4, Fisken og havet 2020-3, Rapport fra havforskningen 2021-27.

*Tabell 3.3 del B: Antall rømt oppdrettslaks fjernet fra elver i perioden 2016-2020 for produksjonsområde 1-13*

| | 2018 | | | | | | | | 2019 | | | | | | | | 2020 | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Høyt innslag | | | Middels innslag | | | | | Høyt innslag | | | Middels innslag | | | | | Høyt innslag | | | Middels innslag | | |
| Produksjonsområde | Totalt antall elver med uttak | Totalt antall rømt oppdrettslaks fjernet | Totalt antall elver vurdert til høyt innslag | Antall elver med høyt innslag og uttak | Andel elver med høyt innslag og uttak % | Totalt antall elver vurdert til middels innslag | Antall elver med middels innslag og uttak | Andel elver med middels innslag og uttak | Totalt antall elver med uttak | Totalt antall rømt oppdrettslaks fjernet | Totalt antall elver vurdert til høyt innslag | Antall elver med høyt innslag og uttak | Andel elver med høyt innslag og uttak % | Totalt antall elver vurdert til middels innslag | Antall elver med middels innslag og uttak | Andel elver med middels innslag og uttak | Totalt antall elver med uttak | Totalt antall rømt oppdrettslaks fjernet | Totalt antall elver vurdert til høyt innslag | Antall elver med høyt innslag og uttak | Andel elver med høyt innslag og uttak % | Totalt antall elver vurdert til middels innslag | Antall elver med middels innslag og uttak | Andel elver med middels innslag og uttak |
| **1 - Svenskegrensen til Jæren** | 2 | 2 | 0 | 0 | | 0 | 0 | | 2 | 5 | 0 | 0 | | 0 | 0 | | 4 | 54 | 2 | 2 | 100 | 0 | 0 | |
| **2 - Ryfylke** | 4 | 7 | 0 | 0 | | 0 | 0 | | 8 | 64 | 0 | 0 | | 2 | 2 | 100 | 6 | 7 | 0 | 0 | | 0 | 0 | |
| **3 - Karmøy til Sotra** | 16 | 183 | 7 | 6 | 86 | 6 | 4 | 67 | 15 | 262 | 7 | 6 | 86 | 3 | 3 | 100 | 11 | 125 | 3 | 3 | 100 | 3 | 1 | 33 |
| **4 - Norhordland til Stadt** | 18 | 40 | 0 | 0 | | 9 | 6 | 67 | 17 | 383 | 4 | 4 | 100 | 7 | 3 | 43 | 16 | 47 | 2 | 1 | 50 | 3 | 1 | 33 |
| **5 - Stadt til Hustadvika** | 4 | 11 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 6 | 12 | 1 | 1 | 100 | 7 | 3 | 43 | 7 | 2 | 0 | 0 | | 4 | 1 | 25 |
| **6 - Nordmøre og Sør-Trøndelag** | 4 | 5 | 2 | 2 | 100 | 1 | 1 | 100 | 3 | 7 | 0 | 0 | | 3 | 2 | 67 | 2 | 3 | 0 | 0 | | 4 | 2 | 50 |
| **7 - Nord-Trøndelag med Bindal** | 3 | 12 | 1 | 1 | 100 | 0 | 0 | | 4 | 38 | 2 | 2 | 100 | 1 | 1 | 100 | 5 | 101 | 3 | 3 | 100 | 1 | 0 | 0 |
| **8 - Helgeland til Bodø** | 6 | 9 | 3 | 1 | 33 | 3 | 1 | 33 | 5 | 15 | 0 | 0 | | 4 | 3 | 75 | 5 | 6 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 100 |
| **9 - Vestfjorden og Vesterålen** | 7 | 13 | 0 | 0 | | 2 | 1 | 50 | 5 | 39 | 2 | 2 | 100 | 3 | 2 | 67 | 5 | 14 | 1 | 1 | 100 | 3 | 3 | 100 |
| **10 - Andøya til Senja** | 9 | 25 | 2 | 2 | 100 | 6 | 5 | 83 | 7 | 35 | 2 | 1 | 50 | 3 | 3 | 100 | 6 | 1 | 0 | 0 | | 5 | 4 | 80 |
| **11 - Kvaløya til Loppa** | 8 | 36 | 3 | 3 | 100 | 3 | 3 | 100 | 6 | 23 | 3 | 3 | 100 | 1 | 1 | 100 | 5 | 0 | 1 | 1 | 100 | 2 | 1 | 50 |
| **12 - Vest-Finnmark** | 2 | 2 | 0 | 0 | | 2 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | | 1 | 1 | 100 | 1 | 0 | 0 | 0 | | 1 | 1 | 100 |
| **13 - Øst-Finnmark** | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | |
| Sum | 83 | 345 | 19 | 15 | 79 | 33 | 21 | 64 | 81 | 885 | 21 | 19 | 90 | 35 | 24 | 69 | 73 | 360 | 13 | 11 | 85 | 27 | 15 | 56 |

Kilde: Rømt oppdrettslaks i vassdrag i 2016, 2017, 2018, 2019 og 2020. Rapporter fra det Nasjonale Overvåkningsprogrammet. Fisken og havet Særnummer 2b 2017, Fisken og havet Særnummer 2b 2018, Fisken og havet 2019-4, Fisken og havet 2020-3, Rapport fra havforskningen 2021-27.

### 3.4.4 - Bestandenes robusthet for ny innkryssing

Det er mange biologiske faktorer (bestandens størrelse, tetthet, livshistoriekarakteristikk og timing av kritiske hendelser som gyting) og fysiske faktorer (elvegradient og lengde, temperaturforhold, sub-strat, vandringshinder) som, i tillegg til forekomst av rømt oppdrettslaks, vil påvirke graden av gene- tisk innkryssing og konsekvensene for den ville bestanden.

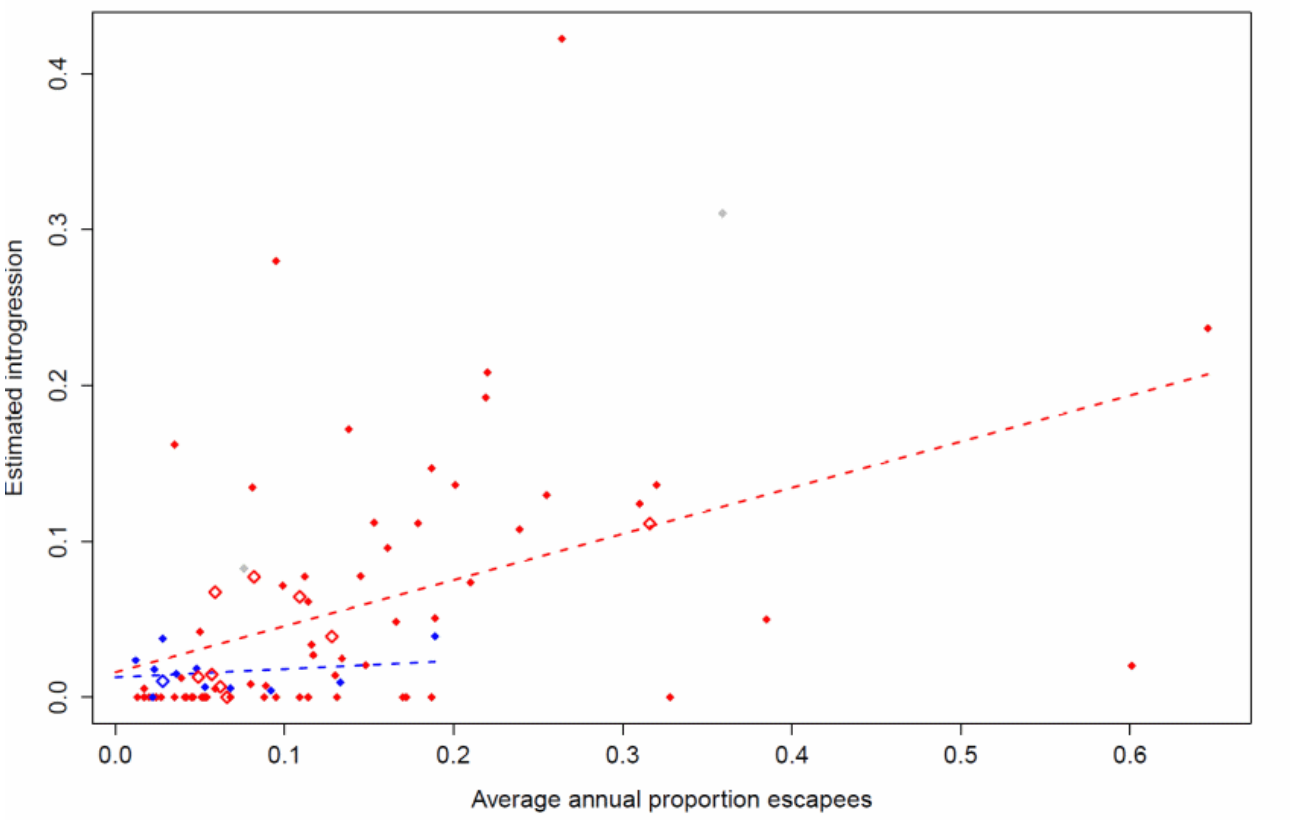
En omfattende studie fra QuantEscape II (NFR-prosjekt 2016-2020) har ved bruk av to storskala datasett undersøkt sammenhengen mellom en rekke biologiske, fysiske og menneskeskapte påvirkninger og andel rømt oppdrettslaks og nivå av genetisk innkryssing i norske vassdrag i perioden 2006-2018. Studien av Diserud mfl. (2022) viser at andel rømt oppdrettslaks øker med økende oppdrettsintensitet i regionen, og at økende vannføring tiltrekker seg rømlinger. Samtidig viser studien at en økning i bestandsstørrelse reduserer andelen rømt oppdrettslaks i bestanden, til tross for at det øker det faktiske antallet. Videre viser studien at selv om oppdrettslaks på et overordnet nivå trekkes mot de største bestandene, vil det i områder med bare små bestander være de relativt største bestandene som tiltrekker seg den rømte oppdrettslaksen.

Den nye studien bygger på og samsvarer med resultatene fra undersøkelsene gjort i forbindelse med 5 og 10-årsevalueringen av ordningen med nasjonale laksevassdrag, og -fjorder, hvor en bl.a. så på hvilke typer elver som tiltrakk seg rømt fisk (Fiske mfl. 2013; Hindar mfl. 2018). Disse undersøkelsene viste også at økt vannføring, større laksebestand og økt oppdrettsintensitet i regionen, økte antallet rømt oppdrettslaks i elven. Andelen rømt oppdrettslaks økte også med økt vannføring og oppdretts- intensitet i regionen, men avtok med økende bestandsstørrelse av villaks. At antall/andel rømt opp- drettslaks i et vassdrag har en sammenheng med nærhet til og omfanget av oppdrett sammenfaller også med tidligere analyser (Fiske mfl. 2006) og er også dokumentert i Canada (Keyser mfl. 2018).

Høy vannføring (og stor laksebestand) ansees å være viktig fordi det tiltrekker rømt oppdrettslaks (Mahlum mfl. 2020).

Hvor stor gytesuksess voksen rømt oppdrettslaks har på gyteplassene er avhengig av hvor mange ville konkurrenter de har. Rømt oppdrettslaks har generelt sett en lavere gytesuksess enn villaks (Fle- ming mfl. 1996, 2000), og et gitt innslag av rømt oppdrettslaks på gyteplassene vil derfor ikke auto- matisk føre til en tilsvarende prosentvis genetisk innkryssing. Det er derimot grunn til å tro at opp- drettslaksens gytesuksess vil variere i tid og rom, avhengig av blant annet hvor lenge den har vært i havet (Fleming mfl. 1996, 1997) og konkurransen den møter på gyteplassen med vill fisk (Glover mfl. 2012). Derfor vil også genetisk innkryssing kunne variere i tid og mellom bestander i ulike vassdrag. Likevel er det dokumentert en viss sammenheng mellom observert andel rømt oppdrettslaks og be- regnet genetisk innkryssing på vassdragsnivå. I et arbeid med 20 vassdrag, fant Glover mfl. (2013) en sammenheng mellom beregnet forekomst av rømt oppdrettslaks over tid og beregnet innkryssing. De fant at 47 % av variansen i genetisk innkryssing ble forklart av andel rømt oppdrettslaks observert ($R^2$ = 0,47). Dette ble bekreftet i en mer omfattende analyse av det samme datagrunnlaget av Heino mfl. (2015) som også tok hensyn til bestandsstørrelse ($R^2$ = 0,51).

I 2016 publiserte Karlsson mfl. (2016) et arbeid som viste at forekomst av rømt oppdrettslaks i perioden 1989–2012 (gjennomsnittlig årsprosent, etter Diserud mfl. 2013) forklarte 24 % av variansen i genetisk innkryssing i 77 undersøkte vassdrag. Da forfatterne utførte analysen på et regionalt nivå, økte forklaringsstyrken til 56 %. Oppsummert viser disse analysene at selv om det er en sammenheng mellom andel rømt oppdrettslaks i bestanden og genetisk innkryssing (figur 3.5), så er det også andre faktorer i elven som har betydning. En tydelig sammenheng mellom forekomst av rømt laks og nivå av innkryssing ble også bekreftet i studien til Diserud mfl. (2022), som til dags dato er den mest omfattende analysen gjort på dette området. Som nevnt over ble en rekke biologiske, fysiske og menneskeskapte påvirkninger undersøkt (se Diserud mfl. 2022 for mer detaljer), og på et overordnet nivå er grad av genetisk innkryssing i hovedsak styrt av andel rømt laks observert i vassdraget. På elvenivå vil likevel fysiske hindringer i elvemunningen kunne føre til at nivå av innkryssing er lavere enn forventet, fordi den rømte laksen ikke klarer ta seg fram til egnede gyteområder. De nordlige bestandene som er mer i slekt med laksen på Kolahalvøya i Russland enn med resten av den norske laksen, og dermed mindre i slekt med oppdrettslaksen, er mer motstandsdyktig mot innkryssing enn laks fra de sørlige bestandene (men viser også større endringer i livshistorie etter innkryssing; Bolstad mfl. 2017). Bestandene i overgangssonen mellom disse to fylogenetiske gruppene er ekstra sårbar for innkryssing.




*Figur 3.5. Forholdet mellom gjennomsnittlig årsprosent (andel) av rømt oppdrettslaks i perioden 1989–2012 og beregnet genetisk innkryssing av rømt oppdrettslaks i 77 villaksbestander. Røde diamanter er elver i Sør-Norge (fra Østfold til Sør-Troms), blå er elver i Finnmark, grå er i «overgangssonen» mellom de to regionene, og åpne symboler er regionsvise gjennomsnitt. De stiplete linjene er regresjonslinjen for henholdsvis Sør-Norge (rød) og Finnmark (blå). Figuren er fra Karlsson mfl. (2016).*

### 3.4.5 - Villaksens bestandsstatus

Antall gytelaks (kilo hunnlaks) som trengs for å utnytte elvens produksjonspotensial kalles gytebestandsmål (Hindar mfl. 2007). Bestander som både når gytebestandsmålet og har et høyt produksjonspotensial er trolig mer robuste mot innkryssing av rømt oppdrettslaks enn bestander som har lite produksjonspotensial og/eller som ikke når gytebestandsmålet.

Oppnåelse av gytebestandsmål og høstingspotensial til bestandene beregnes årlig av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL), og brukes her som en indikator for villaksbestandens robusthet for ny innkryssing av rømt oppdrettslaks. I «Kvalitetsnorm for ville bestander av laks (Salmo salar)», del-norm gytebestandsmål og høstingspotensial, blir bestandene av VRL delt inn i kategoriene: «svært god», «god», «moderat», «dårlig» og «svær dårlig» kvalitet (Anon. 2019b).

Dersom bestandene når sine gytebestandsmål, har de mange nok ville gytelaks på gyteplassene til å kunne utnytte elvas produksjonspotensial. Konkurransen på gyteplassen blir enda sterkere dersom flere villaks enn gytebestandsmålet er til stede på gyteplassen. Bestander med høyt høstingspotensial (vesentlig flere voksenlaks kommer tilbake enn det som er nødvendig for å nå gytebestandsmålet) har også større sannsynlighet for å nå gytebestandsmålet i årene som kommer, selv om overlevelsen i havet skulle bli redusert. Konkurransen mellom ungfiskene i elven vil også være større hvis det er mange fisk som gyter i vassdraget, og avkom av rømt oppdrettslaks vil gjøre det relativt sett dårligere hvis det er mange ville ungfisk å konkurrere med (Skaala mfl. 2012). Det antas derfor at bestander som både når gytebestandsmålet og har et høyt produksjonspotensial (overgår gytebestandsmålet) er mer robuste mot innkryssing av rømt oppdrettslaks enn bestander som har lite produksjonspotensial og/eller som ikke når gytebestandsmålet.

I risikovurderingen er vurderingen av villaksens bestandsstatus i produksjonsområdene basert på beregninger av måloppnåelse for gytebestandsmål og høstingspotensial (Anon. 2017b, 2018b og 2019b, 2020, 2021) for den enkelte villaksbestand i perioden 2016–2020 (tabell 3.4).

*Tabell 3.4 Villaksens bestandsstatus for produksjonsområde 1-13.*

| Produksjonsområde | Antall laksevassdrag | Antall elver undersøkt | Prosent gytebestandsmål evaluert | Gjennomsnittlig gytebestandsmåloppnåelse i prosent - uveid | Gjennomsnittlig høstingspotensiale (som prosent av normalt høstingspotensiale for området) - uveid | Gytebestandsmål og høstingspotensiale - uveid | Gjennomsnittlig gytebestandsmåloppnåelse i prosent - veid | Gjennomsnittlig høstingspotensiale (som prosent av normalt høstingspotensiale for området) - veid | Gytebestandsmål og høstingspotensiale - veid |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **1 - Svenskegrensen til Jæren** | 40 | 21 | 85 | 98 | 87 | God | 99 | 86 | God |
| **2 - Ryfylke** | 22 | 14 | 94 | 100 | 106 | Svært god | 99 | 98 | Svært god |
| **3 - Karmøy til Sotra** | 18 | 7 | 69 | 88 | 49 | Svært dårlig | 93 | 71 | Moderat |
| **4 - Norhordland til Stadt** | 43 | 28 | 80 | 93 | 82 | God | 86 | 54 | Svært dårlig |
| **5 - Stadt til Hustadvika** | 46 | 23 | 55 | 89 | 80 | Moderat | 88 | 75 | Dårlig |
| **6 - Nordmøre og Sør-Trøndelag** | 76 | 21 | 84 | 94 | 77 | Moderat | 93 | 63 | Moderat |
| **7 - Nord-Trøndelag med Bindal** | 24 | 11 | 95 | 89 | 72 | Dårlig | 94 | 88 | God |
| **8 - Helgeland til Bodø** | 30 | 6 | 33 | 95 | 65 | Moderat | 93 | 51 | Dårlig |
| **9 - Vestfjorden og Vesterålen** | 57 | 14 | 62 | 96 | 68 | Moderat | 95 | 69 | Moderat |
| **10 - Andøya til Senja** | 26 | 14 | 92 | 93 | 76 | Moderat | 96 | 86 | God |
| **11 - Kvaløya til Loppa** | 20 | 8 | 63 | 89 | 73 | Dårlig | 78 | 40 | Svært dårlig |
| **12 - Vest-Finnmark** | 26 | 9 | 95 | 97 | 95 | Svært god | 98 | 103 | Svært god |
| **13 - Øst-Finnmark** | 20 | 15 | 96 | 97 | 97 | Svært god | 81 | 68 | Dårlig |

Kilde: Vitenskapsrådet for lakseforvaltnings vurderinger av enkeltbestander. https://vitenskapsradet.no/VurderingAvEnkeltbestander/#/map

### 3.4.5.1 - Villaksens genetiske status

Rømt oppdrettslaks og deres avkom har antakeligvis større suksess i konkurranse med innkryssede individer enn med ikke-innkrysset villaks. Det er derfor sannsynlig at høy innkryssing av oppdrettslaks i bestandene vil gjøre dem mindre robuste for innkryssing av rømt oppdrettslaks i framtiden enn be- stander som har liten grad av innkryssing.

NINA og Havforskningsinstituttet har i samarbeid produsert et omfattende sett med estimater for tidligere genetisk innkryssing av rømt oppdrettslaks i 239 vassdrag, hvorav 227 er klassifisert som laksbestander av VRL (Diserud mfl. 2020), som representerer om lag 94 % av villaksressursene i Norge (beregnet som andel av det totale gytebestandsmålet). Resultatene viser at oppdrettslaks er krysset inn i et stort antall elver: store genetiske forandringer er påvist i 68 vassdrag (> 10 % endring), moderate genetiske forandringer er påvist i 22 vassdrag (4-10 % endring), svake genetiske forandrin- ger er indikert i 69 vassdrag (1-4 % endring) og ingen genetiske forandringer er observert i 80 vass- drag (< 1 % endring) (figur 3.6). Dette viser at genetisk innkryssing forekommer i en stor del av elvene i Norge da 2/3 deler av bestandene er plassert i kategoriene svake genetisk forandringer indikert til store genetisk forandringer dokumentert.

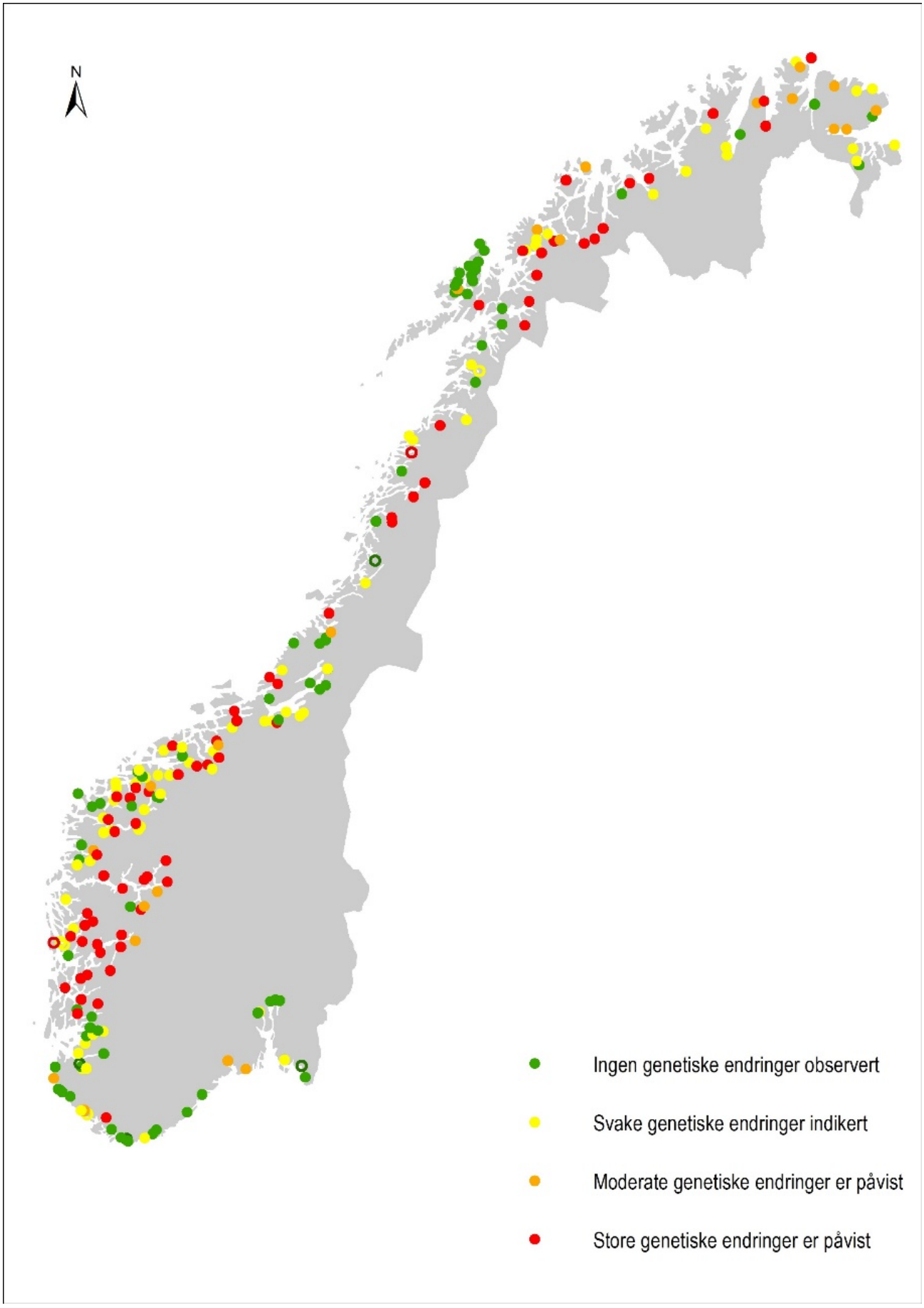
Det er utarbeidet kvalitative og kvantitative kriterier for hver av de fire tilstandsklassene, og i alt er det undersøkt om lag 52 000 villaks for å beskrive genetisk innkryssing i ville laksebestander. Beskrivelsen av genetisk status utgjør delnorm genetisk integritet til «Kvalitetsnorm for ville bestander av laks (*Salmo salar*)» og første statusrapport ble publisert for 125 elver i 2016 (Diserud mfl. 2016).

Over tid vil innkryssing av rømt oppdrettslaks kunne forandre egenskapene til de ville laksebestandene, redusere antall villaks som produseres og svekke bestandenes evne til å tilpasse seg endringer i miljøet. Innkryssing av rømt oppdrettslaks vil derfor kunne svekke bestandene og gjøre dem mindre robuste mot framtidig innkryssing av rømt oppdrettslaks. I risikovurderingen blir den genetiske påvirkningen av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander oppsummert per produksjonsområde (tabell 3.5).

*Tabell 3.5 Villaksens genetiske status i produksjonsområde 1-13. Grønn, gul, oransje og rød refererer til de fire kategoriene fra Diserud mfl. 2020 for klassifisering av elver med hensyn til genetisk integritet.*

| | | | | | | | Grønn | | | Gul | | | Oransje | | | Rød | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Produksjonsområde** | **Antall lakse-vassdrag** | **Antall vurderte** | **Laksevassdrag vurdert (%)** | **Samlet gyte-bestandsmål (kg hunnfisk)** | **Gyte-bestandsmål vurderte (kg)** | **Gytebestandsmål vurdert (%)** | **Antall** | **Andel** | **Gyte-bestandsmål vektet** | **Antall** | **Andel** | **Gyte-bestandsmål vektet** | **Antall** | **Andel** | **Gyte-bestandsmål vektet** | **Antall** | **Andel** | **Gyte-bestandsmål vektet** | **Genetisk innkryssing** | **Genetis innkryss - GBM v** |
| **1 - Svenskegrensen til Jæren** | 40 | 24 | 60 | 49,686 | 47,981 | 97 | 16 | 0.67 | 0.58 | 4 | 0.17 | 0.06 | 3 | 0.13 | 0.33 | 1 | 0.04 | 0.04 | 0.02 | 0.02 |
| **2 - Ryfylke** | 22 | 16 | 73 | 9,006 | 8,714 | 97 | 8 | 0.50 | 0.676 | 6 | 0.375 | 0.219 | 0 | 0.00 | 0.00 | 2 | 0.13 | 0.10 | 0.03 | 0.01 |
| **3 - Karmøy til Sotra** | 18 | 12 | 67 | 3,666 | 3,621 | 99 | 1 | 0.08 | 0.12 | 0 | 0.00 | 0.00 | 1 | 0.08 | 0.12 | 10 | 0.83 | 0.76 | 0.16 | 0.15 |
| **4 - Norhordland til Stadt** | 43 | 33 | 77 | 21,104 | 19,771 | 94 | 4 | 0.12 | 0.09 | 11 | 0.33 | 0.16 | 3 | 0.09 | 0.39 | 15 | 0.45 | 0.35 | 0.09 | 0.07 |
| **5 - Stadt til Hustadvika** | 46 | 27 | 59 | 17,760 | 15,256 | 86 | 8 | 0.30 | 0.16 | 12 | 0.44 | 0.22 | 1 | 0.04 | 0.05 | 6 | 0.22 | 0.57 | 0.06 | 0.12 |
| **6 - Nordmøre og Sør-Trøndelag** | 76 | 29 | 38 | 87,002 | 83,820 | 96 | 7 | 0.24 | 0.39 | 12 | 0.41 | 0.51 | 1 | 0.03 | 0.06 | 9 | 0.31 | 0.04 | 0.07 | 0.02 |
| **7 - Nord-Trøndelag med Bindal** | 24 | 6 | 25 | 27,215 | 25,120 | 92 | 3 | 0.50 | 0.19 | 1 | 0.17 | 0.04 | 1 | 0.17 | 0.74 | 1 | 0.17 | 0.03 | 0.05 | 0.04 |
| **8 - Helgeland til Bodø** | 30 | 11 | 37 | 18,303 | 14,763 | 81 | 3 | 0.27 | 0.02 | 3 | 0.27 | 0.18 | 0 | 0.00 | 0.00 | 5 | 0.45 | 0.80 | 0.10 | 0.12 |
| **9 - Vestfjorden og Vesterålen** | 57 | 20 | 35 | 6,192 | 3,838 | 62 | 16 | 0.80 | 0.74 | 1 | 0.05 | 0.04 | 1 | 0.05 | 0.03 | 2 | 0.10 | 0.19 | 0.02 | 0.03 |
| **10 - Andøya til Senja** | 26 | 15 | 58 | 12,434 | 11,476 | 92 | 4 | 0.27 | 0.12 | 4 | 0.27 | 0.15 | 2 | 0.13 | 0.04 | 5 | 0.33 | 0.69 | 0.08 | 0.08 |
| **11 - Kvaløya til Loppa** | 20 | 9 | 45 | 8,550 | 7,523 | 88 | 1 | 0.11 | 0.49 | 1 | 0.11 | 0.06 | 1 | 0.11 | 0.02 | 6 | 0.67 | 0.43 | 0.22 | 0.16 |
| **12 - Vest-Finnmark** | 26 | 9 | 35 | 26,426 | 25,168 | 95 | 1 | 0.11 | 0.11 | 4 | 0.44 | 0.81 | 1 | 0.11 | 0.00 | 3 | 0.33 | 0.07 | 0.07 | 0.03 |
| **13 - Øst-Finnmark** | 20 | 16 | 80 | 75,305 | 74,902 | 99 | 3 | 0.19 | 0.82 | 6 | 0.38 | 0.07 | 6 | 0.38 | 0.11 | 1 | 0.06 | 0.00 | 0.04 | 0.01 |
| **Sum** | 448 | 227 | 51 | 362,649 | 341,953 | 94 | 75 | 0.33 | | 65 | 0.28 | | 21 | 0.09 | | 66 | 0.29 | | | |

Kilde: Diserud mfl. 2020. Genetisk påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander – oppdatert status 2020. NINA Rapport 1926. Norsk institutt for naturforskning.




*Figur 3.6 Genetisk status i 239 vassdrag, hvorav 227 regnes som laksebestander, i forhold til kvalitetselementet genetisk integritet. In-*

*gen genetisk endring ble observert i 76 laksebestander (grønne sirkler), svake genetiske endringer ble indikert i 64 laksebestander (gule sirkler), moderate genetiske endringer ble påvist i 21 laksebestander (oransje sirkler), mens store genetiske endringer ble påvist i 66 laksebestander (røde sirkler). I de tolv vassdragene med forekomst av laks, men som ikke er definerte som egne laksebestander (elleve ikke klassifisert som laksevassdrag og ett sidevassdrag) ble ingen genetisk endring ble observert i 4 bestander (grønne åpne sirkler), svake genetiske endringer ble indikert i 5 bestander (gule åpne sirkler), moderate genetiske endringer ble påvist i 1 bestand (oransje åpen sirkel), mens store genetiske endringer ble påvist i 2 bestander (røde sirkler). For mer utfyllende forklaring av de fire kategoriene se Diserud mfl. (2020) der figuren er hentet fra.*

Så langt er det beregnet innkryssingsnivå av rømt oppdrettslaks i 227 laksebestander i Norge (Diserud mfl. 2020). I tillegg er det undersøkt og dokumentert forekomster av laksunger med slektskap til oppdrettslaks i en rekke mindre vassdrag/sidebekker (Diserud mlf 2020; Pulg mfl. 2021). Det er også dokumentert at norsk oppdrettslaks har krysset seg inn i svenske bestander (Palm mfl. 2021).

Tilsvarende estimater fra andre land med lakseoppdrett foreligger fra Canada (Sylvester 2018, 2019; Wringe 2018) og Skottland (Gilbey mfl. 2021). I Skottland er genetisk integritet til ungfisk fra 237 lokaliteter nylig klassifisert, og tegn på innkryssing av rømt oppdrettslaks ble dokumentert i laks fra 23% av lokalitetene. Tegn på innkryssing av rømt oppdrettslaks var konsentrert rundt områder med oppdrettsanlegg i sjø og ferskvannanlegg tilknyttet smoltproduksjon, mens det utenfor disse områdene var få tegn til innkryssing av rømt oppdrettslaks (Gilbey mfl. 2021).

## 3.5 - Takk

Takk til Mikko Heino, Geir Bolstad og Terje Svåsand for bidrag til tidligere versjoner av denne kunnskapsstatusen.

## 3.6 - Referanser

Abrantes KG, Lyle JM, Nichols PD, Semmens JM. 2011. Do exotic salmonids feed on native fauna after escaping from aquaculture cages in Tasmania, Australia? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 68, 1539–51.

Andersen LB, Grefsrud ES, Svåsand T, Sandlund N. 2022. Risk understanding and risk acknowledgement: a new approach to environmental risk assessment in marine aquaculture. ICES Journal of Marine Science, 0: 1-10

Anon. 2015a. Rømt oppdrettslaks i vassdrag i 2014 - rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet. Fisken og havet, særnr. 2b–2015.

Anon. 2016a. Rømt oppdrettslaks i vassdrag i 2015 - rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet. Fisken og havet, særnr. 2b–2016.

Anon. 2017a. Rømt oppdrettslaks i vassdrag i 2016 - rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet. Fisken og havet, særnr. 2b–2017.

Anon. 2018. Rømt oppdrettslaks i vassdrag i 2017 - rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet. Fisken og havet, særnr. 2–2018.

Anon. 2019a. Rømt oppdrettslaks i vassdrag i 2018 - rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet. Fisken og havet, nr. 2019–4.

Anon. 2017b. Status for norske laksebestander i 2017. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 10.

Anon. 2018b. Status for norske laksebestander i 2018. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 11.

Anon. 2019b. Status for norske laksebestander i 2019. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 12.

Anon. 2020. Status for norske laksebestander i 2020. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 15.

Anon. 2021. Status for norske laksebestander i 2021. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 16.

Araki H, Schmid C. 2010. Is hatchery stocking a help or harm? Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys. Aquaculture, 38 (Supp. 1): 2–11.

Aronsen mfl. 2020. Rømt oppdrettslaks i vassdrag i 2019 - rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet. Fisken og havet, nr. 2020–3.

Artsdatabanken. 2021. Norsk rødliste for arter 2021. Laks Salmo salar Linnaues, 1758. https://artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/8149

Besnier F, Glover KA, Skaala Ø. 2011. Investigating genetic changes in wild populations: modelling gene-flow from farm escapees. Aquaculture Environment Interactions 2: 75–86.

Besnier F, Glover KA, Lien S, Kent M, Hansen MM, Shen X, Skaala Ø. 2015. Identification of quantitative genetic components of fitness variation in farmed, hybrid and native salmon in the wild. Heredity 00:1-9.

Besnier F, Solberg MF, Harvey AC, Carvalho GR, Bekkevold D, Taylor MI, Creer S, Nielsen EE, Skaala Ø, Ayllon F, Dahle G & Glover KA. 2020. Epistatic regulation of growth in Atlantic salmon revealed: a QTL study performed on the domesticated-wild interface. BMC Genetics 21.

Besnier F, Ayllon F, Skaala Ø, Solberg MF, Fjeldheim PT, Anderson A, Knutar S, Glover KA. 2022. Introgression of domesticated salmon changes life history and phenology of a wild salmon population. Evolutionary Applications.

Bertolotti AC, Layer RM, Gundappa MK, Gallagher MD, Pehlivanoglu E, Nome T, Robledo D, Kent MP, Røsæg LL, Holen MM, Mulugeta TD, Ashton TJ, Hindar K, Sægrov H, Florø-Larsen B, Erkinaro J, Primmer CR, Bernatchez L, Martin SAM, Johnston IA, Sandve SR, Lien S, Macqueen DJ. 2020. The structural variation landscape in 492 Atlantic salmon genomes. Nature Communications 11:5176.

Bicskei B, Bron J, Glover KA, Taggart J B. 2014. A comparison of gene transcription profiles of domesticated and wild Atlantic salmon (Salmo salar L.) at different life stages, reared under con- trolled conditions. BMC Genomics 15:884.

Bicskei B, Taggart JB, Glover KA, Bron JE. 2016. Comparing the transcriptomes of embryos from domesticated and wild Atlantic salmon (Salmo salar L.) stocks and examining factors that influence heritability of gene expression. Genetics Selection Evolution, 48(1):1-16.

Bolstad GH, Hindar K, Robertsen G, Jonsson B, Sægrov H, Diserud OH, Fiske P, Jensen AJ, Urdal K, Næsje TF. 2017. Gene flow from domesticated escapees alters the life history of wild Atlantic salmon. Nature Ecology & Evolution, 1: 0124.

Bolstad GH, Karlsson S, Hagen I, Fiske P, Urdal K, Sægrov H, Florø-Larsen B, Sollien VP, Østborg G, Diserud OH, Jensen A, Hindar K. 2021. "Introgression from farmed escapees affects the full life cycle of wild Atlantic salmon." Science Advances 7(52).

Bourke EA, Coughlan J, Jansson H, Galvin P, Cross TF. 1997. Allozyme variation in populations of Atlantic salmon located throughout Europe: diversity that could be compromised by introductions of reared fish. ICES Journal of Marine Science 54: 974–985.

Bourret V, Kent MP, Primmer CR, Vasemägi A, Karlsson S, Hindar K, McGinnity P, Verspoor E, Bernatchez L, Lien S. 2013. SNP-array reveals genome-wide patterns of geographical and potential adaptive divergence across the natural range of Atlantic salmon (Salmo salar). Molecular Ecology 22: 532–551.

Bradbury IR, Duffy S, Lehnert SJ, Johannsson R, Fridriksson JH, Castellani M. Burgetz I, Sylvester E, Messmer A, Layton K, Kelly N, Dempson JB & Fleming I.A. 2020a. Model-based evaluation of the ge- netic impacts of farm-escaped Atlantic salmon on wild populations. Aquaculture Environment Interactions 12, 45–59.

Bradbury IR, Burgetz I, Coulson MW, Verspoor E, Gilbey J, Lehnert SJ, Kess T, Cross T, Vasemagi A, Solberg MF,

Fleming I, McGinnity P. 2020b. Beyond hybridization: the genetic impacts of non- reproductive ecological interactions of salmon aquaculture on wild populations. Aquaculture Environment Interactions 12: 429-445.

Castellani M, Heino M, Gilbey J, Araki H, Svåsand T, Glover KA. 2015. IBSEM: An individual-based At- lantic salmon population model. PLOS One 10(9): e0138444.

Castellani M, Heino M, Gilbey J, Araki H, Svåsand T & Glover K. 2018. Modeling fitness changes in wild Atlantic salmon populations faced by spawning intrusion of domesticated escapees. Evolutionary Ap- plications, 1–16.

Chittenden CM, Rikardsen AH, Skilbrei OT, Davidsen JG, Halttunen E, Skardhamar J, McKinley RS. 2011. An effective method for the recapture of escaped farmed salmon. Aquaculture Environ Interact 2011, 1(3):215-224.

Clifford SL, McGinnity P, Ferguson A. 1998a. Genetic changes in Atlantic salmon (Salmo salar) populations of northwest Irish rivers resulting from escapes of adult farm salmon. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 358–363.

Clifford SL, McGinnity P, Ferguson A. 1998b. Genetic changes in an Atlantic salmon population re- sulting from escaped juvenile farm salmon. Journal of Fish Biology 52: 118–127.

Cross TF, Challanain DN. 1991. Genetic characterisation of Atlantic salmon (Salmo salar) lines farmed in Ireland. Aquaculture 98: 209–216.

Crowley SE, Bradbury I, Messmer A, Duffy SJ, Islam SS, Fleming IA. 2020. Common-garden comparison of relative survival and fitness-related traits of wild, farm, and hybrid Atlantic salmon Salmo salar parr in nature. Aquaculture Environment Interactions 14: 35-52.

Crozier WW. 1993. Evidence of genetic interaction between escaped farmed salmon and wild Atlantic salmon (Salmo salar L) in a Northern Irish river. Aquaculture 113(1-2):19-29.

Crozier WW. 2000. Escaped farmed salmon, Salmo salar L., in the Glenarm River, Northern Ireland: genetic status of the wild population 7 years on. Fisheries Management and Ecology, 7: 437–446.

Cucherousset J, Sundt-Hansen LE, Buoro M, Závorka L, Lassus R, Bækkelie KAE, Fleming IA, Björnsson BT, Johnsson JI, Hindar K. 2021. Growth-enhanced salmon modify stream ecosystem functioning.

Journal of Fish Biology, 99: 1978- 1989.

Darwish TL, Hutchings JA. 2009. Genetic variability in reaction norms between farmed and wild backcrosses of Atlantic salmon (Salmo salar). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 66: 83–90.

Debes PV, Hutchings JA. 2014. Effects of domestication on parr maturity, growth, and vulnerability to predation in Atlantic salmon. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 71, 1371–84.

Debes PV, Solberg MF, Matre IHm Dyrhovden L, Glover KA. 2021. Genetic variation for upper thermal tolerance diminishes within and between populations with increasing acclimation temperature in Atlantic salmon. Heredity 127(5): 455-466.

Diserud OH, Fiske P, Hindar K. 2013. Forslag til kategorisering av laksebestander som er påvirket av rømt oppdrettslaks – Oppdatering for perioden 1989–2012. – NINA Rapport 976. 22 s.

Diserud OH, Hindar K, Karlsson S, Glover K, Skaala Ø. 2016. Genetisk påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander. Vedlegg Notat NINA/HI, s. 53–85 i Anon. 2016. Klassifisering av 104 laksebe- stander etter kvalitetsnorm for villaks. Temarapport nr. 4. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning.

Diserud, OH, Hindar, K, Karlsson, S, Glover, KA, Skaala, Ø. 2017. Genetisk påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville

laksebestander – status 2017. NINA Rapport 1337. 55 s.

Diserud OH, Fiske P, Sægrov H, Urdal K, Aronsen T, Lo H, Barlaup BT, Niemela E, Orell P, Erkinaro J, Lund RA, Økland F, Østborg GM, Hansen LP, Hindar K. 2019a Frequency of escapees in Norwegian ri- vers 1989–2013. Ices Journal of Marine Science 76, 1140–50.

Diserud OH, Hindar K, Karlsson S, Glover KA, Skaala Ø. 2019b. Genetisk påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander – oppdatert status 2019. NINA Rapport 1659. 72 s.

Diserud OH, Hindar K, Karlsson S, Glover KA, Skaala Ø. 2020. Genetisk påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander – oppdatert status 2020. NINA Rapport 1926. Norsk institutt for naturforskning. ISBN: 978-82-426-4702-3

Diserud OH, Fiske P, Karlsson S, Glover KA, Næsje T, Aronsen T, Bakke G, Barlaup BT, Erikanõ J, Florø- Larsen B, Foldvik A, Heino M, Kanstad- Hanssen Ø, Lo H, Lund RA, Muladal R, Niemelã E, Økland F, Østborg GM, Otterå H, Skaala Ø, Skoglund H, Solberg MF, Sollien VP, Sægrov H, Urdal K,Wennevik V, Hindar K. 2022. Natural and anthropogenic drivers of escaped farmed salmon occurrence and introgression into wild Norwegian Atlantic salmon populations. ICES Journal of Marine Science, akseptert for publisering.

Einum S, Fleming IA. 1997. Genetic divergence and interactions in the wild among native, farmed and hybrid Atlantic salmon. Journal of Fish Biology 50: 634–651.

Ferguson A, McGinnity P, Baker N, Cotter D, Hynes R, O'Hara B, O'Maoileidigh N, Prodöhl P, Rogan G. 2002. A two-generation experiment comparing the fitness and life-history traits of native, ranched, non-native, farmed, and hybrid Atlantic salmon under natural conditions. ICES CM 2002/T:04.

Fiske P, Lund, R A, Hansen, LP. 2006. Relationships between the frequency of farmed Atlantic salmon, Salmo salar L., in wild salmon populations and fish farming activity in Norway 1989–2004. ICES J Mar Sci 63: 1182–1189.

Fiske P, Diserud,OH, Robertsen G, Foldvik A, Skilbrei OT, Heino M, Helland IP, Hindar K. 2013. Midtveisvurdering av nasjonale laksevassdrag og nasjonale laksefjorder. Rømt oppdrettslaks og be- standsstatus. NINA Minirapport, 470: 1–24.

Fiske P. 2013. Overvåking av rømt oppdrettslaks i elv om høsten 2010–2012. NINA Rapport 989.

Fiske P, Aronsen T, Hindar K. 2014. Overvåking av rømt oppdrettslaks i elver om høsten 2013. NINA rapport 1063. 44 s.

Fjelldal PG, Glover KA, Skaala Ø, Imsland A, Hansen TJ. 2009. Vertebral body mineralization and de- formities in cultured Atlantic salmon (Salmo salar L.): Effects of genetics and off-season smolt pro- duction. Aquaculture 296: 36–44.

Fleming IA, Jonsson B, Gross MR, Lamberg A. 1996. An experimental study of the reproductive behaviour and success of farmed and wild Atlantic salmon (Salmo salar). J Appl Ecol 33:893–905.

Fleming IA, Lamberg A, Jonsson B. 1997. Effects of early experience on the reproductive performance of Atlantic salmon. Behav Ecol 8:470–480.

Fleming IA, Einum S. 1997. Experimental tests of genetic divergence of farmed from wild Atlantic salmon due to domestication. ICES Journal of Marine Science 54: 1051–1063.

Fleming I, Hindar K, Mjølnerød IB, Jonsson B, Balstad T, Lamberg A. 2000. Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. Proceedings of the Royal Society of London B. 267: 1517–1523.

Fleming IA, Agustsson T, Finstad B, Johnsson JI, Björnsson BTh. 2002. Effects of domestication on growth physiology

and endocrinology of Atlantic salmon (Salmo salar). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59:1323-1330.

Forskrift om fellesansvar for utfisking mv. av rømt oppdrettsfisk. 2015. Lovdata: FOR-2015-02-05-89. Hentet fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2015-02-05-89.

Fraser DJ, Weir LK, Bernatchez L, Hansen MM, Taylor EB. 2011. Extent and scale of local adaptation in salmonid fishes: review and meta-analysis. Heredity 106: 404–420.

Fraser DJ, Houde ALS, Debes PV, O'Reilly P, Eddington JD, Hutchings JA. 2010. Consequences of farmed-wild hybridization across divergent wild populations and multiple traits in salmon. Ecological Applications 20: 935–953.

Gilbey J, Sampayo J, Cauwelier E, Malcolm I, Millidine K, Jackson F, Morris DJ. 2021. A national assessment of the influence of farmed salmon escapes on the genetic integrity of wild Scottish Atlantic salmon populations Scottish Marine and Freshwater Science Vol 12 No 12

Gjedrem T, Gjøen HM, Gjerde B.1991. Genetic origin of Norwegian farmed salmon. Aquaculture 98: 41–50.

Gjedrem T. 2010. The first family-based breeding program in aquaculture. Reviews in Aquaculture 2, 2–15.

Gjøen HM, Bentsen HB. 1997. Past, present, and future of genetic improvement in salmon aquaculture. ICES Journal of Marine Science 54: 1009–1014.

Glover KA, Skaala, Ø. 2006. Temporal stability of sea louse Lepeophtheirus salmonis Krøyer populations on Atlantic salmon Salmo salar L. of wild, farm and hybrid parentage. Journal of Fish Biol- ogy 68: 1795–1807.

Glover KA, Skar C, Christie KE, Glette J, Rudra H, Skaala Ø. 2006a. Size-dependent susceptibility to in- fectious salmon anemia virus (ISAV) in Atlantic salmon (Salmo salar L.) of farm, hybrid and wild par- entage. Aquaculture 254: 82–91.

Glover KA, Bergh Ø, Rudra H, Skaala, Ø. 2006b. Juvenile growth and susceptibility to Aeromonas salmonicida subsp. salmonicida in Atlantic salmon (Salmo salar L.) of farmed, hybrid, and wild parent- age. Aquaculture 254: 72–81.

Glover KA, Otterå H, Olsen RE, Slinde E, Taranger GL, Skaala Ø. 2009. A comparison of farmed, wild and hybrid Atlantic salmon (Salmo salar L.) reared under farming conditions. Aquaculture 286: 203– 210.

Glover KA. 2010. Forensic identification of farmed escapees: a review of the Norwegian experience. Aquaculture Environment Interactions 1: 1–10.

Glover KA, Quintela, M, Wennevik V, Besnier F, Sørvik AGE, Skaala Ø. 2012. Three decades of farmed escapees in the wild: A spatio- temporal analysis of Atlantic salmon population genetic structure throughout Norway. PloS One 7: e43129.

Glover KA, Pertoldi C, Besnier F, Wennevik V, Kent M, Skaala Ø. 2013. Atlantic salmon populations invaded by farmed escapees: quantifying genetic introgression with a Bayesian approach and SNPs. BMC Genetics, 14.

Glover KA, Solberg MF, McGinnity P, Hindar K, Verspoor E, Coulson MW, Hansen MM, Araki H, Skaala Ø, Svåsand T. 2017. Half a century of genetic interaction between farmed and wild Atlantic salmon: Status of knowledge and unanswered questions. Fish and Fisheries 1–38.

Glover KA, Urdal K, Næsje T, Skoglund H, Florø-Larsen B, Otterå H, Fiske P, Heino M, Aronsen T, Sægrov H, Diserud O, Barlaup BT, Hindar K, Bakke G, Solberg I, Lo H, Karlsson S, Skaala Ø, Lamberg A, Kanstad-Hanssen Ø, Muladal R, Skilbrei OT & Wennevik V. 2019. Domesticated escapees on the run: the second-generation monitoring program reports the numbers and proportions of farmed Atlantic salmon in >200 rivers annually Ices Journal of Marine Science 76, 1151–61.

Glover KA, Wennevik V, Hindar K. Skaala Ø, Fiske P, Solberg MF, Diserud OH, Svåsand T, Karlsson S, Andersen L.B,

Grefsrud ES. 2020. The future looks like the past: Introgression of domesticated Atlan- tic salmon escapees in a risk assessment framework. Fish and Fisheries, akseptert.

Grefsrud ES, Svåsand T, Glover KA, Husa V, Kupka-Hansen P, Samuelsen OB, Sandlund N, Stien LH. 2019. Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2019. Fisken og Havet 2019–5.

Grefsrud ES, Svåsand T, Glover KA, Husa V, Kupka-Hansen P, Samuelsen OB, Sandlund N, Stien LH. 2021. Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2021. Fisken og Havet 2019–5.

Hansen LP, Jacobsen JA, Lund RA. 1993. High numbers of farmed Atlantic salmon, Salmo salar L., ob- served on oceanic waters north of the Faroe Islands. Aquaculture and Fisheries Management 24: 777–781.

Hansen LP. 2006a. Migration and survival of farmed Atlantic salmon (Salmo salar L.) released from two Norwegian fish farms. ICES J Mar Sci 63, 1211–1217.

Hansen LP. 2006b. Vandring og spredning av rømt oppdrettslaks. NINA Rapport 162: 1–21.

Harvey A, Glover KA, Taylor MI, Creer S, Carvalho GR. 2016a. A common garden design reveals population-specific variability in potential impacts of hybridization between populations of farmed and wild Atlantic salmon, Salmo salar L. Evolutionary Applications 9, 435–49.

Harvey A, Juleff G, Carvalho G, Taylor M, Solberg MF, Dyrhovden L, Matre IH, Glover KA. 2016b. Does density influence relative growth performance of farm, wild and F1 hybrid Atlantic salmon in semi- natural and hatchery common garden conditions? Royal Society Open Science 3:16152.

Harvey A, Solberg MF, Troianou E, Carvalho GR, Taylor M, Creer S, Dyrhovden L, Matre IH, Glover KA. 2016c. Plasticity in growth of farmed and wild Atlantic salmon: is the increased growth rate of farmed salmon caused by evolutionary adaptations to the commercial diet? BMC Evolutionary Biolo- gy 16:264.

Harvey A, Solberg MF, Glover KA, Taylor MI, Creer S, Carvalho GR. 2016d. Plasticity in response to feed availability: Does feeding regime influence the relative growth performance of domesticated, wild and hybrid Atlantic salmon Salmo salar parr? Journal of Fish biology 89:3

Harvey AC, Glover KA, Wennevik V, Skaala Ø. 2020. Atlantic salmon and sea trout display synchronized smolt migration relative to linked environmental cues. Scientific reports 10: 3529.

Heino M, Svåsand T, Wennevik W, Glover KA. 2015. Genetic introgression of farmed salmon in native populations: quantifying the relative influence of population size and frequency of escapees.

Aquaculture Environment Interactions 6: 185–190.

Hindar K, Ryman N, Utter F. 1991. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48: 945–57.

Hindar K, Fleming IA, McGinnity P, Diserud O. 2006. Genetic and ecological effects of salmon farming on wild salmon: modelling from experimental results. ICES J. Marine Sci. 63: 1234–1247.

Hindar K, Diserud OH, Fiske P, Forseth T, Jensen A J, Ugedal O, Jonsson N, Sloreid S.-E, Arnekleiv JV, Saltveit SJ, Sægrov H, Sættem LM. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport

226. 78 s.

Hindar K, Diserud OH, Fiske P, Karlsson S, Bolstad GH, Foldvik A, Wennevik V, Bremset G og Rosten C. 2018. Evaluering av nasjonale laksevassdrag og nasjonale laksefjorder: Rømt oppdrettslaks, genetisk innkryssing og bestandsstatus. NINA Rapport 1461. Norsk institutt for naturforskning.

Houde ALS, Fraser DJ, Hutchings JA. 2010. Reduced anti-predator responses in multigenerational hy- brids of farmed and wild Atlantic salmon (Salmo salar L.). Conservation Genetics 11: 785–794.

Houston RD, Haley CS, Hamilton A. 2008 Major quantitative trait loci affect resistance to infectious pancreatic necrosis in Atlantic salmon (Salmo salar). Genetics 178: 1109–1115.

Hutchings JA. 1991. The threat of extinction to native populations experiencing spawning intrusions by cultured Atlantic salmon. Aquaculture, 98: 119–132.

ICES. 2016. Report of the Workshop to address the NASCO request for advice on possible effects of salmonid aquaculture on wild Atlantic salmon populations in the North Atlantic (WKCULEF), 1–3 March, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM 42: 44 pp.

Islam SS, Wringe BF, Bøe K, Bradbury IR, Fleming IA. 2021. Early-life fitness trait variation among divergent European and North American farmed and Newfoundland wild Atlantic salmon populations. Aquaculture Environment Interactions 13: 323-337.

Islam SS, Xue Xm Cabarello-Solares A, Bradbury IR, Rise M, Fleming IA. 2021. Distinct early life stage gene expression effects of hybridization among European and North American farmed and wild Atlantic salmon populations. Molecular Ecology.

Jacobsen JA, Hansen LP. 2001. Feeding habits of wild and escaped farmed Atlantic salmon, Salmo sa- lar L., in the Northeast Atlantic. Ices Journal of Marine Science 58, 916–33.

Jensen AJ, Karlsson S, Fiske P, Hansen LP, Hindar K, Østborg G. 2013. Escaped farmed Atlantic salmon in the Arctic Ocean. Aquaculture Environment Interactions 3: 223–229.

Johnsson JI, Björnsson BTh. 1994. Growth hormone increases growth rate, appetite and dominance in juvenile rainbow trout, Oncorhynchus mykiss. Animal Behaviour 48: 177–186.

Johnsson JI, Petersson E, Jönsson E, Björnsson BTh, Järvi T. 1996. Domestication and growth hormone alter antipredator behaviour and growth patterns in juvenile brown trout. Salmo trutta. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 1546–1554

Johnsson JI, Höjesjö J, Fleming IA. 2001. Behavioural and heart rate response to predation risk in wild and domesticated Atlantic salmon. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58: 788–794.

Jonsson N, Jonsson B, Hansen LP. 1998. The relative role of density-dependent and densityindependent survival in the life cycle of Atlantic salmon Salmo salar. Journal of Animal Ecology 67: 751–762.

Jonsson B, Jonsson N, Hansen LP. 2003. Atlantic salmon straying from the River Imsa. Journal of Fish Biology 62: 641–657.

Jonsson B, Jonsson N. 2017. Maternal inheritance influences homing and growth of hybrid offspring between wild and farmed Atlantic salmon. Aquaculture Environment Interactions, 9:231-238.

Jönsson E, Johnsson JI, Björnsson BTh. 1996. Growth hormone increases predation exposure of rainbow trout. Proceedings of the Royal Society of London, Series B, 263: 647–651.

Jönsson E, Johnsson JI, Björnsson BTh. 1998. Growth hormone increases aggressive behavior in juvenile rainbow trout. Hormones and Behaviour 33: 9–15.

Jørgensen KM, Solberg MF, Besnier F, Thorsen A, Fjelldal PG, Skaala O, Malde K, Glover KA. 2018. Judging a salmon by its spots: environmental variation is the primary determinant of spot patterns in Salmo salar. Bmc Ecology 18.

Karlsson S, Moen T, Hindar K. 2010. Contrasting patterns of gene diversity between microsatellites and mitochondrial SNPs in farm and wild Atlantic salmon. Conservation Genetics 11: 571–582.

Karlsson S, Moen T, Lien S, Glover KA, Hindar K. 2011. Generic genetic differences between farmed and wild Atlantic salmon identified from a 7K SNP-chip. Molecular Ecology Resources 11: 247–253.

Karlsson S, Diserud OH, Moen T, Hindar K. 2014. A standardized method for quantifying unidirectional genetic introgression. Ecology and Evolution 4, 3256–63.

Karlsson S, Diserud O H, Fiske P, Hindar K. 2016. Widespread genetic introgression of escaped farmed Atlantic salmon in wild salmon populations. Ices Journal of Marine Science, 73: 2488–2498.

Keyser F, Wringe BF, Jeffery NW, Dempson JB, Duffy S & Bradbury IR. 2018. Predicting the impacts of escaped farmed Atlantic salmon on wild salmon populations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1–7.

Koljonen M-L, Tähtinen J, Säisä M, Koskiniemi J. 2002. Maintenance of genetic diversity of Atlantic salmon (Salmo salar) by captive breeding programmes and the geographic distribution of microsatellite variation. Aquaculture 212: 69–9.

Liu YJ, Diserud OH, Hindar K, Skonhoft A. 2013. An ecological-economic model on the effects of interactions between escaped farmed and wild salmon (Salmo salar). Fish and Fisheries 14, 158–73.

Lura H, Sægrov H. 1991. Documentation of successful spawning of escaped farmed female Atlantic salmon, Salmo salar, in Norwegian rivers. Aquaculture 98: 151–159.

Lura H, Økland F. 1994. Content of synthetic astaxanthin in escaped farmed Atlantic salmon, Salmo salar L., ascending Norwegian rivers. Fisheries Management and Ecology, 1: 205–216.

Madhun AS, Karlsbakk E, Isachsen CH, Omdal LM, Sørvik AGE, Skaala Ø, Wennevik V, Glover KA. 2015. Potential disease interaction reinforced: Double-virus infected escaped farmed Atlantic salmon, Sal- mo salar L., recaptured in a nearby river. Journal of Fish Diseases 38: 209–219.

Mahlum S, Skoglund H, Wiers T, Norman ES, Barlaup BT, Wennevik V, Glover KA, Urdal K, Bakke G, Volsett KW. 2019. Swimming with the fishes: validating drift diving to identify farmed Atlantic salmon escapees in the wild. Aquaculture Environment Interactions 11: 417-427.

Mahlum S, Vollset KW, Barlaup BT, Skoglund H, Velle G. 2020. Salmon on the lam: Drivers of escape farmed fish abundance in rivers. Journal of Applied Ecology.

Martin-Smith KM, Armstrong JD, Johnsson JI, Björnsson BT. 2004. Growth hormone increases growth and dominance of wild juvenile Atlantic salmon with affecting space use. Journal of Fish Biology 65, Suppl. A: 156–172.

McGinnity P, Stone C, Taggart JB, Cooke DD, Cotter D, Hynes, R, McCamley C, CrossT, Ferguson A. 1997. Genetic impact of escaped farmed Atlantic salmon (Salmo salar L.) on native populations: use of DNA profiling to assess freshwater performance of wild, farmed, and hybrid progeny in a natural river environment. ICES Journal of Marine Science 54: 998–1008.

McGinnity P, Prodöhl P, Ferguson A, Hynes R, Ó Maoiléidigh N, Baker N, Cotter D, O'Hea B, Cooke D, Rogan G, Taggart J, Cross T. 2003. Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic salmon, Salmo salar, as a result of interactions with escaped farm salmon. Proceedings of the Royal Society, London, Series B, 270: 2443–2450.

Mjølnerød IB, Refseth UH, Karlsen E, Balstad T, Jakobsen KS, Hindar K. 1997. Genetic differences between two wild and one farmed population of Atlantic salmon (Salmo salar) revealed by three classes of genetic markers. Hereditas 127: 239–248.

Moen T, Baranski M, Sonesson A K, Kjøglum S. 2009. Confirmation and fine-mapping of a major QTL for resistance to infectious pancreatic necrosis in Atlantic salmon (Salmo salar): population-level associations between markers and trait. BMC Genomics 10: 368.

Mork J. 1991. One-generation effects of farmed fish immigration on the genetic differentiation of wild Atlantic salmon in Norway. Aquaculture 98: 267–276.

Mork OI, Bjerkeng B, Rye M. 1999. Aggressive interactions in pure and mixed groups of juvenile farmed and hatchery-reared wild Atlantic salmon Salmo salar L. in relation to tank substrate.

Aquaculture Research 30: 571–578.

Normandeau E, Hutchings JA, Fraser DJ, Bernatchez L. 2009. Population-specific gene expression re- sponses to hybridization between farm and wild Atlantic salmon. Evolutionary Applications 2, 489– 503.

Norris AT, Bradley DG, Cunningham EP. 1999. Microsatellite genetic variation between and within farmed and wild Atlantic salmon (Salmo salar) populations. Aquaculture 180: 247–264.

Olsen RE, Skilbrei OT. 2010. Feeding preference of recaptured Atlantic salmon Salmo salar following simulated escape from fish pens during autumn. Aquaculture Environment Interactions 1, 167–74.

Ozerov M, Vähä J-P, Wennevik V, Svenning M-A, Vasemägi A, Diaz Fernandez R, Unneland L, Haapanen K, Niemelä E, Falkegård M, Prusov S, Lyzhov I, Rysakova K, Kalske T, Christiansen B. 2017. Com- prehensive microsatellite baseline for genetic stock identification of Atlantic salmon (Salmo salar L.) in northernmost Europe. ICES Journal of Marine Science, 74(8): 2159–2169.

Palm S. Karlsson S, Diserud OH. 2021. Genetic evidence of farmed straying and introgression in Swedish wild salmon populations. Aquaculture Environment Interactions 13: 505-513.

Perriman B, Betntzen P, Wringe BF, Duffy S, Islam SS, Fleming IA, Solberg MF, Bradbury IR. 2022. Morphological consequences of hybridization between farm and wild Atlantic salmon Salmo salar under both wild and experimental conditions. Aquaculture Environment Interactions. Akseptert for publikasjon, sammendrag publisert.

Perry WB, Solberg MF, Besnier F, Dyrhovden L, Matre HH, Fjelldal PG, Ayllon F, Creer S, Llewellyn M, Taylors MI, Carvalhol G & Glover KA. 2019. Evolutionary drivers of kype size in Atlantic salmon (Salmo salar): domestication, age and genetics. Royal Society Open Science 6, 14.

Perry WB, Solberg MF, Brodie C, Medina AC, Pillay KG, A. E, Harvey AC, Creer S, Llewellyn M, Taylor AC et al: Disentangling the effects of sex, life history and genetic background in Atlantic salmon: growth, heart and liver under common garden conditions. R Soc Open Sci 2020, 7( 200811)

Perry WB, Kaufamnn J, Solberg MF, Brodie C, Medina AMC, Pillay K, Egerton A, Harvey AC, Philips KP, Coughlan J, Egan F, Geralis R, Hutton S, Leseur F, Ryan S, Poole R, Rogan G, Ryder E, Schaal TP, Waters C, Wynne R, Taylor T, Prodohl P, Creer S, Llewellyn, McGinnity P, Carvalho G, Glover KA. 2021. Domestication-induced reduction in eye size revealed in multiple common garden experiments: The case of Atlantic salmon (Salmo salar L.).Evolutionary Applications 14(9): 2319-2332.

Pulg U, Karlsson S, Diserud OH, Postler C, Stranzl S, Espedal EO, Lennox JR. 2021. Laks i sjøørretbekker

– villaks eller oppdrettslaks? NORCE LFI rapport 376. Norwegian Research Center, Bergen

Quintela M, Wennevik V, Sørvik AGE, Skaala Ø, Skilbrei OT, Urdal K, Barloup BT, Glover KA. 2016. Siblingsship tests connect two seemingly independent farmed Atlantic salmon escape events togeth- er. Aquaculture Environment Interactions 8: 497–509.

Reed TE, Prodohl P, Hynes R, Cross T, Ferguson A, McGinnity P. 2015. Quantifying heritable variation in fitness-related traits of wild, farmed and hybrid Atlantic salmon families in a wild river environ- ment. Heredity 115, 173–84.

Rengmark AH, Slettan A, Skaala O, Lie O, Lingaas F. 2006. Genetic variability in wild and farmed Atlan- tic salmon (Salmo salar) strains estimated by SNP and microsatellites. Aquaculture, 253: 229–237.

Roberge C, Einum S, Guderley H, Bernatchez L. 2006. Rapid parallell evolutionary changes of gene transcription profiles in farmed Atlantic salmon. Molecular Ecology 15: 9–20.

Roberge C, Normandeau E, Einum S, Guderley H, Bernatchez, L. 2008. Genetic consequences of interbreeding between farmed and wild Atlantic salmon: insights from the transcriptome. Molecular Ecology 17: 314–324.

Robertsen G, Reid D, Einum S, Aronsen T, Fleming I, Sundt-Hansen L, Karlsson S, Kvingedal E, Ugedal O, Hindar K. 2019. Can variation in standard metabolic rate explain contextdependent performance of farmed salmon offspring? Ecology and Evolution 9, 212–22.

Skaala Ø, Høyheim B, Glover KA, Dahle G. 2004. Microsatellite analysis in domesticated and wild Atlantic salmon (Salmo salar L.): allelic diversity and identification of individuals. Aquaculture 240: 131– 143.

Skaala Ø, Taggart JB, Gunnes K. 2005. Genetic differences between five major domesticated strains of Atlantic salmon and wild salmon Journal of Fish Biology 67: 118–128.

Skaala Ø, Wennevik V, Glover KA. 2006. Evidence of temporal genetic change in wild Atlantic salmon (Salmo salar L) populations affected by farmed escapees. ICES J. Marine Science 63: 1224–1233.

Skaala Ø, Glover KA, Barlaup BT, Svåsand T, Besnier F, Hansen MM, Borgstrøm, R. 2012. Performance of farmed, hybrid and wild Atlantic salmon families in a natural river environment. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69: 1994–2006.

Skaala Ø, Glover KA, Barlaup B, Borgstrøm R. 2014. Microsatellite DNA used for parentage identifica- tion of partly digested Atlantic salmon (Salmo salar) juveniles in a natural rivner environment. Marine Biology Research 10: 323–328.

Skaala Ø, Besnier F., Borgstrom R., Barlaup B., Sorvik A.G., Normann E., Ostebo B.I., Hansen M.M. & Glover K.A. 2019. An extensive common-garden study with domesticated and wild Atlantic salmon in the wild reveals impact on smolt production and shifts in fitness traits. Evolutionary Applications 12, 1001–16.

Skilbrei OT. 2010. Reduced migratory performance of simulated escaped Atlantic salmon postsmolts during autumn. Aquaculture Environment Interactions 1: 117–125.

Skilbrei OT. 2013. Migratory behaviour and ocean survival of escaped out-of-season smolts of farmed Atlantic salmon Salmo salar. Aquaculture Environment Interactions 3:213-221.

Skilbrei OT, Skulstad OF, Hansen T. 2014. The production regime influences the migratory behavior of escaped farmed Atlantic salmon (Salmo salar L.). Aquaculture 424–425, 146–150.

Skilbrei OT, Heino M, Svåsand T. 2015a. Using simulated escape events to assess the annual numbers and destinies of escaped farmed Atlantic salmon of different life stages, from farms sites in Norway. ICES Journal of Marine Science, 72: 670–685.

Skilbrei OT, Normann E, Meier S, Olsen RE. 2015b. Use of fatty acid profiles to monitor the escape history of farmed Atlantic salmon. Aquaculture Environment Interactions 7:1-13.

Solberg MF, Kvamme O, Nilsen F, Glover KA. 2012. Effects of environmental stress on mRNA expressi- on levels of seven genes related to oxidative stress and growth in Atlantic salmon Salmo salar L. of farmed, hybrid and wild origin. BMC Research Notes 5:672.

Solberg MF, Skaala Ø, Nilsen F, Glover KA. 2013a. Does domestication cause changes in growth reac- tion norms? A study of farmed, wild and hybrid Atlantic salmon families exposed to environmental stress. PLoS ONE 8(1): e54469.

Solberg MF, Zhang Z, Nilsen F, Glover KA. 2013b. Growth reaction norms of domesticated, wild and hybrid Atlantic salmon families in response to differing social and physical environments. BMC Evolu- tionary Biology 13:234.

Solberg MF, Zhang Z, Glover KA. 2015. Are farmed salmon more prone to risk than wild salmon? Sus- ceptibility of juvenile farm, hybid and wild Atlantic salmon Salmo salar L. to an artificial predator. Ap- plied Animal Behaviour Science 162: 67–80.

Solberg MF, Dyrhovden L, Matre IH, Glover KA. 2016. Thermal plasticity in farmed, wild and hybrid Atlantic salmon: no indication of domestication-driven divergence in lower thermal tolerance during early development. BMC Evolutionary Biology 16:38.

Solberg MF, Robertsen G, Sundt-Hansen LE, Hindar K, Glover KA. 2020. Domestication leads to in- creased predation susceptibility. Scientific Reports 10: 1929.

Sylvester EVA, Wringe BF, Duffy SJ, Hamilton LC, Fleming IA, Bradbury IR. 2018. Migration effort and wild population size influence the prevalence of hybridization between escaped farmed and wild At- lantic salmon. Aquaculture Environment Interactions 10, 401–11.

Sylvester EVA, Wringe BF, Duffy SJ, Hamilton LC, Fleming IA, Castellani M, Bentzen P, Bradbury IR. 2019. Estimating the relative fitness of escaped farmed salmon offspring in the wild and modelling the consequences of invasion for wild populations. Evolutionary Applications 12, 705–17.

Sægrov H, Hindar K, Kålås S, Lura H. 1997. Escaped farmed Atlantic salmon replace the original salmon stock in the River Vosso, western Norway. ICES Journal of Marine Science 54: 1166–1172.

Taranger GL, Svåsand T, Bjørn PA, Jansen PA, Heuch PA, Grøntvedt RN, Asplin L. 2012. Forslag til førs- tegenerasjons målemetode for miljøeffekt (effektindikatorer) med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett på viltlevende laksefisk. Fisken og ha- vet, 13-2010, Havforskningsinstituttet; Veterinærinstituttets rapportserie Nr. 7–2012.

Taranger GL, Karlsen O, Bannister RJ, Glover KA, Husa V, Karlsbakk E, Kvamme BO, Boxaspen KK, Bjørn PA, Finstad B, Madhun AS, Morton HC, Svåsand T. 2015. Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming. Ices Journal of Marine Science 72, 997–1021.

Thodesen J, Grisdale-Helland B, Helland SJ, Gjerde B. 1999. Feed intake, growth and feed utilization of offspring from wild and selected Atlantic salmon (Salmo salar). Aquaculture 180:237-246.

Vollset KW, Urdal K, Utne K, Thorstad EB, Sægrov H, Raunsgard A, Skagseth Ø, Lennox RJ, Østborg GM, Ugedal O, Jensen AJ, Bolstad GH, Fiske P. 2022. Ecological regime shift in the Northeast Atlantic Ocean revealed from the unprecedented reduction in marine growth of Atlantic salmon . Sciences advances 8:9.

Verspoor E. 1988. Reduced genetic variability in first-generation hatchery populations of Atlantic salmon (Salmo salar). In: Verspoor, E., Stradmeyer, L. & Nielsen J.L. (Eds.) The Atlantic salmon: genetics, conservation and management. Blackwell Publishing, Oxford. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45: 1686–1690.

Verspoor E. 1997. Genetic diversity among Atlantic salmon (Salmo salar L.) populations. ICES Journal of Marine Science 54: 965–973.

Volpe JP, Taylor EB, Rimmer DW, Glickman BW. 2000. Evidence of natural reproduction of aquaculture escaped Atlantic salmon (Salmo salar) in a coastal British Columbia river. Conservation Biology 14: 899–903.

Wacker S, Aronsen T, Karlsson S, Ugedal, Diserud OH, Ulvan EM, Hindar K, Næsje T. 2021. Selection against

individuals from genetic introgression of escaped farmed salmon in a natural population of Atlantic salmon. Evolutionary Applications, 14: 1450-1460.

Wargelius A , Leininger S , Skaftnesmo KO , Kleppe L , Andersson E , Taranger GL , Schulz RW , Edvardsen RB . 2016. Dnd knockout ablates germ cells and demonstrates germ cell independent sex differentia- tion in Atlantic salmon. Scientific Reports 6:21284.

Webb JH, McLaren IS, Donaghy MJ, Youngson AF. 1993. Spawning of farmed Atlantic salmon, Salmo salar L., in the second year after their escape. Aquaculture and Fisheries Management 24: 557–561.

Webb JH, Verspoor E, Aubin-Horth N, Romakkaniemi A, Amiro P. 2007. The Atlantic Salmon. Chapter

2. In: The Atlantic salmon: genetics, conservation and management. Verspoor E., Stradmeyer, L.& Nielsen J.L.(Eds). Blackwell Publishing, Oxford, pp. 17–56.

Wennevik V, Quintela M, Skaala Ø, Verspoor E, Prusov S, Glover KA. 2019. Population genetic analysis reveals a geographically limited transition zone between two genetically distinct Atlantic salmon lineages in Norway. Ecology and Evolution

Wennevik mfl. Rømt oppdrettslaks i vassdrag i 2020 - rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet. Rapport fra Havforskningen 2021-27.

Wringe BF, Jeffery NW, Stanley RRE, Hamilton LC, Anderson EC, Fleming IA, Grant C, Dempson JB, Veinott G, Duffy SJ, Bradbury IR. 2018. Extensive hybridization following a large escape of domesticated Atlantic salmon in the Northwest Atlantic. Communications Biology 1.

Zhang Z, Glover KA, Wennevik V, Svåsand T, Sørvik AGE, Fiske P, Karlsson S, Skaala Ø. 2013. Genetic analysis of Atlantic salmon captured in a netting station reveals multiple escapement events from commercial fish farms. Fish Manage Ecol 20:42-51.

# 4 - Miljøeffekter som følge av utslipp av løste næringssalter fra fiskeoppdrett

**Forfatter(e): Vivian Husa (HI)**

*Foto: Arnbjørg Aagesen/Havforskningsinstituttet*

Les mer om risikorapporten

Kapittel 6 i risikorapporten

## 4.1 - Innledning

Løste næringssalter slippes ut i kystvann fra befolkning (kloakk), industri, jordbruk og akvakultur. Ekstra næringssalter til norske kystområder kommer også som langtransporterte tilførsler, hovedsakelig med kyststrømmen med opprinnelse i Østersjøen og Tyskebukta. Fra svenskegrensa til Jæren er det hovedsakelig andre kilder enn akvakultur som bidrar til utslippene til kystvann, mens fra Rogaland til Finnmark er akvakultur den største kilden.

Når laksefisk spiser i anleggene vil det slippes ut løst nitrogen og fosfor via gjellene og også en mindre andel i form av urea. Ekstra tilførsel av næringssalter til kystvannet kan føre til økt planteplanktonproduksjon, økt mengde dyreplankton og økt mengde nedfall til bunn med konsekvenser for oksygenkonsentrasjoner i bunnvann og effekter på dyresamfunn i sedimentene (eutrofi).

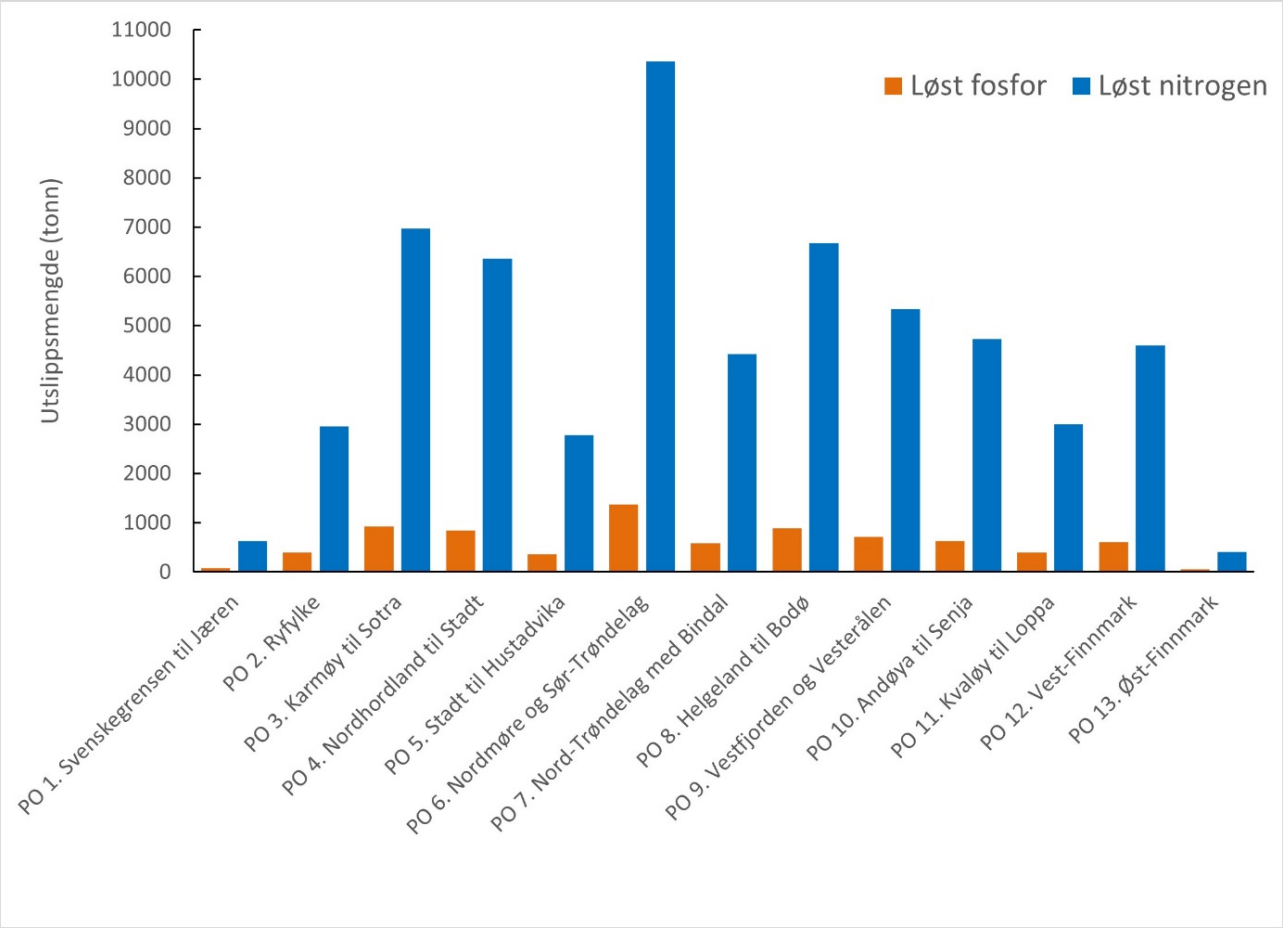
## 4.2 - Utslippsmengde

Norsk produksjon av laks og regnbueørret var om lag 1 486 000 tonn i 2020 og 1 647 000 tonn i 2021 (uttak til slakt, kilde: Fiskeridirektoratet). Vi har i denne risikovurderingen brukt gjennomsnittlig årlig produksjon for 2020-2021 som

utgangspunkt for beregningene. Oppløst nitrogen og fosfor slippes ut fra matfiskanlegg som uorganiske forbindelser dannet ved fiskens metabolisme. Utslippsmengden av løste næringssalter vil være proporsjonal med fiskeproduksjonen. Det er stor usikkerhet rundt mengden av utslipp av løste næringssalter fra matfiskanlegg. Det finnes ulike modeller og massebudsjett for beregning av løste næringssalter (Wang mfl. 2012; Norderhaug mfl. 2016a; Svåsand mfl. 2016; Torrissen mfl. 2016), men ingen av modellene eller beregningsmetodene er godt nok verifiserte. Modellberegninger av utslippene av løst uorganisk nitrogen (DIN) varierer fra 20 kg til 38,4 kilo per tonn produsert fisk, mens utslippene av løst uorganisk fosfor (DIP) varierer fra -1,5 (negativt fosforbudsjett) til 5,1 kilo per tonn produsert fisk (tabell 4.1). Vi har i risikovurderingen derfor valgt å bruke TEOTIL modellen som estimerer de høyeste utslippene av løste næringssalter ( 38,4 kg løst nitrogen og 5,1 kg løst fosfor per tonn laks produsert) , for å ikke underestimere utslippene. Dette vil gi estimerte årlige utslipp på 60146 tonn løst nitrogen og 7988 tonn løst fosfor i perioden 2020-2021. Til sammenligning slippes det årlig ut om lag 48 000 tonn nitrogen og 2600 tonn fosfor til vann fra jordbruk, avløp og landbasert industri (SSB). Figur 4.1 viser årlig utslippsmengde (2020-2021) av løst nitrogen og fosfor fra matfiskproduksjon i produksjonsområdene langs kysten.

*Tabell 4.1 Utslipp av løst uorganisk nitrogen (DIN) og løst uorganisk fosfor (DIP) (kg) per tonn produsert laks og regnbueørret beregnet med to ulike massebalansebudsjett og to modeller.*

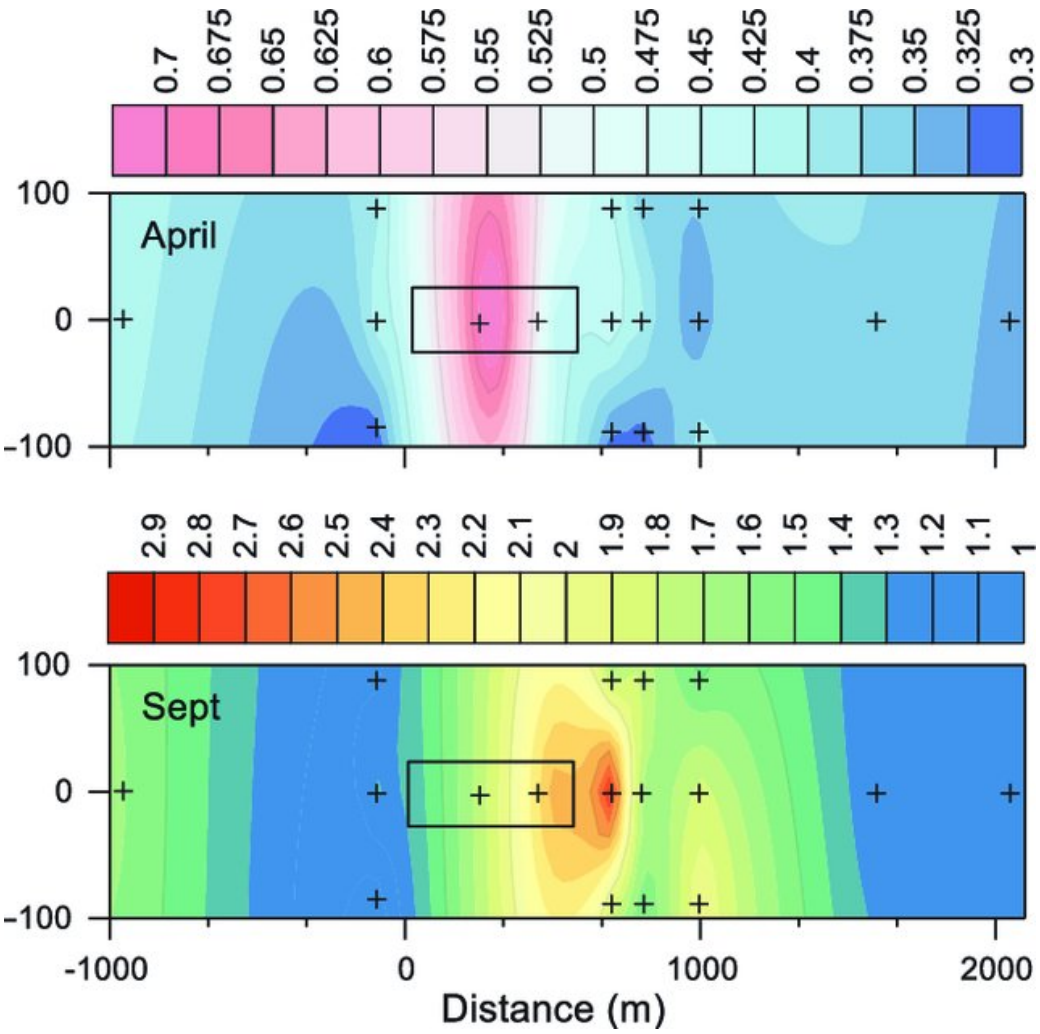
| | **DIN-kg/tonn fisk** | **DIP kg/tonn fisk** |
|---|---|---|
| Massebalansebudsjett I (Wang mfl. 2012) | 36 | 2,45 |
| Massebalansebudsjett II (Torrissen mfl. 2016) | 23 | - 1,5 |
| ANCYLUS (Svåsand mfl. 2016) | 20 | 3 |
| TEOTIL (Norderhaug 2016 mfl. 2016a) | 38,4 | 5,1 |




*Figur 4.1 Gjennomsnittlig årlig (2020-2021) utslippsmengde av løst nitrogen og fosfor fra fiskeoppdrett i produksjonsområdene langs norskekysten.*

## 4.3 - Spredning og fortynning

Når fisk produseres i åpne merdanlegg slippes det ut næringssalter direkte til miljøet. Disse omfatter nitrogen (nitrat, nitritt og ammonium) og fosfor (fosfat) i form av løste uorganiske forbindelser som dannes under fiskens metabolisme og skilles ut via gjeller og nyrer. De løste forbindelsene som slippes ut fra anlegget vil spre seg med overflatestrømmen hovedsakelig i merddyp (0-30 meter). De fortynnes relativt raskt i vannmassene og gjør at det kan være vanskelig å måle forhøyede konsentrasjoner av ammonium ved anlegget, men under fôring av fisken representerer de stadige pulser av lett omsettelige nitrogenforbindelser. En rekke studier har vært gjort av løste næringssalter fra oppdrettsanlegg, og de fleste konkluderer med relativt svake pulser inntil 1-2 km fra merdene (sammenstilt i Price mfl. 2015). Hvor langt disse pulsene med forhøyede næringssaltverdier strekker seg, vil variere med lokale forhold (vannutskiftning, strømforhold o.a.) og biomassen av fisk i anleggene. Utslippsmengde fra fiskeproduksjonen vil også variere med årstiden siden fisken vokser mest om sommeren, noe som gir høyest utslipp i denne perioden. Figur 4.2 viser et eksempel på fordelingen av ammonium (nitrogen) ved et stort lakseanlegg (5000 tonn) på åpen kyst nær Florø i Sogn og Fjordane ved lav og høy produksjon i anlegget (Jansen mfl. 2018).




*Figur 4.2 Ammoniumkonsentrasjoner (dybdeintegrerte middelverdier) målt ved et anlegg på åpen bølgeeksponert kyst ved Florø under lav (april) og høy (september) produksjon av fisk. Figuren viser konsentrasjoner i overflatevannet (0–20 meter) sett ovenfra. Anlegget er markert med svart firkantet boks og prøvetakingspunktene er markert med kryss (verdier i µmol/l, merk ulik fargeskala på figurene) (figur fra Jansen mfl. 2018).*

Utslipp fra akvakultur står for det største menneskeskapte bidraget av næringssalter til norsk kystvann på strekningen Rogaland–Finnmark. Utslipp av ekstra næringssalt i områder med dårlig vannutskiftning kan føre til at næringssaltkonsentrasjonen i sjøvannet øker lokalt. Tidligere lå en rekke anlegg delvis innelukkede områder, noe som førte til lokale overgjødslingsprosesser. De fleste norske oppdrettsanlegg ligger i dag lokalisert i områder med god overflatestrøm. Dette er nødvendig for at fisken i anleggene skal trives og få nok oksygen. Samtidig sørger overflatestrømmen for utskifting av overflatevannet og er med på å spre og fortynne de løste næringssaltene.

## 4.4 - Effekter av utslipp av løste næringssalt

### 4.4.1 - Endring i planteplanktonproduksjonen (eutrofi)

Effekten av næringssaltutslippene på planteplanktonproduksjonen vil avhenge av sjøareal, oppholdstid og grad av innblanding av andre vannmasser (vannsirkulasjon). Langs norskekysten er uorganisk fosfor sjelden en begrensende faktor for planteplankton, og en ytterligere tilførsel av fosfor vil derfor ikke gi en direkte respons i planteplanktonproduksjonen. Betydelige utslipp av uorganisk nitrogen, som det normalt blir for lite av i sommerhalvåret, kan derimot føre til økt planteplanktonproduksjon, økt nedbrytning av algebiomasse i dypet og oksygenmangel i bunnvannet. Denne tilstanden kaller vi eutrofi.

Overgjødsling (eutrofiering) av de kystvann defineres av OSPAR som ekstra tilførsler av næringssalter som forårsaker en økt vekst av alger eller vannplanter og fører til uønsket forstyrrelse av balansen mellom organismer i vannet og av kvaliteten på vannet de lever i (Anon 2017). Regionale effekter av utslipp av næringssalter er kjent fra flere deler av verden der menneskeskapte utslipp fra jordbruk og kloakk har skapt store problemer.

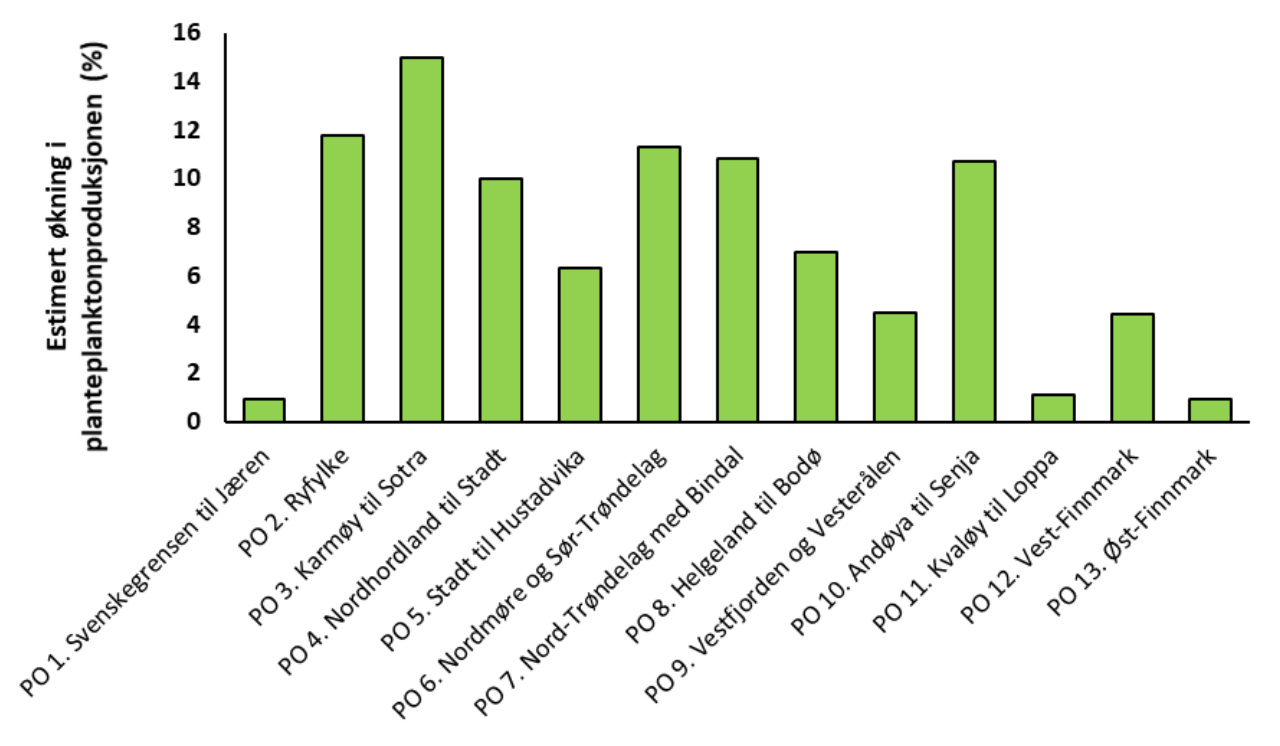
En rekke studier har undersøkt planteplanktonforekomstene nært oppdrettsanlegg, men har ikke kunnet påvise forhøyede verdier ved anleggene (Taylor mfl. 1992; Pitta mfl. 1999, 2006; Price mfl. 2015). Årsaken til dette er mest sannsynlig at planteplanktonets oppholdstid i området med forhøyede verdier er for kort til at planktonalgene kan respondere med økt produksjon. Noen studier har vist forhøyet planteplanktonproduksjon i oppdrettsområder, men dette har særlig vært i Middelhavet og i Asia (sammenstilt i Price mfl. 2015).

Målinger fra områder med høy tetthet av oppdrettsanlegg i Chile, Skottland, Middelhavet (Gowen & Ezzi 1994; Soto & Norambuena 2004; Pitta mfl. 2006) har ikke vist verdier som tyder på regional overgjødsling av frie vannmasser i områder med god vannutskiftning. Planktonmengde og artssammensetning overvåkes ukentlig langs norskekysten i regi av Mattilsynet gjennom overvåkningsprogrammet for skadelige alger. Det er stor naturlig variasjon i planteplanktonbiomassen og artssammensetningen i løpet av året og mellom årene, og det registreres også betydelige ulikheter innenfor små geografiske områder. En tre-års studie av regionale effekter i oppdrettsintensive Hardangerfjorden viste heller ingen økte næringssalt- eller klorofyllverdier i de åpne vannmassene (Husa mfl. 2014a).

### 4.4.2 - Teoretisk beregning av respons i planteplanktonproduksjon

Effekten av utslippene på planteplanktonproduksjonen vil avhenge av sjøareal, oppholdstid og grad av innblanding av andre vannmasser (vannsirkulasjon). Det er mulig å gjøre enkle beregninger av responsen i planteplanktonproduksjonen. Midlere planteplanktonproduksjon i norske kyst- og fjordområder er ca. 135 gram C/$m^2$ /år (Wassmann 1990 a, b).

Hvis en antar at 100 % av det løste nitrogenet som slippes ut fra matfiskanlegg omsettes til planktonproduksjon, ser vi av figur 5.3 at det vil være størst relativ økning i de naturlige nivåene av planteplanktonbiomasse i produksjonsområde 3 Karmøy til Sotra (15 %) og minst i produksjonsområde 13 Øst-Finnmark og PO1 Svenskegrensen til Jæren (0,9 %). Med en teoretisk økning på 15 % i planteplanktonproduksjonen, slik som i produksjonsområde 3, vil klorofyll-a-verdiene fremdeles ligge innenfor grensen for god vannkvalitet (Svåsand mfl. 2016). Som mål på overgjødsling benyttes her at konsentrasjonen av planteplankton ikke skal være mer enn 50 % over naturlig referansetilstand. Utslippene er beregnet på grunnlag av data fra Fiskeridirektoratets biomassestatistikk for og viser årlige utslipp som gjennomsnittstall i perioden 2020-2021 fordelt på produksjonsområder. Sjøarealene i de ulike produksjonsområdene vil variere, derfor er utslippsmengden vurdert per kystnært sjøareal. Kystnært sjøareal er her definert som arealet innenfor 2 km fra kystlinjen. Dette er gjort fordi samme utslippsmengde vil kunne ha større effekt i et lite sjøareal enn den vil ha i et stort. Beregningene er utført på det totale sjøarealet i hvert produksjonsområde og tar ikke hensyn til lokale forskjeller som områder med mindre vannutskifting og områder med spesielt høy fiskeproduksjon, som kan gi betydelig høyere prosentvis økning enn verdiene vist i figur 4.3.




*Figur 4.3 Estimert prosentvis økning i planteplanktonproduksjonen som følge av årlige utslipp av løst nitrogen fra matfiskanlegg (2020-2021) fordelt på produksjonsområder (basert på teoretisk 100 prosent utnyttelse av nitrogen til karbonfiksering).*

### 4.4.3 - Endringer i makroalgesamfunn på hardbunn

Makroalgesamfunn kan respondere raskt på ekstra nitrogentilførsel med redusert biodiversitet og økt forekomst av opportunistiske grønnalger på bekostning av flerårige habitatbyggende arter som tang og tare (Klavestad 1967, 1978; Bokn & Lein 1978; Bokn mfl. 1992; Munda 1996; Bartsch & Kuhlenkamp 2000, 2009). Dette fenomenet har vi sett i Oslofjorden i perioden med høye nitrogenverdier på grunn av utslipp fra kloakk, industri og landbruk. Økt forekomst av planteplankton kan redusere tilgangen på lys for makroalger, og kan dermed redusere voksedypet betydelig (Rueness & Fredriksen 1991). Massive oppblomstringer av opportunistiske makroalger i overgjødslede områder er kjent fra flere deler av verden (Liu mfl. 2010; Pang mfl. 2010; Ménesguen 2010). En undersøkelse av makroalger på hardbunn i Hardangerfjorden, der man har hatt lengre tid med høy oppdrettsintensitet, viste ingen overgjødslingseffekter på makroalgesamfunn i fjorden (Husa mfl. 2014b).

## 4.5 - Overvåkning av miljøtilstand i kystvann

Næringssaltkonsentrasjoner, klorofyll-a verdier (planteplankton) og makroalgesamfunn på hardbunn inngår i overvåkning av miljøkvalitet i kystvann. Som ett ledd i implementeringen av vannforskriften i Norge ble det i 2013 startet opp en trendovervåkning av miljøtilstanden i norske kystområder (ØKOKYST). Denne overvåkningen dekker foreløpig bare noen utvalgte stasjoner i fylkene og er for det meste plassert i upåvirkede områder. Det er planlagt et utvidet nettverk med stasjoner for denne overvåkningen slik at man etter hvert får mer data fra norskekysten.

I Rogaland, Hordaland og i seks fjorder i Nordland startet det i 2012-2013 opp overvåkning av vannkvalitet på ett relativt dekkende stasjonsnett i områder med matfiskproduksjon. Overvåkningsprogrammet følger veiledere gitt etter Vannforskriften (Direktoratsgruppen vanndirektivet, Veileder 02:2018), finansieres av lokale oppdrettere, koordineres av Blue Planet og utføres av akkrediterte, uavhengige firma. Data fra disse tre fylkene gir foreløpig det beste grunnlaget for å si noe om miljøtilstanden i områder med matfiskproduksjon.

## 4.6 – Lokale effekter av utslipp av løste næringssalter

Lokale effekter av utslipp av næringssalt på makroalger på hardbunn eller spesielle grunne naturtyper er ikke vurdert i denne omgang, men dette er problemstillinger som det arbeides med. Slike lokale effekter i grunne områder inngår i dag ikke i noen systematisk overvåkning ved matfiskanlegg.

I matfiskanleggenes påvirkningssone kan det forekomme effekter fra utslipp av næringssalter i strandsonen eller der anlegget er plassert i grunne skjellsandsområder og på tarebanker, slik moderne kystanlegg gjerne ligger i dag. Kontinuerlige pulser av næringssalter kan forårsake lokale overgjødslingseffekter. Effekten av utslippene i grunne områder vil i høy grad bestemmes av faktorer som strømhastighet og bølgepåvirkning. Studier av makroalgesamfunn i overgjødslede områder viser at en etter hvert utvikler et samfunn med redusert biodiversitet og en overvekt av grønnalger i artssamfunnet (Munda 1996). Ammonium som slippes ut fra matfiskanlegg tas lett opp i alger. Studier har vist at økte ammoniumstilførsler stimulerer til økt vekst av hurtigvoksende makroalger med høy volum-/overflateratio, slik som tynne, bladaktige og trådformede arter. Dette kan føre til økte mengder av påvekstalger som kan redusere lystilgangen og konkurrere effektivt om næringssaltene slik at man over tid kan få en reduksjon av flerårige, seintvoksende arter som tang og tare (Worm & Sommer 2000). En studie av makroalgesamfunn ved fiskeoppdrettsanlegg i Tasmania viste høyere biomasse av opportunistiske alger på korallrev i nærheten av fiskeoppdrettsanlegg (100-400 m), men fant ingen reduksjon i de habitatbyggende artene (Oh mfl. 2015). Fiskeoppdrettsanleggene i Tasmania er plassert på svært grunne og innstengte lokaliteter og er ikke direkte sammenlignbare med norske forhold.

*Stortareskog* er en viktig naturtype på bølgeeksponert kyst og fungerer som levested og oppvekstområde for en rekke andre arter. Økende forekomst av store matfiskanlegg på eksponert kyst kan potensielt påvirke denne naturtypen. Studier av effekten av utslipp av løste næringssalter i stortareskog viser liten respons i assosiert fauna og flora. Tareskogssamfunnene både på blader, stilkene og i hapterene (festerøtter) viser kun små forskjeller mellom anlegg og referansestasjoner og viser at dette samfunnet er relativt robust mot utslipp fra oppdrett (Haugland 2019).

*Løsliggende kalkalger (ruglbunn):* Utslipp av næringssalter kan føre til at kalkalgene blir overgrodde av ettårige, hurtigvoksende algearter, noe som kan nedsette vekstraten til kalkalgene. Undersøkelser fra Skottland, Spania og Middelhavet har vist at kalkalger generelt er sensitive for økt sedimentering av organiske partikler. Dersom planten blir dekket av et lag med finkornet sediment, vil gassutvekslingen i cellene forhindres, og plantens mulighet til å drive fotosyntese vil svekkes. Sediment som inneholder hydrogensulfid ($H_2S$), som kan dannes i nærheten av oppdrettsanlegg, kan være fatalt for kalkalger, og 14 dagers dekke av slikt sediment førte til 100 % dødelighet (Wilson mfl. 2004). Utslipp av organisk materiale påvirker også dyr som har kalkalgeforekomster som levested. Typisk vil de fleste krepsdyr forsvinne og bli erstattet med opportunistiske børstemark (Sanz-Lazaro mfl. 2011; Hall-Spencer 2006). Det pågår arbeid ved Havforskningsinstituttet for å undersøke effekter av utslipp på denne naturtypen.

*Ålegressenger:* Hvordan utslipp av næringssalter fra matfiskanlegg påvirker ålegressenger har ikke blitt studert i Norge (Husa mfl. 2016). En rekke studier fra andre områder har imidlertid vist at ålegressenger kan påvirkes ved at det etableres større mengder påvekstalger på ålegresset som skygger for lyset. Dette fører til redusert vekst hos ålegresset og vil på sikt kunne redusere forekomsten av ålegress (Munda 1996; Worm & Sommer 2000; Diaz-Almela mfl. 2008; Duarte mfl. 2008).

## 4.7 – Referanser

Anon 2017. Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area Third Integrated Report on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. OSPAR Commission, Eutrophication Series 2017.

Direktoratsguppen vanndirektivet 2018. Veileder 2:2018 Klassifisering.

Bartsch I, Kuhlenkamp R. (2000). The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): An annotated list of records between 1845 and 1999. Helgoland Marine Research 54, 160-189.

Bartsch I, Kuhlenkamp R. (2009). Entwicklung der Makrophyten. Vegetation bei Helgoland vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg. Meeresumwelt Aktuell: Nord- und Ostsee 1, 1-8.

Bokn T, Lein T.E. (1978). Long-term changes in fucoid assiciation of the inner Oslofjord, Norway. Norwegian Journal of Botany 25, 9-14.

Bokn T, Murray SN, Moy FE, Magnusson JB. (1992). Changes in fucoid distribution and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974–80 versus 1988–90. Acta Phytogeographica Suecia 78, 117-124.

Diaz-Almela E, Marba N, Alvarez E, Santiago R, Holmer M, Grau A, Mirto S, Danovaro R, Petrou A, Argyro M, Karakassis I, Duarte CM. (2008). Benthic input rates predict seagrass

Duarte CM, Frederiksen M, Grau A, Karakassis L, Marba N, Mirto S, Pérez P, Pusceddu A, Tsapakis M. (2008). Effects of fish farm waste on Posidonia oceanic meadows; Synthesis and provision of monitoring and management tools. Marine Pollution Bulletin 56, 1618-1629.

Gowen RJ, Ezzi IA. (1994). Assessment and prediction of the potential for hypernutrification and eutrophication assosiated with cageculture of salmonids in Scottish waters. Dunstaffnage Marine Laboratory, Oban Scotland, 137 s.

Hall-Spencer J, White N, Gillespie E, Katie G, Foggo A. 2006. Impact of fish farms on maerl beds in strongly tidal areas. Marine Ecology Progress Series 326, 1-9.

Haugland BT. 2019 Effects of fish farm effluents on kelp forest ecosystems: Kelp performance, associated species, and habitats. PhD thesis, Universitetet i Bergen.

Husa V, Kutti T, Grefsrud ES, Agnalt AL, Karlsen Ø, Bannister R, Samuelsen O, Grøsvik BE. (2016). Effekter av utslipp fra akvakultur på spesielle marine naturtyper, rødlista habitat og arter. Rapport fra Havforskningen Nr. 8-2016. 52 s.

Husa V, Kutti T, Ervik A, Sjøtun K, Hansen PK, Aure J. 2014a. Regional impact from finfish farming in an intensive production area (Hardangerfjorden, Norway). Marine Biology Research. 3, 241-252.

Husa V, Steen H, Sjøtun K. 2014b. Historical changes in the macroalgal communities in Hardangerfjorden. Marine Biology Research. 3, 226-240.

Jansen HM, Broch OJ, Bannister R, Cranford P, Handå A, V Husa, Zeng Jie Jiang, Strohmeier T, Strand H. (2018). Spatio-temporal dynamics in the dissolved nutrient waste plume from Norwegian salmon cage aquaculture. Aquaculture Environment Interactions 10:385-399.

Klavestad N. (1967). Undersøkelser over benthos-algevegetasjonen i indre Oslofjord i 1962-1965. Delrapport 9. NIVA. 119 s.

Klavestad N. (1978). The marine algae of the polluted inner part of the Oslofjord. Botanica Marina 21, 71-97.

Liu D, Keesing JK, Dong Z, Zhen Y, Di B, Shi Y, Fearns P, Shi P. (2010). Recurrence of the world's largest green-tide in 2009 in Yellow Sea, China: Porphyra yezoensis aquaculture rafts confirmed as nursery for macroalgal blooms. Marine Pollution Bulletin 60, 1423-32.

Norderhaug KM, Gundersen H, Høgåsen T, Johnsen TM, Severinsen G, Vedal J, Sørensen K, Walday M. (2016a). Eutrophication status for Norwegian waters. National report for the third application of OSPARs Common Procedure. Rapport frå Miljødirektoratet M- 589.

Ménesguen A, Perrot T, Dussauze M. (2010). Ulva Mass Accumulations on Brittany Beaches: Explanation and Remedies Deduced from Models. Mercator Ocean Quarterly Newsletter, October 2010.

Munda IM. (1996). The northern Adriatic Sea. In Ecological studies Vol 123. Eds. Scramm & Nienhaus. Marine benthic vegetation. Kap 16, 369-402

Oh ES, Edgar GJ, Kirkpatrick JB, Stuart-Smith RD, Barett NS. 2015. Broad -scale impacts of salmon farms on temperate macroalgal assemblages on rocky reefs. Marine Pollution Bulletin 98: 201-209.

Pang SJ, Liu F, ShanTF, Xu N, Zhang ZH, Gao SQ, Chopin T, Sun S. (2010). Tracking the algal origin of the Ulva bloom in the Yellow Sea by a combination of molecular, morphological and physiological analyses. Marine Environmental Research 69, 207-215.

Pitta P, Karakassis I, Tsapakis M, Zivanovic S. (1999). Natural vs. Mariculture derived nutrients and plankton in the Mediterranean Sea. Hydrobiologia 391, 181-194.

Pitta P, Apostolaki ET, Tsagaraki T, Tsapakis M, Karakassis I. (2006). Fish farming effects on the chemical and microbiological variables of the water column: a spatio-temporal study along the Mediterranean Sea. Limn. Hydrobiologia 563, 99-108.

Price C, Black KD, Hargrave BT, Morris JA. (2015). Marine cage culture and the environment: effects on water quality and primary production. Aquaculture Environmental Interactions 6,151-174.

Rueness J. og Fredriksen S. (1991). An assessment of possible pollution effects on the benthic algae of the outer Oslofjord, Norway. Oebalia 17, 223-235.

Sanz-Lazaro C, Belando MD, Marin-Guirao L, Navarrete-Mier F, Marin A. (2011). Relationship between sedimentation rates and benthic impact on Maerl beds derived from fish farming in the Mediterranean. Marine Environmental Research 71, 22-30.

Soto D, Norambuena F. 2004. Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: a large-scale mensurative experiment. Journal of Applied Ichthyology 20,493-501.

Svåsand T, Karlsen Ø, Kvamme BO, Stien LH, Taranger GL, Boxaspen K. (2016). Risikovurdering av norsk fiskeoppdrett 2016. Fisken og havet, særnummer 2-2016. 192.

Taylor BE, Jamieson G, Carefoot TH. (1992). Mussel culture in British Columbia: the influence of salmon farms on growth of *Mytilus edulis* . Aquaculture 108, 51-66.

Torrissen O, Hansen PK, Aure J, Husa V, Andersen S, Strohmeier T, Olsen RE. (2016). Næringsutslipp fra havbruk-nasjonale og regionale perspektiv. Rapport fra Havforskningen Nr. 12-2016. 19 s.

Wassmann P. 1990a. Relationship between primary and export production in the boreal coastal zone of the North Atlantic. Limnology and Oceanography 35: 464-471

Wassmann P. 1990b. Calculating the load of organic carbon to the aphotic zone in eutrophicated coastal waters. Marine Pollution Bulletin 21: 183-187.

Wang X, Olsen LM, Reitan KI, Olsen Y. (2012). Discharge of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. Aquaculture Environment Interactions 2, 267-283.

Wilson S, Blake C, Berges JA, Mags CA. (2004). Environmental tolerances of free-living coralline algae (maerl): implications for European marine conservation. Biological Conservation 120, 283-293.

Worm B, Sommer U. (2000). Rapid direct and indirect effects of a single nutrient pulse in a seaweed-epiphyte grazer system. Marine Ecology Progress Series 2002, 283-288.

# 5 - Miljøpåvirkning på bunn som følge av partikulære organiske utslipp fra fiskeoppdrett

**Forfatter(e): Pia Kupka Hansen, Tina Kutti, Vivian Husa, Nigel Brian Keeley og Katherine Mary Dunlop (HI)**

*Foto: Havforskningsinstituttet*

Les mer om risikorapporten

Kapittel 7 i risikorapporten

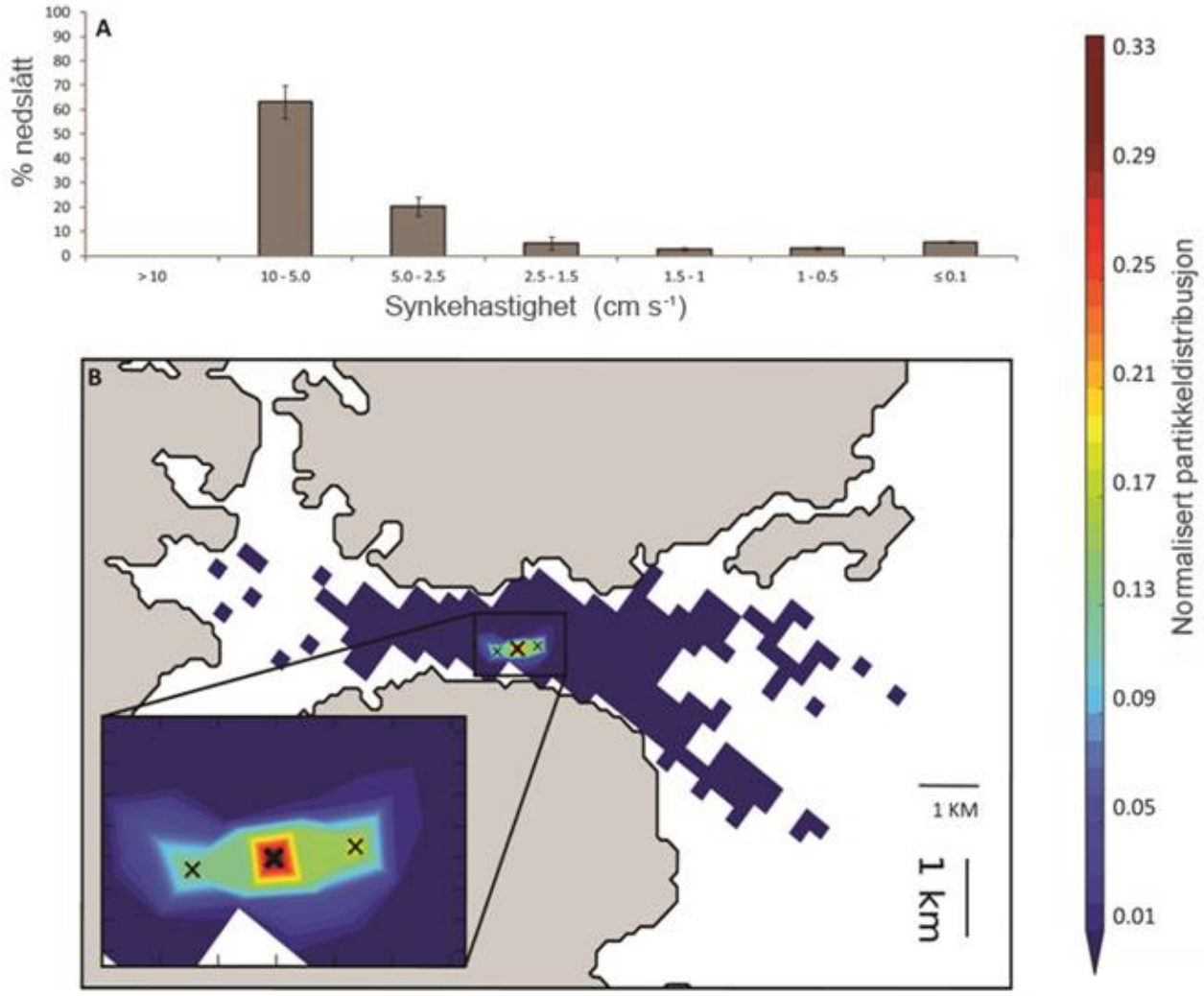
## 5.1 - Innledning

Oppdrettsfisk i Norge produseres i all hovedsak i åpne merdanlegg og det slippes ut organiske partikler direkte til miljøet i form av fekalier fra fisken og fôr som ikke spises. Partiklene spres over større områder eller akkumuleres på eller i sedimentet og vil kunne påvirke bunnmiljøet i større eller mindre grad rundt oppdrettsanlegget. Mengden organiske partikler som slippes ut fra fiskeoppdrettsanlegg vil være proporsjonalt med produksjonen av fisk, men påvirkningen vil avhenge av de naturlige forholdene på lokaliteten og i området, især strømforholdene.

## 5.2 - Spredning av partikulært materiale

Fôrpellets og fekalier har ulike fysiske egenskaper. Pelletene er relativt faste og går ikke lett i stykker, men fekalier er ofte skjøre og brekkes lettere opp i mindre deler som synker med ulik hastighet. Synkehastigheten for pellets i størrelsen 4–10 mm ligger i området 6–11 cm/s (Yrong-Song mfl. 1999). Fordeling av synkehastigheten av fekalier fra 1,5 kg stor fisk er vist i figur 5.1A. Intakte fekalier synker med en fart på 5 til 10 cm/s, og i overkant av 90 % av partiklene synker raskere enn 2,5 cm/s. En liten fraksjon synker langsommere enn 0,1 cm/s, og spres langt videre enn det umiddelbare influensområdet. Fiskestørrelse synes å ha liten betydning for synkehastigheten til fekaliene.

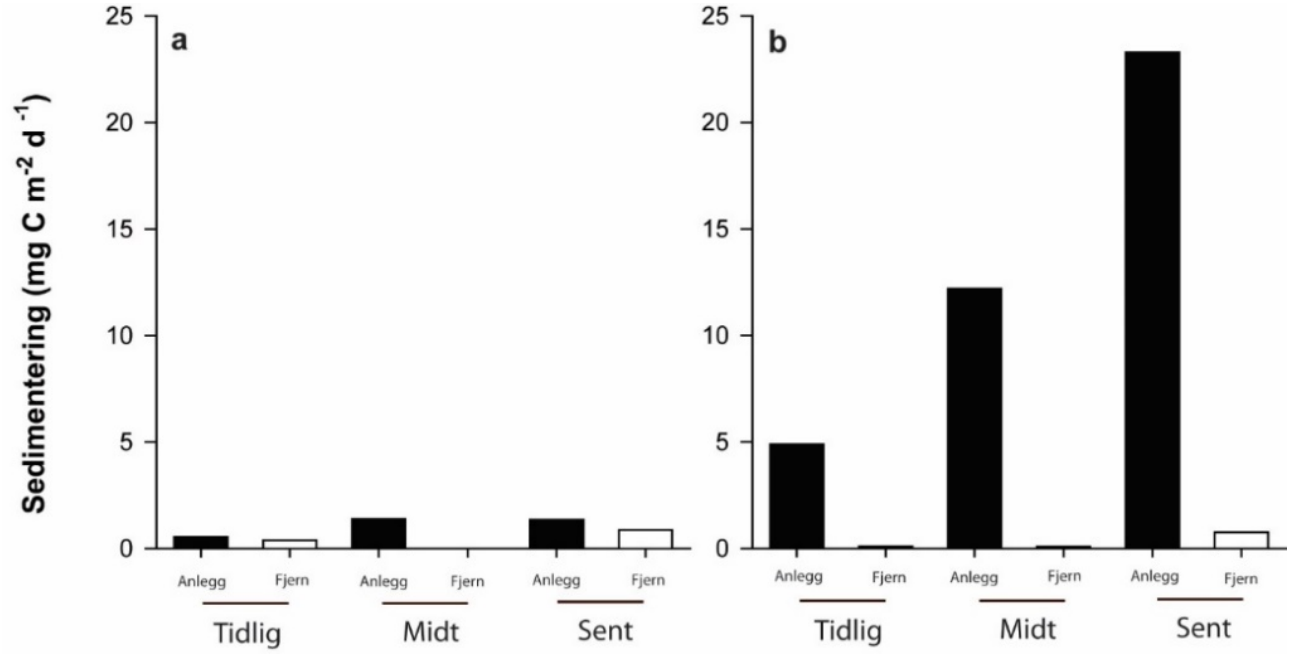
Spredningen av partiklene bestemmes av dyp, vannstrøm, hvor raskt de synker og hvor lett de går i oppløsning. De relativt høye synkehastighetene til spillfôr og intakte fekalier gjør at lokaliteter med lave strømhastigheter (< 5 cm/s) vil få deponert det meste av det organiske materialet under og i den umiddelbare nærhet til anlegget. Lokaliteter med høye strømhastigheter (> 10 cm/s) sprer partiklene over et større område med relativt lite bunnfelling rett under merdene. Ved å kombinere synkehastighetsdata med 3-D hydrodynamiske modeller kan vi se på spredningen av partikulært organisk materiale (figur 5.1B) (Bannister mfl. 2016).




*Figur 5.1 A) Fordeling av synkehastighet til fekalier fra 1,5 kg stor laks. B) Spredning av organisk materiale i nær- og fjernsone ved et matfiskanlegg i en fjord på Vestlandet. Simuleringer ble kjørt for 1,5 kg tung fisk over en 14 dagers periode, og er presentert som normalisert partikkeldistribusjon basert på antall partikler som ble sluppet gjennom simuleringsperioden (begge figurer basert på Bannister mfl. 2016).*

Strømforholdene er ulike inne i fjordene og ute på kysten. Fjordlokaliteter kan ha god strøm i merddypet, mens det ofte er lite vannbevegelse i dypere vannlag. Dette er i motsetning til anlegg som ligger ute på kysten, som ofte ligger

grunnere og har god strøm i hele vannsøylen. Fjordlokaliteter er derfor mer utsatt for overbelastning og har høyere sannsynlighet for å ikke nå miljømålene som er bestemt for virksomheten. Figur 5.2 viser sedimentasjonsrater målt ved to oppdrettsanlegg, ett inne i en fjord og ett ute på kysten, henholdsvis ved anleggene og 800 m fra anleggene (Valdemarsen mfl. 2012; Bannister mfl. 2014). På fjordlokaliteten sedimenterer det meste av det organiske stoffet rett ved anlegget, og tilførslene øker kraftig utover produksjonssyklusen. På kystlokaliteten spres det organiske materialet utover, hvilket resulterer i en langt lavere sedimentasjon, og verdiene er stabile gjennom produksjonsperioden.




*Figur 5.2. Sedimentasjonsrater målt over en produksjonsperiode ved to matfiskanlegg (anlegg) og 800 meter fra anleggene (fjern) henholdsvis ute på kysten (a) og inne i en fjord (b). «Tidlig» angir starten av produksjonssyklusen; «Midt» angir midt i produksjonen, mens «Sent» angir måling mot slutten med maksimal biomasse og fôring. Data fra Valdemarsen mfl. 201 og; Bannister mfl. 2014.*

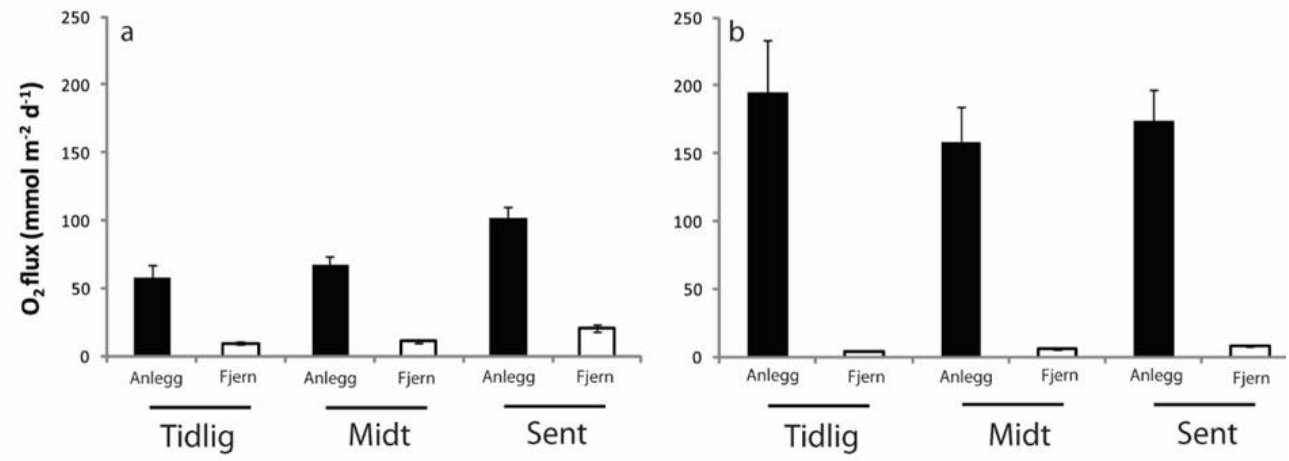
Variasjon i partikkelspredning gjør at størrelsen på påvirkningssonen omkring matfiskanleggene vil variere. Sedimentasjonen vil oftest være størst under og i umiddelbar nærhet av anlegget, og den avtar med økende avstand. De minste fraksjonene av utslippene fra anlegget vil i noen tilfeller kunne spores flere kilometer nedstrøms fra anlegget, men mesteparten av partiklene vil vanligvis bunnfelle mindre enn 500 meter fra merdene. Utviklingen i laksefiskproduksjonen i Norge går mot store anlegg som ligger på bølgeeksponerte, grunne kystlokaliteter og disse ser ut til å ha større bæreevne enn fjordlokaliteter (Keeley mfl. 2019, 2020).

## 5.3 - Lokale effekter av utslipp av partikulært materiale på bløtbunn og hardbunn

*Bløtbunn:* Nedbrytningen av organisk stoff forbruker oksygen hva enten det foregår ved bakterier eller dyr. Dersom forbruket er større enn tilførslene, oppstår det oksygenmangel i sedimentene og de blir anoksiske. Visse bakterier kan leve uten oksygen og nedbryter det organiske stoffet, men prosessene er langsomme slik at avfallet lettere bygger seg opp og det utvikles giftige gasser som dreper bunndyrene. Det kan også dannes bobler som transporterer partikler og smittestoffer fra bunnen og opp i vannmassene som kan skade fisken i merdene (Hall mfl. 1990; Hansen mfl. 1991; Holmer & Kristensen 1992; Hargrave mfl. 1993; Holmer & Kristensen 1996; Valdemarsen mfl. 2012).

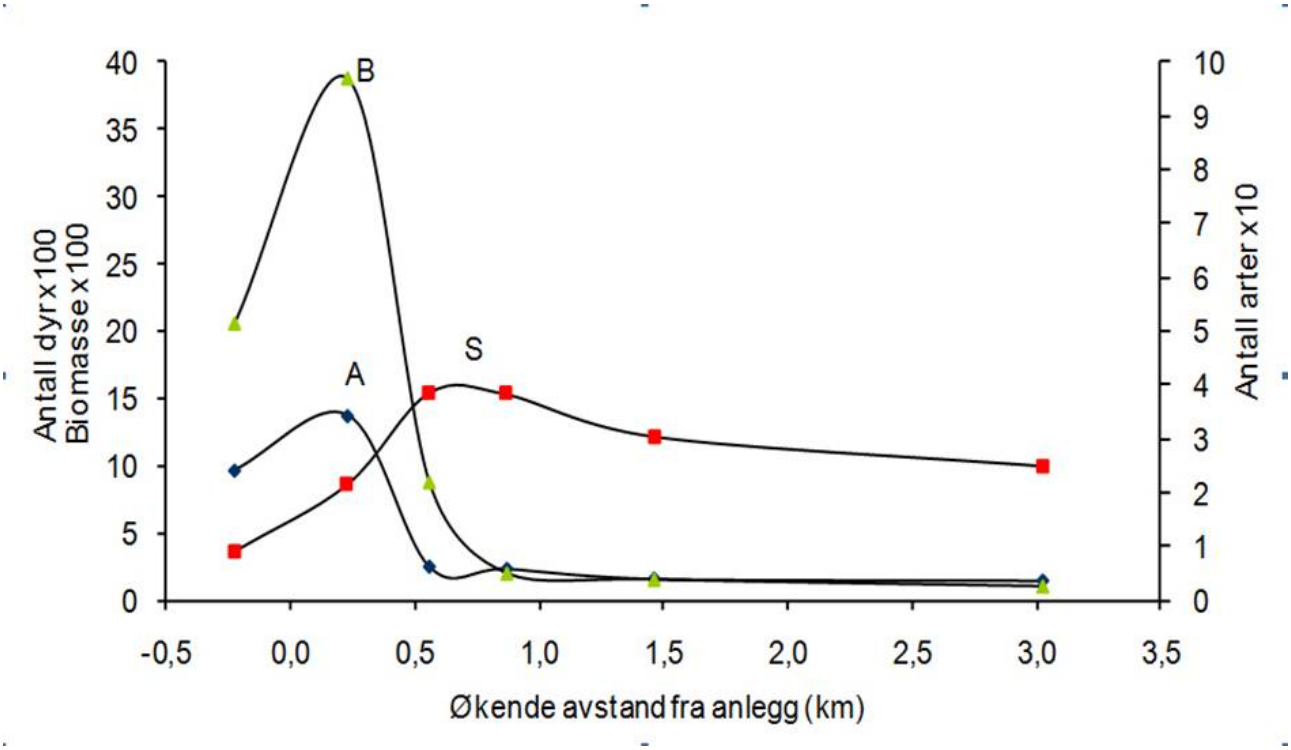
Påvirkning på bunnen vises bla gjennom oksygenforbruket, jo høyere oksygenforbruk jo større er sannsynligheten for anoksisk sediment. Der er stor forskjell på oksygenforbruket på ulike lokaliteter avhengig av hvor mye organisk materiale som er akkumulert. Figur 5.3. viser forskjellen mellom en strømrik lokalitet med lite opphoping av organisk stoff og en strømsvak hvor det organiske stoffet akkumulerte. Oksygenforbruket på den strømrike lokaliteten var relativ

lavt gjennom produksjonsperioden, men økte med økende fiskebiomasse (figur 5.3a). En stasjon 800 meter borte fra anlegget viste også tegn til påvirkning med rikt bunndyrssamfunn og et økende oksygenforbruk på slutten av produksjonsperioden. På den strømsvake stasjonen var oksygenforbruket høyt tidlig i produksjonsperioden, men minket ved økende fiskebiomasse, et symptom på at lokaliteten var overbelastet (figur 3b). Bunndyrene forsvant, og anoksiske nedbrytningsprosesser tok over. Stasjonen 800 meter lenger vekk var imidlertid lite påvirket, med et relativt fattig bunndyrssamfunn, som er vanlig på dypt vann i fjorder, og et lavt oksygenforbruk gjennom hele produksjonsperioden (Valdemarsen mfl. 2012, 2015; Bannister mfl. 2014).




*Figur 5.3. Forbruk av oksygen ved matfiskanlegg (Anlegg) og 800 meter fra anlegg (Fjern) på en strømsterk (a) og på en strømsvak (b) oppdrettslokalitet målt over en produksjonsperiode (tidlig, midt i og sent i produksjonsperioden). Data fra Valdemarsen mfl. (2012) og Bannister mfl. (2014).*

Bunndyrsamfunnet er en følsom indikator for organisk påvirkning, og blir mye brukt til overvåking (Black 2001). Som vist i figur 5.4. dannes det ofte en gradient ut fra anleggene. Nær merdene er det først en artsfattig sone med masseforekomst av noen få opportunistiske arter, mens bunndyrsamfunnet i en overgangssone er stimulert med forhøyet antall arter. Lengst ute er dyresamfunnet upåvirket, selv om avfall fra anlegget kan spores med følsomme kjemiske metoder (Kutti mfl. 2007b). Dette samsvarer med det vanlige mønsteret for organisk belastning omkring en punktkilde (Pearson & Rosenberg 1978).




*Figur 5.4. Biomasse av bunndyr (B), antall individ (A) og antall arter (S) i ulike avstander fra et oppdrettsanlegg fortøyd i et punkt i en fjord i Hordaland (figur fra Kutti 2008).*

Nyere forskning har vist at antallet av fjæremark endrer seg med avstanden til fiskeoppdrettsanlegg hvilket indikerer at de kan omsette organisk stoff fra anleggene (Keeley mfl. 2020; Dunlop mfl. 2021). Dette kan potensiell gjøre dem til kandidat som indikator art for påvirkning fra oppdrett på bløtbunn.

*Hardbunn:* Mange anlegg er i dag plassert i områder hvor man finner hardbunn eller en blanding av hard og bløtbunn. Man har tidligere antatt at der ville være liten opphoping av organisk materiale fra oppdrett på slike bunner, da der er lite annet materiale som sedimenterer. Mengden organisk materiale som sedimenterer på hardbunn er først og fremst avhengig av strømforholdene, slik det er for bløtbunn. Fauna på hardbunn består av fastsittende organismer som blant annet svamp og sjøanemoner og bevegelig fauna som blant annet kråkeboller, sjøpølser og krepsdyr. Organisk materiale som sedimenterer på hardbunn, kan enten bli spist av faunaen eller nedbrytes av bakterier slik som på bløtbunn. Vi har imidlertid få undersøkelser som dokumenterer hva som skjer på hardbunn gjennom produksjonsperioden, men der er pågående forskning for å definere indikatorer og bestemme grenseverdier for akseptabel påvirkning på hardbunn.

Nyere undersøkelser har vist at epifauna arter som slangestjerner, kråkeboller og krabber kan oppta og omsette organiske utslipp hvilket kan føre til at deres antall økes i områder rundt oppdrettsanlegg. For noen arter kan opptak av det organiske materialet spores i organismer opp til 1 km fra anleggene (White mfl. 2017, 2018, Woodcock mfl. 2018; Keeley mfl. 2020). Undersøkelser i Nord-Norge har vist at det organiske materialet påvirker sammensetningen av bunnfaunaen rundt anlegg (Dunlop mfl. 2021). Visuelle studier med kamera viste at svamper (viftesvamp og vortesvamp) og bløtkorraller, som dominerte bunnen i området rundt oppdrettsanlegg, ble færre tettere på anlegget hvor sedimentasjonen økte (Dunlop mfl. 2021). Der er imidlertid forskjell mellom ulike arter hvor noe tåler det organiske stoffet bedre enn andre. Artene viste likevel tegn på stress og det ble funnet endringer i vortesvamp og bløtkorallenes fettsyreprofil, hvilket kan tyde på at der var helseeffekter ( Laroche mfl. 2021; 2022 ).

Undersøkelse av to dype, hardbunnslokaliteter i en fjord viste at der under produksjonsperioden var akkumulering av organisk stoff og at den opprinnelige faunaen var borte. To typer opportunistiske børstemark dominerte og levde på/av det organiske stoffet. Påvirkningen avtok med økende avstand fra anleggene, og etter om lag 75 meter var de høye tetthetene av børstemark redusert (Hansen mfl. 2011; Eikje 2013). Resultatene svarer til undersøkelser gjort i Canada

hvor man også har funnet tap av den opprinnelige faunaen og at opportunistiske børstemark dominerer (Hamoutene mfl. 2016, Salvo mfl. 2017).

Visuelle metoder som involverer video teknologi brukes i stigende grad til å dokumentere tilstedeværelse av hardbunnsfauna og sammenhengen med sedimentering av organisk materiale fra fiskeoppdrettsanlegg. De kan dokumentere fekalier og spillfôr på bunnen, og man kan identifisere hvite bakteriematter og de opportunistiske børstemark komplekser som er beskrevet over. De kan derfor brukes som visuelle indikatorer for påvirkning på hardbunn tett på anleggene slik som man har gjort i Canada (Hamoutene mfl. 2018). I Norge har man fulgt utviklingen under et anlegg på hardbunn gjennom en produksjon syklus. Resultatene viste at fekalier, spillfôr og hvite bakteriematter var til stede under det meste av produksjonssyklusen, men at børstemark kompleksene kun var til stede når den organiske sedimenteringen var høy (Pezzola, 2021). Vi vet dog ennå ikke hvilke mengder av organisk materiale som får den opprinnelige faunaen til å forsvinne eller får børstemark komplekser til å dannes. Sammensetning av mikrobe samfunn på bløttbunn og hardbunn kan beskrives av ved å måle eDNA (miljø DNA). Mikrobesamfunn endrer seg forutsigbart når den organiske sedimentasjonen øker (Keeley mfl. 2018, 2021, Stoeck mfl. 2018, Frühe mfl. 2021). Sammen med visuelle observasjoner er det mulig at man i fremtiden kan bruke denne metoden til å overvåke endring i hardbunnsfauna som konsekvens av sedimentasjon av organisk materiale fra fiskeoppdrett.

## 5.4 - Regionale effekter av utslipp av organiske partikler

Regionale effekter på bunndyrsamfunn og oksygennivåer i vannsøylen kan oppstå dersom mengden av organisk materiale, f. eks i form av fekalier fra matfiskanlegg som spres utenfor anleggsområdet, blir så stor at dyresamfunnene på bunnen endrer seg. Oksygenforbruket øker og bunndyrssamfunnet endres slik vi kjenner det fra bunnpåvirkning tettere på anleggene. Det økte oksygenforbruket kan gi oksygensvikt i bunnvannet, spesiell der tilførselen av oksygen i vannmassene er dårlig. Effektene av partikulært materiale vil avhenge av størrelsen på utslipp og hydrografiske forhold. Fjordene er mest utsatt for en negativ påvirkning av utslipp fra akvakultur og faktorer som terskeldyp, mengde naturlige tilførsler, vannvolum i dypbassengene og frekvensen av utskiftning av dypvannet vil være avgjørende for hvor mye organisk materiale fjorden tåler (Aure 2013). I 2021 ble det utgitt en rapport som vurderer utveksling av bassengvann i en rekke terskelfjorder hvilket indikerer hvor sårbare disse er for påvirkning av tilført organisk stoff (Johnsen mfl. 2021).

## 5.5 - Rehabilitering av lokaliteter

Ved brakklegging av lokaliteter vil forholdene i sedimentet endre seg mot den tilstand som var før man satte ut fisk. Internasjonal forskning har vist at regenerering av bløtbunn ved permanent brakklegging kan ta fra et par måneder til sju år (Karakassis mfl. 1999; Macleod mfl. 2004; Pereira mfl. 2004). Det er store variasjoner mellom lokaliteter, og regenereringen avhenger blant annet av belastningen på bunnen, bunntypen og strøm. Regenerering av kjemiske forhold i sedimentet kan ta fra en måned til fire år etter endt produksjon, men biologisk regenerering tar vanligvis lengre tid. På hardbunn viser foreløpige resultater at det meste av det organiske materialet og børstemarkene var forsvunnet fra bunnen etter fire måneders brakklegging, men lite av den opprinnelige faunaen var kommet tilbake (Eikje 2013).

## 5.6 - Sporing av organisk materiale i sedimenter og marine næringskjeder

Oppdrettsanlegg trekker til seg dyr som enten direkte spiser spillfôr eller fekalier, eller bytteetere som spiser disse dyrene (Carss 1990). Sporing av terrestriske (landbaserte) fettsyrer som normalt ikke finnes i det marine miljø er en effektiv metode for sporing av utslipp av organisk materiale fra matfiskanlegg til bunnsedimenter og til dyr som spiser mye av oppdrettsavfallet (Olsen mfl. 2009, Olsen mfl. 2012, Woodcock mfl. 2017). I tillegg kan undersøkelser av stabile isotoper i fauna og sediment gi utfyllende informasjon. Sporing av DNA fra soyaprodukter i fiskefôr er en ny metode som gir klare signal hos filterfødere (kamskjell) som gjerne får i seg mindre mengder av avfallsprodukter (Woodcock mfl. 2017). Bruk av medisiner med lang halveringstid som tilsettes fôret kan også brukes til sporing av utslipp fra anlegg, men er naturlig nok kun anvendelig ved anlegg som bruker slik medisin (Samuelsen mfl. 2015). Fordelen med å bruke soya- DNA eller medisinrester som sporstoff er at det gir et klart enten eller svar.

Sporingsmetoder er nyttige i områder der undersøkelser viser en dårlig miljøtilstand, og man mistenker at utslipp fra oppdrettsanlegg i nærheten er årsak til den dårlige tilstanden. Man kan også benytte slike sporingsmetoder for å følge utslipp av organisk materiale inn i de marine næringskjedene. Foreløpige studier viser at organisk materiale fra matfiskanlegg går inn i den marine næringskjeden i et vidt spekter av arter. Fisk som sei, torsk, smørflyndre, havmus, brosme og uer spiser av fekalier eller børstemark og andre dyr som lever av fekalier. Vanlig kystreke, sjøkreps og trollhummer nært anlegg kan også ha fettsyrer i vevet som indikerer at de delvis lever av organiske materiale fra anleggene (Olsen mfl. under arbeid).

Vi har liten kunnskap om hvordan organisk materiale med terrestrisk opprinnelse vil påvirke de marine næringskjeder på sikt. Noen dyr har stor evne til å utnytte dette avfallet og vil dermed ha konkurransefortrinn i forhold til andre arter. Denne matressursen kan også påvirke noen arters funksjonsevne og reproduksjonspotensial. Studier viser at kråkeboller kan samle seg ved anlegg i fjorder og utnytter avfallet fra oppdrettsanlegg som ekstra matressurs, men når de spiser dette kan både funksjonsevne og reproduksjonssuksess reduseres (White mfl. 2016, White mfl. 2017).

## 5.7 - Lokale effekter på sårbare bunntyper

Det er ikke gjort en risikovurdering på sårbare bunntyper ennå, men i de neste årene kommer vi til å ha økt fokus på hvordan utslipp av organiske partikler fra matfiskanlegg påvirker sårbare habitater som korallrev, korallskog og svampområder. Dette er naturtyper med en viktig økologisk funksjon langs kysten og i fjordene fordi de har en høy produksjon og er levested for hundretalls andre arter. Disse naturtypene kan ha en forhøyet risiko for påvirkning fordi den enten tåler mindre eller bruker svært lang tid på å reetablere seg. Å etablere et korallrev eller et større kalkalgeområde kan ta tusenvis av år. Kunnskap om dette vil kunne gi en mer optimal plassering av nye anlegg og gi et bedre grunnlag for risikovurdering av effekten av utslipp. Ut fra den erfaring vi har i dag angående effekter av utslipp på bløtbunn og hardbunn, kan det anslås at utslipp av organiske partikler i umiddelbar nærhet til forekomster av disse naturtypene kan være ødeleggende. Det finnes få nasjonale eller internasjonale vitenskapelige studier om dette og det finnes ingen kunnskap om hvor stor buffersone man bør ha rundt anlegg for å unngå permanent skade. Men i 2020 ble det utgitt et forslag til metode for kartlegging av korall og svamp ved nye akvakulturanlegg (Kutti & Husa 2020) og i 2021 en metode for sårbare arter og naturtyper på dypt vann til bruk ved søknader om akvakultur i sjø (Kutti & Husa 2021).

*Koraller:* Det er lite kunnskap om hvordan dypvannskorallrev bygget av øyekorall Lophelia pertusa påvirkes av langtidsutslipp fra matfiskproduksjon (Tangen & Fossen 2012). Foreløpige resultater fra et korttidseksperiment har imidlertid vist at organiske utslipp reduserer vekstratene betydelig til *Lophelia pertusa* nær anleggene (<250 m) og øker erosjonen av det døde kalkskjelettet som revet hviler på (Kutti mfl. 2015). Studier av effekter av utslipp fra akvakultur på korallrev i tropiske og subtropiske områder bekrefter at koraller kan være sensitive overfor utslipp av organiske partikler med negative effekter på både vekst, overlevelse og reproduksjon (Bongiorni mfl. 2003; Villanueva mfl. 2006). I Norge er det begrenset kunnskap om forekomst og utbredelse av korallrev, noe som har bidratt til at en rekke matfiskanlegg i dag ligger plassert slik at de potensielt kan påvirke dypvannskorallrev (Husa mfl. 2016).

*Svamp:* Nye resultater fra et korttidseksperiment indikerer at forhøyede nivåer av små partikler fra oppdrettsfôr i vannet forårsaker fysiologisk og cellulært stress hos kålrabisvamp *Geodia barretti* (Kutti mfl. 2016). Hvis dette stemmer kan svampbestander under og nært anlegg forsvinne på sikt, noe som også er indikert fra feltundersøkelser i Hardangerfjorden (Hansen mfl. 2011). En rekke studier fra tempererte og tropiske havområder viser at økt sedimentasjon av uorganiske partikler fører til endringer i struktur og biodiversitet i svampsamfunn og at det også kan føre til sviktende rekruttering hos enkelte svamparter (se for eksempel Fabricius 2005 og Bannister mfl. 2010). Organisk avfall fra oppdrettsanlegg antas å ha en større effekt enn mineralpartikler, siden organisk avfall bruker oksygen når det brytes ned (Weber mfl. 2006, 2012).

## 5.8 - Overvåking

Miljøtilstanden i bunnen overvåkes både rett ved anlegget og i området rundt. Overvåkingen av organisk utslipp ved akvakulturanlegg skal følge norsk standard NS9410:2016 (Miljøovervåkning av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg). I 2000 kom den første standarden for miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg, Norsk Standard NS9410, den ble revidert i 2007 og siste revisjon kom i 2016. I 2005 kom den første forskriften som påla oppdretter å overvåke miljøtilstanden på bunnen ved anleggene. Tidligere hadde det vært opp til myndighetene å bestemme når der skulle utføres miljøundersøkelser.

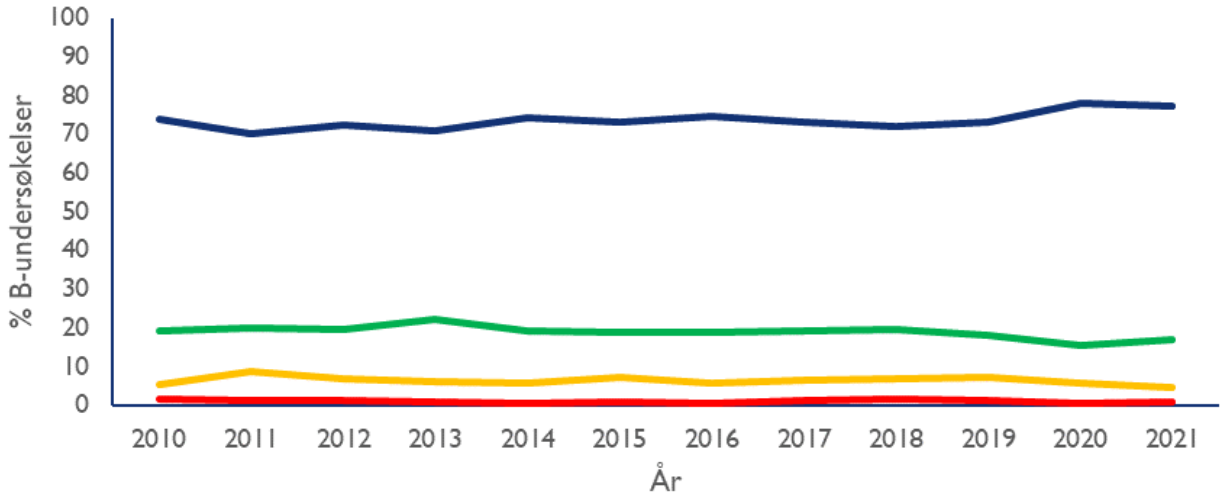
Standarden NS9410:2016 omfatter to typer undersøkelser, B og C, hvor B-undersøkelsen brukes nær anleggene (anleggssonen) og C-undersøkelsen i området omkring (overgangssonen). Standarden forklarer hvordan undersøkelsene skal utføres, undersøkelsesfrekvens og hvordan resultatene skal vurderes i forhold til definerte miljøstandarder. Standarden er laget for bløtbunnslokaliteter, da fiskeoppdrettsanlegg lenge lå over slike bunner. Imidlertid ligger dagens anlegg over både bløt og hardbunn og der er arbeid på gang for å utvikle standardisert hardbunns overvåking. Dessuten beskriver standarden en forundersøkelse som skal gjøres på nye lokaliteter før de tas i bruk og ved vesentlig utvidelse av eksisterende lokaliteter. Overvåkingsrapportene leveres til henholdsvis Fiskeridirektoratet (B-undersøkelsen) og Miljødirektoratet (C-undersøkelsen).

### 5.8.1 - Overvåking i anleggssonen

Miljømål for anleggssonen er at organisk materiale ikke skal akkumulere over tid og påvirkningen skal ikke være større enn at gravende bunndyr kan leve i sedimentet. For anleggssonen gjøres obligatorisk overvåking og der er etablert indikatorer og grenseverdier for påvirkning (NS9410:2016). B-undersøkelsen er en obligatorisk trendovervåking, og skal brukes nær anlegget der risikoen for påvirkning er størst. Undersøkelsen er en kombinasjon av biologiske, kjemiske og sensoriske variabler og definerer fire miljøtilstander (1-4): Miljøtilstand 1 betyr lite påvirkning, mens tilstand 4 viser stor påvirkning og er definert som overbelastning. Overvåkingen skal utføres ved maksimal belastning og undersøkelsesfrekvensen øker jo dårligere miljøtilstand lokaliteten oppnår. NS9410:2016 inneholder krav om B-undersøkelse også før utsett av ny fisk i anlegget dersom lokaliteten har miljøtilstand 2 eller dårligere. Tilstanden på den enkelte lokaliteten kan endre seg fra produksjonssyklus til produksjonssyklus, men som regel vil man etter noen år kunne justere produksjonen til lokalitetens bæreevne ved hjelp av resultatene fra B-undersøkelsene. Lokalitetens bæreevne er en kombinasjon av de naturgitte forhold som strøm, topografi, bunntype og faunasamfunn og den mengde fisk som oppdrettes, det vil si forholdet mellom lokalitetens sensitivitet og produksjonspresset.

B-undersøkelsen baserer seg på metodikk utviklet for bløtbunn, som er lite egnet til å bestemme påvirkningen på blandingsbunn og hardbunn. NS9410:2016 inneholder derfor en prosedyre for bruk på hardbunn inntil det utvikles en hardbunnsovervåking, men resultatene er usikre. På lokaliteter der det er vanskelig å gjennomføre en B-undersøkelse kan forvaltningen fatte vedtak om alternativ overvåking. Her brukes en midlertidig veileder og en ny versjon er på vei. Det satt i gang forskning som skal resultere i metodikk og grenseverdier for overvåking av hardbunn. Resultatene fra B-undersøkelsene rapporteres til Fiskeridirektoratet som kvalitetssikrer og godkjenner undersøkelsene.

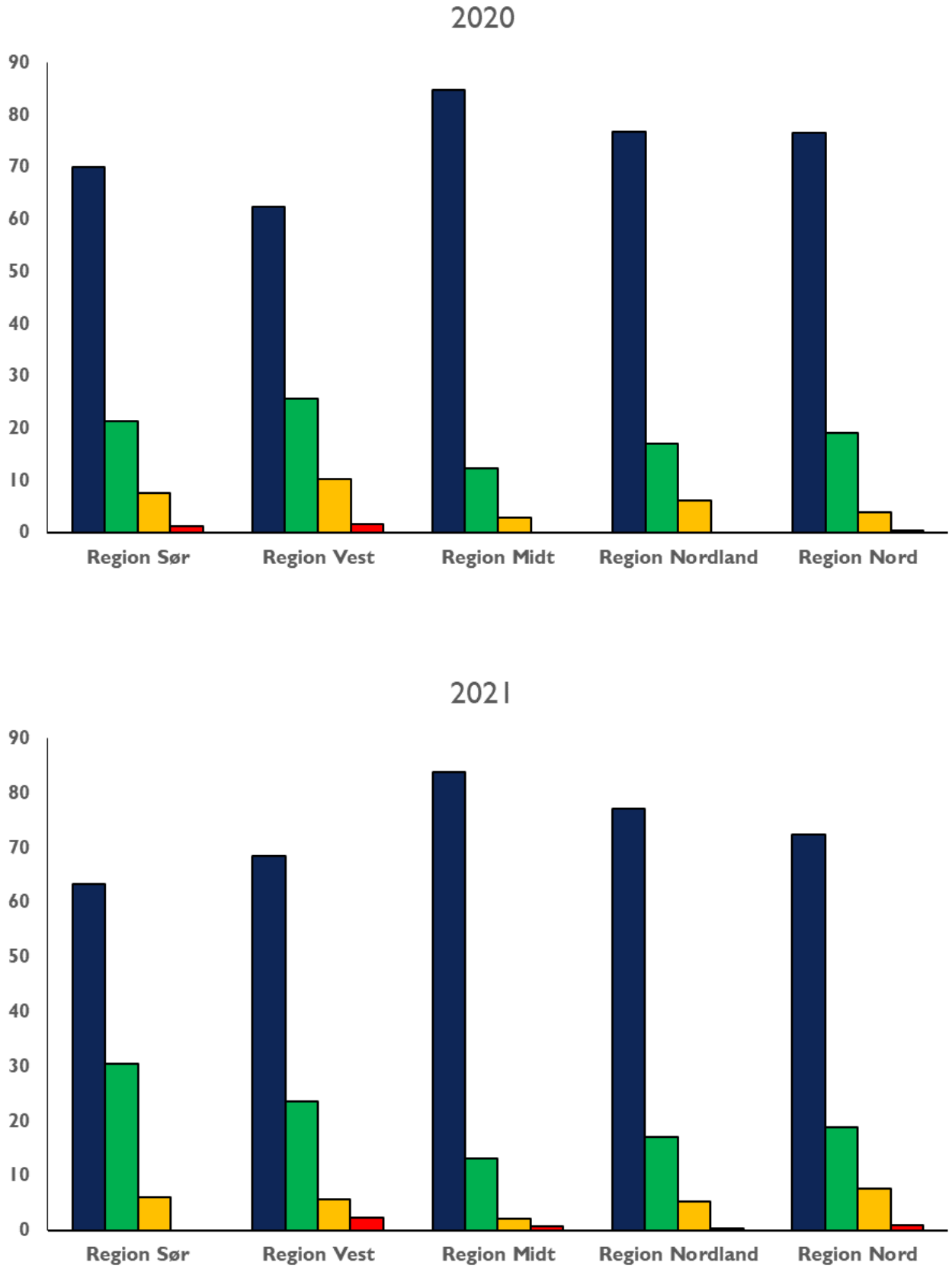
Der er totalt 1123 og 1056 gjeldende B-undersøkelser henholdsvis i 2020 og 2021. Resultatene fra B-undersøkelsene for hele landet gjennom de siste 12 årene vises i figur 5.5. Fordelingen av lokaliteter med meget god og god tilstand har vært tilnærmet jevn i perioden. Antall lokaliteter med dårlig eller meget dårlig tilstand har vært under 10 % i hele tidsperioden.




Figur 5.5. Resultater fra gjeldende B-undersøkelser fra hele landet fra 2010 til 2021. Figuren viser hvor stor prosentdel av undersøkelsene som har lokalitetstilstand 1 (meget god, blå), 2 (god, grønn), 3 (dårlig, gul) og 4 (meget dårlig, rød). Kilde: Fiskeridirektoratet.

Prosentvis fordelingen av B-undersøkelsene fordelt på lokalitetstilstand og områder for 2020 og 2021 vises i figur 5.6. For alle områdene, ligger andelen lokaliteter med meget god lokalitetstilstand (tilstand 1) på minst 63 %. I 2021 er antall lokaliteter i tilstand 3 mindre enn 8% til forskjell fra 2020 hvor region vest var 10.3%. Disse lokalitetene følges tett gjennom overvåking for å kunne gripe inn hvis de går i tilstand 4. For alle regionene er antallet av tilstand 4 lokaliteter i både 2020 og 2021 under 2% unntatt i region vest (2.4%). For lokaliteter som kommer ut i tilstand 4 kreves det at det

gjøres tiltak så tilstanden kommer tilbake i tilstand 1 eller 2.




*Figur 5.6. Prosentvis fordeling av gjeldende B-undersøkelser i 2020 og 2021 fordelt på lokalitetstilstand. Lokalitetstilstanden for den enkelte lokalitet er angitt med fargekode for tilstand 1 (meget god, blå), 2 (god, grønn), 3 (dårlig, gul) og 4 (meget dårlig, rød) Kilde: Fiskeridirektoratet.*

### 5.8.2 - Overvåking i overgangssonen

Miljømål for overgangssonen er at påvirkningen kun må være liten og på grensen av overgangssonen skal miljøtilstanden være lik området generelt. For overgangssonen gjøres obligatorisk overvåking (C-undersøkelser) og det er etablert indikatorer og grenseverdier for påvirkning (NS9410:2016 og Veileder 02:2013). Her skal man kunne avdekke mindre endringer over tid og undersøkelsen må derfor være mere følsom enn B-undersøkelsen. Hoveddelen er en kvantitativ undersøkelse av bunndyrene, i tillegg kan den omfatte analyser av sediment som kan identifisere utslipp fra oppdrettsanlegg. Prøvetakingsstasjonene er plassert i et område som dekker påvirkningssonen rundt anlegget og den ytterste stasjonen er plassert i en veiledende distanse på 400–600 meter fra anlegget. Utstrekningen av overgangssonen vil være lokalitetsavhengig, og modellering av spredning av organisk avfall samt overvåking under drift vil bidra til å fastsette yttergrensene for denne. Overvåkingen er risikobasert slik at undersøkelsesfrekvensen øker med økende påvirkning og antall prøvetakingsstasjoner bestemmes av hvor mye fisk som produseres i anlegget. C-undersøkelser skal gjennomføres C-undersøkelser ved alle anlegg med en risikobasert frekvens.

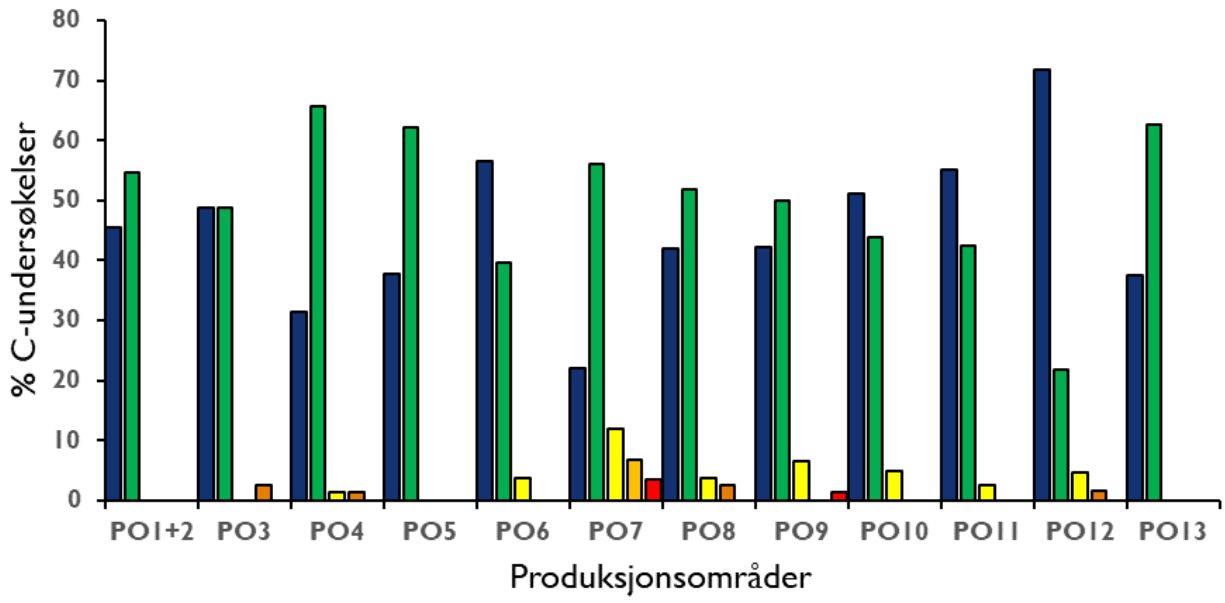
Klassifiseringen av faunaprøver gjøres i henhold til veileder:" Klassifisering av miljøtilstand i vann" (Veileder 02:2018). Det beregnes normaliserte nEQR verdier (normalised ecological quality ratio) for ulike diversitets- og sensitivitetsindekser for faunasammensetningen. Gjennomsnittet av enkeltindeksenes nEQR-verdier brukes til å beregne miljøtilstand på stasjonene i overgangssonen (nEQR) (Veileder 02:2018). En helhetsvurdering av resultatene fra alle stasjoner rundt anlegget gjøres og danner grunnlaget for videre oppfølging av anlegget. Dersom den ytterste stasjonen i overgangssonen har moderat tilstand skal det gjøres ytterligere undersøkelser for å klarlegge om dette gjelder for hele overgangssonen, bakgrunnen for tilstanden og vurderes om det skal settes i gang tiltak.

Lokaliteter der overgangssonen består av hardbunn kan ikke overvåkes med C-undersøkelsen. Forvaltningsmyndighetene har da anledning til å pålegge andre overvåkingsmetoder som for eksempel videofilming. Der er pågående forskning på hardbunns påvirkning som vil bli brukt til å definere indikatorer og grenseverdier for påvirkning også i overgangssonen. Resultatene brukes med et visst forbehold da ikke alle lokaliteter med hardbunn er blitt overvåket med adekvat undersøkelse. Det er Miljødirektoratet som mottaker og har ansvar for C-undersøkelsene.

Da stasjonene som inngår i C-undersøkelsen og som ligger nærmere anlegget ikke direkte kan vurderes ut fra miljømål satt i vannforskriften/NS9410-2016 har vi valgt å bruke miljøtilstanden i det ytterste punktet i overgangssonen. Miljøtilstanden i dette punktet skal kunne si noe om hvorvidt anlegget påvirker miljøet i overgangen til regional sone. Resultatene fra de andre prøvestasjonene vil bli brukt i som tilleggsinformasjon.

C-undersøkelsen utføres ikke hvert år og antall utførte undersøkelser kan derfor variere fra år til år. Undersøkelsesfrekvensen er avhengig av påvirkningen så hvis miljøtilstanden er god eller svært god vil det bli gjort en C-undersøkelsen hver tredje produksjon syklus. Derfor er C-undersøkelser gjort over en 5 årig periode slått sammen i figur 5.7 og 6.8. Jo dårligere forholdene blir jo oftere gjøres en C-undersøkelse. Dermed kan resultatene inneholde flere C-undersøkelser fra samme lokalitet hvis forholdene er dårlige og dermed kan antall lokaliteter som ligger i de dårligere tilstandsklassene (3, 4 og 5) bli overestimert. Årets risikovurdering er basert på 696 C-undersøkelser, hvor de fleste hadde minst god tilstand (tilstand 2) på den ytterste stasjonen i overgangssonen (figur 5.7).

*Figur 5.7. Miljøtilstandsklasse for den ytterste stasjonen i overgangssonen for 696 C-undersøkelser gjennomført mellom 2017 og 2021. Miljøtilstandsklasser (gjennomsnittlig indeksverdi, nEQR): 1 (svært god, blå), 2 (god, grønn), 3 (moderat, gul), 4 (dårlig, oransje) og 5 (svært dårlig, rød). Kilde: Miljødirektoratet.*




*Figur 5.8. Prosentvis fordeling i miljøtilstandsklasser (for nEQR) på den ytterste stasjonen i overgangssonen for 696 C-undersøkelser gjennomført mellom 2017 og 2021. Tilstandsklasse 1 (svært god, blå), tilstandsklasse 2 (god, grønn), tilstandsklasse 3 (moderat, gul), tilstandsklasse 4 (dårlig, oransje), tilstandsklasse 5 (svært dårlig, rød). Kilder: Miljødirektoratet.*

Prosentvis fordelingen av C-undersøkelsene fordelt på lokalitetstilstand og produksjonsområder vises i figur 5.8. I de fleste produksjonsområdene lå andelen av lokaliteter med miljøtilstand 2 eller bedre på over 90 %. Unntakelsen er PO7 hvor den er nede på 78 %. Som nevnt over vil lokaliteter som ligger i tilstandsklasse 3, 4 og 5 blir tettere overvåket og

dermed registres flere ganger over perioden fra 2017 til 2021. Det betyr dermed ikke at der nødvendigvis blir flere lokaliteter med dårlig tilstand. Men de dårlige lokalitetene vil bli tettere overvåket og forvaltningen følger situasjonen og kan kreve forbedringer.

Det er imidlertid er en mindre andel av prøver fra inne i overgangssonen som i visse produksjonssoner (PO3, PO7, PO8 og PO9) kommer i moderat og dårlig tilstand. I slike tilfeller skal det settes i gang tiltak så lokalitetens tilstand kan bedres. Fremtidige undersøkelser vil gi si noe om hvor effektive disse tiltakene er.

## 5.9 - Referanser

Aure J. (2013). Oppdrett og oksygen i Hardangerfjordbassenget. Havforskningsrapporten 2013. 198 s.

Bannister RJ, Valdemarsen T, Hansen PK, Holmer M, Ervik A. (2014). Changes in benthic sediment conditions under an Atlantic salmon farm at a deep, well flushed coastal site. Aquaculture Environment Interactions 5, 29–47.

Bannister RJ, Askeland Johnsen I, Hansen PK, Kutti T, Asplin L. (2016). Near-and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems. ICES Journal of Marine Science 73, 2408–2419.

Black D. (2001). Environmental Impacts of Aquaculture. Sheffield Academic Press, Sheffield. 212 s.

Carss DN. (1990) Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. Aquaculture 90, 29–40.

Dunlop, K., Harendza, A., Bannister, R., & Keeley, N. (2021). Spatial response of hard-and mixed-bottom benthic epifauna to organic enrichment from salmon aquaculture in northern Norway. *Aquaculture Environment Interactions* , *13* , 455-475.

Eikje EM. (2013). Benthic impacts of fish farm waste on hard bottom habitats, the ecology of opportunistic epifauna polychaetes. Master thesis, University of Bergen, Norway. 61 s.

Frühe, Larissa, et al. "Global Trends of Benthic Bacterial Diversity and Community Composition Along Organic Enrichment Gradients of Salmon Farms." *Frontiers in Microbiology* 12 (2021): 853.

Hall POJ, Anderson LG, Holby O, Kollberg S, Samuelsson MO. (1990). Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. Mar. Ecol. Prog. Ser. 61, 61–73.

Hansen PK, Pittman K, Ervik A. (1991). Organic waste from marine fish farms – effects on the seabed. In: T. Makinen (ed.): Marine aquaculture and environment, Nord 1991:22. s. 105–119.

Hansen PK, Bannister R, Husa V. (2011). Utslipp fra matfiskanlegg. Påvirkning på grunne og dype hardbunnslokaliteter. Rapport fra Havforskningen NR 21–2011. 26 s.

Hamoutene D, Salvo F, Donnet S, Dufour SC. (2016). The usage of visual indicators in regulatory monitoring at hard-bottom finfish aquaculture sites in Newfoundland (Canada). Marine Pollution Bulletin 108, 232–241.

Hamoutene, D., Salvo, F., Cross, S., Dufour, S. C., & Donnet, S. (2018). Linking the presence of visual indicators of aquaculture deposition to changes in epibenthic richness at finfish sites installed over hard bottom substrates. *Environmental monitoring and assessment* , *190* (12), 1-8.

Hargrave BT, Duplisea DE, Pheiffer E, Wildish DJ. (1993). Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonium associated with marine cultured Atlantic salmon. Mar. Ecol. Prog. Ser. 96, 249–257.

Holmer M, Christensen E. (1992). Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 80, 191–201.

Holmer M, Christensen E. (1996). Seasonality of sulfate reduction and pore water solutes in a marine fish farm sediment: the importance of temperature and sedimentary organic matter. Biogeochem. 32, 15–39.

Johnsen IA, Husa V, Hansen PK, Vikebø F (2021). Utskifting av bassengvann i djupe terskelfjordar. Rapport fra havforskningen 2021-43

Karakassis Y, Hatziyanni E, Tsapakis M, Plaiti W. 1999. Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 184, 205–218

Keeley, N., Wood, S. A., & Pochon, X. (2018). Development and preliminary validation of a multi-trophic metabarcoding biotic index for monitoring benthic organic enrichment. *Ecological Indicators* , *85* , 1044-1057.

Keeley N, Valdemarsen, Woodcock S, Holmer M, Husa V, Bannister R. (2019). Resilience of dynamic coastal benthic ecosystems in response to large-scale finfish framing. Aquacult. Envir. Interac. 11, 161–179

Keeley NB, Valdemarsen, Strohmeier T, Pochon X, Dahlgren T, Bannister R. (2020). Mixed-habitat assimilation of organic waste in coastal environments – It's all about synergy. Sci. Tot. Environ. 699, 134281

Keeley, N., Valdemarsen, T., Strohmeier, T., Pochon, X., Dahlgren, T., & Bannister, R. (2020). Mixed-habitat assimilation of organic waste in coastal environments–It's all about synergy!. *Science of the Total Environment* , *699* , 134281.

Keeley, N., Laroche, O., Birch, M., & Pochon, X. (2021). A substrate-independent benthic sampler (SIBS) for hard and mixed-bottom marine habitats: a proof-of-concept study. *Frontiers in Marine Science* , *8* , 254.

Keeley, N., Laroche, O., Birch, M., & Pochon, X. (2021). A substrate-independent benthic sampler (SIBS) for hard and mixed-bottom marine habitats: a proof-of-concept study. *Frontiers in Marine Science* , *8* , 254.

Knight, R., Verhoeven, J. T. P., Salvo, F., Hamoutene, D., & Dufour, S. C. (2021). Validation of visual bacterial mat assessment at aquaculture sites through abiotic and biotic indicators. *Ecological Indicators* , *122* , 107283.

Kutti T. (2008). Regional impact of organic loading from a salmonid farm – dispersal, sedimentation rates and benthic fauna response. PHD Thesis, University of Bergen. 58 s.

Kutti T, Ervik A, Hansen PK. (2007a). Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes. Aquaculture 262, 367–381.

Kutti T, Hansen PK, Ervik A, Høisæter T, Johannessen P. (2007b). Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. II. Temporal and spatial patterns in infauna community composition. Aquaculture 262 (2-4), 355–366.

Kutti T, Husa V. (2020). Forslag til metode for kartlegging av korall og svamp ved nye akvakulturanlegg. Rapport fra havforskningen 2020-43

Kutti T, Husa V. (2021). Forslag til metode for kartlegging av sårbare naturtyper på dypt vann til søknader om akvakultur i sjø. Rapport fra havforskningen 2021-39

Laroche, O., Meier, S., Mjøs, S. A., & Keeley, N. (2021). Effects of fish farm activities on the sponge Weberella bursa, and its associated microbiota. *Ecological Indicators* , *129* , 107879.

Laroche, O., Meier, S., Mjøs, S.A., Keeley, N. (2022). Suspension-feeding benthic species' physiological and microbiome response to salmon farming and associated environmental changes. Frontiers in Marine Science, 9:841806

NS 9410:2016. (2016). Norsk Standard: Miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg). 36 s.

Macleod CK, Crawford CM, Moltschaniwskyj NA. (2004). Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery. Marine Pollution Bulletin 49, 79–88

Olsen SA, Ervik A, Grahl-Nielsen O. (2009). Deep-water shrimp ( *Pandalus borealis* , Krøyer 1838) as indicator organism for fish-farm waste. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 381, 82–89.

Olsen SA, Ervik A, Grahl-Nielsen O. (2012). Tracing fish farm waste in the northern shrimp *Pandalus borealis* (Krøyer, 1838) using lipid biomarkers. Aquacult Environ Interact 2, 133–144.

Pearson TH, Rosenberg R. (1978). Macrobenthic successions in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16, 229–311.

Pereira PMF, Black KD, McLusky DS, Nickell TD. (2004). Recovery of sediments after cessation of marine fish farm production. Aquaculture 235, 315–330.

Pezzola, C. (2021). Monitoring of benthic indicators of organic enrichment under aquaculture sites over mixed bottom substrates during a fish production cycle. Thesis, University of Groningen.

Salvo F, Mersereau J, Hamoutene D, Belley R, Dufour SC. (2017). Spatial and temporal changes in epibenthic communities at deep, hard bottom aquaculture sites in Newfoundland. Ecological Indicators 76, 207–218.

Samuelsen OB, Lunestad BT, Hannisdal R, Bannister R, Olsen S, Tjensvoll T, Farestveit E, Ervik A. (2015). Distribution and persistence of the anti sea-lice drug teflubenzuron in wild fauna and sediments around a salmon farm, following a standard treatment. Sci. Total Environment 508, 115–121.

Stoeck, T., Frühe, L., Forster, D., Cordier, T., Martins, C. I., & Pawlowski, J. (2018). Environmental DNA metabarcoding of benthic bacterial communities indicates the benthic footprint of salmon aquaculture. *Marine Pollution Bulletin* , *127* , 139-149.

Valdemarsen T, Bannister RJ, Hansen PK, Holmer M, Ervik A. (2012). Biogeochemical malfunctioning in sediments beneath a Norwegian deep-water fish farm. Environmental Pollution 170, 15–25.

Veileder 02:2018 (2018). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. 220 s.

White CA, Dworjanyn SA, Nichols PD, Mos B, Dempster T. (2016). Future aquafeeds may compromise reproductive fitness in a marine invertebrate. Marine Environmental Research 122, 67–75.

White CA, Bannister RJ, Dworjanyn SA, Husa V, Nichols PD, Kutti T, Dempster T. (2017) Consumption of aquaculture waste affects fatty acid metabolism of a benthic invertebrate. Science of the Total Environment. 586, 1170–1181.

White, C. A., Bannister, R. J., Dworjanyn, S. A., Husa, V., Nichols, P. D., & Dempster, T. (2018). Aquaculture-derived trophic subsidy boosts populations of an ecosystem engineer. *Aquaculture environment interactions* , *10* , 279-289.

Woodcock SH, Troedsson C, Strohmeier T, Balseiro P, Sandnes Skaar K, Strand Ø. (2017). Combining biochemical methods to trace organic effluents from fish farms. Aquaculture Environment Interactions. 9, 429–443.

Woodcock, S. H., Strohmeier, T., Strand, Ø., Olsen, S. A., & Bannister, R. J. (2018). Mobile epibenthic fauna consume organic waste from coastal fin-fish aquaculture. *Marine environmental research* , *137* , 16-23.

Yrong-Song C, Malcolm CM, Beverage M. (1999). Physical characteristics of commercial pelleted Atlantic salmon feed and considerations of implicates for modeling of waste dispersion through sedimentation. Aquaculture International 7, 89–100.

# 6 - Miljøeffekter som følge av utslipp av kobber fra fiskeoppdrett

**Forfatter(e): Bjørn Einar Grøsvik, Vivian Husa og Pia Kupka Hansen (HI)**

*Foto: Rune Antonsen*

Les mer om risikorapporten

Kapittel 8 i risikorapporten

## 6.1 - Innledning

Kobber er et naturlig forekommende tungmetall både i jordskorpen, marine sediment og i sjøvann. Stoffet er en viktig faktor for enkelte enzymreaksjoner i organismer, men er giftig dersom konsentrasjonen av kobberforbindelser blir for høy. I tillegg til å være et essensielt metall tilsatt fôret, brukes kobber som antibegroingsmiddel på nøter. I det marine miljø kan kobber eksistere både som enverdig kobber Cu(I) og som toverdig kobber Cu(II). Kjemiske former og konsentrasjoner av uorganisk kobber i sjøvann blir påvirket av redoks-statusen til sjøvann og sediment.

## 6.2 - Kobber i marine sediment

Kobberkonsentrasjon i upåvirkete marine sediment er vanligvis under 10 mg/kg tørt sediment (Sadiq 1992). Kobber tilført marine sediment vil bli værende der i en eller annen kjemisk form. Det er derfor forventet at kjemiske nivå i marine sediment gradvis vil øke ved kontinuerlig tilførsel.

Den mest stabile formen for kobber er kobberferritt $CuFe_2O_4$ (s) i miljøer der redoks-statusen (pe + pH) er > 6 for oksygenrikt og for mindre oksygenrikt sjøvann. Den mest stabile formen i oksygenfattig sjøvann der redoks-statusen er < 6 er kobbersulfid $Cu_2S$ (s). Utfelling eller oppløsning kan påvirke konsentrasjonene i porevann og sjøvann (Sadiq, 1992). Slik kan anaerobe og sulfidrike sediment i nærsonen binde kobber og redusere biologisk tilgjengelighet (Brooks & Mahnken, 2003).

## 6.3 - Kobber i kystvann

Løst kobber i sjøvann kan eksistere i flere kjemiske og fysiske former som partikler, ioner, og organiske og uorganiske komplekser. Den kjemiske atferden til kobber i sjøvann er viktig for bioakkumulering og giftighet for marine organismer.

En litteraturgjennomgang av tilgjengelige data har satt bakgrunnsnivå i sjøvann til 0,1 µg/l (Sadiq 1992). For noen havområder er det rapportert om økende konsentrasjoner av kobber med økende dyp. Dette blir tilskrevet opptak av kobber i planteplankton eller biota i overflaten og regenerering av kobber i dypere vannmasser. For oksygenrikt og mindre oksygenrikt sjøvann er kobberklorid (CuCl) den mest vanlige formen, mens kobbersulfid (CuS) er mest vanlig i svært oksygenfattig sjøvann (Sadiq 1992).

Gjennomsnittsverdier på 0,140 µg/l Cu i den nordlige Nordsjøen og på 0,070 µg/l i Atlantisk vann er rapportert av Balls (1985). Miljødirektoratet har definert nivå mindre enn 0,300 µg/l som bakgrunnsnivå for kystvann i Norge (tabell 6.1).

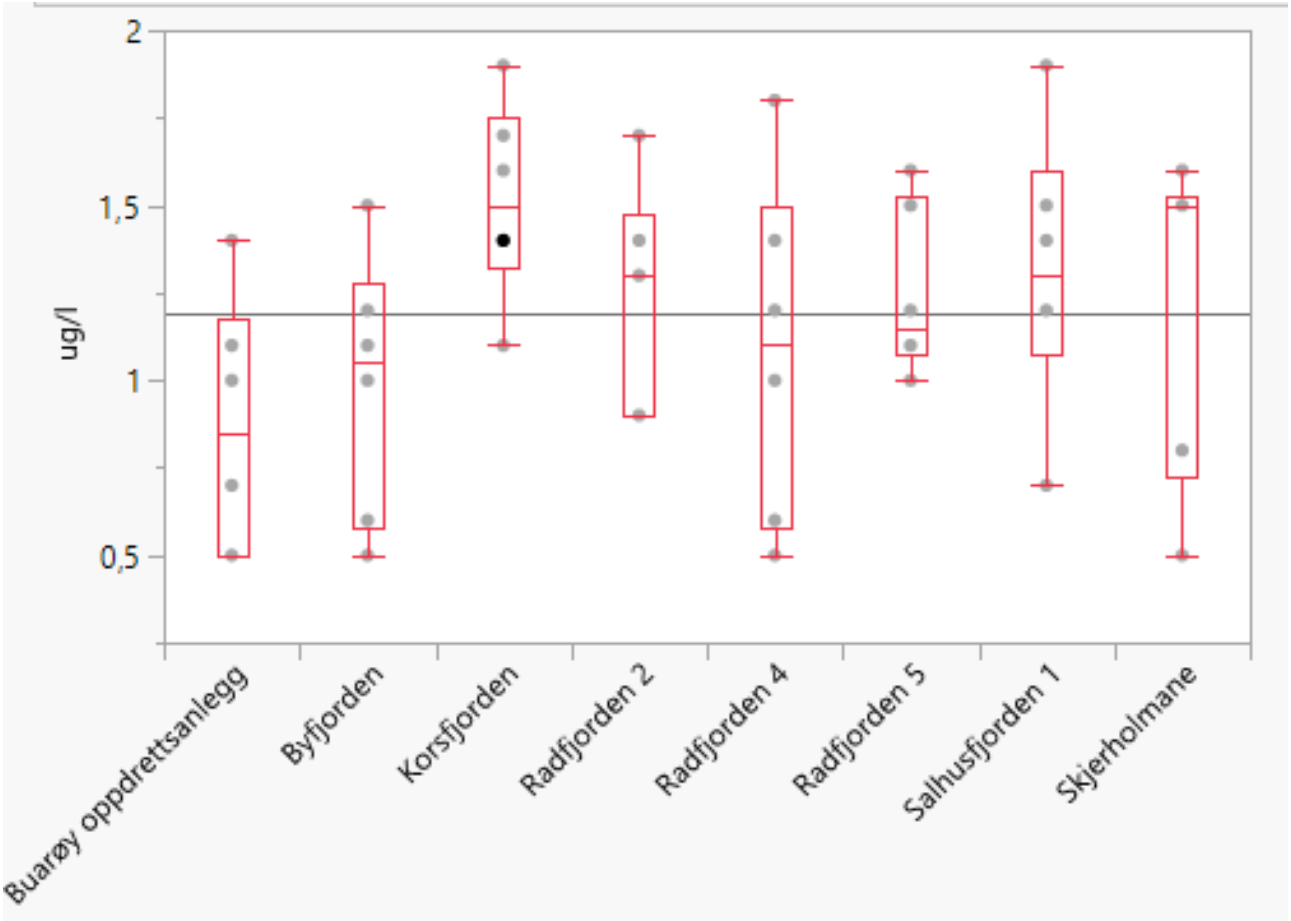
Russiske forskere har rapportert om gjennomsnittsnivå av Cu i Barentshavet til 1,267±0,103 µg/l og gjennomsnittsnivå i Arktisk vann til 0,985±0,086 µg/l (Novikov & Draganov, 2017).

Grenser for tilstandsklasser I–V for kobber i kystvann og sediment er vist i tabell 6.1. PNEC (Predicted no effect concentration) for marine organismer er satt til 2,6 µg/l. Bakgrunnsverdier for kobber i vann og sediment er satt på grunnlag av verdier rapportert av OSPAR (2006). Nedre grenseverdier for Tilstandsklasse III Moderat og tilstandsklasse IV Dårlig er satt lik fordi forskjellen i konsentrasjoner som gir kronisk eller akutte effekter er relativt liten (Miljødirektoratet, 2014).

*Tabell 6.1. Tilstandsklasser av kobber (Cu) i kystvann og sediment (Miljødirektoratet, 2016).*

| | **I Bakgrunn** | **II God** | **III Moderat** | **IV Dårlig** | **V Svært dårlig** |
|---|---|---|---|---|---|
| | Bakgrunnsnivå | Ingen toksiske effekter | Kroniske effekter ved langtidseksponering | Akutte toksiske effekter | Omfattende akutt-toksiske effekter |
| **Cu i kystvann (µg/l)** | < 0,3 | 0,3- 2,6 | <2,6 | 2,6- 5,2 | >5,2 |
| **Cu i sediment (mg/kg) (tørr vekt)** | < 20 | 20- 84 | <84 | 84- 147 | >147 |

Målinger fra 3 forskjellige dyp fra 8 stasjoner i Vestland i 2021 gav gjennomsnittsnivå på 1,19±0,40 µg/l. Høyeste nivå ble målt i Korsfjorden til 1,52±0,28 µg/l Cu. Det var ikke forskjeller mellom dyp, men Cu nivå i Korsfjorden var signifikant høyere enn ved oppdrettsanlegget på Buarøy (figur 6.1). Det var et spenn i målingene fra 0,5 µg/l (LOQ) til 1,9 µg/l.




*Figur 6.1. Boksplott av Cu-innhold i µg/l (vertikal akse) i prøver tatt på 3 forskjellige dyp fra 8 stasjoner i Vestland i 2021. Prøvene fra Buarøy oppdrettsanlegg og fra Skjerholmane ble tatt 50 m fra oppdrettsanlegget. Dyp: Bunn + 5m, midt i vannsøylen og overflate – 5m.*

## 6.4 - Opptak og giftighet

Kobber kan bli tatt opp av marine organismer, men kobber blir ikke biomagnifisert til høyere trofiske nivå. Bioakkumuleringsstudier viser at opptak av kobber til marine organismer hovedsakelig skjer som $Cu^{2+}$ ion. $Cu^{2+}$ ion er den giftigste formen etterfulgt av Cu-OH kompleks.

## 6.5 - Utslipp av kobber

Utslippsmengde fra et oppdrettsanlegg kommer fra fôrspill, fekalier og/eller kobber som faller av som store eller små partikler eller som lekker ut som kobberioner fra not-impregneringen.

Omtrent 70 % av fôringrediensene er i dag plantebasert og 30 % er basert på marine råstoff (Ytrestøyl et al., 2015). Råstoffene brukt til fôrproduksjon inneholder blant annet halogenerte organiske forbindelser som PCB, dioksiner, furaner, klorerte pesticider, bromerte flammehemmere og tungmetallforbindelser som kvikksølv (Hg), arsen (As) og kadmium (Cd), kobber (Cu) og sink (Zn). Andre stoffer tilsettes fôret i små mengder og er nødvendige for at fisken kan ha god tilvekst. Dette inkluderer også Cu og Zn, som derfor også kommer inn under kategorien mineraler når de blir tilsatt fôret.

Opptaket av kobber i fisken gjennom fôret er avhengig av konsentrasjonen i fiskefôret. Ved konsentrasjoner i fôret nær behovsgrensen (det oppdrettsfisken trenger for å opprettholde de fysiologiske funksjonene) er opptaket høyt, mens når konsentrasjonen er høyere enn behovsgrensen blir opptaket av kobber regulert eller redusert i tarmen til fisken. Som konsekvens gir dette et høyere utslipp av kobber gjennom fekalier. For kobber er retensjonen (tilbakeholdelsesgraden) i

fisk 25% ved konsentrasjon på 5 mg/kg fôr, mens når konsentrasjon i fôret er 35 mg/kg er retensjonen kun 5,7 %. Ved en fôrkonsentrasjon på 9,8 mg/kg, som er gjennomsnittskonsentrasjonen i fiskefôr analysert i 2018, estimeres det at retensjon av kobber er 21%. Hele 79% av kobberet slippes dermed ut gjennom fekalier eller urin. Fôrforbruk per anlegg per år kan variere fra 700 tonn til 14000 tonn. Dersom et gjennomsnittlig oppdrettsanlegg bruker 2000 tonn fôr per år vil ca 16 kg kobber gå gjennom fisken i anlegget (tabell 6.2). Tabellen viser også beregnet utslipp av andre utvalgte miljøgifter fra fôret.

Fra tabell 6.2 har vi at 1000 tonn for gir omtrent 8 kg kobber bundet til organiske partikler. Fôrforbruket i en typisk sirkelmerd med diameter 50 m er i størrelsesorden 500 tonn per år. Hovedtyngden av partiklene sedimenterer under anlegget, med mindre det er omfattende resuspensjon på stedet (Carvajalino-Fernández et al., 2020). Dette gir en tilførsel på noen få mg Cu/m $^2$ per år, dersom vi antar et verste-fall-scenario der alt partikulært materiale faller rett ned og ikke blir resuspendert. Altså er det ikke sannsynlig at kobber fra fôret er årsaken til de høye kobberverdiene som er registrert under anlegg med dårlig miljøtilstand av kobber.

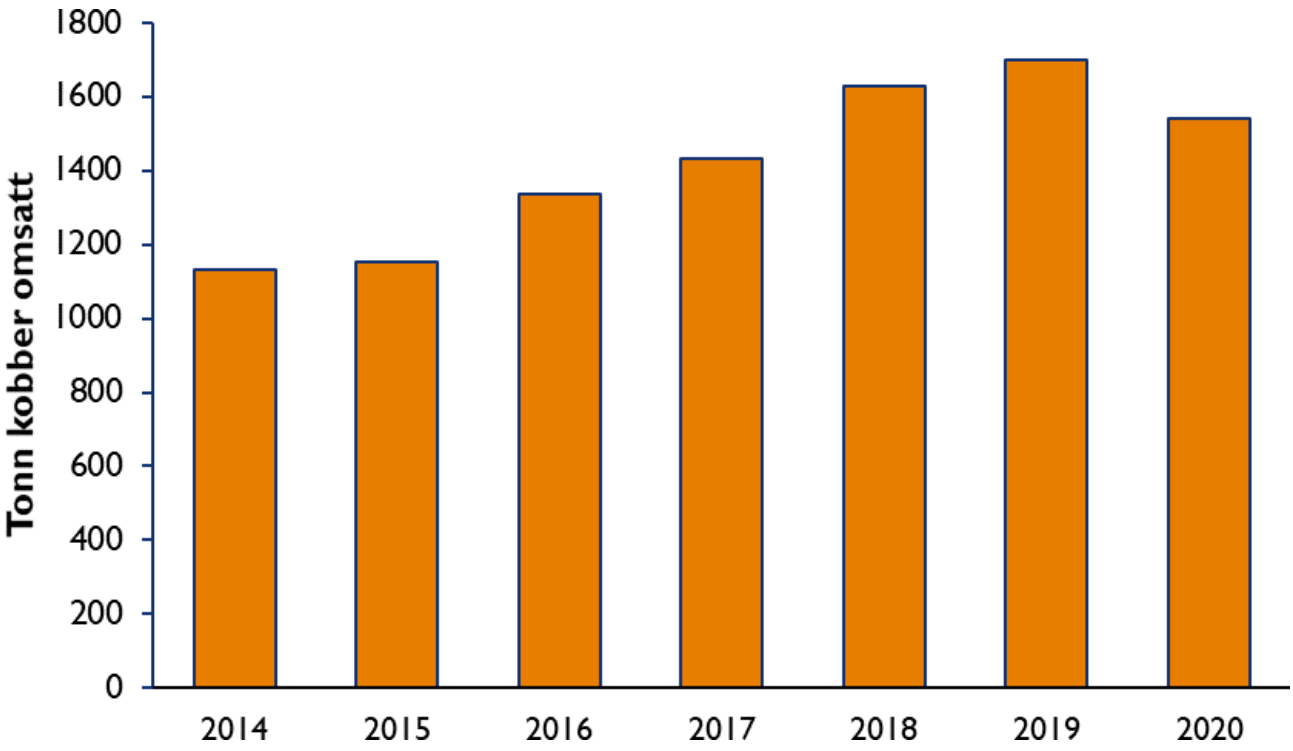
*Tabell 6.2. Oversikt over utslipp av utvalgte stoffer gitt fôrforbruk per 1000 tonn og fôrspill på 0,5 eller 8 % basert på Sele et al. (2019) og retensjonsdata fra Havforskningsinstituttet.*

| Miljøgift | Øvre grenseverdi | Gjennomsnitt fullfôr i 2018 | Andel som går gjennom laksen | Utslipp gitt fôrforbruk på 1000 tonn gitt 0,5 % fôrspill | Utslipp gitt fôrforbruk på 1000 tonn gitt 8 % fôrspill |
|---|---|---|---|---|---|
| **Hg** | 0,2 mg/kg | 0,03 mg/kg | 0,59 | 18 g | 19 g |
| **Cu** | 25 mg/kg | 9,8 mg/kg | 0,79 | 7,8 Kg | 7,9 Kg |
| **Cd** | 1,0 mg/kg | 0,16 mg/kg | 0,95 | 152 g | 153 g |
| **Zn** | 200 mg/kg | 174 mg/kg | 0,68 | 119 Kg | 123 Kg |
| **∑DDT** | 50 µg/kg | 4,9 µg/kg | 0,57 | 2,9 g | 3,0 g |
| **∑Klordan** | 20 µg/kg | 1,1 µg/kg | 0,67 | 0,7 g | 0,8 g |
| **HCB** | 10 µg/kg | 1,1 µg/kg | 0,57 | 0,6 g | 0,7 g |
| **PCB6** | 30 µg/kg | 3,0 µg/kg | 0,46 | 1,4 g | 1,5 g |
| **PBDE7** | Ikke fastsatt | 0,38µg/kg | 0,58 | 0,22 g | 0,23 g |

## 6.6 - Utslipp av kobber brukt som antibegroingsmiddel

Dikobberoksid ($Cu_2O$) er den formen av kobber som blir brukt som antibegroingsmiddel. Når spor av kobber fra $Cu_2O$ impregnert not går i løsning i sjøvannet, er det giftig for organismer som vokser på noten.

I 2020 ble det ifølge Produktregisteret omsatt 1539 tonn kobber til bruk som grohemmende middel i oppdrettsnæringen. Dette er det første året det er rapportert nedgang i forbruket av kobber for slik bruk. I 2019 var kobberforbruket 1698 tonn (figur 6.2). Det er estimert at utslipp av kobber fra akvakultur bidro til >85 % av utslipp av kobber til norske kystområder i 2016 (Skarbøvik et al., 2017).




*Figur 6.2. Omsetning av Cu til bruk som grohemmende middel i norsk akvakultur i perioden 2014- 2020. Kilde: Produktregisteret.*

## 6.7 - Økte konsentrasjoner i sediment rapportert fra C- undersøkelsene

I risikovurderingen har vi brukt verdiene som er rapportert i C-undersøkelsene for anleggssonen og overgangssonen i forhold til tilstandsklassene som er satt av Miljødirektoratet. Miljødirektoratet har definert fem tilstandsklasser for kobber i marine sediment. Øvre grense for tilstandsklasse I er definert som bakgrunnsnivå, mens grensene for de andre tilstandsklassene er gjort etter vurderinger av giftighet til stoffet. Tilstandsklasse II-God: skal ikke føre til toksiske effekter, tilstandsklasse III-Moderat: kan gi kroniske effekter ved langtidseksponering, tilstandsklasse IV-Dårlig: kan gi akutte toksiske effekter ved korttidseksponering og tilstandsklasse V-Svært dårlig kan gi omfattende akutt-toksiske effekter.

Når det gjelder giftighetsstudier for kobber er det ikke klare forskjeller på konsentrasjoner som gir kroniske effekter ved langtidseksponering og akutt giftighet ved korttidseksponering (Miljødirektoratet, 2016). Den øvre grense for tilstandsklasse II- God grenser derfor både til tilstandsklasse III-Moderat og Tilstandsklasse IV-Dårlig (tabell 6.1). Vi har derfor valgt å klassifisere tilstandsklasse I og II som God og tilstandsklasse III og IV som Dårlig i vurderingen vi har gjort av hvor stor prosentandel som har dårlig miljøtilstand for kobber i anleggssonen eller overgangssonen fra C-undersøkelsene fra de enkelte produksjonsområdene (tabell 6.3).

*Tabell 6.3. % lokaliteter som har dårlig miljøtilstand i anleggssonen eller i overgangssonen basert på C- undersøkelser i perioden 2017-2021, totalt 699 C-undersøkelser.*

| Produksjonsområde | Antall C-undersøkelser | % lokaliteter som har dårlig miljøtilstand av Cu i anleggssonen | % lokaliteter med dårlig miljøtilstand av Cu i overgangssonen |
|---|---|---|---|
| **1. Svenskegrensen til Jæren** | 5 | 20 | 20 |
| **2. Ryfylke** | 30 | 23 | 13 |
| **3. Karmøy til Sotra** | 75 | 49 | 17 |
| **4. Nordhordland til Stadt** | 70 | 41 | 3 |
| **5. Stadt til Hustadvika** | 37 | 14 | 0 |
| **6. Nordmøre og Sør-Trøndelag** | 117 | 13 | 5 |
| **7. Nord-Trøndelag med Bindal** | 60 | 23 | 7 |
| **8. Helgeland til Bodø** | 85 | 12 | 4 |
| **9. Vestfjorden og Vesterålen** | 75 | 1 | 5 |
| **10. Andøya til Senja** | 41 | 0 | 0 |
| **11. Kvaløy til Loppa** | 37 | 3 | 0 |
| **12. Vest- Finnmark** | 59 | 8 | 4 |
| **13. Øst- Finnmark** | 8 | 0 | 0 |

## 6.8 - Artenes toleranse for kobber

Kobber kan bli tatt opp (bioakkumulert) av marine organismer, men kobber blir ikke biomagnifisert til høyere trofiske nivå. Bioakkumuleringsstudier viser at opptak av kobber til marine organismer hovedsakelig skjer som kobberion ($Cu^{2+}$). $Cu^{2+}$ er den giftigste formen etterfulgt av kobber-hydroksid kompleks (Cu-OH).

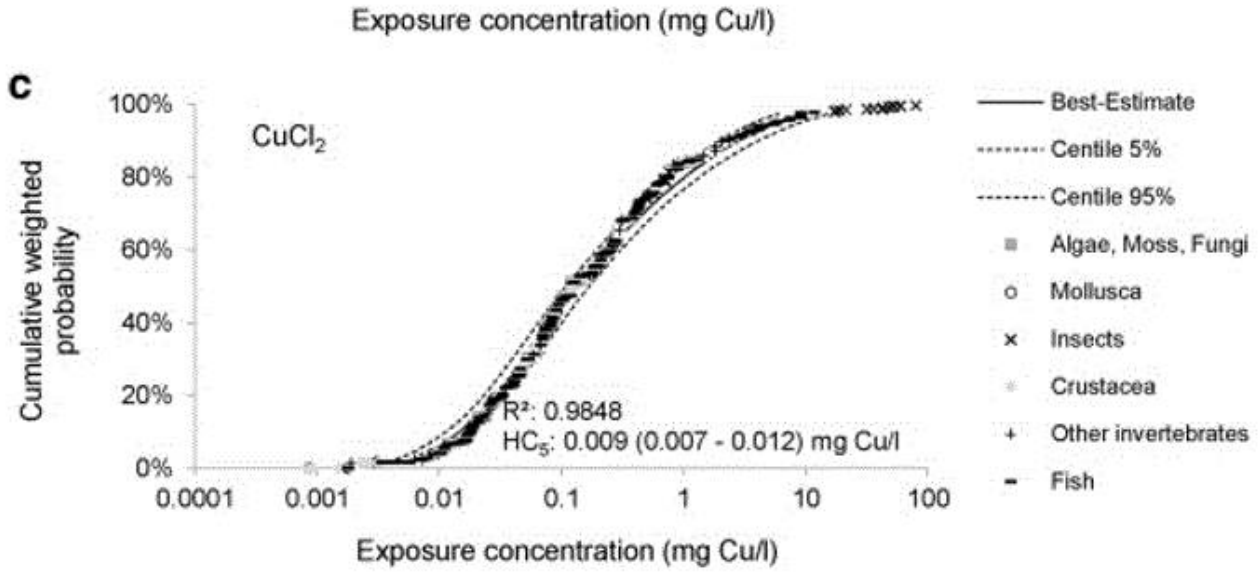
I høye nok konsentrasjoner kan kobber føre til skade på en rekke arter og gi redusert artsmangfold. Giftighetsstudier har vist at tidlige livsstadier av marine virvelløse dyr er mest følsomme for kobbereksponering, mens voksne stadier er mindre følsomme og til dels ganske robuste. Artene sin toleranse kan utrykkes som den konsentrasjonen av et stoff som ikke gir noen målbar effekt, såkalt PNEC (Predicted no effect concentration).

Eksponeringer for kobber i 2 døgn gav 50 % feilutvikling av embryo av stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) ved 5,3±0,5 µg/l og tilsvarende ved konsentrasjoner ved 49±20 µg/l for larvestadie av krabben *Cancer magister* (Martin mfl., 1981). Kronisk eksponering av kobber på larvestadiet av den antarktiske pigghuden *Sterechinus neumayeri* har vist at halvparten av individene blir påvirket ($^{(EC}$ 50 $^{verdi) ved}$ $^{1,4}$ µg/l (King & Riddle, 2001). Terskelverdier for konsentrasjoner som ikke gir effekt i en studie som inkluderte 24 arter (species sensitivity distribution) er blitt rapportert til 5,7 ug løst Cu/l (Foekema et al., 2015). En annen gjennomgang av 65 marine arter har gitt tilsvarende terskelverdi på 5,6 ug løst Cu/l (Hall et al., 1999).

Grenser for tilstandsklasser I–V for kobber i kystvann og sediment er vist i tabell 6.1 (Miljødirektoratet, 2016). PNEC for marine organismer er satt til 2,6 µg/l (tabell 6.1). Denne verdien er basert på giftighetsstudier som gir $HC_5$ verdi på 5,2 µg/l, med en sikkerhetsfaktor på 2 fordi en manglet mesokosmosstudier eller feltdata (European Copper Institute, 2005). Bakgrunnsverdier for kobber i vann og sediment er satt på grunnlag av verdier rapportert av OSPAR (2006). Nedre grenseverdier for Tilstandsklasse III Moderat og tilstandsklasse IV Dårlig er satt til samme verdi fordi forskjellen i konsentrasjoner som gir kronisk eller akutte effekter er relativt liten (Miljødirektoratet, 2014).

En studie som har sammenlignet giftighet av nanopartikler av CuO med $CuCl_2$ salt i SSD kurver (artsfølsomhetsfordeling) viste at løst kobber var mer giftig enn nanopartikler (Adam et al., 2015). $HC_5$ for nanopartikler ble oppgitt til 150 ug/l Cu med konfidensintervall fra 50-470, mens $HC_5$ for løst Cu ble oppgitt til 9 µg/l Cu med konfidensintervall på 7-12 µg Cu/l (figur 6.3) (Adam et al., 2015). $HC_5$ står for det nivået der 95 % av artene skal være beskyttet. Krepsdyr var mest følsomme for Cu eksponering. Det er en høy sannsynlighet for at giftigheten for både for Cu nanopartikler og Cu salt skyldes løste Cu-ion (Adam et al., 2015).

Redusert artsdiversitetsindeks er rapportert fra områder med høye kobberkonsentrasjoner i sediment i områder påvirket av gruvedrift av kobber (Ramirez et al., 2005).




*Figur 7.3. SSD kurve for CuCl 2 eksponering. Akutte toksisitetsdata (LC50/EC50) er tatt fra Ecotox database, 594 datapunkt (US EPA, Juli 2014). Figur tatt fra Adam et al. (2015).*

I tillegg til at Mytilus arter er inkludert i SSD studiene nevnt over, er det blant annet vist i en eksponeringsstudie med tre *Mytilus* arter (*M. Edulis*, *M. galloprovincialis* og *M. trossulus)* at 100 og 500 µg/l Cu var dødelig for alle tre artene etter 21 dagers eksponering. Kontrollgruppene viste Cu nivå mellom 1-2 mg/kg, mens skjell eksponert for 10 µg/l Cu i 4 eller 21 dager gav en bioakkumulering til 6 mg/kg i *M. galloprovincialis*. *M. edulis* og *M. trossulus gav bioakkumulering til 7-8 mg/kg Cu etter 4 dager og 17-18 mg Cu etter 21 dager (Brooks et al., 2015).*

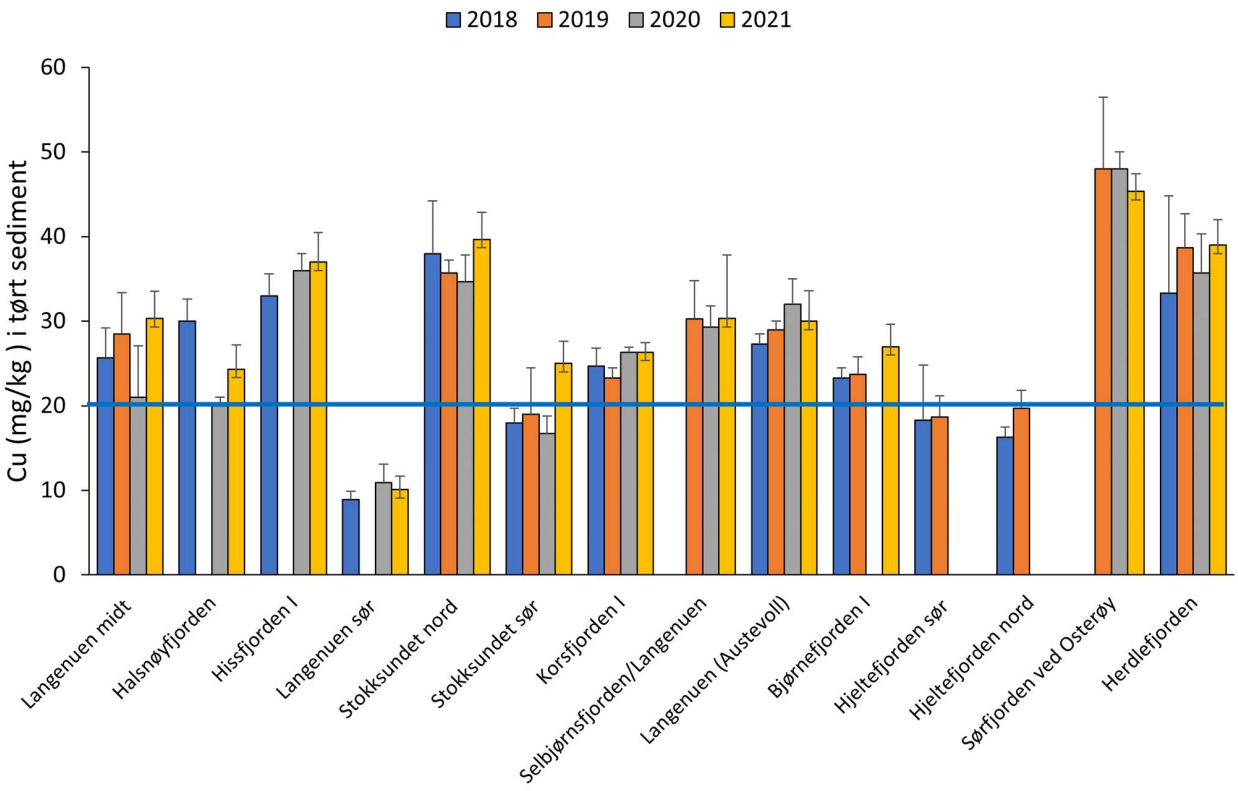
$EC_{10}$ konsentrasjon for kobbereksponering av blåskjell larver (*M. edulis*) observert som påvirkning av larveutvikling er rapportert til 3,4 µg/l Cu (Deruytter et al., 2017). Cu eksponering i en 48 timers embryo-larve test (*M. trossulus*) gav $EC_{50}$ nivå på 6,9-9,6 µg/l (Nadella et al., 2009).

Det er ikke gitt EQS-verdi for kobberinnhold i blåskjell (Miljødirektoratet, 2021). Kobbernivå i blåskjell er rapportert med gjennomsnittverdi på 1,1 mg/kg langs kysten av Norge i 2019 med et konsentrasjonsspenn på 0,67-1,5 mg /kg våtvekt (Duinker et al., 2020).

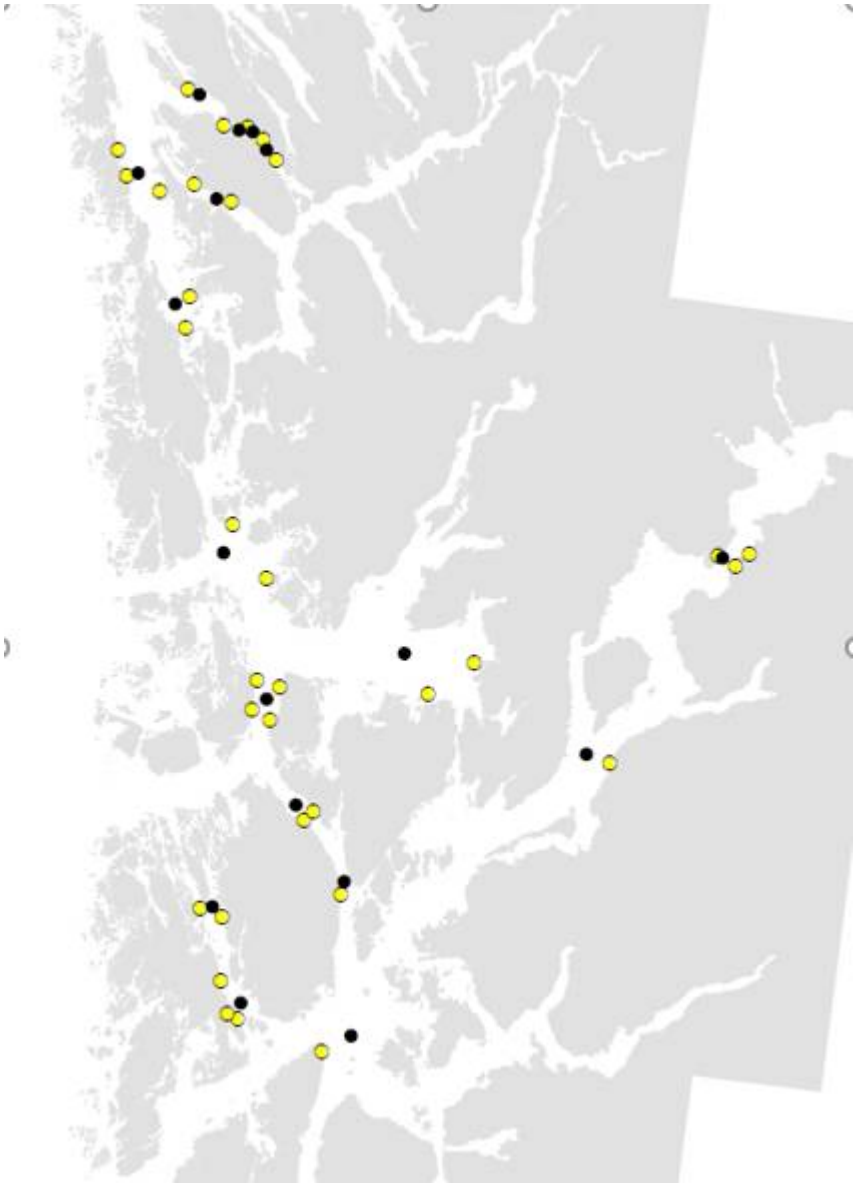
## 6.9 - Nivå i sediment i fjernsonen i fjorder i Vestland

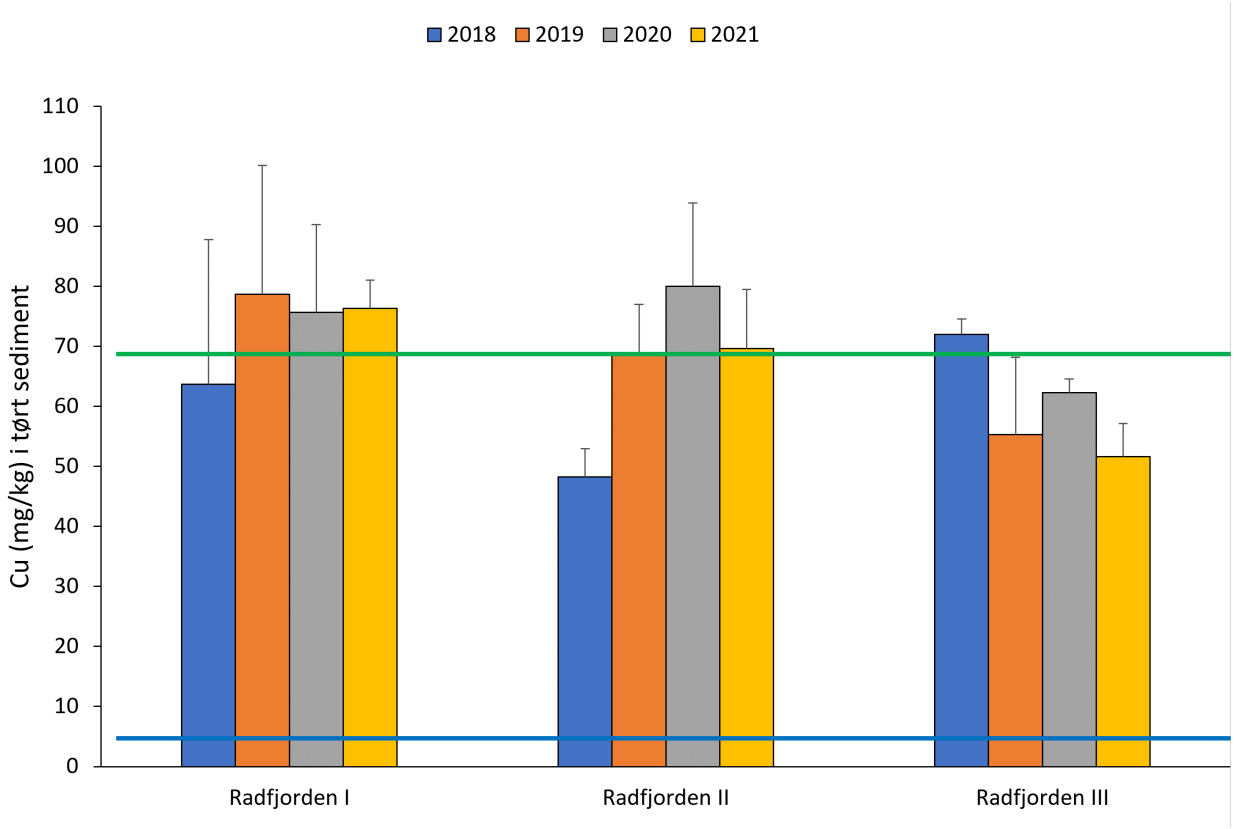
Overvåking av kobbernivå i sediment i fjernsonen i utvalgte fjorder i Hordaland utført av Blue Planet i 2013 og 2016 viste forhøyede nivå i Radfjorden og en mulig økning i Hissfjorden. Havforskningsinstituttet startet egen overvåking fjernsonen i flere fjorder i Hordaland/Vestland i 2018 for å få data på nivå på kobber og andre miljøgifter, og mulighet for å studere om disse endrer seg over tid (figur 6.4). Resultatene for kobber i sediment viste at nivåene varierer og at det er vanskelig å trekke konklusjoner om tidstrend etter så kort periode med målinger (figur 6.5 og 6.6). De høyeste nivåene ble funnet Sørfjorden (figur 6.5) og i Radfjorden (figur 6.6). Nivåene i Radfjorden var helt på grensen til dårlig

miljøtilstand, noe som gir forhøyet risiko for negative effekter av kobber. Statsforvalteren i Vestland har vedtatt at kobber ikke skal brukes som grohemmende middel i Radfjorden eller i Sørfjorden. Nivåene av kobber i de tre stasjonene i Radfjorden viser variasjon i nivåene i løpet av perioden, men ingen klar, samlet trend (figur 6.6). Enkelte av stasjonene valgt ut i denne overvåkingen har en økende trend av kobbernivå i sedimentet og det vil være viktig å følge opp denne overvåkingen framover. Sedimentasjonsraten kan også variere mye mellom ulike områder (Harris, 2020).




*Figur 6.5. Nivå av kobber i sediment i utvalgte fjorder i Vestland i perioden 2018-2020. Blå linje ved 20 mg/kg markerer grense for tilstandsklasse 1 (Bakgrunn) og Tilstandsklasse II (god).*






## 6.10 - Referanser

Adam N, Schmitt C, De Buyn L, Knapen D, Blust R. 2015. Aquatic cute species sensitivity distributions of ZnO and CuO nanoparticles. Science of the Total Environment 526: 233-242.

Balls PW. 1985. Trace metals in the Northern North Sea. Marine Pollution Bulletin. 16: 203:207.

Brooks KM, Mahnken CVW (2003). Interactions of Atlantic salmon in the Pacific northwest environment III. Accumulation of zink and copper. Fisheries Research 62, 295-305.

Brooks SJ, Farmen E, Heierc LS, Blanco-Rayond E, Izagirre U. 2015. Differences in copper bioaccumulation and biological responses in three Mytilus species. Aquatic Toxicology 160: 1–12.

Carvajalino-Fernández, M.A., P.N. Sævik, I.A. Johnsen, J. Albretsen, and N.B. Keeley. “Simulating Particle Organic Matter Dispersal beneath Atlantic Salmon Fish Farms Using Different Resuspension Approaches.” *Marine Pollution Bulletin* 161 (December 2020): 111685. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111685 .

Deruytter D, Baert JM, Nevejean N, De Schamphelaere KAC and Janssen CR. 2017. Mixture toxicity in the marine environment: Model development and evidence for synergism at environmental concentrations. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 36: 3471–3479.

Duinker A, Storesund J, Lunestad BT, Sanden M. 2020. Nasjonalt tilsynsprogram fro produksjon av skjell og andre bløtdyr- Prøver analysert I 2019 for kjemisk forurensende stoffer og mikroorganismer. Rapport fra Havforskningen Nr 2020-37. 24 s.

European Copper Institute. 2005. EU Risk Assessment - [Copper, Copper II sulphate pentahydrate, copper(I)oxide, copper(II)oxid, dicopper chloride trihydroxide] CAS [7440-50-8, 7758-98-7, 1317- 39-1, 1317–38–0, 1332-65-6. PNEC derivation for copper in marine waters. (https://echa.europa.eu/copper-voluntary-risk-assessment-reports).

Hall LW, Anderson RD. 1999. A Deterministic Ecological Risk Assessment for Copper in European Saltwater

Environments. Marine Pollution Bulletin. 38(3): 207-281.

Harris P.T. 2020. The fate of microplastics in marine sedimentary environments: A review an dsynthesis. Marine Pollution Bullein 158: 111398. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111398

King CK, Riddle MJ (2001). Effects of metal contaminants on the development of the common Antarctic sea urchin Sterechinus neumayeri and comparisons of sensitivity with tropical and temperate echinoids. Marine Ecology Progress Series 215, 143-154.

Martin M, Osborn KE, Billig P, Glickstein N (1981). Toxicities of ten metals to Crassotrea gigas and Mytilus edulis embrys and Cancer magister larvae. Marine Pollution Bulletin 12, 305-308.

Miljødirektoratet (2014). Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder. M-241. 197 s. Miljødirektoratet (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. M-608. 24 s.

Nadella SR, Fitzpatrick JL, Franklin N, Bucking C, Smith S, Wood CM. 2009. Toxicity of dissolved Cu, Zn, Ni and Cd to developing embryos of the blue mussel (Mytilus trossolus) and the protective effect of dissolved organic carbon. Comparative Biochemistry and Physiology, Part C 149: 340–348.

Novikov MA & Draganov DM. 2017. Spatial distribution of water mass pollution characteristics in the Barents Sea. Water quality and Protection: Environmental Aspects. 44: 768-772. DOI: 10.1134/S0097807817050086

OSPAR (2006). Agreement on Background Concentrations for Contaminants in Seawater, Biota and Sediment. OSPAR Agreement 2005-6 Revised by ASMO 2006 (ASMO 2006 Summary Record ASMO 06/12/01).

Ramirez M, Massolo S, Frache R, Correa JA. 2005. Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to El Salvador copeer mine, Chile. Marine Pollution Bulletibe 50: 62-72.

Sadiq M. Toxic metal chemistry in marine environments. Environmental Science and pollution; 1. 1992. Marcel Dekker Inc. New York. ISBN 0-8247-8647-5. Pp 390.

Sele V, Sanden M, Berntssen M, Storesund J, Lie KK, Espe M, Lundebye A-K, Hemre G-I, Waagbø R, Ørnsrud R. 2019. Program for overvåking av fiskefôr. Årsrapport for prøver innsamlet i 2018.

Rapport fra Havforskningen Nr 30-2019. ISSN:1893-4536. pp 47.

Skarbøvik E, Allan I, Sample JE, Greipsland I, Selvik JR, Schanke LB, Beldring S, Stålnacke P, Kaste Ø. 2017. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters–2016. NIVA report M - 862– 2017. Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway.

Ytrestøyl T, Aas TS, Åsgard T (2015). Utilisation of feed resources in production of Atlantic salmon (Salmo salar) in Norway. Aquaculture 448, 365-374.

# 7 - Miljøeffekter på non-target arter ved bruk av legemidler

**Forfatter(e): Ole Samuelsen, Rita Hannisdal, Aoife Elizabeth Parsons og Ann-Lisbeth Agnalt (HI)**

*Foto: Lene Moltumyr/Havforskningsinstituttet*

Les mer om risikorapporten

Kapittel 9 i risikorapporten

## 7.1 - Innledning

Her gis en oversikt over legemidler som brukes i norsk akvakultur (t.o.m. 2021) for behandling mot innvollsorm, bakterier (antibakterielle midler) og lakselus. I tillegg kommer anestesi- og desinfeksjonsmidler. Vi har valgt å fokusere på midler brukt mot lakselus, som gis enten som bademidler eller i fôret, og mulige effekter av disse på andre arter enn lakselus (non-target arter). Vi har også valgt å oppsummere kunnskapen om marine arter. Kunnskapen i denne rapporten er grunnlaget for risikovurderingen av legemidler som gjøres i Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2022.

Når det gjelder å sikre at oppdrettsfisk til konsum ikke inneholder rester av legemidler i helseskadelige konsentrasjoner, er det etablert tilbakeholdelsestider, som er tid det skal gå mellom medisinering og slakting av oppdrettsfisk. I tillegg innførte Norge på slutten av 1990-tallet et omfattende kontrollsystem, som følger EUs regelverk (European Commision 1996). Der analyseres oppdrettsfisk for å sjekke at det ikke er rester av legemidler over den etablerte grenseverdien (Maximum Residue Limit, MRL) (European Commision 2009). Resultatene for norsk oppdrettslaks publiseres årlig i en

egen rapport (Bernhard & Hannisdal 2021) og vil ikke bli omtalt mer i denne kunnskapsrapporten.

Lakselus tilhører dyregruppen krepsdyr, og medikamenter som dreper disse kan også påvirke andre krepsdyr, alt fra planktonorganismer til krabber og hummer. Spørsmål om negative effekter har særlig vært rettet mot viktige kommersielle arter. I tillegg kommer spørsmål om mulige effekter på planktonorganismer og tidlige livsstadier av fiske- og skalldyrarter. I strandsonen lever skalldyr som kan bli påvirket, men andre organismer som tang og tare vil potensielt også eksponeres. Det gis derfor en oversikt over kunnskapsstatus av effekter av legemidler på non-target arter samt hvordan bademidler og fôrbaserte legemidler spres i miljøet. Det refereres i teksten til behandlingsdose som er den anbefalte doseringen fra produsenten for å behandle laks. Når medikamentet har markedsføringstillatelse, er dose og behandlingsprosedyre godkjent av Statens Legemiddelverk (Statens Legemiddelverk 2022).

## 7.2 – Desinfeksjonsmidler

Formalin (formaldehyd løst i vann) brukes i fiskeoppdrett både som desinfeksjonsmiddel og mot overflateinfeksjoner på fisk i ferskvann forårsaket av bakterier, parasitter og sopp. Forbruket ble tidligere ikke registrert, men fra 2016 omsettes formalin gjennom godkjente legemiddelgrossister og inngår i registreringene. Ved teknisk bruk kreves ikke forskrivning av autorisert dyrehelsepersonell og bruken reguleres av et annet lovverk en det lovverket som regulerer bruken av legemidler. Forbruket av formalin i 2016 var på 39 815 kg aktiv substans (figur 7.1). Forbruket økte til 46 579 kg i 2017, og i 2021 ble det rapportert forbruk på 47 282 kg. Doser som er beskrevet i litteraturen er 167 og 225 ppm og 0,01% (Poppe & Berg 1999, Treves-Brown 2000). Formaldehyd kan produseres naturlig på flere måter og er en del av karbonkretsløpet i naturen. Formaldehyd er godt løselig i vann og metaboliseres via maursyre eller metanol til karbondioksid og vann. Hvor store utslippene av formalin er til miljøet fra oppdrettsvirksomhet er vanskelig å stadfeste.

## 7.3 – Legemidler mot innvollsorm

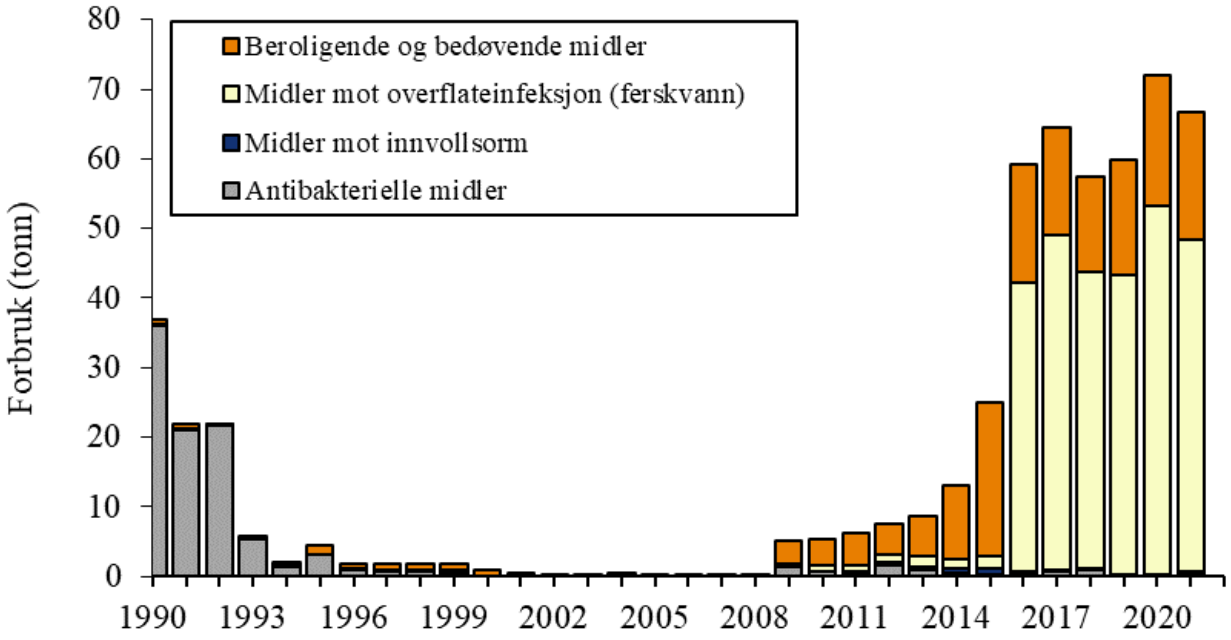
Salget av midler mot bendelmark (*Eubothrium* sp.) i perioden før 2000 var på mindre enn 240 kg med årlig nedgang fra 2004 til 2009, men har siden hatt en liten årlig økning (figur 7.1). I 2014 ble det benyttet totalt 625 kg, og i 2015 økte forbruket til 942 kg. Forbruket har siden blitt redusert og utgjorde 38 kg i 2021. I tillegg ble det brukt 2 kg fenbendazol i 2021, som ikke har vært brukt siden 2007. Praziquantel og fenbendazol gis til fisken via fôret og kan spres til sedimentet via spillfôr og fekalier. En undersøkelse viste at konsentrasjonen av praziquantel ble halvert i det øverste laget av sedimentet (<2 cm) ila en måned mens i det dypere laget (5-7 cm) var det ingen reduksjon (Hektoen 1995). De ble ikke registrert noen reduksjon i konsentrasjonen av fenbendazol i noen del av sedimentet. Effektene av praziquantel of fenbendazol på muslinger, snegler, krepsdyr og børstemark var imidlertid små og de vurderte risikoen for påvirkning på miljøet som lav.

## 7.4 – Antibakterielle midler

Det er få problemer med bakterielle sykdommer i norsk fiskeoppdrett, som har medført lavt forbruk av antibakterielle midler (antibiotika og kjemoterapeutika) over mange år. Forbruket varier noe fra år til år, men forbruket var fortsatt lavt i 2021. Salget av antibakterielle midler til behandling av oppdrettsfisk, målt som kg aktiv substans, hadde en nedgang fra 511 kg, til 301 kg og 212 kg i perioden 2014-2016, ifølge tall fra Folkehelseinstituttet (figur 7.1). Forbruket var 605 kg i 2021. I forhold til det totale forbruket (human, veterinær og akvakultur) av antibakterielle midler i Norge, utgjør forbruket i akvakultur rundt 2% av totalen (NORM/NORM-VET 2020). Forbruket varierer noe fra år til år, og kan ofte forklares med behandlinger av stor fisk som da utgjør en stor andel av totalforbruket (Sommerset mfl. 2022).

Antibakterielle midler gis via fôret og følger for en stor del det organiske avfallet (fekalier og spillfôr) ut i miljøet. Miljøeffektene av en medisinering er derfor i hovedsak begrenset til bunnen i nærområdet rundt anlegg som behandles. Antibakterielle midler er lite toksiske for høyerestående arter, men kan forårsake utvikling av resistente bakterier. Regelmessig testing av fiskepatogene bakterier isolert fra laksefisk i oppdrett har imidlertid bare avdekket enkelte tilfeller av nedsatt følsomhet for antibakterielle medikamenter (Sommerset mfl. 2022). I 2021, som i tidligere år, ble det identifisert nedsatt følsomhet for oksolinsyre i bakterien *Flavobacterium psychrophilum* isolert fra syk regnbueørret. Det

samme gjelder *Aeromonas salmonicida* subsp. Salmonicida fra et settefiskanlegg for laks i PO6 og et matfiskanlegg i PO12. Mekanismen bak har blitt relatert til kromosomale mutasjoner og derfor vurderes muligheten for overføring av motstandsdyktighet (resistens) til andre bakterier som liten. Det er påvist rester av antibakterielle midler i villfisk og blåskjell fanget nært anlegg under medisinering (Ervik mfl. 1994). Nedsatt følsomhet for antibakterielle midler ble ikke funnet i fiskepatogene bakterier isolert fra rensefisk i 2021(Sommerset mfl. 2022). På grunn av det lave forbruket av antibakterielle midler og få tilfeller av påvist resistens er det per i dag ikke å anse som noe alvorlig problem.




*Figur 7.1. Årlig forbruk (kg) av antibakterielle midler, midler mot innvollsorm, overflateinfeksjon i ferskvann og beroligende og bedøvende midler fra 1990 til 2021 (statistikk fra Folkehelseinstituttet ).*

## 7.5 - Legemidler mot lakselus

Basert på hvordan avlusningsmidlene administreres kan en dele medikamentene i to grupper, de som brukes til badebehandling (hydrogenperoksid, azametiphos, deltametrin og imidakloprid) og de som administreres til fisken via fôret (diflubenzuron, teflubenzuron, emamektin-benzoat). I tabell 7.1 er det gitt en oversikt om hva det aktive substans er for de ulike avlusningsmidlene, produktnavn, behandlingsform, anbefalt dosering, behandlingstid og hvilke livsstadier i lakselusen som avlusningsmidlet er effektiv mot. Etter et generelt lavt forbruk av midler mot lakselus fra begynnelsen av 2000-tallet økte forbruket årlig fra 2008 og fram til 2015. Fra 2016 har det imidlertid vært en årlig reduksjon i forbruket. Redusert forbruk av legemidler de siste årene er i hovedsak forårsaket av at oppdretterne har tatt i bruk ikke-medikamentelle metoder som varmt vann, ferskvann og mekanisk fjerning av lakselus (se også kunnskapsstatus velferd). Tall for forbruk av alle legemidlene er publisert av Folkehelseinstituttet (Folkehelseinstituttet 2022).

*Tabell 7.1. Oversikt over de kjemiske avlusningsmidlene som brukes i Norge per 2022 (Statens Legemiddelverk 2022). Imidakloprid ble godkjent sommeren 2021(Sommerset mfl. 2022).*

| Aktiv substans | Produktnavn | Behandlings form | Anbefalt dosering | Behandlings tid | Livsstadie | Virkning |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Hydrogenperoksid | Paramove | Bad | 1500 mg/l | 15-20 min | Preadult og adult | Mekanisk parpalyse, kan også medføre indre skader |
| Hydrogenperoksid | Nemona | Bad | 1500-2100 mg/l | 20 min | Preadult og adult | Mekanisk parpalyse, kan også medføre indre skader |

| Aktiv substans | Produktnavn | Behandlings form | Anbefalt dosering | Behandlings tid | Livsstadie | Virkning |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Azametifos | Azasure vet | Bad | 100 ug/l | 30-60 min | Preadult og adult | Paralyse, reduserer acetylcholinesterase aktvitet i nervesystem. |
| Azametifos | Salmosan Vet | Bad | 100 ug/l | 30-60 min | Preadult og adult | Paralyse, reduserer acetylcholinesterase aktvitet i nervesystem. |
| Imidakloprid | Ectosan Vet | Bad | 20 mg/l | 60 min | Preadult og adult | Paralyse, binder seg til nikotinerge acetylkolinreseptorer. |
| Deltametrin | Apha Max | Bad | 2 ug/l | 30 min | Alle stadier | Paralyse, påvirker nervecellene. |
| | | | | | | |
| Diflubenzuron | Reeleze vet | Medisinpellet | 3-6 mg/kg | 14 dager | Stadier med skallskifte | Hemmer kitinsyntese ved skalldannelse |
| Teflubenzuron | Ektobann vet | Medisinpellet | 10 mg/kg | 7 dager | Stadier med skallskifte | Hemmer kitinsyntese ved skalldannelse |
| Emamectin benzoate | Slice vet | Medisinpellet | 50 ug/kg | 7 dager | Alle stadier | Paralyse, påvirker spenningspotensialet i nervecellen. |

### 7.5.1 - Bademidler

Feltundersøkelser på hvordan avlusningsmidler spres og fortynnes i miljøet etter behandling er begrenset (Ernst mfl. 2001, Ernst mfl. 2014, Langford mfl. 2014, Fagereng og Haavik 2015, Andersen og Hagen 2016, Fagereng 2016). Slike feltundersøkelser er både omfattende og kostbare, og vil gi et øyeblikksbilde for den undersøkte lokaliteten og situasjonen som er der og da mht. temperatur, strøm og vind. For en mer generell beskrivelse benyttes matematiske spredningsmodeller (Brokke 2015, Refseth mfl. 2019, Rico mfl. 2019, Sævik mfl. 2021). I Skottland og Irland benyttes modeller som BathAuto og AutoDEPOMOD for å studere spredningen av bademidler og annet utslipp fra oppdrettsanlegg lokalisert i grunne estuarier, Lochs og kystnære lokaliteter (Rico mfl. 2019). Miljøforholdene i norske fjorder er imidlertid noe ulikt og det er utviklet modeller som er spesifikke for norske oppdrettsanlegg (Brokke 2015, Refseth mfl. 2019, Sævik mfl. 2021).

Brokke (2015) gjorde noen foreløpige eksperimenter med spredning av en konsentrasjon av et passivt sporstoff basert på numeriske strømmodellresultater fra Hardangerfjorden. Det ble benyttet modellresultater med 200 meters romlige oppløsning. Modellresultatene viste at sporstoffet normalt var fortynnet til under 1% av den opprinnelige konsentrasjonen (behandlingsdosen) etter 24 timer, men at i bakevjer kunne konsentrasjonen fortsatt være opptil 3%. Fortynning var høyest i strømrike deler og minst i bakevjer, bukter og andre steder med liten strøm (Brokke 2015).

Sævik mfl. (2021) benyttet modellene ROMS og Ladim for å simulere utslipp av bademidler (16 operative anlegg i 2020, ett utslipp per dag i 61 påfølgende dager, utslippsvolumet 16000 $m^3$ (40 x 40 x 10 m). De fire parameterne som ble beregnet var påvirkningsareal, påvirkningsdistanse, fortynningshastighet og sannsynligheten for at en art blir eksponert for en konsentrasjon som vil ha negativ effekt. Dersom en regnet at utslippet må fortynnes til 1% av utslippskonsentrasjonen før det mister effekt på non-target arter vil det i snitt ha påvirket et areal på 0,9 $km^2$, beveget seg 1,9 km horisontalt og med en fortynningshastighet på 6,8 timer. Ved å sette grensen for effekt ved 0,1% av utslippskonsentrasjonen vil påvirkningsarealet være 7,0 $km^2$, påvirkningsdistansen 5,9 km og fortynningshastigheten øker til 21 timer. Ved en grense på 10% av utslippskonsentrasjonen reduseres verdiene til henholdsvis 0,04 $km^2$, 0,25 km, og 0,83 timer. Dersom anlegget er plassert i en fjord vil fortynningen av utslippet skje langsommere og påvirkningsområdet bli større enn dersom anlegget ligger ute ved kysten. Det som påvirket resultatene mest var artenes sensitivitet/følsomhet for avlusningsmiddel, men også forhold som strømhastigheten på lokasjonen når utslippet fant sted og hvor anlegget var plassert hadde en betydning. Det ble også beregnet sannsynligheten for en art for å bli eksponert for en konsentrasjon som vil ha negativ effekt ved en viss distanse fra utslippspunktet. Dersom grenseverdien for effekt settes til en fortynningsgrad på 10% av utslippskonsentrasjonen vil sannsynligheten for at en art eksponeres for denne konsentrasjonen være 10% ved en distanse på 0,1 km fra utslippet, 1% ved 0,6 km og 0,1% ved en distanse på 1,1 km. Tilsvarende verdier for en fortynningsgrad på 1 og 0,1% av utslippskonsentrasjonen er 10%

ved 1,1 km, 1% ved 2,7 km og 0,1% ved 4,2 km (fortynningsgrad 1% av utslippskonsentrasjonen) og 10% ved 3,4 km, 1% ved 6,8 km og 0,1% ved 10 km (fortynningsgrad 0,1% av utslippskonsentrasjonen). Disse verdiene kan virke lave i forhold til påvirkningsdistansen, men er beregnet med bakgrunn av en tilfeldig valgt retning fra utslippspunktet mens påvirkningsdistansen er fastsatt dvs. er avhengig av strømretning og strømhastighet på det tidspunktet utslippet fant sted. Beregningene viste også at sannsynligheten for en vertikal spredning av utslippet til dypere enn 40 meter var liten. (Sævik mfl. 2021).

Gjennom året vil det naturlig være endringer i artssammensetningen, både i diversitet, mengde og tetthet. For eksempel er det arter som kun finnes i enkelte geografiske områder, og enkelte livsstadier som kun forekommer deler av året. Det kan derfor være utfordrende å skille endringer som følge av eksponering for legemidler og de naturlige endringene. Bademidler vil i hovedsak påvirke arter som lever i de frie vannmasser. Hoppekreps og frittsvømmende larvestadier av ulike krepsdyr er spesielt utsatt for bademidler. Våroppblomstring av dyreplankton, inkl. larver av viktige kommersielle arter, er en sårbar tid på året. Sannsynligheten for at arter som oppholder seg i dypere vannlag skal bli eksponert for bademidler, er mindre. Vind- og strømforhold avgjør om arter i strandsonen blir eksponert. Om vinteren når det er få planktoniske arter er det mindre sannsynlig at disse påvirkes, men bunnlevende arter kan være utsatt i situasjoner hvor for eksempel hydrogenperoksid synker (dvs. liten lagdeling).

En arts toleranse eller også kalt følsomhet for et avlusningsmiddel bestemmes på grunnlag av standard toksisitetstester som gjennomføres i laboratoriet. Dødelige endepunkter inkludere død og individer som er immobilisert/paralysert. $LC_{50}$ er den beregnede mediankonsentrasjon hvor 50% av individene er døde eller immobilisert/paralysert. Eksponering for et avlusningsmiddel kan også medføre ikke-dødelige effekter som for ek sempel endret atferd, respirasjon, immun respons og fotosyntese så vel som stress og andre morfologiske vevsendringer. Dette går inn under fellesbetegnelsen $EC_{50}$ , hvor 50% av individene er påvirket . I noen artikler er endepunkt som immobilisering/paralyse oppgitt som $EC_{50}$ i stedefor $LC_{50}$. Det er ikke bare konsentrasjonen som har betydning, men også hvor lang tid individene utsettes for avlusningsmiddelet. Vi har valgt å oppsummere studier hvor det er bruk eksponeringstid inntil 24 timer og definerer dette som kortidseksponering basert på hvor fort avlusningsmidlene spres og fortynnes i miljøet. Eksponeringstid over 24 timer blir betegnet som langtidseksponering.

For denne oppsummering har vi valgt å inkludere endepunkter som dødelighet og ikke-dødelige effekter etter korttids- og langtidseksponering. Vi har også valgt å dele artene inn i hovedgrupper som fisk, virvelløse dyr (eks. børstemark, skjell, krepsdyr) og alger.

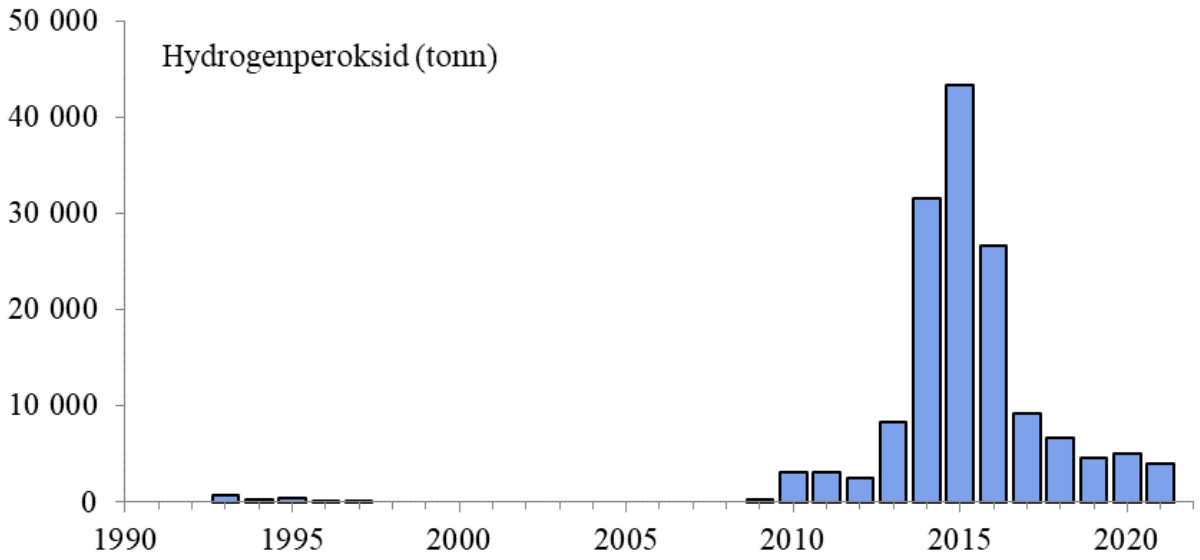
#### 7.5.1.1 - Hydrogenperoksid

Hydrogenperoksid er et oksidasjonsmiddel med kjemisk formelen $H_2O_2$ som også brukes til avlusning. Når lakselus eksponeres for hydrogenperoksid tas det opp oralt og gjennom gjeller/skallet. Inni lusa spaltes hydrogenperoksid til oksygen og vann noe som kan forårsake midlertidig eller permanent skade på innvendige strukturer og som får parasitten til å løsne fra verten og flyte til overflaten (Thomassen 1993, Bruno og Raynard 1994). Hydroksylradikaler kan angripe lipider og makromolekyler i celler og dermed inaktivere enzymer og DNA replikasjon (Robbins og Cotran 1989, Urbina mfl. 2019). Virkning av hydrogenperoksid kan også skyldes at substansen har sterk oksiderende effekt på makromolekyler. Det er vist at utvikling av embryo i egg til hunnlusen, samt klekkesuksess påvirkes negativt av hydrogenperoksid (Johnson mfl. 1993, Aaen mfl. 2014). Hydrogenperoksid selges i Norge under navnene Nemona og Paramove. Behandlingsdosen for laks for Nemona varierer fra 1500 til 2100 mg/l, avhengig av temperaturen. Behandlingstiden er anbefalt å vare i 20 minutter. Behandlingsdosen ved bruk av Paramove er 1500 mg/l og behandlingstiden er anbefalt å vare i 15-20 minutter. For både Nemona og Paramove er det oppgitt at det skal brukes med stor forsiktighet ved sjøtemperaturer mellom 14 °C og 18 °C. Laks skal ikke behandles hvis temperaturen er over 18°C . Det brukes mot preadult og adult lakselus. I tillegg til å brukes mot lakselus kan hydrogenperoksid også brukes mot amøbegjellesyke (AGD) hos laks. Da brukes en lavere dose og kortere behandlingstid enn ved avlusning.

***Forbruk***

Statistikken over forbruket viser samlet salg av rent (100%) hydrogenperoksid. På midten av 1990-tallet begynte

næringen å bruke hydrogenperoksid for å bli kvitt lakselus på laksen. Forbruket var veldig lite sammenlignet med dagens nivå (figur 7.2). Fra 1998 til 2009 var stoffet ikke i bruk, men i 2010 og fram til 2013 økte det fra 3071 til 8262 tonn. Forbruket var størst i 2015, på 43246 tonn, men har deretter blitt redusert årlig til 4060 tonn i 2021.




*Figur 7.2. Årlig forbruk av hydrogenperoksid (i tonn) i norsk akvakultur fra 1990 til 2021 (statistikk fra Folkehelseinstituttet).*

**Spredning og fortynning**

Ved utslipp fra merd eller brønnbåt vil badebehandlingsmidler i hovedsak følge overflatestrømmen, på samme måte som næringssalter og finpartikulært materiale. I konsentrert form er hydrogenperoksid tyngre enn vann, men på grunn av de små mengdene som tilsettes ved behandling vil tettheten av behandlingsløsningen endres lite i forhold til tettheten av sjøvann. Det kan imidlertid være nok til at behandlingsløsningen kan synke under spesielle forhold. I lagdelte vannmasser er synkehastigheten tilsvarende like rask, men synkingen vil avsluttes når hydrogenperoksid når vannmasser med samme eller høyere tetthet.

Refseth mfl. (2019) benyttet spredningsmodeller for å simulere horisontal og vertikal spredning ved utslipp fra to type anlegg basert på størrelse av merdene (120 m og 160 m) ved fire lokaliteter, samt brønnbåt (8 utslipp per avlusning) (Refseth mfl. 2019). Det ble gjort to ulike simuleringsscenarier; utslipp fra én merd (120 og 160 m merd, 48 utslipp spredt over 12 måneder) og det andre var utslipp fra fire merder (120 m merd, 4 utslipp spredt over 2 dager, månedlig gjennom ett år, totalt 48 utslipp). Vertikal simulering viste at hydrogenperoksid kan synke til 100 meter i løpet av 7,5 minutter i homogene vannmasser. I lagdelte vannmasser er synkehastigheten like hurtig, men stopper når utslippet når vannmasser med samme eller høyere tetthet.

Den simulerte vertikale spredningen av et utslipp var hovedsakelig avhengig av lagdelingen (sjiktning) i vannmassene, som varierte til ulike tider av året. For eksempel på én lokalitet (Kjelneset) hvor det var sterk lagdeling av vannmassene hele året, sank hydrogenperoksid til 35-40 m i vintermånedene og konsentrasjonene varierte mellom 600-1700 mg/l. Fra midten av mars til oktober, viste simuleringene at hydrogenperoksid forekom bare i de 10 øverste meterne, konsentrasjonen varierte mellom 1200 og 1700 mg/l. Forskjellen i synkedybde ved utslipp fra 160 m merder sammenlignet med 120 m merder var under 2 m for hele året, unntatt januar og februar. På en annen lokalitet (Indre Skjervøy) sank hydrogenperoksid til havbunnen, fra både 120 og 160 m merder, når vannsøylen var godt blandet (midten av desember til april) og konsentrasjonene ble redusert til ca. 200 mg/l. Konsentrasjonene var høyere ved simulert utslipp fra 160 m merd sammenlignet med 120 m merd. I sommermånedene hvor det er lagdeling i vannsøylen ville hydrogenperoksid hovedsakelig forbli i dybden over 20 m, med konsentrasjoner 800-300 mg/l. Det var relativt små forskjeller mellom synkedybde fra 160 m og 120 m merder. Ved simulert utslipp fra brønnbåt (8 utslipp per avlusning)

sank hydrogenperoksid til ca. 20 m i sommermånedene og 100 m i mars og desember, men det bør bemerkes at dette er maksimal dybde. Konsentrasjonene i sommermånedene var mellom 5,5-18,5 mg/l og 1-9,5 mg/l i vintermånedene.

Simulering av den horisontale spredningen viste at de høyeste konsentrasjonene avtok i avstand og tid fra utslippspunktene, noe som indikerer at hydrogenperoksid spres og fortynnes raskt. I en enkel utslippssimulering (120 og 160 m merd, 48 utslipp spredt over 12 måneder) var den høyeste konsentrasjonen (1000 mg/l) spredt i et relativt lite område rundt utslippspunktet, innenfor ca. 1 km og > 10 mg/l ble spredt innenfor en radius på 2-3 km ved tre av fire simulerte lokasjoner (Refseth mfl. 2019). Konsentrasjoner over 1 og 10 mg/l forekom i gjennomsnitt opp til henholdsvis 6 og 1,75 timer ved et enkelt utslipp, med forskjeller i eksponeringstid avhengig av merdstørrelsen (120 og 160 m). Ved simuleringer av fire utslipp (120 m merd, 4 utslipp spredt over 2 dager gjennom et år) forble konsentrasjoner på 1000 mg/l for det meste nær utslippspunktene, innenfor en radius på ca. 1-2 km. Konsentrasjoner over 1 mg/l kunne forventes å være til stede i gjennomsnitt inntil 7-10,5 timer etter utslipp, mens tilsvarende varighet for konsentrasjoner over 10 mg/l var inntil 2,1-3,5 timer. Horisontal spredning etter simulert utslipp fra en brønnbåt viste at de høyeste konsentrasjonene var lavere enn ved utslipp fra oppdrettsanlegg (8 mg/l mot 1000 mg/l på en lokasjon) og gjennomsnittlige antall timer med > 1 mg/l var også mye lavere (5,6 timer mot 1,6 timer på en lokasjon).

**Nedbrytning**

Hydrogenperoksid spaltes til vann og oksygen. Nedbrytningen (halveringstid) av hydrogenperoksid i vann er avhengig av flere faktorer som temperatur, UV lys, pH og tetthet av organiske partikler (Lyons mfl. 2014). I tillegg kan også tilstedeværelsen av ulike planktonarter føre til at konsentrasjonen reduseres raskere (Wong mfl. 2003).

Det er gjort en del studier på nedbrytning av hydrogenperoksid, men resultatene er sprikende. Bruno og Raynard (1994) fant en halveringstid på omkring 7 dager ved 15 °C (Bruno og Raynard 1994). Lyons mfl. (2014) beregnet halveringstiden til 28 dager i filtrert sjøvann ved 10 °C og en utgangskonsentrasjon på 1386 mg/l. I samme studiet varierte halveringstiden fra 8 til 19 dager ved 10 °C når ulike utgangskonsentrasjoner (1800, 1200, 800, 500, 300 mg/l) ble brukt, men resultatene indikerte ingen trend i forhold til utgangskonsentrasjonen. De fant også at filtrert sjøvann ga raskere degradering enn rå sjøvann med plankton (Lyons mfl. 2014). Fagereng (2016) fant at halveringstidene varierte med utgangskonsentrasjon (160, 22, 3 mg/l) og temperatur (8,7 og 12 °C). Laveste verdi var 3-4 dager ved 12 °C og 28 dager ved 8,7 °C (Fagereng 2016). Strachan & Kennedy (2021) fant at hydrogenperoksid i sjøvann degraderte raskt med en halveringstid på 8,9 timer ved 10 °C (pH 7,6, saltholdighet 23,5). Disse studiene ble gjort med sediment i bunnen av forsøksenheten for å simulere en naturlig situasjon i tilknytning til avlusning gjennomført på litt grunnere lokaliteter (Strachan og Kennedy 2021). På grunn av hydrogenperoksid sin evne til raskt å reagere med partikler er det nok tilsettingen av sediment i systemet som har medført en mye raskere nedbrytning sammenlignet med de andre studiene. Det er som tidligere nevnt stor variasjon mellom de ulike studier, men ikke alle oppgir informasjon om vannkvalitet, temperatur eller andre påvirkende faktorer.

**Tilstedeværelse i miljøet**

Det er gjennomført to feltstudier hvor målinger av hydrogenperoksid er gjort i tilknytning til utslipp fra merd. Undersøkelsene er gjort på to oppdrettslokaliteter på Vestlandet en dag tidlig i oktober 2015 (Fagereng og Haavik 2015, Fagereng 2016) og over to dager i midten av april 2016 (Andersen og Hagen 2016, Fagereng 2016). Undersøkelsene i oktober 2015 var ved et anlegg hvor dypet var rundt 190 m, og vannprøver ble tatt i 8 ulike dyp fra 10 til 150 m. Åtte ulike tidspunkt ble valgt, fra 2 til 20 minutter etter at hydrogenperoksid ble sluppet. Noen målinger ble også gjort etter 30 og 40 minutter. Prøver ble tatt i tre ulike retninger fra anlegget i to prøveserier. Det var svak strøm på observasjonsdagen. Laksen ble behandlet for AGD med behandlingsdose 1330 mg/l som er lavere enn ved behandling mot lus. Undersøkelsen i april var gjort ved et anlegg hvor det var ca. 60 m til bunn, og det ble gjort prøvetaking ved seks ulike dyp fra 2 til 60 m, på 10 ulike tidspunkt fra 5 minutter før behandling til 25 minutter etter behandling, og ved 4 ulike punkt rundt anlegget hvor den største avstanden var 15 meter fra kanten av anlegget. Det ble gjennomført tre slike serier av undersøkelser. Behandlingsdosen varierte fra 1800 til 2300 mg/l. Sjøtemperaturen var 6 °C og strømmen ble vurdert å være svak i området.

I april 2016 ble det målt lave konsentrasjoner av hydrogenperoksid i majoriteten av målepunktene, men det ble funnet restkonsentrasjoner både i horisontal og vertikal retning fra anlegget, også på siste måletidspunkt det vil si 25 minutter etter slipp ble det målt konsentrasjoner på over 200 mg/l. Totalt var konsentrasjonen i 78% av prøvene under 1 mg/l og i kun 5% av prøvene ble det målt høyere verdier enn 100 mg/l. De høyeste konsentrasjonene ble funnet på 5-20 meters dyp, bortsett fra et målepunkt som ble gjort rett under merden 8 minutter etter slipp. Her hadde hydrogenperoksid sunket til bunnen (60 m). Konsentrasjonen var 723 mg/l, men var redusert til 323 mg/l 7 minutter senere. Totalt sett tyder resultatene på en rasker horisontal enn vertikal spredning (Fagereng 2016).

I oktober 2015 ble det ikke funnet høyere konsentrasjoner enn 5 mg/l i en radius på 70 meter fra anlegget og det ble konkluderte med at hydrogenperoksid ble raskt fortynnet, både i avstand og tid etter behandling (Fagereng & Haavik 2015, Fagereng 2016). Den høyeste konsentrasjonen ble målt til 25 mg/l, målt i én prøve tatt 15 m fra anlegget på 10 m dyp 25 minutter etter utslipp (Fagereng 2016). Det ble ikke observert noe som antydet at hydrogenperoksid sank i dette studiet.

**Tilstedeværelse av følsomme arter og livsstadier nært oppdrettsanlegg**

Gjennom året vil det naturlig være e ndringer i artssammensetningen, både i diversitet, mengde og tetthet. Hydrogenperoksid vil i hovedsak påvirke arter som lever i de frie vannmasser. Hoppekreps og frittsvømmende larvestadier av ulike krepsdyr er spesielt utsatt for bademidler. Vår- og høst-oppblomstring av dyreplankton, inkl. larver av viktige kommersielle arter, er en sårbar tid på året. Sannsynligheten for at arter som oppholder seg i dypere vannlag skal bli eksponert er også en risiko siden hydrogenperoksid er litt tyngre enn sjøvann. I situasjoner som kan oppstå, særlig i vinterhalvåret, med ingen temperatur- eller saltholdighetssjiktning i sjøen kan det synke raskt til bunnen og kan dermed påvirke bunnlevende arter som for eksempel dypvannsreker. Når eller hvor ofte en slik situasjon oppstår er derimot mindre kjent. Om vinteren når det er redusert antall og mengde av planktoniske arter er det mindre sannsynlig at artene påvirkes i vannmassene. Vind- og strømforhold avgjør om arter i strandsonen kan bli eksponert. Et forebyggende tiltak er at tømming av bademidler ved bruk av brønnbåt inkl. hydrogenperoksid må skje med en distanse på 500 m fra et rekefelt (jfr. Forskrift om transport av akvakulturdyr § 22a).

**Artenes følsomhet**

Korttidseksponering; dødelige effekter

Oppsummering av arters følsomhet for hydrogenperoksid og den konsentrasjonen som gir 50% dødelighet, $LC_{50}$ er gitt i tabell 7.2.

*Tabell 7.2. Oppsummering av ulike arters følsomhet (mg/l) ved korttidseksponering (inntil 24 timer) for hydrogenperoksid. LC50/EC50 den konsentrasjonen som forårsaker 50% dødelighet/immobilisering. Oppdrettslaks blir behandlet med 1500-2100 mg hydrogenperoksid per liter. *) arter som finnes i Norge **) Beregnet fra Brokke 2015 med data på log-skala.*

| Dyregruppe | Artsnavn | Latinsk navn | Livsstadium | Eksponerings tid (timer) | $LC_{50}/EC_{50}$ (mg/l) | Kilde |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Fisk | Rognkjeks * | *Cyclopterus lumpus* | | 24 | 167 | Refseth mfl. 2016 |
| Fisk | Atlantisk torsk * | *Gadus morhua* | Egg | 24 | 342 | Refseth mfl. 2016 |
| Fisk | Trepigget stingsild * | *Gasterosteus aculeatus* | Voksne | 24 | 158 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Fisk | Stillehavsulke | *Oligocottus maculosus* | Voksne | 24 | 252 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Fisk | Stjerneflyndre | *Platichthys stellatus* | Juvenile | 24 | 173 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Fisk | Kaninfisk | *Siganus fuscescens* | | 24 | 224 | Kanda mfl. 1989 |
| Fisk | Stillehavshestemakrell | *Trachurus japonicus* | | 24 | 89 | Kanda mfl. 1989 |
| Fisk | Kameleonkutling | *Tridentiger trigonocephalus* | | 24 | 155 | Kanda mfl. 1989 |
| | | | | | | |
| Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Acartia hudsonica* | | 0,66 | 68 | Van Geest mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Acartia tonsa* | Egg | 3 | 1,5 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Acartia tonsa* | Egg | 1 | 4,1 | Keen 2020 |

| Dyregruppe | Artsnavn | Latinsk navn | Livsstadium | Eksponerings tid (timer) | LC /EC (mg/l) | Kilde |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Acartia tonsa* | Voksne | 3 | 9,1 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Acartia tonsa* | Voksne | 1 | 13 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Saltsjøkreps | *Artemia salina* | | 24 | 800 | Refseth. 2017 |
| Virvelløse dyr | Hjuldyr | *Brachionus plicatilis* | | 24 | 2,4 | Smit mfl. 2008 |
| Virvelløse dyr | Krabbeart | *Brachyura* | Larve (zoea) | 1 | 55 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Kongsnegl * | *Buccinum undatum* | Voksne | 24 | 367 | Refseth mfl. 2019 |
| Virvelløse dyr | Villfanget hoppekreps | Calanoider | | 1 | 10 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Rødåte * | *Calanus finmarchicus* | | 24 | 5,992 | Hansen mfl. 2017 |
| Virvelløse dyr | Hoppekreps * | *Calanus spp.* | Voksne | 1 | 30,6 | Escobar-Lux mfl. 2019 |
| Virvelløse dyr | Hoppekreps * | *Calanus spp.* | Stadium V | 1 | 77,1 | Escobar-Lux mfl. 2019 |
| Virvelløse dyr | Børstemark * | *Capitella* sp | | 1 | 159,3 | Fang mfl. 2018 |
| Virvelløse dyr | Børstemark * | *Capitella* sp | | 1 | 1227 | Fang mfl. 2018 |
| Virvelløse dyr | Tangloppe * | *Corophium volutator* | | 24 | 611 | Smit mfl. 2008 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk mudderreke | *Cragon septemspinosa* | | 1 | 3182 | Burridge mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Tangloppe * | *Gammarus sp* | Juvenile | 24 | 2520 | Refseth mfl. 2019 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium I) | 1 | 1637 | Burridge mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Voksne | 1 | >3750 | Burridge mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Europeisk hummer * | *Homarus gammarus* | Larve (stadium I) | 1 | 177 | Escobar-Lux mfl. 2020 |
| Virvelløse dyr | Europeisk hummer * | *Homarus gammarus* | Larve (stadium II) | 1 | 404 | Escobar-Lux mfl. 2020 |
| Virvelløse dyr | Europeisk hummer * | *Homarus gammarus* | Larve (stadium III) | 1 | 665 | Escobar-Lux mfl. 2020 |
| Virvelløse dyr | Europeisk hummer * | *Homarus gammarus* | Larve (stadium IV) | 1 | 737 | Escobar-Lux mfl. 2020 |
| Virvelløse dyr | Vannameireke | *Litopenaeus vannamei* | Juvenile | 24 | 812 | Furtado mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Norsk storkrill * | *Meganyctiphanes norvegica* | | 1 | 32,5 | Escobar Lux & Samuelsen 2020 |
| Virvelløse dyr | Chilensk steinkrabbe | *Metacarcinus edwadsii* | Larver | 1 | 1036 | Gebauer mfl. 2017 |
| Virvelløse dyr | Chilensk steinkrabbe | *Metacarcinus edwadsii* | Larver | 1 | 1642 | Gebauer mfl. 2017 |
| Virvelløse dyr | Pungrekeart | *Mysid* spp. | | 1 | 973 | Burridge mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Stillehavsspøkelseskreps | *Neotrypaea californiensis* | Voksne | 24 | 70 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Virvelløse dyr | Børstemark * | *Ophryotrocha* spp. | | 1 | 64,3 | Fang mfl. 2018 |
| Virvelløse dyr | Børstemark * | *Ophryotrocha* spp. | | 1 | 296 | Fang mfl. 2018 |
| Virvelløse dyr | Stripestrandreke * | *Palaemon elegans* | Voksne | 24 | 238 | Refseth mfl. 2019 |
| Virvelløse dyr | Stripestrandreke * | *Palaemon elegans* | Voksne | 1 | >1700 | Brokke 2015 |
| Virvelløse dyr | Dypvannsreke * | *Pandalus borealis* | | 24 | 37 | Refseth mfl. 2016 |

| Dyregruppe | Artsnavn | Latinsk navn | Livsstadium | Eksponerings tid (timer) | LC /EC (mg/l) | Kilde |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Virvelløse dyr | Dypvannsreke * | *Pandalus borealis* | Juvenile | 24 | 41,2 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Virvelløse dyr | Stillehavskystreke | *Pandalus danae* | Juvenile | 24 | 40,4 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Virvelløse dyr | Stillehavskystreke | *Pandalus danae* | Voksne | 24 | 104 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Virvelløse dyr | Blomsterreke * | *Pandalus montagui* | | 6 | 11 | Fagereng 2016 |
| Virvelløse dyr | Blomsterreke * | *Pandalus montagui* | | 1 | 48 | Fagereng 2016 |
| Virvelløse dyr | Blomsterreke * | *Pandalus montagui* | | 6 | 170 | Fagereng 2016 |
| Virvelløse dyr | Blomsterreke * | *Pandalus montagui* | | 1 | >172 | Fagereng 2016 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Juvenile | 24 | 34,1 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Larve (stadium I) | 3 | 54 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Egg | 1 | 73 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Egg | 3 | 74 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Larve (stadium I) | 1 | 77 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Voksne | 24 | 107 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Larve (stadium III) | 3 | 154 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Larve (stadium III) | 1 | 165 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Larve (stadium V) | 3 | 376 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Larve (stadium V) | 1 | 433 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Juvenile | 3 | 765 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Juvenile | 1 | 809 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | Porselenskrabbe * | *Porcellanidae* | Larve (zoea) | 1 | 46 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Tangpungreke* | *Praunus flexuousus* | Voksne | 24 | 117 | Refseth mfl. 2019 ** |
| Virvelløse dyr | Tangpungreke * | *Praunus flexuousus* | Voksne | 1 | >1700 | Brokke 2015 |
| Virvelløse dyr | Drøbakkråkebolle * | *Strongylocentrotus droebachiensis* | | 24 | 10-100 | Refseth mfl. 2017 |
| Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | | 24 | 10,48 | Uzyczak 2019 |
| Virvelløse dyr | Dyreplankton | Zooplankton | | 3 | 4 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Dyreplankton | Zooplankton | | 1 | 7 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Dyreplankton | Zooplankton | | 1 | 8,2 | Keen 2020 |
| | | | | | | |
| Alger | Sukkertare * | *Saccharina latissima* | Juvenile | 1 | 80,7 | Haugland mfl. 2019 |

Fisk

De fleste studiene som har undersøkt effekten av hydrogenperoksid på marin fisk har fokusert på oppdrettsfisk og spesielt laksefisk. Det er liten sannsynlighet at villfisk som oppholder seg i nærheten av oppdrettsanlegg vil bli eksponert for tilsvarende høye konsentrasjoner som fisk under behandling. Studiene viser at følsomheten øker med økende temperatur, eksponeringstid og konsentrasjon (Johnson mfl. 1993, Thomassen 1993, Kiemer & Black 1997,

Overton mfl. 2018). Det ble f.eks. observert liten dødelighet (7,7%) hos Atlantisk laks (*Salmo salar*) som ble eksponert i 20 minutter med en konsentrasjon på 1500 mg/l ved 14 °C, men dødeligheten økte til 100% når temperaturen økte til 18 °C (Johnson mfl. 1993). Dødeligheten var 5% for kongelaks (*Oncorhynchus tshawytscha*) eksponert i 20 minutter med 1500 mg/l, men hvis de ble eksponert i 40 minutter økte dødelighet til 100% (Johnson mfl. 1993). Estimert $LC_{50}$ for Atlantisk laks eksponert i 30 minutter var 8800 mg/l ved 6 °C, 3600 mg/l ved 13 °C and 1900 mg/l ved 18 °C (Thomassen 1993). På grunn av den økte følsomheten for hydrogenperoksid ved høyere temperaturer anbefales det å ikke behandle Atlantisk laks når vanntemperaturen er høyere enn 14 °C.

Det er noe kunnskap om andre marine arters følsomhet for hydrogenperoksid. $LC_{50}$ for de mest følsomme artene som er undersøkt basert på 24 timers eksponering var stillehavshestemakrell (*Trachurus japonicus* ; 89 mg/l) etterfulgt av kameleonkutling (*Tridentiger trigonocephalus* ; 155 mg/l), trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus* ; 158 mg/l), rognkjeks (*Cyclopterus lumpus* ; 167 mg/l), stjerneflyndre (*Platichthys stellatus* ; 173 mg/l), kaninfisk (*Siganus fuscescens* ; 224 mg/l) og stillehavsulke (*Oligocottus maculosus* ; 252 mg/l) (Kanda mfl. 1989, Refseth mfl. 2016, Strachan & Kennedy 2021). Atlantisk torskeegg (*Gadus morhua)* var minst sensitive for hydrogenperoksid (342 mg/l), og kan skyldes at eggene er beskyttet av det ytre skallet (Refseth mfl. 2016).

Virvelløse dyr

Det finnes mye kunnskap om hydrogenperoksid og virvelløse dyrs følsomhet, og de fleste studiene har fokusert på krepsdyr (tabell 8.2). Egg fra hoppekreps (*Acartia tonsa*) er mest følsom, med en $EC_{50}$ på 1,5 mg/l etter tre timers eksponering (Keen 2020). En rekke andre marine arter er også følsomme for hydrogenperoksid ved kort eksponeringstid og omfatter villfanget dyreplankton (arter ikke spesifisert) (1 time $EC_{50}$ =7 mg/l) (Keen 2020), blomsterreke (*Pandalus montagui* ; 6 timer $EC_{50}$ =11 mg/l) (Fagereng 2016), hoppekreps (*Calanus* spp.; 1 time $LC_{50}$ =31-77 mg/l) (Escobar-Lux mfl. 2019), norsk storkrill (*Meganyctiphanes norvegica;* 1 time $LC_{50}$ =33 mg/l) (Escobar-Lux og Samuelsen 2020), krabbelarver (*Porcellanidae og Brachyura* ; 1 time $EC_{50}$ =46-55 mg/l) (Keen 2020) og hoppekreps *(Acartia hudsonica*) (40 minutter $LC_{50}$ =68 mg/l) (Van Geest mfl. 2014b). Derimot finnes det også en rekke studier som enten rapporterer veldig høy $LC_{50}$ /$EC_{50}$ eller ingen effekt hverken for dødelighet eller immobilisering. For eksempel, én times eksponering for ulike hydrogenperoksid konsentrasjoner opp til 1700 mg/l ga ingen dødelighet for stripestrandreke (*Palaemon elegans*), tangpungreke (*Praunus flexuous*) (Brokke 2015) eller voksen Amerikansk hummer (*Homarus americanus*) som ble eksponert for hydrogenperoksid opp til 3750 mg/l (Burridge mfl. 2014). Tilsvarende grenseverdier er rapportert for Chilensk steinkrabbelarver (*Metacarcinus edwadsii*) og Amerikansk mudderreke (*Crangon septemspinosa*) var 1642 mg/l og 3182 mg/l, henholdsvis (Burridge mfl. 2014, Gebauer mfl. 2017). Det er nylig blitt vist at sårbarheten til California flekkreke (*Pandalus platyceros*) varierer med livsstadier og varighet av eksponeringen. Den laveste $LC_{50}$ verdien, basert på én og tre timers eksponering ble funnet på egg, 73 og 74 mg/l, etterfulgt av larver stadium I (77 og 54 mg/l), larver stadium III (165 og 154 mg/l), larver stadium V (433 og 376 mg/l) og juvenile (809 og 765 mg/l)(Mill mfl. 2022).

Ved en eksponeringen som varte 24 timers ble det funnet relativt lave $LC_{50}$ /$EC_{50}$ verdier hos rødåte (*Calanus finmarchicus;* 6 mg/l)(Hansen mfl. 2017), hoppekreps (*Tisbe battagliai* ; 11 mg/l *)* (Uzyczak 2019) , Stillehavsreke (*Pandalus danae* ; 40-104 mg/l) (Strachan og Kennedy 2021), California flekkreke (*Pandalus platyceros* ; 34-107 mg/l) (Mill mfl. 2022), Stillehavsspøkelseskreps (*Neotrypaea californiensis* ; 70 mg/l) (Strachan og Kennedy 2021) og dypvannsreke (*Pandalus borealis* ; 37-41.2 mg/l) (Refseth mfl. 2016, Strachan og Kennedy 2021). Derimot ble forholdsvis høye verdier av $LC_{50}$ /$EC_{50}$ funnet etter 24 timers eksponering for tangloppe (*Corophium volutator;* 611 mg/l) (Smit mfl. 2008), vannameireke (*Litopenaeus vannamei* ; 812 mg/l) (Furtado mfl. 2014), saltsjøkreps (*Artemia salina* ; 918 mg/l) (Matthews 1995) og tangloppe (*Gammarus sp* ; 2520 mg/l) (Refseth mfl. 2016) . $LC_{50}$ for stripestrandreke (*Palaemon elegans*) og tangpungreke (*Praunus flexuous* ) ble estimerte til henholdsvis 238 mg/l og 117 mg/l [(Refseth mfl. 2019) beregnet fra data publisert i Brokke 2015]. Ved en konsentrasjon på 1700 mg/l tok det 6,1 timer før dødeligheten nådde 50% for stripestrandreke og 1,8 timer for tangpungreke. Ved en lavere konsentrasjon på 425 mg/l ville det ta henholdsvis 23 timer og 4,2 timer (Brokke 2015).

Det ble ikke rapportert $LC_{50}$ i to studier med dypvannsreke (*Pandalus borealis*) noe som gjør det vanskelig å

sammenligne med andre studier som vist i tabell 8.2 (Bechmann mfl. 2019, Frantzen mfl. 2020). Én times eksponering for 1,5 og 15 mg/l ga ingen signifikant dødelighet (Bechmann mfl. 2019) og det samme gjaldt to timers eksponering for den laveste konsentrasjonen (Frantzen mfl. 2020). Dødelighet på 38-50% ble observert 3-7 dager etter en to timers eksponering for 15 mg/l. I det samme studiet ble det gjennomført en puls eksponering dvs. gjentatt eksponering (én hver dag) over tre dager for 1,5 og 15 mg/l, og hvor hver eksponering varte to timer. Ingen dødelighet ble observert etter først og andre pulseksponering, men som følge av den tredje eksponeringen døde 46% av rekene ved 15 mg/l og dødeligheten økte ytterligere til 80% etter to dager i friskt sjøvann. For gjentatt eksponering for den lavere konsentrasjonen på 1,5 mg/l døde 33% av rekene to dager etter pulseksponeringen dvs. to dager i friskt sjøvann. I det andre studie ble eggbærende dypvannsreker utsatt for to lave konsentrasjoner, 1,6 og 16 mg/l i to timer. Disse lave konsentrasjonene resulterte hverken i dødelighet eller tap av egg, selv etter 28 dager i friskt sjøvann (Frantzen mfl. 2020).

Bortsett fra for krepsdyr finnes det forholdsvis lite kunnskap om følsomheten for hydrogenperoksid hos andre virvelløse dyr. Hjuldyr (*Brachionus plicatilis*) er følsom for hydrogenperoksid ved 24 timers eksponering, med estimert $LC_{50}$ på 2,4 mg/l (Smit mfl. 2008). De to børstemarkene, *Capitella* spp. og *Ophryotrocha* spp. var ulikt sensitiv umiddelbart etter én times eksponering, $LC_{50}$ var henholdsvis 1227 mg/ og 296 mg/l, som økte til 159 mg/l og 64 mg/l 72 timer etter eksponering (Fang mfl. 2018). $LC_{50}$ for kongsnegl (*Buccinum undatum*) eksponert i 24 timer ble estimert til 367 mg/l (Refseth mfl. 2016). Drøbakkråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) ble testet for 10 og 100 mg/l, der den laveste konsentrasjonen ga ingen dødelighet og den høyeste 100% dødelighet (Refseth mfl. 2016).

Alger

Bare et studium har undersøkt om alger er sårbare for eksponering av hydrogenperoksid (Haugland mfl. 2019). Én times eksponering ved konsentrasjoner på 85 og 170 mg/l resulterte i 67 og 100% dødelighet hos juvenile sukkertare (*Saccharina latissimi*). Estimert $LC_{50}$ var 81 mg/l, beregnet etter 15 dager i friskt sjøvann.

Korttidseksponering; ikke dødelige effekter

Fisk

Eksponering over en kortere tidsperiode fra 20 til 40 minutter for høye konsentrasjoner (1250 til 3000 mg/l) forårsaket endringer i gjellevev hos Atlantisk laks, men effekten var temperatur avhengig (Johnson mfl. 1993, Kiemer og Black 1997, Wynne mfl. 2020). Høye konsentrasjoner av hydrogenperoksid (1250-1800 mg/l) utløste stress hos Atlantisk laks (økte nivåer av blod/plasma glukose, laktat og kortisol nivåer, endrede plasma elektrolytt konsentrasjoner), etter 20 minutter, 6 timer og 12 timer, og effekten ble forsterket med økende temperatur (Bowers mfl. 2002, Chalmers mfl. 2018, Wynne mfl. 2020). Lave konsentrasjoner ser også ut til å utløse stress respons i andre marine fiskearter. For eksempel, én times eksponering for 50 mg/l ga økt plasma stress (kortisol, hemoglobin, laktat, kalsium, magnesium, hematokrit og albumin) hos havabbor (*Dicentrarchus labrax*) (Roque mfl. 2010). Lignende stressrespons ble også funnet hos gyllen havkaruss (*Sparus aurata*) eksponert én time for 50 mg/l (Mansour mfl. 2020). Én times eksponering for 300 og 500 mg/l resulterte i redusert lysozym aktivitet og signifikante endringer i antall slimceller i gjellene hos Japansk flyndre (*Paralichthys olivaeceus*) (Hwang mfl. 2016). Hydrogenperoksideksponering resulterte i oksidativ stress hos flere marine arter, indikert med økt katalaseaktivitet i gjellene hos Amerikansk gjørs (*Sander vitreus*) etter tre behandlinger med én times eksponering med 10 mg/l (72 timer mellom hver behandling) (Tort mfl. 2005) og Atlantisk laks (Chalmers mfl. 2018).

Virvelløse dyr

Ikke-dødelige effekter som følge av korttidseksponering for hydrogenperoksid har ikke vært studert i særlig detalj hos virvelløse dyr, men flere studier viser endringer i atferd, fysiologiske og biokjemiske endringer hos krepsdyr. Én times eksponering for lave konsentrasjoner, 8,5 og 17 mg/l, resulterte i redusert oksygen opptak hos hoppekreps (*Calanus* sp.), samt endringer i atferd ved redusert fluktrespons (Escobar-Lux mfl. 2019). Også hos Europeisk hummer (*Homarus gammarus*) yngel ble det observert atferdsendringer som følge av én times eksponering for 85 mg/l (Escobar-Lux mfl.

2020). Blant annet ble evnen til å finne skjul redusert, men effekten var kortvarig (24 timer). Gjentatt eksponeringer over tre dager (2 timer hver dag) for lave konsentrasjoner (1,5 - 15 mg/l) medførte redusert matinntak hos dypvannsreke (*Pandalus borealis*), mens én times eksponering for de samme konsentrasjonene medførte vevsødeleggelser i gjellene og lever (lipid peroksidering) (Bechmann mfl. 2019) . Oksygenopptaket ble redusert med 26% hos sandreke (*Crangon crangon*) som ble eksponert fem timer for 69 mg/l, og syrenivået i muskel ble også redusert (intracellular pH) (Abele-Oeschger mfl. 1997). Endringer/ redusert fôrinntak og atferd er observert hos flere marine hoppekrepsarter (voksne og larver) etter eksponering for 5 mg/l og $EC_{50}$ ble vurdert til å være mellom 2,6 og 10 mg/l (Van Geest mfl. 2014a).

To studier viste at b efruktningsevnen hos stillehavskråkebolle (*Strongylocentrotus purpuratus*) ble påvirket ved 20 minutters eksponering. Én rapporterte at 50% befruktningshemming skjedde ved 7,3 mg/l, mens den andre rapporterte 25% befruktningshemming ved 2,8 mg/l (Strachan og Kennedy 2021, Woof og Kennedy 2021).

Alger

Hydrogenperoksid har vist å påvirke evnen til fotosyntese for en rekke marine alger, men effekten varierer med art og konsentrasjon (Dummermuth mfl. 2003). Artene som ble testet var rødalger (*Coccotylus truncates, Devaleraea ramentacea, Palmaria palmata, Phycodrys rubens* , *Odonthalia dentata, Polysiphonia arctica og Ptilota gunneri)* , grønnalger (*Acrosiphonia sp., Monostroma aff. Arcticum* og *Chaetomorpha melagonium*) og brunalger (*Alaria esculenta, Laminaria digitate, Laminaria solidungula, Fucus distichus og Saccorhiza dermatodea* ). Optimal fotosynteseeffektivitet ($F_v/F_m$ ) ble redusert for fire av de røde makroalgene etter 30 minutters eksponering for 17 mg/l, mens for to andre rødalger skjedde dette ved en høyere konsentrasjon, 170 og 340 mg/l. Hos de tre grønnalgene som ble testet var det redusert fotosynteseeffektivitet ved konsentrasjoner høyere enn 34 mg/l, mens for brunalgene skjedde dette ved konsentrasjoner høyere enn 170 mg/l. Et annet studium rapporterte at etter 45 minutters eksponering for 34 mg/l eller høyere ga det redusert fotosynteseeffektivitet hos grønnalgen *Ulva rigida* , med en total stopp ved 2400 mg/l (Collén og Pedersén 1996). Hydrogenperoksid ga også negative effekter på fotosyntesekapasiteten hos grønnalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* og diatomarten (*Navicula seminulum*), under ulike lysbetingelser (Drábková mfl. 2007). Grønnalgene var følsomme ved tre timers eksponering, i lys og i mørke, men økt lysintensitet økte følsomheten for hydrogenperoksid betraktelig. For grønnalgen (*Pseudokirchneriella subcapitata* var estimert $EC_{50}$ (basert på $F_v/F_m$ ) 21,3 mg/l in mørket og 4,2 mg/l ved den høyeste lysintensiteten på 500 µmol/$m^2$ /s, mens for diatomarten (*Navicula seminulum)* ble $EC_{50}$ estimert til 71,3–15,8 mg/l. Sukkertare (*Saccharina latissimi*) juvenile som ble eksponert for én time for 85 og 170 mg/l resulterte i redusert fotosyntese, både ved lav og høy lysintensitet (Haugland mfl. 2019). Redusert fotosyntese målt som effektivitet (α) kapasitet ($P_{MAX}$ ) ble redusert med 90% ved eksponering for hydrogenperoksid konsentrasjoner ≥85 mg/l. Estimert $EC_{50}$ var 28 and 35 mg/l, henholdsvis for de to parameterne.

Langtidseksponering; dødelige og ikke-dødelige effekter

Det er få studier som har fokusert på langtidseksponering (> 24 timer) og effekter på marine arter (tabell 7.3).

*Tabell 7.3. Oppsummering av ulike arters følsomhet (mg/l) ved langtidseksponering (>24 timer) for hydrogenperoksid. LC50/EC50 den konsentrasjonen som forårsaker 50% dødelighet/immobilisering. Oppdrettslaks blir behandlet med 1500-2100 mg hydrogenperoksid per liter. *) arter som finnes i Norge.*

| Dyregruppe | Artsnavn | Latinsk navn | Livsstadium | Eksponerings tid (timer) | LC50 (mg/L) | Kilde |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Fisk | Stillehavssilverside | *Atherinops affinis* | Juvenile | 96 | 172 | Strachan & Kennedy, 2021 |
| Fisk | Pukkellaks | *Oncorhynchus gorbuscha* | Yngel | 48 | 227 | Sahota mfl. 2021 |
| | | | | | | |
| Virvelløse dyr | Amerikansk pungreke | *Mysidopsis bahia (also Americamysis)* | | 96 | 7,7 | Strachan & Kennedy, 2021 |
| Virvelløse dyr | Saltsjøkreps | *Artemia salina* | | 96 | 168 | Smit mfl. 2008 |
| Virvelløse dyr | Saltsjøkreps | *Artemia salina* | | 72 | 188 | Smit mfl. 2008 |
| Virvelløse dyr | Rødåte * | *Calanus finmarchicus* | Voksne/Copepoditer | 72 | 3,824 | Hansen mfl. 2017 |
| Virvelløse dyr | Rødåte * | *Calanus finmarchicus* | Voksne/Copepoditer | 48 | 3,912 | Hansen mfl. 2017 |
| Virvelløse dyr | Tangloppe * | *Corophium volutator* | | 96 | 46 | Smit mfl. 2008 |
| Virvelløse dyr | Vannameireke | *Litopenaeus vannamei* | Juvenile | 48 | 687 | Furtado mfl. 2014 |

| Dyregruppe | Artsnavn | Latinsk navn | Livsstadium | Eksponerings tid (timer) | LC50 (mg/L) | Kilde |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Virvelløse dyr | Vannameireke | *Litopenaeus vannamei* | Juvenile | 72 | 590 | Furtado mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Vannameireke | *Litopenaeus vannamei* | Juvenile | 96 | 493 | Furtado mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Middelhavsblåskjell | *Mytilus galloprovincialis* | Egg | 48 | 2,9 | Strachan & Kennedy, 2021 |
| Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | | 48 | 8,9 | Uzycza, 2019 |

Fisk

$LC_{50}$ for Stillehavsilverside (*Atherinops affinis)* og pukkellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*) var henholdsvis 172 og 227 mg/l, basert på 96 og 48 timers eksponering (Strachan og Kennedy 2021, Sahota mfl. 2022). Det ble ikke funnet endringer i appetitt hos pukkelaksyngel ved konsentrasjoner på 20-150 mg/l etter 48 timer eksponering eller for 20 mg/l ved 96 timers eksponering. Svømmeatferd ble derimot påvirket hos yngel som ble utsatt for 100 mg/l i 48 timer (Sahota mfl. 2022).

Virvelløse dyr

De laveste $LC_{50}$ verdier, dvs høy sensitivitet er for rødåte *Calanus finmarchicus* (2,5-3,9 mg/l) og embryoer av Middelhavsblåskjell (*Mytilus galloprovincialis* ; 2,9 mg/l), Amerikansk pungreke (*Mysidopsis bahia* ; 7,7 mg/l), hoppekreps (*Tisbe battagliai* ; 8,9 mg/l) og tangloppe (*Corophium volutator* ; 46 mg/l) (Smit mfl. 2008, Hansen mfl. 2017, Strachan & Kennedy 2021). Høyere verdier er rapportert for sjøsaltkreps (*Artemia salina* ; 168-188 mg/) og vannameireke (*Litopenaeus vannamei* ; 493-687 mg/l) (Smit mfl. 2008, Furtado mfl. 2014). Ved eksponering av blåskjell (*Mytilus edulis* ) for 1-5 mg/l over 30 dager ble det rapportert at dødeligheten økte jevnt gjennom eksponeringsperioden, avhengig av konsentrasjon og størrelse på blåskjellet. De minste skjellene var de mest sensitive, 90% døde ved eksponering for 5 mg/l, mens tilsvarende 81% for de største skjellene (Haque og Kwon 2016).

Ikke-dødelige effekter etter langtidseksponering har vært studert hos rødåte (Hansen mfl. 2017) og blåskjell (Haque & Kwon 2016). Det ble ikke funnet signifikante effekter på en rekke antioksiderende enzymer (SOD, CAT, GPx, GST, MDA og glutation) hos rødåte (*Calanus finmarchicus*) etter 96 timers eksponering for 0,75 mg/l (Hansen mfl. 2017). For blåskjell (*Mytilus edulis*) ble det funnet at oksygen forbruket, fotaktiviteten og byssustrådproduksjonen avtok med økende konsentrasjon av hydrogenperoksid (1-4 mg/l) etter 30 dagers eksponering (Haque & Kwon 2016).

Alger

Bare tre studier har studert langtidseffekten av hydrogenperoksid på marine alger. Basert på vekstrate ble det funnet at 75 timers eksponering resulterte i $EC_{50}$ på henholdsvis 0,6, 0,9 og 1,4 mg/l for diatomene *Skeletonema sp* ., *Nitzschia closterium* og *Skeletonema costatum* (Florence & Stauber 1986, Knight mfl. 1997, Uzyczak 2019).

**Endringer i samfunnsstruktur som følge av bruk av hydrogenperoksid**

I Skottland ble det i perioden september 1999 til august 2004 undersøkt mulige endringer i flora og fauna ved fire oppdrettslokaliteter som følge av bruk av flere lusemidler (før og etter), deriblant også hydrogenperoksid (SEPA 2005). De kunne ikke påvise en sammenheng mellom forbruk av lusemidler og endring i artssammensetning (sesong og livvsyklus). For eksempel, oppblomstringer av planteplankton var upåvirket og det samme gjaldt bunnslåing av rur (*Balanus* spp.). Larver av rur er frittsvømmende i vannmassene og kan teoretisk bli påvirket av hydrogenperoksid ved bruk. Det er foreløpig ikke publisert norske studier som viser funn av endringer i artssammensetning eller endringer i en arts mengde som følge av eksponering for hydrogenperoksid.

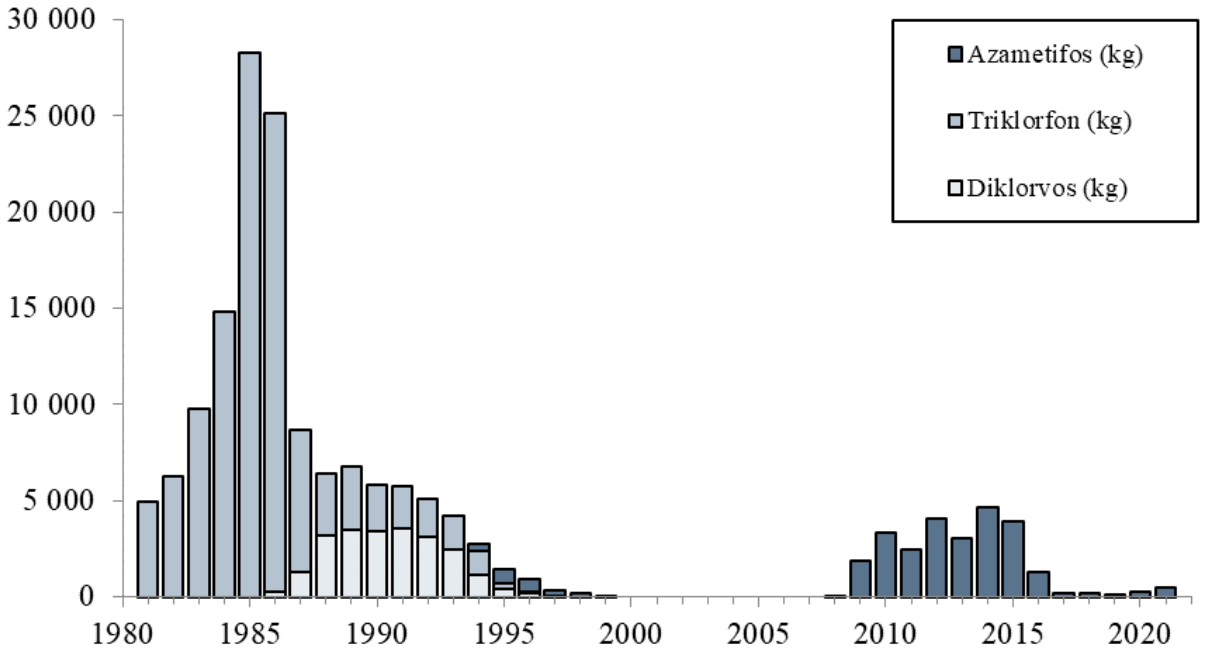
### 7.5.1.2 - Organofosfater

Azametifos hører til gruppen av kjemiske forbindelser som kalles organofosfater. De virker hemmende på enzymet acetylkolinesterase. Hemming av dette enzymet fører til overstimulering av musklene, etterfulgt av blokkering som gir lammelse og død. Azametifos selges i Norge under navnet Azasure Vet. Det har effekt på både preadulte og adulte stadier av lakselus. Behandlingsdosen for l aks er 100 µg/l i minst 30 minutter, men ikke lenger enn 60 minutter. Er sjøtemperaturer høyere enn 10 °C anbefales det å behandle i maksimum 30 minutter. Neguvon og Nuvan er legemidler

som ble brukt tidligere og hvor virkestoffene er henholdsvis triklorfon og diklorvos. Oppløst i vann spaltes triklorfon til diklorvos, sistnevnte antas å ha sterkest effekt. Triklorfon og diklorvos er organofosfater, med samme virkningsmekanisme som azametifos, men med noe svakere virkning.

**Forbruk**

Forbruket av organofosfater var høyt på begynnelsen av 1980-tallet, med maks forbruk i 1985 på 28 260 kg triklofron (figur 7.3). Fram til 1995 var det triklorfon og diklorvos som hadde størst forbruk, men siden 1997 har azametifos vært enerådende. Fra 2000 til 2007 var ikke azametifos i bruk, mens i 2008 var forbruket 66 kg, for så å øke jevnlig fram til 2014 hvor forbruket var på 4630 kg og 3904 kg året etter. Siden har forbruket avtatt drastisk, til 453 kg i 2021.




*Figur 7.3. Forbruk av organofosfater som legemidler i norsk akvakultur fra 1980 til 2021 (statistikk fra Folkehelseinstituttet). Organofosfatene triklorfon og diklorvos selges ikke lenger i Norge.*

**Spredning og fortynning**

Azametifos er svært vannløselig (>1 µg/l) med en lav oktanol/vann fordelingskoeffisient (log $K_{ow}$ = 1,05). På grunn av den høye vannløseligheten er det veldig liten sannsynlighet for at det binder seg til organisk materiale (SEPA 2005). Ved utslipp fra anlegg og brønnbåt etter behandling vil azametifos i hovedsak spres i miljøet via overflatestrømmer. Næringssalter, finpartikulært materiale og badebehandlingsmidler vil i hovedsak følge overflatestrømmen. På grunn av forholdsvis lav toksisitet for azametifos vil påvirkningsområdet være lite (Parsons mfl. 2020, Sævik mfl. 2021). Parsons mfl. (2020) simulerte spredning av azametifos i det marine miljø etter avlusning ved 23 anlegg langs norskekysten som hadde brukt azametifos i løpet av 2017-2018. Spredningen ble simulert 24 timer etter slipp og konsentrasjonen ble satt i forhold til 50% tålegrensen for hummerlarver ($LC_{50}$ og $EC_{50}$). De viste at påvirkningsområdet ved bruk av azametifos varierte fra 0,04 til 0,2 $km^2$ (Parsons mfl. 2020). Modellering gjort i Skottland viste at konsentrasjoner rundt et anlegg vil reduseres til under 0,2 µg/l innen 24 timer for områder uten mye strøm og til 0,02 µg/l i strømrike områder (SEPA 2005). Videre indikerte modellene at azametifos mest sannsynlig vil spres som en sky i de øvre vannlagene, fra 0 til 10 m (SEPA 2005).

Det er gjennomført to feltundersøkelser i Canada (nordlige deler av Fundybukta) hvor azametifos ble sluppet sammen med fargestoff for å se spredning etter utslipp (Ernst mfl. 2001, Ernst mfl. 2014). Den første undersøkelsen ble gjort i oktober 1996, ved tre ulike lokaliteter (uten laks i merd), og viste at det var noe ulik spredning på de tre lokalitetene

(Ernst mfl. 2001). Fargestoffet kunne detekteres opp til 5 timer etter utslipp og var synlig i avstand fra 900 m til 3 km. For to av lokalitetene fordelte stoffet seg ned til ca. 10 m, mens for den tredje lokaliteten ble det funnet rester ned til 25 m. I en lignende undersøkelse med slipp fra både merd og brønnbåt i september 2010 (med laks i merd og brønnbåt) fant man målbare rester av azametifos (konsentrasjon ikke oppgitt) opp til 1,7 km fra merden og 150 m fra brønnbåt. Høyeste konsentrasjon var på litt over 25 µg/l ca. 1 m fra merdkanten (Ernst mfl. 2014). Nivået av azametifos etter behandling i merd var tre ganger så høyt som etter behandling med brønnbåt. Det var mye organiske partikler i merden, men azametifos ble i hovedsak funnet oppløst i vann, og ikke bundet til partiklene.

**Nedbrytning**

Azametifos nedbrytes både via hydrolyse og fotolyse. Et studium undersøkte effekten av fotolyse og fant at ved høy innstråling var halveringstiden av azametifos i vannfasen (renhet 98,8%) 0,1 dager (ECA 2018). Når undersøkelsen ble gjort i mørket var halveringstiden 49 dager dvs. hydrolysen ser ut til å være langsom sammenlignet med fotolyse. I et annet studie hvor formålet var å studere nedbrytning via hydrolyse (renhet 99,4%) ved pH 4, 7 og 9, samt ulike temperaturer fant de en raskere hydrolyse under alkaliske forhold (ECA 2018). Ved pH 7 ble halveringstiden estimert til 14 dager ved 20 °C og 26,6 dager ved 12°C. Det skotske miljødepartementet har oppgitt en halveringstid på 8,9 dager, men det er ikke oppgitt lysforhold eller pH. Temperatur var heller ikke oppgitt, men vi har sett denne halveringstiden både relatert til 8 °C og 12 °C (ulike kjemikaliekataloger). Det er oppgitt en halveringstid på 10,8 dager ved 20 °C og ved pH 7 (Urbina mfl. 2019). Strachan & Kennedy (2021) fant en halveringstid av azametifos i sjøvann på 12,7 dager ved 10 °C og pH 7.6 (saltholdighet 23,5). Det er litt uklart om forsøket ble gjennomført i mørket. Disse studiene ble gjort med sediment i bunnen av forsøksenheten for å simulere en naturlig situasjon i tilknytning til avlusning gjennomført på grunnere lokaliteter. Azametifos forble i vannfasen gjennom observasjonsperioden på 98 dager.

Ikke all informasjon som kan være viktig for å vurdere nedbrytningshastighet av azametifos, pH, temperatur, saltholdighet og utgangskonsentrasjon, er oppgitt i de ulike studiene. Det er derfor behov for mer kontrollerte undersøkelser, spesielt med fokus på fotolyse.

**Tilstedeværelse i miljøet**

Langford mfl. (2015) gjorde undersøkelser ved tre norske anlegg som hadde brukt azametifos og fant konsentrasjoner på 26 ng/l i vannprøver tatt ved ett av anleggene i uken etter behandlingen. Konsentrasjonene ble suksessivt lavere med økende avstand fra anlegget og var 0,5 ng/l én km unna. Det at det ble funnet målbare konsentrasjoner av azametifos så lenge etter en behandling er litt overraskende, men dette ble ikke forklart eller diskutert i rapporten (Langford mfl. 2015). Denne undersøkelsen indikerer at azametifos kan være til stede i miljøet i en lengre periode enn det som er vist i andre studier.

**Tilstedeværelse av følsomme arter og livsstadier nært oppdrettsanlegg**

Gjennom året vil det naturlig være e ndringer i artssammensetningen, både i diversitet, mengde og tetthet. Azametifos vil i hovedsak påvirke arter som lever i de frie vannmasser. Hoppekreps og frittsvømmende larvestadier av ulike krepsdyr er spesielt utsatt for azametifos. Vår- og høst-oppblomstring av dyreplankton, inkl. larver av viktige kommersielle arter, er en sårbar tid på året. Om vinteren når det er redusert antall og mengde av planktoniske arter er det mindre sannsynlig at artene påvirkes i vannmassene. Vind- og strømforhold avgjør om arter i strandsonen kan bli eksponert.

**Artenes følsomhet**

Det er gjort noen feltstudier med utvalgte arter er satt i bur i nærheten av anlegg hvor det har vært sluppet ut badebehandlingsvann med azametifos. Vi har valgt å oppsummere disse for å vurdere sårbarheten til arter for azametifos ved utslipp. Individer av ulike arter er plassert i bur i, ved og rundt oppdrettsanlegg som har behandlet med azametifos (Burridge og Geest 2014). A merikansk hummer (voksne individer) døde når de var plassert inne i selve behandlingsmerden, men alle overlevde i de burene som var plassert i ulike distanser fra anlegget. Et annet studium i

Canada viste lignende resultater for sandtangloppe *Eohaustorius estuarius* , hvor kun behandlingsløsningen gav dødelighet etter én times eksponering (Ernst mfl. 2014). En feltundersøkelsene i Canada hvor det ble tatt vannprøver etter utslipp for følsomhetsundersøkelser på sandtangloppe (*Eohaustorius estuarius*). Kun én av 27 vannprøver forårsaket immobilisering etter 48 timers eksponering. Denne prøven ble tatt 30 minutter etter utslipp (Ernst mfl. 2001).

Korttidseksponering; dødelige effekter

Tilgjengelig kunnskap om $LC_{50}$ og $EC_{50}$ verdier for azametifos dvs. mål på følsomhet for fisk, virvelløse dyr og alger er gitt i tabell 7.4.

*Tabell 7.4. Oppsummering av ulike arters følsomhet (mg/l) ved korttidseksponering (inntil 24 timer) for azametifos. LC50/EC50 den konsentrasjonen som forårsaker 50% dødelighet/immobilisering. Oppdrettslaks blir behandlet med 100 µg azametifos per liter. *) arter som finnes i Norge*

| Dyregruppe | Artsnavn | Latinsk navn | Livsstadium | Eksponerings tid (timer) | $LC_{50}$ (µg/L) | Kilde |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Fisk | Trepigget stingsild * | *Gasterosteus aculeatus* | Voksne | 24 | 11,1 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Fisk | Stillehavsulke | *Oligocottus maculosus* | Voksne | 24 | 4,72 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Fisk | Stjerneflyndre | *Platichthys stellatus* | Juvenile | 24 | 7,9 | Strachan & Kennedy 2021 |
| | | | | | | |
| Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Acartia hudsonica* | Voksne + Nauplii | 1 | >620 | Van Geest mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Acartia tonsa* | Voksne | 1 | 220 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Acartia tonsa* | Voksne | 1 | 166 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Acartia tonsa* | Voksne | 3 | 98 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Acartia tonsa* | Voksne | 3 | 127 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Acartia tonsa* | Egg | 3 | 190 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Saltsjøkreps | *Artemia salina* | Voksne | 24 | >10000 | Ernst mfl. 2001 |
| Virvelløse dyr | Hjuldyr | *Brachionus plicatilis* | | 24 | >10000 | Ernst mfl. 2001 |
| Virvelløse dyr | Krabbe | *Brachyura* | Larve | 1 | 203 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk mudderreke | *Crangon septemspinosa* | | 1 | 33,6 | Ernst mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk mudderreke | *Crangon septemspinosa* | | 1 | >85.5 | Burridge mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk mudderreke | *Crangon septemspinosa* | | 24 | 191 | Burridge mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium II) | 0.083 | 33,9 | Pahl & Opitz 1999 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium II) | 0.083 | 50,4 | Pahl & Opitz 1999 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium II) | 0.5 | 27,01 | Pahl & Opitz 1999 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium II) | 0.5 | 37,7 | Pahl & Opitz 1999 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium II) | 1 | 20,7 | Pahl & Opitz 1999 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Voksne | 1 | 24,8 | Burridge mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium II) | 1 | 26,5 | Pahl & Opitz 1999 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium I) | 1 | >86.5 | Burridge mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium II) | 6 | 3,5 | Pahl & Opitz 1999 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium II) | 6 | 5,4 | Pahl & Opitz 1999 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium II) | 12 | 0,9 | Pahl & Opitz 1999 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium II) | 12 | 1,33 | Pahl & Opitz 1999 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Voksne | 24 | 2,8 | Burridge mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium I) | 24 | 8,9 | Burridge mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Voksne | 5 x 1 | 0,45 | Dounia mfl. 2016 |
| Virvelløse dyr | Europeisk hummer * | *Homarus gammarus* | Larve (stadium I) | 1 | 9,2 | Parsons mfl. 2020 |
| Virvelløse dyr | Europeisk hummer * | *Homarus gammarus* | Larve (stadium II) | 1 | 15,5 | Parsons mfl. 2020 |
| Virvelløse dyr | Europeisk hummer * | *Homarus gammarus* | Larve (stadium I) | 1 | 43,1 | Parsons mfl. 2020 |
| Virvelløse dyr | Europeisk hummer * | *Homarus gammarus* | Larve (stadium II) | 1 | 20,5 | Parsons mfl. 2020 |
| Virvelløse dyr | Chilensk steinkrabbe | *Metacarcinus edwardsii* | Larve (zoea) | 0,5 | 0,94 | Gebauer mfl. 2017 |
| Virvelløse dyr | Chilensk steinkrabbe | *Metacarcinus edwardsii* | Larve (zoea) | 0,5 | 2,84 | Gebauer mfl. 2017 |
| Virvelløse dyr | Pungreke | Mysid sp. | | 1 + 95 | >85.5 | Burridge mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Pungreke | Mysid sp. | | 24 | 12,5 | Burridge mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk pungreke | *Mysis stenolepis* | Voksne | 24 | 7,4 | Ernst mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk pungreke | *Mysis stenolepis* | Voksne | 24 | 9,9 | Ernst mfl. 2014 |

| Dyregruppe | Artsnavn | Latinsk navn | Livsstadium | Eksponerings tid (timer) | LC (µg/L) | Kilde |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Virvelløse dyr | Amerikansk pungreke | *Mysis stenolepis* | Voksne | 24 | 23,5 | Ernst mfl. 2014 |
| Virvelløse dyr | Stillehavsspøkelseskreps | *Neotrypaea californiensis* | Voksne | 24 | 63 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Virvelløse dyr | Stripestrandreke * | *Palaemon elegans* | Voksne | 1+24 | >200 | Brokke 2015 |
| Virvelløse dyr | Stripestrandreke * | *Palaemon elegans* | Voksne | 24 | 268,3 | Brokke 2015 |
| Virvelløse dyr | Dypvannsreke * | *Pandalus borealis* | Juvenile | 24 | 7,63 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Virvelløse dyr | Dypvannsreke * | *Pandalus borealis* | Voksne | 24 | 81 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Virvelløse dyr | Stillehavskystreke | *Pandalus danae* | Juvenile | 24 | 4,39 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Virvelløse dyr | Stillehavskystreke | *Pandalus danae* | Voksne | 24 | 129 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Adult-Postmolt | 3 x 1 | 17,1 | Mill mfl. 2021 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Adult-Postmolt | 3 x 1 | 27,1 | Mill mfl. 2021 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Adult-Postmolt | 3 x 1 | 39,8 | Mill mfl. 2021 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Adult-Intermolt | 3 x 1 | >100 | Mill mfl. 2021 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Adult-Intermolt | 3 x 1 | >100 | Mill mfl. 2021 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Adult-Intermolt | 3 x 1 | >100 | Mill mfl. 2021 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Egg | 1 | 220 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Egg | 3 | 187 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Larve (stadium I) | 1 | 12 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Larve (stadium I) | 3 | 10 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Larve (stadium III) | 1 | 34 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Larve (stadium III) | 3 | 27 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Larve (stadium V) | 1 | 47 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Larve (stadium V) | 3 | 40 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Juvenile | 1 | 236 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Juvenile | 3 | 178 | Mill mfl. 2022 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Juvenile | 24 | 3,39 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Voksne | 24 | 106 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Virvelløse dyr | Porselenskrabbe * | *Porcellanidae* | Larve (zoea) | 1 | 103 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Tangpungreke * | *Praunus flexuousus* | Voksne | 1 | >200 | Brokke 2015 |
| Virvelløse dyr | Tangpungreke * | *Praunus flexuousus* | Voksne | 24 | 28,7 | Brokke 2015 |
| Virvelløse dyr | Dyreplankton | Zooplankton | | 1 | 529 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Dyreplankton | Zooplankton | | 1 | 360 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Dyreplankton | Zooplankton | | 3 | 103 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Dyreplankton | Zooplankton | | 3 | 54 | Keen 2020 |
| Virvelløse dyr | Dyreplankton | Zooplankton | | 1 | 83 | Keen 2020 |

Fisk

Korttidseksponering med azametifos og effekter har bare blitt undersøkt for et begrenset antall marine fiskearter. Dødelighet hos Atlantisk laks (*Salmo salar*) nådde 5, 60 and 80% etter én times eksponering for henholdsvis 1000, 3000 og 5000 mg/l (Sievers mfl. 1995). Dødelighet økte til 15 og 100% for den laveste og høyeste konsentrasjonen 24 timer etter eksponeringen. Ingen dødelighet ble observer når Europeisk havaborr (*Dicentrarchus labrax*) ble eksponert for 100 µg/l fra 1-4 timer (Intorre mfl. 2004). 24 timers $LC_{50}$ ble estimert til 5-11 µg/l for stjerneflyndre (*Platichthys stellatus*), trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og ulkearten (*Oligocottus maculosus*) (Strachan & Kennedy 2021).

Virvelløse dyr

Det meste av kunnskapen om azametifos og dødelige effekter er for krepsdyr, men det er stor variasjon i effekten avhengig av art, eksponeringsvarigheten og temperatur. De laveste $LC_{50}$ /$EC_{50}$ verdiene, dvs. arter med høyest sensitivitet basert på 24 timer er funnet hos lakselus (*Lepeophtheirus salmonis* (0,12 µg/l) (Helgesen & Horsberg 2013) og skottelus (*Caligus rogercresseyi* (0,24 µg/l) (Agusti mfl. 2016). Lignende lave verdier er funnet for Chilensk steinkrabbelarver (*Metacarcinus edwardsii*) (0,94 µg/l) (Gebauer mfl. 2017) og Amerikansk hummerlarver (*Homarus americanus*) (0,9 µg/l) (Pahl og Opitz 1999), med en behandlingsperiode på henholdsvis 30 minutter og 12 timer. I all

hovedsak er den estimerte terskelverdien for azametifos for andre arter 10 til 100 ganger høyere enn dette (tabell 8.4). For eksempel, én times $LC_{50}$ /$EC_{50}$ for Europeisk hummerlarver (*Homaurs gammarus*) var henholdsvis 21-43 µg/l og 9-16 µg/l (Parsons mfl. 2020). Én times $EC_{50}$ ble estimert for krabbelarver, *Porcellanidae* og *Brachyuran* , til 203 og 103 µg/l (Keen 2020), mens én times $LC_{50}$ var 166-220 µg/l for hoppekreps (*Acartia tonsa*) og 83-529 µg/l for villfanget dyreplankton (art ikke identifisert) (Keen 2020). Amerikansk hummerlarver som ble eksponert i fem minutter resulterte i $LC_{50}$ 34-50 µg/l, 30 minutters eksponering 27-38 µg/l, 22-27 µg/l etter én times eksponering og etter 24 timers eksponering var $LC_{50}$ 8,9 µg/l (Pahl og Opitz 1999, Burridge mfl. 2014). Ingen signifikant dødelighet ble observert blant hoppekreps (*Acartia hudsonica*) som ble eksponert for 620 µg/l i én time (Van Geest mfl. 2014a) eller hos saltsjøkreps (*Artemia salina)* ble eksponert 24 timer for konsentrasjoner opp til 10 000 µg/l (Ernst mfl. 2001). Gjentatt eksponering for azametifos for 5 µg/l ble undersøkt hos voksne Amerikansk hannhummer og dødeligheten nådde 47% etter 3 x 1 timers eksponering, 83% etter 4 x 1 times eksponering og 93% etter 5 x 1 times eksponering, sammenlignet med 3% i kontrollgruppen. Estimert 1 timers $LC_{50}$ basert på 5 gjentatte eksponeringer innen 48 timer var 0,45 µg/l (Daoud mfl. 2016). En undersøkelse viste at kun vannprøver tatt inne i merden før utslipp forårsaket dødelighet på sandtangloppe (*Eohaustorius estuarius*) etter én times eksponering (Ernst mfl. 2014). Forfatterne påpekte viktigheten av å gjennomføre 1 times følsomhetstester som er mer realistiske enn for eksempel 48 timers eksponering.

Terskelverdier for sensitivitet er estimert for flere marine rekearter. I eksperimentet omtalt overfor ble også Amerikansk mudderreke (*Crangon septemspinosa*) og Amerikansk pungreke (*Mysis stenolepsi*) eksponert for vannprøver tatt i tilknytning til avlusning av et oppdrettsanlegg (Ernst mfl. 2014). Dødeligheten var minimal eller lavere enn 50% etter én times eksponering. Etter 24 timers eksponering ble $LC_{50}$ estimert til 34 µg/l for *Crangon septemspinosa* og 7-24 µg/l for *Mysis stenolepis* (Ernst mfl. 2014). Én times eksponering ga ingen signifikant dødelighet hos pungreke (*Mysidae* sp.) eller Amerikansk mudderreke (*Crangon septemspinosa* ) for konsentrasjoner undersøkt opp til 85,5 µg/l (Burridge mfl. 2014) eller for stripestrandreke (*Paleamon elegans*) eller tangpungreke (*Praunus flexuosus*) for konsentrasjoner opp til 200 µg/l (Brokke 2015). Dermed kunne ikke $LC_{50}$ heller estimeres. Sensitiviteten for azametifos økte når eksponeringstiden økte, og estimert 24 timers $LC_{50}$ var for Mysid sp, *Crangon septemspinosa* , *Palaemon elegans* and *Praunus flexuosus* henholdsvis 13, 191, 268 og 29 µg/l (Burridge mfl. 2014, Brokke 2015).

Effekten av repeterende korte eksponeringsperioder, 3 x 1 time, ble undersøkt for California flekkreke (*Pandalus platyceros*) ved 5, 11 og 17 °C når rekene var i ulike faser i skallskiftesyklusen (Mill og Kennedy 2021). Reker som var mellom to skallskifter tålte eksponering godt for konsentrasjoner opp til 100 µg/l, ved alle temperaturene. Reker som ble utsatt for azametifos like etter skallskifte var sensitive, og sensitiviteten økte med økende temperatur. 3 × 1 time $LC_{50}$ var 40, 27 og 17 µg/l ved henholdsvis 5, 11 og 17 °C (Mill & Kennedy 2021). Videre er det vist at egg og yngel tåler høyere konsentrasjoner enn larver for den samme California flekkreke. Estimert $LC_{50}$ var 187-220 µ g/l (egg), 10-47 µ g/l (larver i stadium I, III og IV) og 178-236 µ g/l (yngel) (Mill mfl. 2022).

Så lang vi kjenner til er det kun et studium som har sett på dødelige effekter av azametifos på andre marine virvelløse dyr enn krepsdyr. Hjuldyret (*Brachionus plicatilis)* ble eksponert i 24 timer for konsentrasjoner inntil 10 000 µg/l uten at dette resulterte i dødelighet, og dermed kunne man ikke estimere $LC_{50}$ (Ernst mfl. 2001).

Det er flere andre studier hvor man har studert effekten av azametifos på marine virvelløse dyr, men hverken $LC_{50}$ eller $EC_{50}$ er rapportert. Vi gjengir noen av disse studiene. Én times eksponering resulterte i 100% dødelighet av Europeisk hummerlarver (*Homarus gammarus*) (uten å definere hvilket stadium) ved 100 µg/l. Ved en eksponering for 10 µg/l var dødeligheten økt til 70% estimert to døgn etter eksponeringen (forsinket effekt) (Robertson mfl. 1992). Ved konsentrasjoner på 0,5-24 µg/l ble det ikke observer dødelighet blant larver i stadium IV eller voksne Amerikansk hummer (Burridge mfl. 2000). Eksponeringen varte fra 15 til 120 minutter. Derimot, ved gjentagende ni eksponeringer på 30 minutter hver for konsentrasjoner fra 10 til 25 µg/l resultert dette i henholdsvis fra 20 til 80% dødelighet (Burridge mfl. 2000). Et annet studie fant 43-100% dødelighet hos Amerikansk hunnummer etter at de annen hver uke ble eksponert for én time for 10 µg/l azametifos (Burridge mfl. 2008). Ingen signifikant dødelighet ble observert hos larver eller voksne dypvannsreke (*Pandalus borealis*) som ble eksponert to timer for veldig lave konsentrasjoner (100 og 200 ng/l) (Bechmann mfl. 2020, Frantzen mfl. 2020).

Dichlorvos ble brukt tidlig på 1990-tallet og er ikke lenger i bruk, men vi har likevel valgt å gjengi de undersøkelsene som ble gjort på effekter på non-target arter. Når voksen Europeisk hummer (*homarus gammarus*) ble eksponert for diklorvos i en konsentrasjon på 100 µg/l ble det registrert én død hummer etter 4,5 timer og én etter 6 timer (Egidius og Møster 1987). I samme studie ble det vist at både strandkrabbe (*Carsinus maenas*) og taskekrabbe (*Cancer pagurus*) var mindre følsomme enn hummer for eksponering av diklorvos, og overlevde 10 timer i en konsentrasjon på 1000 µg/l.

Alger

Vi har ikke kjennskap til at det er gjort studier på marine alger og effekter av korttidseksponering med azametifos.

Korttidseksponering og ikke-dødelige effekter

Ikke-dødelige effekter på marine arter som følge av eksponering for azametifos er oppsummert under og inkluderer atferd, fysiologiske og effekter på reproduksjon

Fisk

AChE aktiviteten i hjernen til voksne havaborr (*Dicentrarchus labrax*) ble redusert med 56-58% i opptil 4 dager etter én, to og fire timers eksponering for 100 µg/l azametifos (Intorre mfl. 2004). Et annet studie undersøkte regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) i et oppdrettsanlegg i Skottland som ble gitt 200 µg/l i 45 minutter og behandlingen ble gjentatt etter 12 dager og så etter 21 dager (Barisic mfl. 2019). En slik gjentatt behandling ga alvorlige effekter på fysiologiske parameter (total protein, albumin og kreatinin total bilirubin, jern, kobber, alanine transaminase, haemoglobin, fosfat og aktivitet til glukose 6 fosfat dehydrogenase), og det ble funnet vevsendringer i gjeller, lever, milt og nyrer. Flere proteiner ble også endret som følge av eksponeringen, som blant annet de som er assosiert med klogging , immunrespons, frie heme og haemoglobin bindinger og lipid bindinger (Barisic mfl. 2019).

Virvelløse dyr

Eksponering for azametifos er vist å kunne påvirke evnen til å bruke skjul, en anti-rovdyr respons, hos yngel av Amerikansk hummer (*Homarus americanus*)(Abgrall mfl. 2000). Ved eksponering gikk de ut av skjulet og eksponeringenstiden påvirket evnen til å gå inn i skjulet igjen. De brukte lenger tid til å gå tilbake inn i skjulet ved høyere konsentrasjoner (100 og 1000 µg/l) sammenlignet med kontrollen (Abgrall mfl. 2000). Hvordan azametifos påvirket Amerikansk rognhummer, og spesifikt tap av egg ble undersøkt ved å eksponere de for 1,3-10 µg/l én time annen hver uke under en høstsituasjon dvs. like etter at eggene er befruktet og lagt på halen til hummeren, og om våren dvs. like før eggene skal klekkes (Burridge mfl. 2008). Fire eksponeringer om vinteren ga ingen effekt på eggproduksjonen, selv ikke den høyeste konsentrasjonen. Om våren derimot medførte tre til fire eksponeringer for den høyeste konsentrasjonen på 10 µg/l at hoene mistet 34% av eggene (Burridge mfl. 2008). Én times eksponering for lave konsentrasjoner på 0,06-5 µg/l, fem ganger i løpet av 48 timer, resulterte i redusert acetylcholinesterase nivåer ved 0,5 og 5 µg/l (Daoud mfl. 2016). I tillegg ble også en rekke haemolymf plasma parameter (laktat, sodium og klorid) påvirket ved den høyeste konsentrasjonen umiddelbart like etter den siste eksponeringen. Sitrat syntese aktiviteten i musklene ble også signifikant redusert for de hummerne som hadde vært eksponert for 0,5 µg/l (Daoud mfl. 2016). Lave konsentrasjoner av azametifos, 1 og 3 µg/l og eksponering som varte 30 minutter hadde ingen effekt på utviklingen til Chilenske steinkrabbelarver, men hvis konsentrasjonen økte til 10 og 30 µg/l medførte dette at larvene hadde problemer med å svømme og å finne mat (Gebauer mfl. 2017).

En rekke studier har sett på effekten av azametifos på dypvannsreke (*Pandalus borealis*). Svømmeaktiviteten til larvene ble ikke påvirket ved konsentrasjoner på 100 ng/l, undersøkt ved to ulike eksponeringsscenarier; 2 timers eksponering og 3x2 timers pulseksponering (0, 24, 48 timer) (Bechmann mfl. 2020). Svømmeaktiviteten var nedsatt hos larvene (stadium II) 13 dager etter en to-timers eksponering for 100 ng/l men det ble ikke observer endringer i fôropptak, utvikling eller genutrykk (fôropptak, bevegelse eller neuroaktivitet) (Bechmann mfl. 2020). Svømmeatferden til eggbærende reker ble påvirket etter 24 timers eksponering for 30 ng/l (snittkonsentrasjonen) (Bamber mfl. 2021). En kortere eksponeringstid på to timer ved litt høyere konsentrasjoner (100 og 200 ng/l) viste heller ingen effekt på atferd,

embryoutvikling eller eggproduksjonen (Frantzen mfl. 2020).

Klekkesuksess og bevegelsesevne til nyklekte larver til California flekkreke (*Pandalus platyceros*) ble negativt påvirket av økende konsentrasjon av azametifos, etter både én time og tre timers eksponering (Mill mfl. 2022). $EC_{50}$ basert på én og tre timers eksponering ble estimert til henholdsvis 249 and 118 µg/l basert på klekkesuksess, mens NOEC og LOEC basert på bevegelsesevne til nyklekte larver ble estimert til henholdsvis 100 og 300 µg/l ved én times eksponering og henholdsvis 30 og 100 µg/l etter tre timers eksponering. Det var derimot ingen endring i skallskiftefrekvensen for de som ble eksponert for 25 µg/l. Det ble ikke funnet endringer i skallskiftesuksess, skallskiftefrekvens, størrelse (ryggskjoldlengde og vekt) eller kondisjonsfaktor for California flekkreke utsatt for konsentrasjoner opp til 100 µg/l, uavhengig av temperaturen (5, 11, 17 °C) (Mill & Kennedy, 2021). Derimot observerte man endret a tferdsrespons (antenneflikking) på mat ved eksponeringene som ble gjennomfør på den høyeste temperaturen. Reker holdt ved 17 °C og eksponert for 50 og 100 µ g/l viste en reduksjon på henholdsvis 84 og 104% i antenneflikking, 24 timer etter eksponering (Mill & Kennedy, 2021). Klekkesuksessen til hoppekreps (*Acartia tonsa*) ble ikke påvirket ved konsentrasjoner opp til 7500 µg/l, hverken etter én time eller tre timers eksponering (Keen 2020). Den samme studien viste derimot at utviklingen fra nauplii (<24 timer etter klekking) til kopepoditter ble redusert ved økende konsentrasjon. $EC_{50}$ etter én og tre timer ble estimert til å være henholdsvis 120 og 30 µ g/l. I tillegg observerte man også reduserte eggproduksjon som følge av eksponering, $EC_{50}$ etter én og tre timer ble estimert til å være henholdsvis 84 og 51 µ g/l (Keen 2020).

En rekke studier har undersøkt effekten av azametifos på utvikling, reproduksjon og biokjemiske endepunkter hos kråkeboller og bløtdyr. To studier hvor det ble gjennomført befruktningstester etter 20-minutters eksponering på stillehavskråkebolle (*Strongylocentrotus purpuratus*) resulterte i motstridende funn. I det ene studiet ble befruktningsandelen redusert med 30% ved eksponering for 100 µg/l og NOEC ble estimert til 25 µg/l (Woof & Kennedy 2021). I den andre studiet ble ikke befruktningsandelen signifikant endret selv ved ekstremt høye konsentrasjoner på 12500 µg/l (Strachan & Kennedy 2021). Drøbakkråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*) ble eksponert i 20 minutter og median inhiberingskonsentrasjon ($IC_{50}$ ) basert på befruktningssuksess ble estimert til 6840 µg/l (Ernst mfl. 2001). Befruktningssuksess ble redusert for muslingen (*Choromytilus chorus*) som ble eksponert for 1000 µg/l, men det ble ikke observert endringer i larveutviklingen (Sanhueza mfl. 2018). For kråkebollene *Paracentrotus lividus* og *Sphaerechinus. granularis* ble det ikke funnet noen signifikante effekter på befruktningssuksess, men henholdsvis 66% og 25% av larvene var misdannet ved 1000 µg/l for de to artene. For blåskjell (*Mytilus edulis*) som var eksponert for 100 µ g/l i 24 timer ble det funnet en betydelig reduksjon i acetylkolinesterase (AChE) aktiviten, både i hemolymfen (80%) og i gjellene (59%), mens én time eksponering for samme konsentrasjon resulterte i en reduksjon på 25% og 30% AChE-aktivitet, i henholdsvis hemolymfen og gjellene. Det var også en endring i cellelevedyktighet og en reduksjon i fagocytisk indeks (9% ved 24 timer), selv om fôringshastigheten ikke var påvirket (Sanhueza mfl. 2018).

Alger

Vi kjenner ikke til studier som er gjort på marine alger og ikke-dødelige effekter som følge av kortidseksponering for azametifos.

Langtidseffekter

LC/EC $_{50}$ -verdiene for effekten av azametifos for en rekke marine organismer er gitt i tabell 7.5, basert på langtidseksponeringer over 24 timer.

*Tabell 7.5. Oppsummering av ulike arters følsomhet (mg/l) ved langtidseksponering (>24 timer) for azametifos. LC50/EC50 den konsentrasjonen som forårsaker 50% dødelighet/immobilisering. Oppdrettslaks blir behandlet med 100 µg azametifos per liter. *) arter som finnes i Norge.*

| Artsnavn | Latinsk navn | Livsstadium | Eksponerings tid (timer) | LC50 (µg/L) | Kilde |
|---|---|---|---|---|---|
| Stillehavssilverside | *Atherinops affinis* | Juvenile | 96 | 980 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Trepigget stingsild * | *Gasterosteus aculeatus* | | 96 | 190 | Ernst mfl. 2001 |
| Pukkellaks | *Oncorhynchus gorbuscha* | Fry | 48 | 80 | Sahota mfl. 2021 |
| | | | | | |
| Amerikansk pungreke | *Americamysis bahia* | | 96 | 1218 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Sandtangloppe | *Eohaustorius estuarius* | Voksne | 48 | 1,6 | Ernst mfl. 2001 |
| Sandtangloppe | *Eohaustorius estuarius* | Voksne | 48 | 7,9 | Ernst mfl. 2001 |
| Sandtangloppe | *Eohaustorius estuarius* | Voksne | 48 | 12,1 | Ernst mfl. 2001 |
| Tangloppe | *Gammarus* spp | Voksne | 96 | <5 | Ernst mfl. 2001 |
| Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Voksne | 48 | 0,61 | Burridge mfl. 2005 |
| Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Voksne | 48 | 1 | Burridge mfl. 2005 |
| Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium II) | 48 | 1,03 | Burridge mfl. 1999 |
| Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Voksne | 48 | 1,39 | Burridge mfl. 1999 |
| Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Voksne | 48 | 2 | Burridge mfl. 2005 |
| Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Voksne | 48 | 2 | Burridge mfl. 2005 |
| Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium IV) | 48 | 2,12 | Burridge mfl. 1999 |
| Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium III) | 48 | 2,29 | Burridge mfl. 1999 |
| Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Voksne | 48 | 3 | Burridge mfl. 2005 |
| Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Voksne | 48 | 3,24 | Burridge mfl. 2005 |
| Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larve (stadium I) | 48 | 3,57 | Burridge mfl. 1999 |
| Middelhavsblåskjell | *Mytilus galloprovincialis* | Embryo | 48 | >12500 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Mudderbørstemark * | *Polydora cornuta* | Juvenile | 96 | 2310 | Ernst mfl. 2001 |
| Drøbakkråkebolle * | *Strongylocentrotus droebachiensis* | Voksne | 96 | >1000 | Ernst mfl. 2001 |
| Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | Nauplii | 48 | 6,7 | Macken mfl. 2015 |
| Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | Copopodid | 48 | 7,7 | Macken mfl. 2015 |
| Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | Nauplii | 168 | >3.6 | Macken mfl. 2015 |

Fisk

Bare et fåtall studier har vurdert dødeligheten av azametifos for fisk etter en langtidseksponering med høye LC $_{50}$ -verdier sammenlignet med behandlingskonsentrasjonen for laks. For eksempel, 96-timers LC $_{50}$ for trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og juvenile Stillehavssilverside (*Atherinops affinis*) var henholdsvis 190 og 980 µg/l (Ernst mfl. 2001, Strachan & Kennedy 2021). I tillegg, 48-timers LC $_{50}$ for pukkellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*) yngel var 80 µg/l (Sahota mfl. 2022). Vi kjenner kun til et studium som har sett på ikke-dødelige effekter på fisk. Svømmeatferd og evnen til å respondere på mat avtok med økende konsentrasjon hos pukkellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*) yngel etter 48 timers eksponering for 1-40 µg/l azametifos (Sahota mfl. 2022).

Virvelløse dyr

De fleste studier som har studert dødelige effekter ved langtidseksponering for azametifos på marine virvelløse dyr har fokusert på amerikansk hummer (*Homarus americanus)*. LC $_{50}$ ved 48 timers eksponering var henholdsvis 3,6, 1,0, 2,3 og 2,1 µg/l for larver i stadium I, II, III- og IV, og det varierte fra 0,6-3,2 µg/l for voksne hummer (Burridge mfl. 1999, Burridge mfl. 2005). Tilsvarende lave LC/EC $_{50}$ er funnet for hoppekreps (*Tisbe battagliai*) nauplii og kopepoditter (6,7 og 7,7 µg/l ved eksponering i 48 timer) (Macken mfl. 2015), voksne sandtangloppe (*Eohaustorius estuaries* ; 1,6-12,1 µg/l; 48 timer) og tangloppe (*Gammarus spp* ; <5 µg/l; 96 timer) (Ernst mfl. 2001). Derimot ble relativt høye LC/EC $_{50}$

ble estimert for pungreke (*Mysidopsis bahia* ; 1218 µg/l; 96 timer) og mudderormen (*Polydora cornuta* ; 190 µg/l; 96 timer), mens ingen signifikant dødelighet ble observert blant drøbakkråkebollen (*Strongylocentrotus droebachiensis* ) eksponert i 96 timer for konsentrasjoner opp til 1000 µg/l) og Middelhavsblåskjell (*Mytilus galloprovincialis*) eksponert i 48 timer for konsentrasjoner opp til 12500 µg/l (Ernst mfl. 2001, Strachan & Kennedy 2021). Ti dagers kontinuerlig eksponering for en veldig lav konsentrasjon på 0,06 µ g/l på amerikansk hummer (*Homarus americanus*) viste det seg at rett etter eksponering var det en signifikant effekt på hepatosomatiske og gonadosomatiske indekser, samt på lipid- og vanninnhold i hepatopankreas og muskelkolinesteraseaktivitet (Couillard og Burridge 2015). Azametifos eksponering over syv dager ga ingen signifikante effekter på utviklingen til hoppekreps (*Tisbe battagliai*), hverken antall kopepoditter eller utviklingsrater (Macken mfl. 2015).

Alger

Et studium på stortare viste at det ikke var noen negative effekter på tarespiring eller vekst etter 48 timers eksponering ved konsentrasjoner opp til 12500 µ g/l (Strachan og Kennedy 2021). LOEL for både spiring og vekstendepunkter var 20 µ g/l.

**Endringer i samfunnsstruktur som følge av bruk av azametifos**

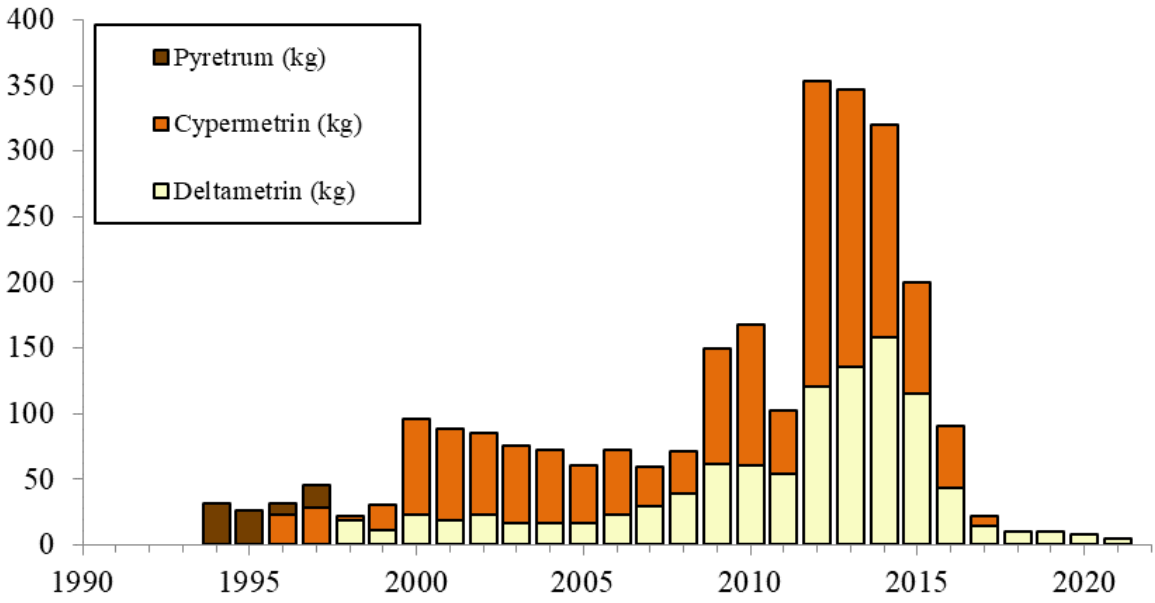
Burridge og Van Geest (2014) referer til en upublisert studie gjort ved lakseanlegg i New Brunswick Canada august til september 1996, dvs en seinsommer/høstsituasjon, hvor det ble gjort målinger før, under og etter behandlinger med azametifos. De fant ingen endringer i oksygen eller klorofyll-a som indikerer ingen endringer i primærproduksjonen. Det er foreløpig ikke publisert norske studier som viser funn av endringer i artssammensetning eller endringer i en arts mengde som følge av eksponering for azametifos.

#### 7.5.1.3 - Pyretroider (deltametrin og cypermetrin)

Deltametrin og cypermetrin tilhører stoffgruppen pyretroider. Disse stoffene påvirker nervecellene ved å forsinke/forhindre at Na + kanalene lukkes etter depolarisering og forstyrrer således en normal repolarisering av cellene. Dermed blokkeres overføring av impulser i parasittenes nervebaner, som igjen medfører eksitasjon, paralyse og død hos lakselusa. Deltametrin selges i Norge under navnet Apha Max. Anbefalte dosering av deltametrin er 2 µg/l (tilsvarende 2000 ng/l), og behandlingstiden er 30 minutter. Det er oppgitt at effekten reduseres ved sjøtemperaturer lavere enn 6 °C. Det påpekes at nøtene bør være rene ved behandling for å sikre mest mulig effekt. Deltametrin skal ikke benyttes hvis det oppbevares hummer eller krabbe i umiddelbar nærhet (<200 m) (Veterinærkatalogen 2022). Cypermetrin var sist solgt i Norge i 2017, og da ble det solgt under navnet Excis vet. og Betamax vet. Cypermetrin er noe mindre potent enn deltametrin, og anbefalte doseringer var 5 µg/l (tilsvarende 5000 ng/l) som Excis vet og 15 µg/l (tilsvarende 15 000 ng/l) som Betamax vet. Pyretrum (solgt under navnet Py-Sal) ble brukt kun i noen få år i Norge, 1993- 1996.

**Forbruk**

Pyretroider ble tatt i bruk i 1994, og da som pyretrum, med et totalt forbruk på 32 kg (figur 7.4). Pyretrum ble noen år seinere erstattet av delta- og cypermetrin. Det totale årlige forbruket fram til 2000 var i snitt 31 kg, men økte så til 96 kg, fordelt på 23 kg deltametrin og 73 kg cypermetrin. I 2009 økte igjen de årlige forbruket til 150 kg, 62 og 88 kg for delta- og cypermetrin. I 2012 til 2014 var forbruket på henholdsvis 353, 347 og 320 kg, og avtok til å utgjøre kun 5 kg deltametrin i 2021.




*Figur 7.4. Årlig forbruk av pyretroider (kg) som legemidler i norsk akvakultur fra 1990 til 2021 (statistikk fra Folkehelseinstituttet). Det er kun deltametrin som selges i Norge.*

**Spredning og fortynning**

Deltametrin er lite løselig i vann (<0,002 mg/l) og binder seg lett til andre stoffer og partikler (log $K_{ow}$ >4) (Veterinærkatalogen 2022). Siden p yretroider er lite vannløselige vil de kunne binde seg til ulike substanser, partikler og sediment slik at konsentrasjonen i vannfasen reduseres raskere enn bare ved kjemisk nedbrytning eller fortynning. På den annen side inneholder produktene dispergeringsmidler og stabilisatorer, noe som kan bidra til å holde disse stoffene i løsningen. Næringssalter, finpartikulært materiale og badebehandlingsmidler vil i hovedsak følge overflatestrømmen. Parsons mfl. (2020) simulerte spredning av deltametrin i det marine miljø etter avlusning ved 23 anlegg langs norskekysten som hadde brukt deltametrin i løpet av 2017-2018. Spredningen ble simulert 24 timer etter slipp og konsentrasjonen ble satt i forhold til 50% tålegrensen for Europeisk hummerlarver (*Homarus gammarus*) ($LC_{50}$). De viste at påvirkningsområdet ved bruk av deltametrin varierte fra 21,1 til 39,0 $km^2$ (Parsons mfl. 2020). E n annen studie fant veldig rask reduksjon av deltametrin i kar som også inneholdt sandtangloppe (*Echinogammarus finmarchicus*) , 77% reduksjon innen 24 timer. Dette betyr at selv om fortynning er den viktigste årsaken til reduksjon i konsentrasjonen av deltametrin vil andre faktorer som binding/absorpsjon til organisk materiale og annet materiale som plastikk, også bidra (Van Geest mfl. 2014b). E n annen studie simulerte spredning og fortynning av cypermetrin fra et anlegg i Skottland. De høyeste konsentrasjonene i deres modeller var 25 minutter etter behandling, og verdiene varierte fra 195 til 218 ng/l for tre ulike simuleringer (dag 1, 2 og 6). M odelleringen viste altså at cypermetrin raskt ble fortynnet og spredt etter utslipp (Willis mfl. 2005).

**Nedbrytning**

Det ble funnet en 77% reduksjon av deltametrin etter 24 timer i kar som også inneholdt sandtangloppe (*Echinogammarus finmarchicus*) , men det oppgis ikke om denne reduksjonen var som følge av binding til annet materiale eller om det skyldtes ren nedbrytning (Van Geest mfl. 2014b). To andre studier viser ulike resultat. En halveringstid på mindre enn 3 timer ble beregnet for deltametrin i renset sterilt vann uten tilgang på lys (Maguire mfl. 1989), mens halveringstiden for deltametrin løst i vann med temperatur på 25 °C og pH 9 ble beregnet til 2,5 dager i en annen studie (Tomlin 1997). Deltametrin ble tilsatt et system bestående av vann og sediment (3:1) for å se på fordeling og nedbrytning (Strachan & Kennedy 2021) . I løpet av 24 timer ble 49% av den opprinnelige deltametrin dosen målt i sedimentdelen. Etter 96 timer var gjenværende deltametrin fordelt med 92% i sediment delen og 8% i vann delen. I sediment ble det beregnet en halveringstid på 45,2 dager. Halveringstiden i vann ble beregnet til 17,9 dager, denne

halveringstiden er basert på både overgang fra vann til sediment og nedbryting. Halveringstid på over 17 dager er mer enn det som tidligere er rapportert, men vi vet at halveringstid kan variere avhengig av for eksempel temperatur, pH og organisk materiale.

I en studie ble halveringstiden til deltametrin i sedimenter undersøkt ved 10 °C og 4 °C, samt med aktiv og dødt materiale. I tillegg ble det testet om det var forskjell på rent deltametrin og deltametrin tilsatt som AlphaMax. Halveringstid for deltametrin tilsatt som AlphaMax ved 10 °C i aktivt material gav en halveringstid på 201 ± 27 dager. Det var ingen signifikant forskjell i halveringstid mellom aktivt og dødt materiale, og heller ingen signifikant forskjell i halveringstiden avhengig av om deltametrin ble tilsatt som rent stoff eller AlphaMax. Halveringstid for deltametrin tilsatt som AlphaMax ved 4 °C i aktivt materiale var høyere enn ved 10 °C (285 ± 112 dager) (Benskin mfl. 2016).

Det er gjort få studer hvor man har sett på nedbrytning av deltametrin i biologisk vev. Eliminering av deltametrin i bløtvev til blåskjell skjer i to faser, noe som er relativt vanlig for mange legemidler (two-compartment model dvs. to-fase eliminasjon). Den første fasen er en meget rask nedbrytning som så går over i den andre fase hvor nedbrytningen er meget langsom. For blåskjell var det en meget rask nedbrytning i løpet av de første 24 timene, fra ca. 120 til 4-5 ng/l i hovedforsøket og fra 4-4,5 til 1-2,2 ng/l i elimineringsforsøket (Brooks mfl. 2019). Deretter tok det 4-5 dager til det ikke lenger var målbare konsentrasjoner.

**Tilstedeværelse i miljøet**

Deltametrin er blitt detektert i nærheten av anlegg (median konsentrasjon 2,275 ng/g) (Hamoutene mfl. 2018). Deltametrin ble også detektert i sediment tatt ut fra samme område ett år senere, median konsentrasjon var 387,87 ng/g. Ingen behandling med deltametrin var foretatt i mellomtiden, så det er uklart hvorfor nivået økte. Men det kan skyldes oppkonsentrering i enkelte områder eller at det er blitt frigjort fra dypere lag (Hamoutene & Salvo 2020). I samme studie ble deltametrin også detektert i sediment to år etter at det var produksjon i området (median konsentrasjon 0,83 ng/g). I en annen norsk undersøkelse fra 2014 ble det ikke funnet pyretroider, verken i vann- eller sedimentprøver, men små rester ble funnet i blåskjell ved anlegget (4,8 ng/g) (Langford mfl. 2015). En lignende undersøkelse i Skottland viste at den høyeste målte konsentrasjonen var 187 ng/l, 25 minutter etter utslipp ca. 25 fra anlegget i strømretningen (Willis mfl. 2005). Blåskjell fra fem ulike blåskjellanlegg i Trondheimsområdet ble undersøkt for rester av legemidler (Brooks mfl. 2019). Tre av blåskjellanleggene lå i nærheten av lakseanlegg som hadde behandlet med ulike legemidler og skjellene kunne da potensielt ta opp disse. Deltametrin ble ikke funnet i noen av de undersøkte blåskjellene.

**Tilstedeværelse av følsomme arter og livsstadier nær oppdrettsanlegg**

Gjennom året vil det naturlig være e ndringer i artssammensetningen, både i diversitet, mengde og tetthet. Deltametrin vil i hovedsak påvirke arter som lever i de frie vannmasser, men vil også kunne påvirke arter i sediment da det binder seg lett til partikler. Hoppekreps og frittsvømmende larvestadier av ulike krepsdyr er spesielt utsatt for deltametrin. Vår- og høst-oppblomstring av dyreplankton, inkl. larver av viktige kommersielle arter, er en sårbar tid på året. Om vinteren når det er redusert antall og mengde av planktoniske arter er det mindre sannsynlig at artene påvirkes i vannmassene. Vind- og strømforhold avgjør om arter i strandsonen kan bli eksponert.

**Artenes følsomhet**

Det er gjort noen feltstudier med utvalgte arter er satt i bur i nærheten av anlegg hvor det har vært sluppet ut badebehandlingsvann med deltametrin. Vi har valgt å oppsummere disse for å vurdere sårbarheten til arter for deltametrin ved utslipp. I en feltundersøkelse i Canada hvor behandlingsløsningen med deltametrin var tilsatt fargestoff ble det tatt vannprøver av utslippsvannet i avstander inntil 1500 m fra anlegget (Ernst mfl. 2014). Restkonsentrasjoner ble ikke analysert, men sandtangloppe (*Eohaustorius estuarius*) (48 timers $LC_{50}$ = 1,0-3,6 µg/l) ble brukt som indikator (Ernst mfl. 2001). Vannprøver tatt inntil 500 m fra anlegget ga noe dødelighet ved 1 times eksponering, men hvis tangloppen ble eksponert i 48 timer ble det observert dødelighet opptil 1000 m fra anlegget. Konsentrasjoner av cypermetrin på 20-40 ng/l kunne finnes opptil 4 til 5 timer etter utslipp. I et feltstudium gjennomført i Norge ble

stripestrandreke satt i bur i ulike dyp og avstander fra et oppdrettsanlegg som behandlet laksen med deltametrin. Det ble ikke observert dødelighet i grupper som var plassert lengre enn 50 m fra anlegget (Grøsvik og Andersen 1997).

Kortidseksponering; dødelige effekter

Oppsummering av arters følsomhet for deltametrin og den konsentrasjonen som gir 50% dødelighet, $LC_{50}$ er gitt i tabell 7.6. Det er verd å merke seg at anbefalt dosering av deltametrin til oppdrettslaks er 2 µg/l.

*Tabell 7.6. Oppsummering av ulike arters følsomhet (mg/l) ved korttidseksponering (inntil 24 timer) for deltametrin. LC50/EC50 den konsentrasjonen som forårsaker 50% dødelighet/immobilisering. Oppdrettslaks blir behandlet med 2 ug deltametrin per liter. *) arter som finnes i Norge*

| Dyregruppe | Artsnavn | Latinsk navn | Livsstadium | Eksponerings tid (timer) | $LC_{50}$ (ng/l) |
|---|---|---|---|---|---|
| Fisk | Trepigget stingsild * | *Gasterosteus aculeatus* | Voksen | 24 | 498 |
| Fisk | Stillehavsulke | *Oligocottus maculosus* | Voksen | 24 | 870 |
| Fisk | Stjerneflyndre | *Platichthys stellatus* | Juvenile | 24 | 551 |
| | | | | | |
| Virvelløse dyr | Amerikansk mudderreke | *Crangon septemspinosa* | | 1 | 142 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk mudderreke | *Crangon septemspinosa* | | 24 | 27 |
| Virvelløse dyr | Sandtangloppe | *Echinogammarus finmarchicus* | | 1 | 70 |
| Virvelløse dyr | Sandtangloppe | *Echinogammarus finmarchicus* | | 24 | 9,4 |
| Virvelløse dyr | Sandtangloppe | *Echinogammarus finmarchicus* | | 1 | 47 |
| Virvelløse dyr | Sandtangloppe | *Echinogammarus finmarchicus* | | 24 | 6,7 |
| Virvelløse dyr | Sandtangloppe | *Eohaustorius estuarius* | | 1 | 13,1 |
| Virvelløse dyr | Sandtangloppe | *Eohaustorius estuarius* | | 1 | 5,52 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larver (stadium I) | 1 | 3,4 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larver (stadium III) | 1 | 36,5 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Voksen | 1 | 18,8 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larver (stadium I) | 24 | 0,8 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larver (stadium II) | 24 | 0,6 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larver (stadium IV) | 24 | 1,7 |
| Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Voksen | 24 | 15 |
| Virvelløse dyr | Europeisk hummer * | *Homarus gammarus* | Larver (stadium I) | 1 | 2,6 |
| Virvelløse dyr | Europeisk hummer * | *Homarus gammarus* | Larver (stadium II) | 1 | 2,9 |
| Virvelløse dyr | Europeisk hummer * | *Homarus gammarus* | Larver (stadium I) | 1 | 0,6 |
| Virvelløse dyr | Europeisk hummer * | *Homarus gammarus* | Larver (stadium II) | 1 | 0,4 |
| Virvelløse dyr | Sandreker (ikke identifisert) | | Juvenile | 24 | 40,9 |
| Virvelløse dyr | Chilensk steinkrabbe | *Metacarcinus edwardsii* | Larver (zoea) | 0,66 | 1252 |
| Virvelløse dyr | Pungreke | *Mysid* sp. | | 1 | 13,9 |
| Virvelløse dyr | Pungreke | *Mysid* sp. | | 24 | 1,4 |
| Virvelløse dyr | Stillehavsspøkelseskreps | *Neotrypaea californiensis* | Voksen | 24 | 34,4 |
| Virvelløse dyr | Stripestrandreke * | *Palaemon elegans* | Voksen | 1 | 119 |
| Virvelløse dyr | Stripestrandreke * | *Palaemon elegans* | Voksen | 24 | 6,3 |
| Virvelløse dyr | Dypvannsreke * | *Pandalus borealis* | Juvenile | 24 | 37,5 |
| Virvelløse dyr | Dypvannsreke * | *Pandalus borealis* | Voksen | 24 | 44,8 |
| Virvelløse dyr | Stillehavskystreke | *Pandalus danae* | Juvenile | 24 | 36,5 |
| Virvelløse dyr | Stillehavskystreke | *Pandalus danae* | Voksen | 24 | 54,5 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Juvenile | 24 | 44,1 |
| Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Voksen | 24 | 48,9 |
| Virvelløse dyr | Tangpungreke * | *Praunus flexuosus* | Voksen | 1 | 105,1 |
| Virvelløse dyr | Tangpungreke * | *Praunus flexuosus* | Voksen | 24 | 8,3 |

Fisk

Det er lite data på effekten av deltametrin på fisk som en non-target art. I en studie med tre ulike fiskearter; stjerneflyndre (*Platichthys stellatus*), trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus)* og Stillehavsulke (*Oligocottus*

*maculosus*), varierte LC $_{50}$ fra 498-870 ng/l ved eksponering i 24 timer (Strachan & Kennedy 2021).

Virvelløse dyr

Det er gjort flere studier på deltametrin sensitivitet til virvelløse dyr. Larver (stadium I) av dypvannsreke (*Pandalus borealis*) var sensitiv for 2 ng deltametrin/l (Bechmann mfl. 2020). Mer enn 80% av nyklekte larver døde etter 2 timers eksponering. Det ble observert en forsinket dødelighet, 4- 12 dager etter eksponering. Dette var i motsetning til kontrollen hvor litt under 20% av larvene døde etter 13 dager. Det ble ikke observert dødelighet ved dag 0 i et eksperiment hvor voksne dypvannsreke med utrogn ble eksponert for 3,2 ng/l deltametrin i 2 timer (Frantzen mfl. 2020). Derimot ble det observert en forsinket dødelighet hvor 70 til 80% av rekene var døde syv dager etter eksponering. Eksponering med deltametrin (1 ng/l) på voksne egg-bærende dypvannsreker førte til økt svømmeaktivitet som deretter ble redusert, etter 24 timer eksponering var alle rekende død eller dødende (Bamber mfl. 2021). Basert på dette og et tilsvarende forsøk med 0,2 ng/g ble $LC_{50}$ vurdert til å være mellom 0,2 ng/l og 1 ng/l. Andre studier har funnet høyere $LC_{50}$ verdier. For voksne og juvenile dypvannsreker eksponert i 24 timer ble en $LC_{50}$ på henholdsvis 44,8 og 37,5 ng/l rapportert (Strachan og Kennedy 2021). For tre andre voksne rekearter varierte $LC_{50}$ fra 34,4 til 54,4 ng/l, lignede LC $_{50}$ verdier ble funnet for juvenile reker (36,5-44,1 ng/l) (Strachan & Kennedy 2021). California flekkreke (*Pandalus platyceros*) i stadium I, III og V hadde signifikant høyere dødelighet enn kontrollgruppe etter en times eksponering ved konsentrasjoner som var 25% av beregnet $EC_{50}$ (1,2-18 ng/l), tilsvarende resultat ble funnet etter tre timers eksponering (Mill & Kennedy 2021). Europeisk hummerlarver (*Homarus gammarus*) var sensitive for eksponering av deltametrin, LC $_{50}$ ved en times eksponering ble beregnet til 2,6 ng/l fo r stadium I og 2,9 ng/l for stadium II (Parsons mfl. 2020). En forsinket dødelighet ble observert etter 24 timer. Ved å studere immobilisering ble en EC $_{50}$ beregnet til 0,6 for stadium I og 0,4 ng/l for stadium II. Amerikanske hummerlarver stadium III, eksponert for deltametrin i en time etterfulgt av 16 dager uten eksponering hadde en LC $_{50}$ på 36,5 ng/L (Fairchild mfl. 2010). I samme studie ble LC $_{50}$ for sandtangloppe (*Eohaustorius estuarius*) og Amerikansk mudderreke (*Crangon septemspinosa*), eksponert for deltametrin i en time etterfulgt av 95 dager uten eksponering, beregnet til 13,1 og 142 ng/L.

For larver av den Chilensk steinkrabben (*Metacarcinus edwadsii*) ble det beregnet en LC $_{50}$ på 1,252 µg/l etter 24 timer, men allerede etter 40 var 100% av rekene som ble eksponert for nivåer ned til 0,1 µg/l dødende og 48 timer etter eksponering var rekene døde (Gebauer mfl. 2017). En studie fra Canada viste at hoppekreps eksponert for 200 og 2000 ng/l deltametrin ble ubevegelige (immobile) og sank til bunnen av tanken i løpet av 15–60 minutter (Burridge & Geest 2014). Etter fem timer i friskt vann var de fremdeles immobilisert, men ingen dødelighet ble observert. Eksponering av børstemarken grønn nereis (*Nereis virens*) for behandlingsløsning gav ingen effekt (Van Geest mfl. 2014b).

Sensitivitetskurver (SSD – Species Sensitivity Distribution) ble beregnet in studie i Skottland hvor LC $_{10}$ for fem ulike arter av krepsdyr (hoppekreps, pungreke, mudderreke, gulfreke, vinkekrabbe) og en fiskeart (tannkarpe), med formål å definere grenseverdier for miljøeffekt av deltametrin (Crane mfl. 2011). Analysene viste at en konsentrasjon på 9,3 ng/l var grenseverdien for å beskytte de mest sensitive artene ved en eksponeringstid på 3 timer. Ved 24 timers eksponering ble grenseverdien beregnet til 2,5 ng/l. Noen av artene som er brukt i dette studiet er mindre aktuelle når en snakker om norske forhold.

Alger

Vi har ikke funnet studier på dødelige effekter ved kortidseksponering av alger.

Korttidseksponering; ikke dødelige effekter

Fisk

Vi har ikke funnet studier på ikke dødelige effekter ved korttidsbehandling på non target fiskearter.

Virvelløse dyr

Dypvannrekelarver (*Pandalus borealis*) som ble eksponert i 2 ng/l deltametrin i to timer viste redusert svømmeaktivitet/bevegelse (Bechmann mfl. 2020). Ingen dypvannsrekelarver (stadium I) eksponert for deltametrin, 2 ng/l i to timer, skiftet skall til stadium 2 i løpet av de 13-14 dagene inkludert i observasjonsperioden (Bechmann mfl. 2020). For voksne egg-bærende dypvannsreker eksponert for deltametrin (0,002 ng/l, 0,02 ng/l, 0,2 ng/l og 6 ng/l) i to timer ble det ikke funnet effekt på embryo utvikling eller tap av egg. For den høyeste dosen ble det registrert signifikant forskjell i oppførsel basert på observasjon av stress-svømming, panikk-svømming og å ligge immobilisert på siden (Frantzen mfl. 2020). Ved eksponering med deltametrin (0,2 ng/l) ble det observert økt aktivitet som vedvarte i de 24 timene de ble eksponert, ved etterfølgende observasjon for 3,5 dager returnerte rekene til normal tilstand. Det ble ikke observert økt dødelighet i løpet av fire uker etter eksponering (Bamber mfl. 2021).

California flekkreke (*Pandalus platyceros*) i fem livsstadier (egg, stadium I, stadium III, stadium V og juvenile) ble eksponert for deltametrin i en og tre timer. For endepunkt morbiditet var reker i larvestadium mest sensitive, $EC_{50}$ varierte mellom 1,2 og 18 ng/g, $EC_{50}$ for juvenile reker ble beregnet til 124 ng/l, mens for egg så var EC50>1000 ng/l. Lignende $EC_{50}$ verdier ble funnet etter tre timer eksponering (Mill & Kennedy 2021). I samme studie ble $EC_{50}$ til klekkesuksess beregnet til 1066 ng/l etter en times eksponering og 655 ng/l etter tre timers eksponering. Ved tre timers eksponering ble tid mellom skallskifte fra stadium IV til V påvirket, ingen andre skallskifter ble påvirket, hverken ved en eller tre timers eksponering. Undersøkelse av mobilitet til larver etter klekking gav en NOEL-verdi på 300 ng/l og en LOEL på 1000 ng/g, det var ingen forskjell på en og tre timer eksponering.

Studie av b efruktningsevnen hos stillehavskråkebollen (*Strongylocentrotus purpuratus*) ga en NOEL på 2 µg/l og en LOEL på 5,1 µg/l etter 20 minutters eksponering (Strachan & Kennedy 2021).

Alger

Vi har ikke funnet studier på ikke dødelige effekter ved kortidseksponering av alger.

Langtidseksponering; dødelige og ikke-dødelige effekter

Fisk

Eksponering av Stillehavssilverside (*Atherinops affinis*) for deltametrin i vannfase i 96 timer ga en $LC_{50}$ på 1,6 µg/l (Strachan og Kennedy 2021). I samme studie ble Stillehavsulke (*Oligocottus maculosus*) eksponert gjennom sediment i 10 dager, LC50 ble beregnet til 511 ng/kg.

Virvelløse dyr

LC50 for Amerikanske hummerlarver (*Homarus americanus*) stadium III og post larver staduium IV, eksponert for deltametrin i 96 timer, ble beregnet til 3,7-4,9 ng/g og 28,2 ng/L, henholdsvis (Fairchild mfl. 2010). I samme studie under samme forhold, ble $LC_{50}$ for sandtangloppe (*Eohaustorius estuarius*) beregnet til å ligge mellom 1,7 og 8,0 ng/g, mens en $LC_{50}$ ble beregnet til 45,3 ng/L for Amerikansk mudderreke (*Crangon septemspinosa*). Amerikansk pungreker (*Mysidopsis bahia*) var mindre sensitiv, og eksponering i 96 timer gav en $LC_{50}$ på 1,6 µg/l (Strachan & Kennedy 2021). I samme forsøk ble Middelhavsblåskjell (*Mytilus galloprovincialis*) eksponert i 48 timer, det var ingen økt dødelighet i konsentrasjonene testet (opptil 100 µg/l). For voksen hummer som ble eksponert for deltametrin i 10 dager ble det estimert en $LC_{50}$ på 14,7 ng/ L. dette er lignende $LC_{50}$ verdier som for 1 time og 24 time, tilsvarende er vist for andre arter (Burridge & Van Geest 2014) . En studie av ullhåndskrabbe (*Eriocheir sinensis*) eksponert for deltametrin (0,073-1,164 µg/l) i opp til 96 timer. Data fra qPCR analyse og antioksidative stress parametere indikerte en toksisk effekt.

Det er også gjort sensitivitetsforsøk med deltametrin gjennom eksponering i sediment fasen. $LC_{50}$ for de mest følsomme artene som er undersøkt basert på 10 dagers eksponering var fjæremark (*Arenicola virens;* 0,31 ng/kg) mest sensitiv etterfulgt av sandtangloppe (*Eohaustorius estuarius* ; 22,0 ng/kg), juvenile California flekkreke (*Pandalus platyceros* ; 24,2 ng/kg) og juvenil dypvannsreke (*Pandalus borealis* ; 53,6 ng/kg) (Strachan & Kennedy 2021). Lignede forsøk utført med AlphaMax gav $LC_{50}$ verdier på 0,47-0,54 µg/kg for sandtangloppe (*Eohaustorius estuarius* ), mens 14 dager eksponering gav $LC_{50}$ på 8,6 µ g/kg for Amerikansk mudderreke (*Crangon septemspinosa*) (Burridge og Van Geest 2014). Det ble ikke observert økt dødelighet for børstemarken grønn nereis (*Nereis virens*) eksponert for AlphaMax opptil 700 µg/kg i 7 dager.

Alger

Det var ingen negativ effekt på spiring (germination) og vekst for kjempetare (*Macrocystis pyrifera*) eksponert for deltametrin opptil 20 µg/l i 48 timer (Strachan & Kennedy 2021).

**Endringer i samfunnsstruktur som følge av bruk av deltametrin/cypermetrin**

Det er foreløpig ikke publisert norske studier som viser funn av endringer i artssammensetning eller endringer i en arts mengde som følge av eksponering for deltametrin/cypermetrin. I Skottland ble det i perioden september 1999 til august 2004 undersøkt mulige endringer i flora og fauna ved fire oppdrettslokaliteter som følge av bruk av flere lusemidler (før og etter), deriblant også cypermetrin (SEPA 2005, Willis mfl. 2005). De fant ingen effekter på dyreplankton, hverken på artsnivå eller samfunnsnivå. De fant endringer i artssammensetning, men dette ble forklart med flekkvis fordeling, sesong og livs-syklus. Videre konkluderte de med at oppblomstringer av planteplankton også var upåvirket av bruken av legemidler. Undersøkelser på bunnslåing av rur viste ingen effekter. Larver av rur (*Balanus* spp.) er frittsvømmende i vannmassene og kan teoretisk bli påvirket av bademidler som cypermetrin.

**Deltametrin i kombinasjon med azametifos**

Det er gjennomført noen studier hvor toksisitet av en kombinasjon av deltametrin og azametifos er undersøkt. Motivasjonen til å gjennomføre slike studier var at en slik kombinasjon har vært brukt for behandling av laks som har lakselus, særlig var dette i bruk for noen år siden. Voksne stripestrandreke (*Palaemon elegans)*, voksne tangpungreker (*Pranus flexuosus)*, voksne dypvannsreker med utrogn og larver av dypvannsreken (*Pandalus borealis)* ble eksponert for ulike menger av azametifos og deltametrin, men det eksperimentelle oppsettet var ikke tilstrekkelig i noen av studiene til å konkludere om dødeligheten økte i en slik kombinasjon (Brokke 2015, Bechmann mfl. 2020, Frantzen mfl. 2020). Toksisiteten ser ut til å følge effekten av deltametrin, dog ser du ut til å være en forhøyet dødelighet. Dypvannsreker (*Pandalus borealis*) eksponert for en kombinasjon av 30 ng/l azametifos og 1 ng/l deltametrin viste lignende resultat som reker eksponert for bare deltametrin: økt svømmeaktivitet som deretter ble redusert og etter 24 timer var rekene død eller dødende (Bamber mfl. 2021).

**Deltametrin i kombinasjon med hydrogenperoksid**

Det er gjennomført et studium hvor effekten av en kombinasjon av azametifos og hydrogenperoksid ble undersøkt på voksne dypvannsreker (*Pandalus borealis*) (Frantzen mfl. 2020). Kombinasjonen var 2,4 mg/l (hydrogenperoksid) og 6 ng/l (deltametrin). Det eksperimentelle oppsettet var ikke tilstrekkelig til å konkludere om det var en forsterkende effekt med en slik kombinasjon. Toksisiteten ser ut til å følge effekten av deltametrin.

#### 7.5.1.4 - Imidakloprid

Imadakloprid er et neonikotinoid plantevernmiddel som har blitt brukt i landbruket for å kontrollere skadeinsekter på et bredt spekter av avlinger siden 1990-tallet. Den er designet for å spesifikt binde seg til nikotiniske acetylkolinreseptorer (nAChRs) i sentralnervesystemet til virvelløse dyr, noe som forstyrrer nervesystemets funksjon og forårsaker atferdssvikt og død (Jeschke mfl. 2011). På grunn av strukturelle forskjeller mellom pattedyr- og insekt-nAChR-er og den høyere bindingsaffiniteten for insekt-nAChR, anses imidakloprid som et selektivt giftstoff og anses å være bare mildt giftig for pattedyr. Mange virvelløse dyr er imidlertid ekstremt følsomme for disse forbindelsene, inkludert ikke-

målarter i vann (Pestana mfl. 2009, Morrissey mfl. 2015) og landlevende pollinatorer som humler og honningbier (Sanchez-Bayo og Goka 2014). Imidakloprid ble godkjent i 2021 som avlusningsmiddel, og selges under navnet *Ectosan Vet* . Badebehandlingsdosen for laks er oppgitt å være 20 mg/l i minst 60 minutter. Det er oppgitt at behandlingsvann kun slippes ut i sjøen når konsentrasjonen ≤ 0,30 µg/l. Det skal være systemer på plass for å overvåke utslippskonsentrasjoner og utslippshastighet ved alle utslipp av renset behandlingsvann. Eksponering ved lav temperatur gir redusert absorpsjon og langsommere utskillelse sammenlignet med høy temperatur. Etter eksponering ved 7 °C gjenfinnes imidakloprid i laksemuskel, lever, skinn og filet (Sommerseth mfl. 2022). Forbruk av imidakloprid var 3 252 kg i 2021 (29 forskrivninger). Imidakloprid er vannløselig (601 mg/l) og har en octanol/vann-partisjonskoeffisient (log $K_{ow}$) på 0,60–0,63.

### 7.5.2 - Fôrmidler

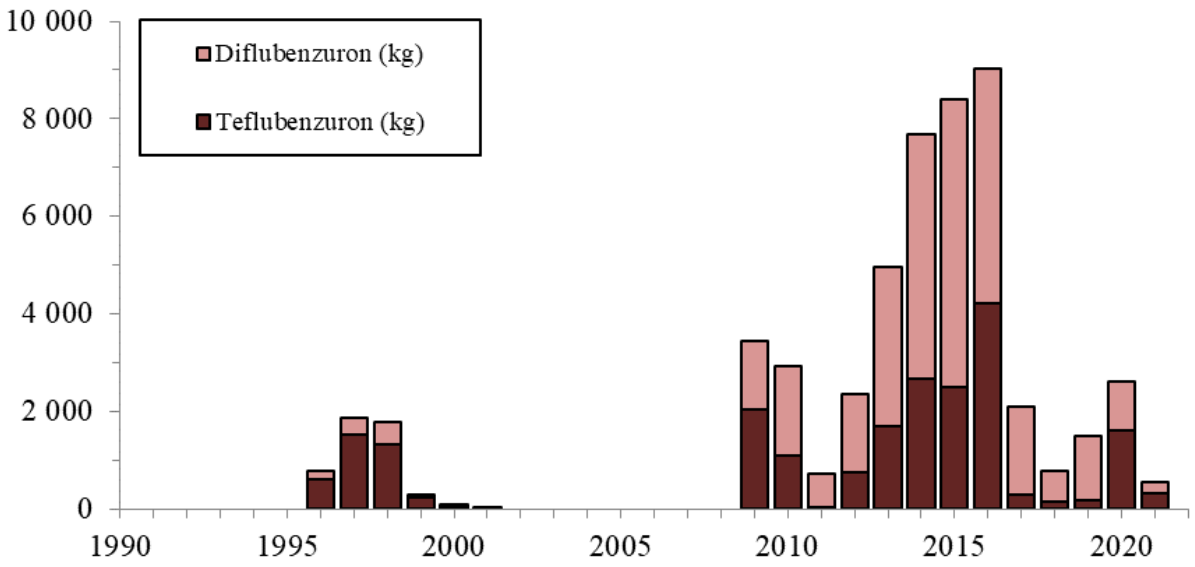
#### 7.5.2.1 - Flubenzuroner (diflu- og teflubenzuron)

Flubenzuroner er betegnelsen på en gruppe avlusningsmidler som administreres til fisken via fôret. Stoffene virker ved å hemme syntesen dvs. produksjon av kitin som er et hornaktig stoff som bygger opp hudskjelettet hos blant annet kreps og insekter. I norsk fiskeoppdrett brukes både diflubenzuron og teflubenzuron. Diflubenzuron selges som Reeleze vet i Norge og anbefalt dosering er 3-6 mg/kg laks per dag i 14 påfølgende dager. Teflubenzuron selges som Ektobann Vet og anbefalt dosering er 10 mg/kg laks per dag i syv påfølgende dager. Legemidlene overføres fra vert (i dette tilfellet laks) til parasitt (lakselus) ved at parasitten spiser slim, hud og blod på fisken. Flubenzuroner er effektive mot alle stadier av parasitten som gjennomgår et skallskifte. Behandling med flubenzuroner bør ikke gjentas før tidligst etter 12 uker på grunn av akkumulering og lang halveringstid i miljøet, det er ikke anbefalt å bruke ved sjøtemperaturer < 9 °C.

Nærings og Fiskeridepartementet fastsatte i 2017 nye regler som skal bidra til å hindre uakseptable miljøeffekter av legemidler brukt i oppdrettsnæringen, inkludert kitinsyntesehemmere. Akvakulturdriftsforskriften § 15a. Vilkår for bruk av kitinsyntesehemmere. «*Kitinsyntesehemmere gitt gjennom fôret kan ikke brukes på samme lokalitet før det er gått minst 6 måneder fra siste behandling. Dette gjelder uansett hvilken kitinsyntesehemmer som er benyttet. Kitinsyntesehemmere kan ikke brukes på lokaliteter nærmere enn 1000 meter fra rekefelt jf. de felt som til enhver tid vises i Fiskeridirektoratets nettbaserte kartverktøy. Avstanden måles som beskrevet i § 18 andre punktum.*»

**Forbruk**

Flubenzuroner ble første gang tatt i bruk 1996, og da var det totale forbruket på 770 kg hvorav 79% var teflubenzuron (figur 7.5). De var i bruk frem til 2001, for så ikke bli brukt igjen før i 2009 og da med et forbruk på 3 441 kg, hvorav 59% var teflubenzuron. Høyeste årlige forbruk ble registrert i 2016 med 4824 kg diflubenzuron og 4209 kg teflubenzuron. Siden har det årlige forbruket blitt kraftig redusert, til 548 kg i 2021 der diflubenzuron utgjorde 44%.




*Figur 7.5. Årlig forbruk av flubenzuroner (i kg) i norsk akvakultur, fra 1990 til 2021 (statistikk fra Folkehelseinstituttet).*

**Spredning og fortynning**

Flubenzuroner har høy affinitet til organisk materiale (diflubenzuron har log $K_{ow}$ 3,8 og teflubenzuron har log $K_{ow}$ 5,4) (Marsella mfl. 2000). Flubenzuroner gis i fôret som fisken spiser, men opptaket fra laksens tarm er imidlertid lavt til moderat (biotilgjengelighet 10–30%). Siden laksen i liten grad omdanner disse stoffene, vil mesteparten bli utskilt i uforandret form via urin eller bundet til fekalier. Medikamentene tilføres dermed miljøet som spillfôr under behandling, og via fekalier og urin i opptil et par uker etter at medisineringen er avsluttet. Løseligheten i vann er derimot liten for både di- og teflubenzuron, og begge stoffene har vannavvisende (hydrofobe) egenskaper.

Spredning og fortynning av flubenzuroner vil altså være både som oppløst i vann og at stoffene binder seg til tilgjengelig organisk materiale. Det at stoffene lett binder seg til organisk materiale vil bidra til å redusere konsentrasjonen i vannfasen. Denne prosessen er beskrevet fra mindre ferskvannsdammer og små estuarier, men ikke i et marint system. Ut lekking av flubenzuroner fra organisk materiale, som pellets og fekalier, til vannfasen vil være liten (Selvik mfl. 2002, Samuelsen 2016). Flubenzuroner vil derfor hovedsakelig spres med det organisk materiale til sedimentet, og vil følge samme spredningsmønster som organisk avfall fra anlegget. Tilførselen til miljøet vil være begrenset til perioden med medisinering og en kort tid etter (Samuelsen mfl. 2015). Kjemisk analyse har vist at fekalier kan ha betydelig høyere konsentrasjoner av medikamentene enn nivået var i den medisinerte pelleten (Samuelsen upubl. data). Medisinerte pellets og intakte fekalier vil generelt synke raskt, mens små svevepartikler, som kan utgjøre om lag 5–10%, kan spres med strømmen over større områder. Opp til 2,7% av partiklene kan nå lengre enn 2 km fra anlegget (Bannister mfl. 2016), men spredningen er avhengig av strømhastigheten på de ulike lokalitetene. Mengden av flubenzuroner i sedimentet vil derfor være størst nær anlegget spesielt på lokaliteter med lav strømhastighet.

**Nedbrytning**

Kjemisk nedbrytning av flubenzuroner løst i vann kan forekomme ved spaltning (hydrolyse) og ved påvirkning av sollys (foto-nedbrytning). Oppløst i vann brytes både diflubenzuron og teflubenzuron ned under påvirkning av naturlig lys, men nedbrytningshastigheten påvirkes av vannets pH og temperatur og er beskrevet å være raskere under basiske forhold (Mabury & Crosby 1996, Marsella mfl. 2000). Hydrolyse av diflubenzuron med halveringstider på 7 til 32 dager (Ivie mfl. 1980, Boelhouwers mfl. 1988). Andre studier derimot hevder at hydrolyse av flubenzuroner i vann er en svært langsom prosess eller helt fraværende (Marsella mfl. 2000). Betydningen av hydrolyse og foto-nedbrytning av flubenzuroner i sjøvann ved aktuelle temperaturer og lysregimer fra norske farvann er ikke kjent.

To laboratorieundersøkelser viser at flubenzuroner bundet til organisk materiale i marine sedimenter, under både oksygenrike og oksygenfattige forhold, er stabile (Selvik mfl. 2002, Samuelsen 2016) . Marint sediment ble anriket med flubenzuroner enten som knuste eller hele medisinerte pellets eller som medisinholdige fekalier og plassert i tanker med rennende vann. Forsøkene gikk over 6 måneder, og resultatene viste ingen signifikant reduksjon i konsentrasjonen av verken diflubenzuron eller teflubenzuron, til tross for stor mikrobiell aktivitet. Dette betyr at mikrobiell nedbrytning og utlekking av flubenzuroner fra organisk materiale til vannfasen er svært liten. Feltundersøkelser konstaterer en gradvis reduksjon av flubenzuroner i sedimentet over tid, og basert på slike undersøkelser er det beregnet halveringstider på 110–170 dager for teflubenzuron (SEPA 1999a, Samuelsen mfl. 2015). Mulige årsaker til en slik reduksjon kan være nedbrytning av organiske materiale, at organismer som børstemark som inneholder medisinrester blir spist av andre organismer, eller at andre mer mobile organismer enn børstemark også konsumerer organisk materiale med medisinrester. Organiske partikler kan også transporteres til andre områder ved resuspensjon. For diflubenzuron, halveringstiden varierte med temperatur fra 100 dager ved 5 °C til 30 dager ved 15 °C (NIVA 1998).

Det er gjort noen studer hvor man har sett på nedbrytning av flubenzuroner i biologisk vev. Eliminasjonshastigheten av di- og teflubenzuron i atlantisk laks viser halveringstider mellom 2,5 og 6,5 dager avhengig av temperatur (EMEA 1999a, b). I yngel av europeisk hummer (*Homarus gammarus*) ble halveringstiden av teflubenzuron beregnet til 3,5 dager ved 14 $^{o}$ C (Samuelsen mfl. 2014). Blåskjell eksponert for teflubenzuron oppløst i vann (1 µg/l) over 14 dager nådde et stabilt nivå etter ca. 10 dager og en konsentrasjon på ca. 1500 ng/g våtvekt ble målt ved forsøksslutt (Brooks mfl. 2019). Halveringstiden ble beregnet til 4,7 dager. Forsøket ble utført ved 3 ulike saliniteter, men dette påvirket hverken opptak eller utskilling i nevneverdig grad. At flubenzuroner skilles ut så raskt fra de ulike artene indikerer at stoffene ikke vil akkumulere i næringskjeden, i motsetning til hva en ser for en del langsomt nedbrytbare (persistente) organiske miljøgifter.

**Tilstedeværelse i miljøet**

**Vannprøver** : Tilstedeværelse av flubenzuroner i miljøet har sammenheng med forbruk og hvordan stoffene sprer seg, fortynnes og nedbrytes. Flubenzuroner oppløst i vannfasen har blitt funnet opptil 1100 m fra oppdrettsanlegg og i en periode på minst to uker etter avsluttet medisinering (NIVA 1998, Langford mfl. 2011). Den høyeste konsentrasjonen ble målt til 295 ng/l diflubenzuron i en vannprøve tatt 300 meter fra et anlegg som brukte dette medikamentet. I en annen undersøkelse ble det imidlertid påvist bare små konsentrasjoner av teflubenzuron i vannfasen i forbindelse med medisinering (Samuelsen mfl. 2015).

**Svevepartikler**: Under og noen dager etter en medisinering vil fekalier fra fisken inneholde rester av flubenzuroner og der de minste partiklene (svevepartikler) kan bli transportert med vannstrømmen bort fra anlegget. Partikulært materiale filtrert fra vannprøver tatt på 10 m dyp og i varierende avstand fra to anlegg under medisinering inneholdt flubenzuroner (Langford 2011). Ett anlegg hadde brukt både di- og teflubenzuron og konsentrasjonene varierte fra 0,087 til 17,2 mg/kg partikulært materiale for diflubenzuron og 0,089 til 0,459 mg/kg partikulært materiale for teflubenzuron. Prøvene ble tatt fra 0 til 900 m fra anlegget. Tilsvarende verdier for et anlegg som brukte diflubenzuron var 0,998 til 6,683 mg/kg partikulært materiale og prøvene ble tatt fra 0 til 1000 m fra anlegget. Samuelsen mfl. (2015) brukte sedimentfeller satt ut på ulike dyp og i fire avstander (0, 250, 700, 1100 m) fra et anlegg som medisinerte med teflubenzuron. Konsentrasjonen av teflubenzuron og mengden av organisk materiale i fellene like ved anlegget var svært høye, opp til 2396 mg teflubenzuron per kg prøve, mens innsamlet organisk materiale i fellene på 250, 700 og 1100 m var svært lite, men viste allikevel at partikler som inneholder teflubenzuron ble transportert med vannstrømmen så langt som 1100 m fra anlegget. Feltundersøkelsene viser at flubenzuroner finnes i bunnsedimentet i lang tid etter en medisinering og at de kan spres med strømmen over store avstander (Samuelsen mfl. 2015).

**Sediment**: Diflubenzuron og teflubenzuron er funnet i bunnsediment samlet inn rundt oppdrettsanlegg og i en avstand på inntil 1400 m fra anleggene (Langford 2011, Samuelsen mfl. 2015, Tucca mfl. 2017, Parsons mfl. 2021). Restkonsentrasjonene i prøvene tatt på stasjoner lengst fra anleggene var imidlertid små. Høyeste konsentrasjon av teflubenzuron målt i en sedimentprøve fra et oppdrettsanlegg var 40,0 mg/kg (våtvekt) (Samuelsen mfl. 2015). Tilsvarende konsentrasjon av diflubenzuron var 49,5 mg/kg sediment (tørrvekt)(NIVA 1998).

Feltundersøkelser rundt fire oppdrettsanlegg på Vestlandet i 2015 og 2016, som tidligere hadde brukt både di- og teflubenzuron, fant restkonsentrasjoner i sediment samlet inn i en avstand fra 30 til 1400 m fra anleggene (Parsons mfl. 2021). Tidspunktet for prøveinnsamling varierte fra 8 til 22 måneder etter siste behandling. Diflubenzuron ble funnet i 76% av sedimentprøvene og varierte fra 2,3 til 249 ng/g (tørrvekt). Tilsvarende verdier for teflubenzuron var 92% og 1,3 til 3363 ng/g tørrvekt. De høyeste nivåene ble funnet i prøver tatt like ved anleggene og med avtagende konsentrasjoner med økende avstand. Liknende restkonsentrasjoner av diflubenzuron (0,1 og 1,2 ng/g) og teflubenzuron (0,8 og 123,3 ng/g) ble rapportert i sediment samlet inn rundt oppdrettsanlegg i Chile (Tucca mfl. 2017). Diflubenzuron og/eller teflubenzuron ble funnet i sediment fra tre undersøkte oppdrettsanlegg i Norge. Konsentrasjonene varierte mellom 0,6 og 136,6 ng/g tørrvekt for diflubenzuron og 7,2 og 269,2 ng/g tørrvekt for teflubenzuron. Prøvene ble tatt i en avstand fra 0 til 900 m fra anleggene (Langford 2011). I en undersøkelse som inkluderte flere anlegg i Skottland ble de høyeste konsentrasjonene av teflubenzuron funnet like ved anleggene og varierte fra 0,2 mg/kg til 15,0 mg/kg (SARF 2016). I en avstand på 100 m fra anleggene varierte konsentrasjonene fra 0 til 2,8 mg/kg.

**Fauna** : Non target arter som lever i nærheten av oppdrettsanlegg kan konsumere medisinholdig organisk materiale direkte eller få det i seg ved å spise andre arter som inneholder medisinrester. Samuelsen mfl. (2015) fant rester av teflubenzuron i 24 av 30 arter (fisk og krepsdyr) som ble fanget inn i en avstand på maksimum 300 m fra et anlegg like etter at medisineringen var avsluttet. Konsentrasjonene var generelt lave, men det ble funnet høye verdier i enkeltindivider av for eksempel sei (*Pollachius virens*) med 1354 ng/g, noe som kan tyde på konsum av pellet fra oppdrettsanlegget og i trollkrabbe (*Lithodes maja*) med 865 ng/g. Høyest var likevel konsentrasjonen i en prøve med børstemark (*Capitella capitata, Nereis* sp.) tatt like ved anlegget 3 måneder etter medisinering med 8353 ng/g (våtvekt). Børstemark finner en ofte i bunnsedimentet nært til oppdrettsanlegg og disse er viktige for omsetningen av organisk avfall fra anlegget. Åtte måneder etter medisinering var det fremdeles høye konsentrasjoner i børstemark , mens kun små mengder ble funnet i enkelte individer av dypvannsreker (<16 ng/g) og i brunmaten i taskekrabbe (20 ng/g) og sjøkreps (<45 ng/g). Rester av teflubenzuron i prøver av pelagisk eller bunnlevende fisk kunne derimot ikke påvises etter så lang tid (Samuelsen mfl. 2015). Andre feltundersøkelser har også påvist rester av flubenzuroner i eremittkreps (*Pagurus* sp.), kongsnegl (*Buccinum undatum*), svartslangestjerner (*Ophiocomina nigra*), blomsterreker (*Pandalus montagui*), sjøkreps (*Nephrops norwegicus*) taskekrabbe (*Cancer pagurus)*, dypvannsreker (*Pandalus borealis*), blåskjell (*Mytilus edulis*) og tanglopper (NIVA 1998, Langford 2011, Parsons mfl. 2021). Generelt er det små mengder som er funnet, med noen få unntak, og der de høyeste konsentrasjonene oftest er funnet i dyr fanget inn kort tid etter avsluttet medisinering. Langford mfl. 2011 fant opp til 537.9 ng/g (våtvekt) av diflubenzuron i taskekrabbe fanget inn like etter medisinering i en avstand på 100-300 m fra anlegget. Høyeste konsentrasjon av teflubenzuron funnet i taskekrabbe var 185.7 ng/g (Langford 2011). Det ble ikke funnet restkonsentrasjoner av teflubenzuron i oppdrettet blåskjell samlet inn fra områder, med flere oppdrettsanlegg (Brooks mfl. 2019). Forbruket av teflubenzuron i de aktuelle områdene ble ikke oppgitt.

**Tilstedeværelse av følsomme arter og livsstadier nært oppdrettsanlegg**

Gjennom året vil det naturlig være e ndringer i artssammensetningen, både i diversitet, mengde og tetthet. Flubenzuroner vil i hovedsak påvirke arter som lever på havbunnen. Non-target-arter vil kunne få i seg avlusningsmidler gjennom spillfôr og fekalier i en lengre periode etter behandling. Kreps dyr som har redusert appetitt ved lavere temperaturer, som for eksempel om vinteren, vil være mindre sårbare i den perioden. Siden di- og teflubenzuron påvirker kitin-syntesen, vil dyregrupper med kitin i skallet være spesielt sårbare. Dødelighet inntreffer i tilknytning til skallskifte, og arter som gjennomgår flere skallskifter årlig og yngre individer med hyppige skallskifter er spesielt sårbare.

**Artenes følsomhet**

Siden di- og teflubenzuron påvirker kitin-syntesen vil dyregrupper med kitin som en del av hudskjelettet være spesielt sårbare. Dødelighet inntreffer i tilknytning til skallskifte og arter som gjennomgår flere skallskifter årlig og yngre individer med hyppige skallskifter er spesielt sårbare. D et er variasjon i det eksperimentelle oppsettet hvorvidt artene er

eksponert for flubenzuroner gjennom fôr, sediment eller oppløst i vann.

Korttids- og langtidseksponering; dødelige effekter

Oppsummering av arters følsomhet for diflubenzuron og teflubenzuron den konsentrasjonen som gir 50% dødelighet, $LC_{50}$ og den konsentrasjonen som ikke gir effekt (NOEC) er gitt i tabell 7.7.

*Tabell 7.7. Oppsummering av ulike arters følsomhet (mg/l) ved korttidseksponering (inntil 24 timer) for diflubenzuron og teflubenzuron. LC50/EC50 den konsentrasjonen som forårsaker 50% dødelighet/immobilisering. NOEC er den konsentrasjonen som ikke gir effekt. Oppdrettslaks blir behandlet med 3-6 mg diflubenzuron per kg fisk daglig i 14 dager eller med 10 mg teflubenzuron per kg fisk daglig i 7 dager. *) arter som finnes i Norge*

| Media | Dyregruppe | Artsnavn | Latinsk navn | Livstadium | Eksponerings tid | $LC_{50}$ (µg/L) | NOEC | Kilde |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Diflubenzuron* | | | | | | | | |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Eurytemora affinis* | | 48 timer | 2,2 | | Savitz mfl. 1994 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | Larver (nauplii) | 24 timer | >1000 | | Macken mfl. 2015 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | Copepoditt | 24 timer | >1000 | | Macken mfl. 2015 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | Larver (nauplii) | 48 timer | >1000 | | Macken mfl. 2015 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | Copepodida | 48 timer | >1000 | | Macken mfl. 2015 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | Larver (nauplii) | 7 dager | | 0,01 | Macken mfl. 2015 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Vinkekrabbe | *Uca pugilator* | Juvenile | 10 x 24 timer | | 2 | Cunningham & Myers 1987 |
| | | | | | | | | |
| *Teflubenzuron* | | | | | | | | |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | Larver (nauplii) | 24 timer | 230 | | Macken mfl. 2015 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | Copepoditt | 24 timer | >1000 | | Macken mfl. 2015 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | Larver (nauplii) | 48 timer | 40 | | Macken mfl. 2015 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | Copepoditt | 48 timer | >1000 | | Macken mfl. 2015 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Hoppekreps | *Tisbe battagliai* | Larver (nauplii) | 7 dager | | 0,0032 | Macken mfl. 2015 |

Flere studier har studert dødelige effekter av diflubenzuron og teflubenzuron på non-target arter. I eksponering i vann $LC_{50}$ -verdien for diflubenzuron og teflubenzuron er ofte høyere enn den høyeste konsentrasjonen (295 ng/l) som har vært målt i vannfraksjonen i forbindelse med bruk av flubenzuroner i akvakultur i Norge (Langford 2011). For example, for hoppekreps (*Tisbe battaglia)* the estimated 24 and 48 hour $LC_{50}$ values were greater than 1000 µg/l for diflubenzuron and 40 and 230 µg/l for teflubenzuron (Macken mfl. 2015). Andre studier inkluderer som eksponerte vinkekrabbe (*Uca pugilator*) for diflubenzuron 24 timer per uke i 10 uker og beregnet NOEC for dødelighet til henholdsvis 2 µg/l (Cunningham og Myers 1987). Langtidseksponering (7 dager) gav NOEC verdier tilsvarende 0,01 µg/l for diflubenzuron og 0,0032 µg/l for teflubenzuron (Macken mfl. 2015). Disse verdiene er betydelig lavere enn mange av verdier målt i vannfasen, men vi vet lite om den reelle eksponeringstiden av non-target organismer for flubenzuroner løst i vann. Eksponering for 1 og 3 µg/l diflubenzuron gav forhøyet dødelighet hos larver av krabbeartene *Rhithropanopeus harrisii* og *Sesarma reticulatum* og påvirket kitinsyntesen i krabben *Rhithropanopeus harrisii* (Christiansen mfl. 1978, Christiansen mfl. 1984). Eksponering for diflubenzuron (50 µg/l gav høy dødelighet ved skallskifte hos larver av hesteskokrabbe (*Limulus polyphemus*)(Weis & Ma 1987) mens eksponering for 5 µg/l påvirket evnen til regenerering av ekstremiteter hos vinkekrabbe (*Uca pugilator*) (Weis mfl. 1987). Reback & French (1996) eksponerte juvenile blå svømmekrabbe (*Callinectes sapidus*) for diflubenzuron i 24 timer. De fant at krabbene var mest sårbare ($LC_{50}$ 18,5 µg/l) når første eksponering ble gjort samme dag som skallskifte startet og med påfølgende eksponering en gang per uke (Rebach og French 1996).

Effekt av flubenzuroner bundet til organisk materiale inkluderer ulike reservoarer for stoffene som fekalier, fôrspill og levende organismer som for eksempel børstemark. Voksne børstemark (*Capitella capitata, Nereis* sp.) kan overleve med høye konsentrasjoner av flubenzuroner over lang tid (NIVA 1998, Méndez 2006, Samuelsen mfl. 2015). I eksponering i fôr, økt dødelighet ble registret i *Capitella* sp etter inntak av teflubenzuron i doser på 1, 2 og 4 g/kg fôr i 32 dager (Fang mfl. 2020). Høyest dødelighet på 27% ble registrert i gruppen som fikk f ô r med 4 g teflubenzuron/kg mens konsentrasjonen av teflubenzuron ble målt til mellom 9,24 og 10,32 µg/g for de ulike dosene (Fang mfl. 2020). Høyeste konsentrasjon som er målt i børstemark i feltprøver er 8,353 µ g/g (Samuelsen mfl. 2015). Når larver og

juvenile *Capitella* sp. ble eksponert for sediment tilsatt 3 doser med teflubenzuron (8,4, 25 og 41,8 µg/g tørrvekt) i 32 dager økte dødeligheten signifikant i de eksponerte gruppene i forhold til kontrollgruppene Méndez 2005), men det var ingen klar sammenheng mellom dose og dødelighet. Det ble ikke registrert økt dødelighet av voksne *Capitella* sp. ved eksponering for teflubenzuron anriket sediment (8,4, 25, 41,8 µg/g tørrvekt) i 10 dager mens noe dødelighet ble observert i *Capitella* sp. dog uten at resultatene kunne direkte knyttes til teflubenzuron eksponeringen (Méndez 2006).

Samuelsen mfl. (2014) studerte i laboratorieforsøk effekten av oralt administrert teflubenzuron på yngel av europeisk hummer med doser tilsvarende konsentrasjoner i fekalier og medisinert fôr. Eksponeringen varte syv påfølgende dager for å simulere utslipp ved medisinering. Dette gav en dødelighet på 30 til 50% i de medisinerte gruppene sammenlignet med kontrollgruppen. I tillegg ble det registrert misdannelser som deformerte klør, forkalkede gangbein, stive antenner og reduserte gjellelokk hos yngel som overlevde skallskifte. Individer med misdannelser vil ha mindre sjanser for å overleve i naturen. Totaleffekten (dødelighet og misdannelser) var i størrelsesorden 50% i alle grupper. Det laveste nivået målt i hummerne som døde var 12 ng/g, som er lavere enn enkelte konsentrasjoner som er funnet i flere arter i feltundersøkelsen (Langford 2011, Samuelsen mfl. 2015, Parsons mfl. 2021). På den annen side var det ett individ som overlevde skallskifte med en konsentrasjon på 351 ng/g. Oppfølgende studier med langtidseksponering av hummeryngel for teflubenzuron der doser tilsvarende 20, 10, 5, 2 og 0,4% av konsentrasjonen i medisinert fôr, gav også rundt 50% dødelighet ved høyeste dose, mens de to laveste dosene gav mindre enn 10% dødelighet (Samuelsen upubliserte data). I et dose-respons forsøk ble stripestrandreke (*Palaemon elegans*) fôret med 6 ulike doser (0,0025, 0,005, 0,05, 0,094, 0,188, 1,88 µg/g) med teflubenzuron to ganger i uken i 9 uker (66 dager) (Samuelsen mfl. 2020). Kumulativ dødelighet var liten for de to laveste dosene (<5%) men økte med økende dose til henholdsvis 15, 27, 82 og 100% for den høyeste dosen.

Basert på konsentrasjonen av teflubenzuron i rekene (døde og overlevende ved forsøkslutt) ble grenseverdier som vil gi lav, moderat og høy dødelighet ($LC_5$ , $LC_{50}$ og $LC_{90}$ ) beregnet til 1,2, 18,4 og 150,6 ng/g. Tilsvarende konsentrasjoner er rapportert i reker fanget inn i nærheten av oppdrettsanlegg (Langford 2011, Samuelsen mfl. 2015, Parsons mfl. 2021). Liknende resultater ble rapportert av Olsvik mfl. (2017) som fôret en gruppe stripestrandreke (*Palaemon elegans*) med teflubenzuron (0,2 µg/g) to ganger i uken i en periode på 98 dager. Kumulativ dødelighet ved forsøkslutt var 50% og snittkonsentrasjonen i rekene ble målt til 10 ng/g Olsvik mfl. 2017). Sammenlignet med stripestrandreke er blomsterreker noe mindre sensitive for teflubenzuron (Olsvik mfl. 2019). Etter fôring av rekene med 0.01 og 0.1 µg/g teflubenzuron to ganger per uke i 46 dager var kumulativ dødelighet 0 og 25% og der snittkonsentrasjonen av teflubenzuron i rekene ble målt til henholdsvis 5,8 og 71 ng/g for de to dosene ved forsøksslutt.

Rognbærende dypvannsreker (*Pandalus borealis*) ble fôret med diflubenzuron (0,6 g per kg fôr) 4 ganger (lav dose) og 7 ganger (høy dose) i løpet av en periode på 14 dager ved to ulike eksperimentelle forhold (7 °C , pH 8 og 9,5 °C , pH 7,6) (Bechmann mfl. 2017). Trettiseks dager etter avsluttet medisinering var kumulativ dødelighet i de medisinerte gruppene mellom 61 og 73% mens i kontrollgruppene var dødeligheten 5% ved 7 °C og pH 8 og 20% ved høyere temperatur (9,5 °C) og en pH på 7.6. Konsentrasjonene av diflubenzuron i rekene 28 dager etter medisinering ble målt til 15-29 ng/g (lav dose, 7 °C , pH 8) og 35-105 ng/g (høy dose, 7 °C , pH 8). I gruppene med høyere temperatur og lavere pH ble konsentrasjonene målt til 6-18 ng/g (lav dose) og 12-43 ng/g (høy dose). Dypvannsreker uten rogn (post-hatch) ble i samme studie fôret med diflubenzuron i 8 dager ved temperaturer på 6,8 og 9,4 °C etterfulgt av en observasjonsperiode på 42 dager. Ved forsøkslutt (50 dager) var kumulativ dødelighet ca 37% ved 6,8 °C og ca 57% ved 9,4 °C . Konsentrasjonen i rekene ved dag 8 var fra 42-2411 ng/g ved 6,8 °C og 65-3419 ng/g ved 9,4 °C. Pelagiske larver av dypvannsreke (*Pandalus borealis*) ble eksponert for små fôrpartikler som inneholdt 0,7 g/kg diflubenzuron (Bechmann mfl. 2018). Partiklene fordelte seg i vann med en snittkonsentrasjon på 1,5 µg/l. Eksponering over 14 dager etterfulgt av 20 dagers observasjon førte til en reduksjon i overlevelsen på 50% sammenlignet med kontroll. En kjemisk analyse av stadium I larver på dag 8 viste en konsentrasjon på 180 ng diflubenzuron/g våtvekt. Høyest dødelighet av rekelarvene var observert fra dag 8 til dag 16.

Korttid- og langstidseksponering; ikke-dødelige effekter

Eksponering for flubenzuroner kan forårsake ikke-dødelige effekter, men som kan ha negativ påvirkning på overlevelse

i naturen.

Vinkekrabbe (*Uca pugilator*) ble eksponert for diflubenzuron oppløst i vann, 24 timer én gang per uke i 10 uker, ble NOEC for skallskifte og adferd (fluktreaksjon) estimert til 20 og 0,2 µg/l (Cunningham og Myers 1987). Mendez (2005) registrerte en forsinkelse i metamorfosen fra larve til juvenile hos børstemarken *Capitella* sp. som ble eksponert for sediment tilsatt teflubenzuron. Størrelsen på eksponerte larver og juvenile var også mindre enn kontrolldyrene ved forsøksslutt (Méndez 2005). De registrerte deformerte munnbørster, som inneholder kitin, i voksne *Capitella* sp., etter 10 dagers eksponering for sediment anriket med 41,8 mg/g teflubenzuron, mens et annet studie fant reduksjon i vekst, f ô rinntak og respirasjon i en gruppe *Capitella* sp. som ble f ô ret med teflubenzuron (4 g/kg f ô r) i en periode på 32 dager (Fang mfl. 2020). Adferdsendringer hos små Europeisk hummer (*Homarus gammarus*) ble også registrert etter eksponering for lave doser av teflubenzuron (Cresci mfl. 2018). Eksponerte individer brukte lengre tid for å finne og ta i bruk skjul, hadde et annet bevegelsesmønster og dårligere læringsevne enn kontrolldyrene. Konsentrasjonen av teflubenzuron i dyrene da forsøkene ble gjennomført var under 1 ng/g.

Morfologiske misdannelser som blakke øyne, stive og forkalkede gangbein og misdannet halevifte er beskrevet blant annet i blomsterreker og Europeisk hummer (*Homarus gammarus*) etter eksponering for teflubenzuron (Samuelsen mfl. 2014, Olsvik mfl. 2015, Olsvik mfl. 2019). I tillegg til morfologiske misdannelser er det også beskrevet endringer i genuttrykk, metabolske prosesser assosiert til kitinsyntese og energimetabolismen i ulike krepsdyr. Europeisk hummer (juvenile) ble f ô ret med teflubenzuron i doser på 0,5 og 2 µg/g to ganger i uken i 16 uker (Olsvik mfl. 2015). Studien viste at eksponering av hummer for teflubenzuron gav signifikant effekt på 21 av 39 undersøkte gener. Det ble funnet effekt på gener som blant annet regulerer skallskifte, skalldannelse, oksidativt stress, cellulært stress og detoksifisering. Kumulativ dødelighet i eksponerte grupper var liten, men 20% av individene i lav dose og 50% i høy dose hadde misdannelser i skallet ved forsøksslutt. I strandreker eksponert for teflubenzuron via f ô ret (0,2 µg/g) ble det registrert endringer i i gener som regulerer stress og apoptose, skallskifte, skalldannelse og detoksifisering (Olsvik mfl. 2017). Olsvik mfl. (2019) eksponerte blomsterreker for to doser med teflubenzuron (0,01 og 0,1 µg/g) to ganger per uke i 46 dager. Deformiteter i skallet ble registrert i begge de eksponerte gruppene ved forsøksslutt, 35 og 53% for henholdsvis lav og høy dose mens blakke øyne ble registrert hos 18% (lav dose) og 47% (høy dose) av individene. De fant også redusert mengde av N-acetylglukosamin i de eksponerte dyrene, noe som indikerer effekt på kitinsyntesen, samt noen endring i genuttrykk og metabolske prosesser. I atlanterhavstorsk (*Gadus morhua*) som ble gitt diflubenzuron i fôret (3 mg/kg fisk daglig i 14 dager) eller en-dose intravenøs injeksjon av 3, 10 eller 50 µg/g ble effekten på 28 gener undersøkt (Olsvik mfl. 2013). Endring på gener involvert, iblant annet fase I og lipid metabolisme, ble funnet men generelt viste resultatene at effekten var liten.

Diflubenzuron påvirket reproduksjonen til tangloppe (*Corophium volutator*) og NOEC-verdien ble estimert til å være mellom 10 og 100 ng/g sediment (NIVA 1998).

**Endringer i samfunnsstruktur som følge av bruk av flubenzuroner**

Gjennom året vil det naturlig være endringer i artssammensetningen, både i diversitet, mengde og tetthet. For eksempel er det arter som kun finnes i enkelte geografiske områder, og enkelte livsstadier som kun forekommer deler av året. Det kan derfor være utfordrende å skille endringer som følge av eksponering for legemidler og de naturlige endringene. Det er foreløpig ikke publisert norske studier som viser funn av endringer i artssammensetning eller biomasse som følge av eksponering for flubenzuroner. Børstemark som *Capitella* sp. og *Nereis* sp. finnes ofte i sediment rikt på organisk materiale og er viktige for omsetningen av organisk avfall fra oppdrettsanlegg. Det er derfor viktig å kartlegge mulige effekter av fôrbaserte legemidler som diflubenzuron og teflubenzuron på slike arter.

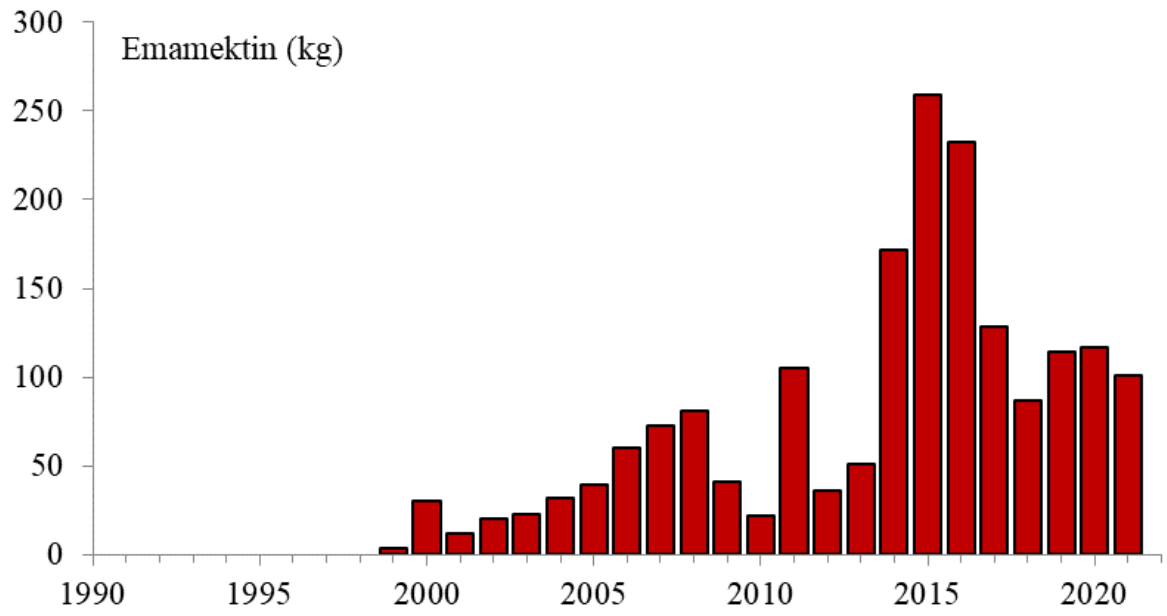
### 7.5.2.2 - Emamektin

Emamektin-benzoat, heretter bare kalt emamektin, tilhører stoffgruppen avermektiner og tilsettes fôret til fisken. Det er beskrevet at emamektin påvirker spenningspotensialet i nerveceller (hyperpolarisering) som resulterer først i paralyse og så død, men den eksakte virkningsmekanismen som dreper lakselus er ikke helt klarlagt. Emamektin selges som SLICE i Norge og anbefalt dosering er 50 µg/kg laks/ørret daglig i 7 dager. Det er anbefalt begrensninger i

behandlingshyppigheten pga. den lange halveringstiden. Det bør ikke utføres mer enn tre behandlinger i løpet av 12 måneder, og ikke mer enn fem behandlinger i løpet av en 2 års produksjonssyklus.

**Forbruk**

Emamektin ble først brukt i 1999, 3,5 kg totalt (figur 7.6). Det årlige forbruket var under 100 kg fram til rundt 2011, men økte kraftig i perioden 2014 til 2016 (172, 259 og 232 kg). Det har siden blir redusert noe, og forbruket i 2021 var 101 kg.




*Figur 7.6. Årlig forbruk av emamektin (i kg) i norsk akvakultur, fra 1990 til 2021 (statistikk fra Folkehelseinstituttet).*

**Spredning og fortynning**

Emamektin har høy affinitet til organisk materiale (log Kow 5,0) og lav vannløselighet (550 µg/l) (SEPA 2017). Emamektin absorberes lett i ulike fiskevev i laksen, som lever, nyre, hud, hjerne og muskel (Kim-Kang mfl. 2004, Sevatdal mfl. 2005, Olsvik mfl. 2008). Elimineringstiden er relativt lang i laks, opptil 90-120 dager etter behandling (Sevatdal mfl. 2005, Graham 2012). Emamektin kan lekke fra medisinert fôr til sjøvann med en hastighet på 5% i løpet av 6 timer og 25% etter 7 dager (Bright og Dionne 2005). Flere vann-sediment studier har rapportert at emamektin binder seg derimot lett til sediment. Én dag etter tilsetting i vannfasen hadde 24-34% blitt tatt opp i sedimentet, og etter 100 dager var det kun 0,3% i vannfasen (SEPA 2017). En lignende studie rapporterte at i løpet av de første 24 timene hadde 89% av emamektin blitt tatt opp i sedimentet, og ved prøvetaking 48 timer seinere kunne man ikke finne målbare konsentrasjoner av emamektin i vannfasen (Strachan og Kennedy 2021). Resuspensjon av sedimentbundet materiale til overliggende vann kan dog forekomme(Bright og Dionne 2005, Stomperudhaugen mfl. 2014). Gitt at emamektin har lav vannløselighet er det forventet at spredningen til miljøet fra et anlegg som behandler/har behandlet laks i hovedsakelig skjer via fôrspill eller som fekalier fra fisk som er behandlet.

Spredningen av partikkelbundet emamektin bestemmes av dybde, vannstrøm og hvor raskt partiklene synker og hvor lett de går i oppløsning. Medisinerte pellets og intakte fekalier vil generelt synke raskt, mens små svevepartikler som kan utgjøre om lag 5–10% (Bannister mfl. 2016), kan spres med strømmen over større områder. Opptil 2,7% av partiklene kan nå lengre enn 2 km fra anlegget. Det er også vist at for norske lokaliteter med lave strømhastigheter <5

cm/s vil det meste av det organiske materiale konsentreres rett under og i nærheten av anlegget (Bannister mfl. 2016). For lokaliteter med høye strømhastigheter >10 cm/s vil partiklene spres over et større område med relativt lave nivåer rett under merdene. Blåskjell fra fem ulike blåskjellanlegg i Trondheimsområdet ble undersøkt for rester av legemidler (Brooks mfl. 2019). Tre av blåskjellanleggene lå i nærheten av lakseanlegg som hadde behandlet med ulike legemidler og skjellene kunne da potensielt ta opp disse. Alle de undersøkte blåskjellene var negative for innhold av rester av emamektin.

**Nedbrytning**

Emamektin oppløst i vann kan brytes ned av lys (fotolyse) med en halveringstid på ca. 1,4 – 22 dager, avhengig av blant annet pH og daglengde (Bright & Dionne 2005). Emamektin er hydrolysestabilt ved pH 5-8, men ved pH 9 og 25 °C vil halveringstiden være 136 dager pga. hydrolysen. Beregnede halveringstider for emamektin oppløst i vann sommer og vinter var henholdsvis 0,7 til 35,4 dager (SPAH 2002).

Emamektin ser ut til å være svært persistent i sedimenter. Undersøkelser gjort med både rent emamektin og det kommersielle avlusningsmidlet SLICE (som også inneholder metabolitt desmethylemamektin B1a) viste ingen nedbrytning over 135 dager, uavhengig om det var biologisk aktivt eller inaktivt sediment og uavhengig av temperatur (4 og 10 °C) (Benskin mfl. 2016). Den korteste halveringstiden ble beregnet til 404 dager (inkubasjon av SLICE® ved 4 °C inaktive sedimenter), men halveringstiden kan være betydelig lengre. En annen undersøkelse konkluderte at det ikke var noe nedbrytning i løpet av observasjonsperioden på 94 dager, uavhengig av sedimenttype (slam og sand) og temperatur (4 eller 14 °C) (Graham 2012). De gjorde ingen teoretiske beregninger. Estimert halveringstid under anaerobe forhold ble beregnet å være fra 164 til 175 dager over en 100 dagers undersøkelse med radiomerket emamektin i to typer marine sedimenter (Bright og Dionne 2005). Schering-Plough estimerte en aerob biologisk nedbrytningstid på 79 dager etterfulgt av en anaerob fase på 349 dager for emamektin inkubert med jord (kumulativ aerob/anaerob halveringstid på 174 dager) (SPAH 2002). Tilsvarende rapporterte SEPA den samme kumulative halveringstiden for jordnedbrytning (174 dager), men lengre aerobe og anaerobe halveringstider på henholdsvis 193 og 427 dager (SEPA 1999b). SEPA (2004) slo fast at en antatt halveringstid for emamektin nedbrytning på 175 dager for modelleringsformål ikke var tilstrekkelig konservativ og valgte i stedet å bruke en antatt nedbrytningshalveringstid på 225 dager (SEPA 2004). Emamektin oppløst i vann ble tilsatt et system bestående av vann og sediment (3:1) for å se på fordeling og nedbrytning (Strachan og Kennedy 2021) . Emamektin bandt seg raskt til sediment og mindre enn 5% ble funnet i vannfasen etter 12 timer. Halveringstid i sediment ble estimert til 230 dager.

Det er gjort få studer hvor man har sett på nedbrytning av emamektin i biologisk vev. En undersøkelse med blåskjell som ble eksponert for 1µg/l daglig i 14 dager ble det funnet nivåer på rundt 45 ng/g på dag 7 til 14 (Brooks mfl. 2019). I løpet av en syv dagers elimineringsperiode ble det ikke observert en signifikant reduksjon i nivået, og forfatterne anbefaler derfor at fremtidige studier har en lengre observasjonstid.

**Tilstedeværelse i miljøet**

**Vannprøver:** Et fåtall studier har målt konsentrasjoner eller nivåer av emamektin i sjøvann. Ved to norske oppdrettsanlegg som ble undersøkt var konsentrasjonene under deteksjonsgrensen (LOD; 1 ng/l) i alle vannprøver tatt i linje fra anleggene (Langford mfl. 2014). Vannprøvene ble tatt opp til 400 m og 530 m fra oppdrettsanleggene, men det er verdt å merke seg at behandling hadde funnet sted 2 måneder før prøvetaking på den ene oppdrettsanlegget og det andre anlegget hadde behandlet med emamektin for flere år siden (Langford mfl. 2014). Også undersøkelser ved et skotsk oppdrettsanlegg hvor laks var under behandling viste konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (LOD; 0,25 ng/l) i vannprøver tatt like ved merdkanten og 25 m unna (Telfer mfl. 2006).

**Sediment:** Det er gjort noen studier for å vurdere restkonsentrasjoner i marine bunnsediment i tilknytning oppdrettsanlegg i Norge, Skottland, Chile og Canada. I Norge ble undersøkelsene gjort i tilknytning to oppdrettsanlegg, hvorav det ene hadde behandlet to måneder før prøvetaking og det andre hadde brukt emamektin for flere år siden (Langford mfl. 2014). Emamektin ble funnet i sediment 280 m og 530 m fra de to anleggene, henholdsvis, i

konsentrasjoner 2,4 ng/g tørrvekt (median = <2) og 6,5 ng/g tørrvekt (median = 2,1). En sammenligning med EQS-verdier fra Storbritannia viste at de norske sediment overskred "far-field EQS" på 0,76 ng/g våtvekt ved fem anledninger. Et nylig gjennomført studie fant at emamektin var under deteksjonsgrensen (LOD; <1-2 ng/g tørrvekt) i 114 sediment samlet fra 12 norske oppdrettsanlegg på Vestlandet, alle hadde tidligere brukt emamektin (Aoife Parsons, Havforskningsinstituttet upubliserte data).

Flere publiserte artikler, rapporter og offentlig tilgjengelige data tyder på at i Skottland er emamektin til stede i det marine miljøet, men i lave konsentrasjoner (nanogram per gram-området). Det skotske miljødepartementet SEPA har etablert en database med overvåkingsdata fra sediment fra hvert oppdrettsanlegg siden 2001, i gjennomsnitt var konsentrasjonen ved merdkanten, 25 m, 100 m og 150 m i distanse fra anlegget henholdsvis 3,14, 2,2, 0,71 og 1,38 ng/g (SEPA 2017). Ved et skotsk lakseanlegg ble det funnet konsentrasjoner på 2,7 ng/g og 1,8 ng/g 10 m fra merdkanten henholdsvis 4 og 12 måneder etter behandling (McHenery & Mackie 1999). Konsentrasjonen varierte mellom 0,25 og 2,73 ng/g tørrvekt, den høyeste konsentrasjonen ble funnet 10 m fra anlegget fire måneder etter behandling (Telfer mfl. 2006). Emamektin ble altså funnet i sedimentet inntil 10 m i avstand fra anlegg med laks, i inntil 12 måneder etter behandling, men bare i målbare konsentrasjoner i én posisjon (1,8 ng/g) (Telfer mfl. 2006). Konsentrasjoner på 366, 154 og 75 ng/g våtvekt ble funnet i sedimentfeller plassert 2 m over bunnen, tre dager under én behandling i henholdsvis 5, 25 og 50 m fra anlegg (Telfer mfl. 2006). Et annet studium, også fra Shetland, fant emamektin over deteksjonsgrensen (0,004 ng/g tørrvekt) i 98% av 302 sedimentprøver fra åtte oppdrettsanlegg. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i umiddelbar nærhet og avtok med økende avstand fra anlegg (SEPA 2018, Bloodworth mfl. 2019). I 17% av prøvene var konsentrasjonen høyere enn standard "nærfelts-EQS" på 7,6 ng/g våtvekt, mens 100 m fra anlegget var det bare 7% av prøvene som var høyere enn "far-field EQS" på 0,76 ng/g våtvekt.

I Canada ble det funnet rester av emamektin (0,057 til 0,8533 ng/g) i alle de 13 sedimentprøvene som ble tatt nær fem forskjellige oppdrettsanlegg, i avstand på 20 til 500 meter (Park 2013). De høyeste konsentrasjonene ble funnet 80 m unna et av anleggene, målt mens behandling av laks pågikk. To år etter at et anlegg på sørkysten av Newfoundland, Canada var lagt brakk ble det funnet lave (0-0,058 ng/g tørrvekt) konsentrasjoner av emamektin i hardbunnsprøver (flokkulent materialet) innenfor en avstand på 150 m fra anlegget (Hamoutene mfl. 2018). Ved et annet oppdrettsanlegg som var i produksjon ble det funnet høyere konsentrasjoner (1,13-41,78 ng/g tørrvekt) i prøver tatt 20 m fra kanten av anlegget (Hamoutene mfl. 2018). Også i tilknytning et lakseanlegg i Patagonia, Chile ble det funnet emamektin i sediment, gjennomsnitt konsentrasjoner på 8,4, 5,3 og 10,0 ng/g tørrvekt, ble målt henholdsvis 0, 10 og 100 m fra anlegget (Tucca mfl. 2017).

**Fauna**: Det er få studier som har målt konsentrasjoner av emamektin i marint dyreliv. På vestkysten av Skottland ca. 100 m fra et lakseanlegg under behandling ble det målte lave, men kvantifiserbare nivåer av emamektin i eremittkreps (*Pagurus* spp.), strandkrabbe (*Carcinus maenas*), trollhummer (*Munida rugose*), sjøstjerne (*Asterias rubens*), kongnegl (*Buccinum undatum*), blåskjell (*Mytilus edulis*), småflekket rødhai (*Scyliorhinus canicular*) og vanlig ulke (*Myoxocephalus scorpius*) (Telfer mfl. 2006). Emamektin ble funnet inntil en uke etter behandling i kongsnegl og inntil en måned etter behandling i eremittkreps. Etter 12 måneder ble det funnet emamektin, lav konsentrasjon, i én enkel sjøstjerne. Ved et annet oppdrettsanlegg i Skottland ble det rapportert lave konsentrasjoner i eremittkreps (5 ng/g), pigghå (1,2 ng/g) og trollhummer (2 ng/g) én uke etter behandling (SEPA 1999b). Derimot var konsentrasjonene under deteksjonsgrensen i prøver tatt i nærheten av lakseoppdrettsanlegg langs norskekysten, 0,5 og 2 ng/g våtvekt i henholdsvis oppdretts- og vill blåskjell (*Mytilus edulis*) (Langford mfl. 2014, Brooks mfl. 2019).

**Tilstedeværelse av følsomme arter og tidlige livsstadier nært oppdrettsanlegg**

Gjennom året vil det naturlig være endringer i artssammensetningen, både i diversitet, mengde og tetthet. Emamektin vil i hovedsak påvirke arter som lever på havbunnen. Non-target-arter vil kunne få i seg avlusningsmidler gjennom spillfôr og fekalier i en lengre periode etter behandling. Krepsdyr som har redusert appetitt ved lavere temperaturer, som for eksempel om vinteren, vil være mindre sårbare i den perioden.

**Artenes følsomhet**

Emamektin påvirker nervesystemet og har dermed en direkte effekt på organismen. Virkningsmekanismen til emamektin hos virvelløse dyr er bindingen til glutamat-styrte kloridkanaler som fører til en tilstrømning av kloridioner, og gir dermed en hyperpolarisert celle. En tilleggsmekanisme er økt produksjonen av den hemmende nevrotransmitteren GABA ved nerveender, som forlenger bindingen av GABA til reseptoren. Hos virvelløse dyr virker emamektin på muskelceller og synapser i det perifere nervesystemet, og forårsaker lammelse og til slutt død. Hos pattedyr er imidlertid den toksiske effekten lav siden emamektin ikke krysser pattedyrs blodhjernebarriere, og dermed ikke påvirker GABA-medierte nevroner i sentralnervesystemet (Roy mfl. 2000). Det er relativt få studier som har studert dødelige og ikke-dødelige effekter av emamektin på marine arter, og med unntak av krepsdyr er det svært få andre taksonomiske grupper som er studert. I tillegg er det variasjon i de eksperimentelle oppsettene hvorvidt artene er eksponert for emamektin gjennom fôr, sediment eller oppløst i vann.

Korttidseksponering; dødelige effekter og ikke-dødelige effekter

Oppsummering av ulike studier og $LC_{50}$ verdier for fisk, virvelløse dyr og alger er gitt i tabell 7.8.

*Tabell 7.8. Oppsummering av ulike arters følsomhet (mg/l) ved korttidseksponering (inntil 24 timer) for emamektin. LC50/EC50 den konsentrasjonen som forårsaker 50% dødelighet/immobilisering. Oppdrettslaks blir behandlet med 50 µg emamektin per kg fisk daglig i 7 dager. *) arter som finnes i Norge **) ng/g våtvekt.*

| Media | Dyregruppe | Artsnavn | Latinsk navn | Livsstadium | Eksponerings tid (timer) | $LC_{50}$ (µg/l) | Kilde |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Sjøvann | Fisk | Trepigget stingsild * | *Gasterosteus aculeatus* | Voksne | 24 | 1310 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Sjøvann | Fisk | Stillehavsulke | *Oligocottus maculosus* | Voksne | 24 | 1307 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Sjøvann | Fisk | Stjerneflyndre | *Platichthys stellatus* | Juvenile | 24 | 1208 | Strachan & Kennedy 2021 |
| | | | | | | | |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Stillehavsspøkelseskreps | *Neotrypaea californiensis* | Voksne | 24 | 385 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Dypvannsreke * | *Pandalus borealis* | Juvenile | 24 | 670 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Dypvannsreke * | *Pandalus borealis* | Voksne | 24 | 927 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Stillehavskystreke | *Pandalus danae* | Juvenile | 24 | 577 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | Stillehavskystreke | *Pandalus danae* | Voksne | 24 | 738 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Juvenile | 24 | 480 | Strachan & Kennedy 2021 |
| Sjøvann | Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | Voksne | 24 | 893 | Strachan & Kennedy 2021 |
| | | | | | | | |
| **Media** | **Dyregruppe** | **Artsnavn** | **Latinsk navn** | **Livsstadium** | **Eksponerings tid (dag)** | **LC50 (ng/g dw)** | **Kilde** |
| Sediment | Fisk | Pukkellaks | *Oncorhynchus gorbuscha* | Fry | 10 | 2065 | Sahota mfl. 2022 |
| | | | | | | | |
| Sediment | Virvelløse dyr | Fjæremark | *Arenicola marina* | | 10 | 111** | SEPA, 2017 |
| Sediment | Virvelløse dyr | Tangloppe * | *Corophium volutator* | | 10 | 153 | Mayor mfl. 2008 |
| Sediment | Virvelløse dyr | Tangloppe * | *Corophium volutator* | | 10 | 193 | SEPA, 2017 |
| Sediment | Virvelløse dyr | Sandtangloppe | *Eohaustorius estuarius* | | 10 | 146 | Kuo mfl. 2010 |
| Sediment | Virvelløse dyr | Filleorm | *Hediste (Nereis) diversicolor* | | 10 | 1368 | Mayor mfl. 2008 |
| Sediment | Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larver (stadium IV) | 5 | 607,05** | Daoud mfl. 2018 |
| Sediment | Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larver (stadium IV) | 10 | 250,23** | Daoud mfl. 2018 |
| Sediment | Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Larver (stadium IV) | 15 | 68,82 | Daoud mfl. 2018 |
| Fôr | Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Voksne | 7 | 644 µg/g fôr | Burridge mfl. 2004 |
| Fôr | Virvelløse dyr | Amerikansk hummer | *Homarus americanus* | Juvenile (stadium V/VI) | 7 | >589 µg/g fôr | Burridge mfl. 2004 |
| Sediment | Virvelløse dyr | Tangloppe * | *Monocorophium insidiosum* | | 10 | 890 | Tucca mfl. 2014 |
| Fôr | Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | | 14 | >100 µg/g fôr | Park 2013 |
| Sediment | Virvelløse dyr | California flekkreke | *Pandalus platyceros* | | 10 | >4000 | Park 2013 |

Fisk

Så vidt vi kjenner til, er det ikke rapportert $LC_{50}$ for marin fisk basert på kortidseksponering dvs. ≤ 24 timer av emamektin oppløst i vann. Pukkellaksyngel (*Oncorhynchus gorbuscha*) ble eksponert i 10-dager med sediment tilsatt emamektin og $LC_{50}$, NOEC og LOEC ble estimert til henholdsvis 2065, 100 og 300 ng/g tørrvekt (Sahota mfl. 2022). De undersøkte også om emamektin kunne påvirke luktesansen til yngelen, men fant ingen effekt selv ved høye eksponeringer på inntil 1000 ng/g. Det ble ikke observert signifikant dødelighet under eller etter behandling av emamektin på Atlantisk laks etter at de ble gitt oralt via medisinert fiskefôr (daglig dose inntil 500 ng/g kroppsvekt i 7 dager) (Roy mfl. 2000). Det var derimot tegn på emamektin-toksisitet ved sløvhet, mørkere farge, manglende appetitt

og koordinasjonsvikt. Imidlertid fant de ingen tegn på toksisitet under obduksjon eller ved histopatologiske undersøkelser. Et lignende studium, også på Atlantisk laks, undersøkte om en daglig dose på 50 ng/g kroppsvekt i 7 dager kunne påvirke genuttrykk i leveren (Olsvik mfl. 2008). Svært få gener var påvirket ved 0 dager, 7 dager og 28 dager etter avsluttet medisinering. Forfatterne antyder at emamektin kan gi en midlertidig oksidativ stressrespons som ser ut til å påvirke proteinstabilitet, etterfulgt av en sekundær betennelse (Olsvik mfl. 2008).

Virvelløse dyr

Kort oppsummert, eksponering i 24 timer for emamektin oppløst i vann resulterte i relativ høy $LC_{50}$ for alle krepsdyrartene som er blitt testet, inkludert California spøkelsesreke (*Neotrypaea californiensis*; 385 µg/l), dypvannsreke (*Pandalus borealis*; 670-927 µg/l), stripete reke (*Pandalus danae*; 577-738 µg/l) og California flekkreke (*Pandalus platyceros*; 482-893 µg/l) (Strachan og Kennedy 2021). Eksponering i 10 dager med sediment tilsatt emamektin resulterte i laveste $LC_{50}$ for fjæremarken (*Arenicola marina*; 111 ng/g våtvekt), sandtangloppe (*Eohaustorius estuaries*; 146 ng/g tørrvekt) og tangloppe (*Corophium volutator*; 19 ng/g tørrvekt) (Kuo mfl. 2010, SEPA 2017). Ved samme eksponeringstid er det funnet høyere $LC_{50}$ for tangloppe (*Monocorophium insidiosum*; 890 ng/g) og filleorm (*Hediste diversicolor*; 1368 ng/g) (Mayor mfl. 2008, Tucca mfl. 2014). Derimot ble det ikke funnet signifikant dødelighet hos California flekkreken (*Pandalus platyceros*) eksponert for emamektin opp til 4000 ng/g (Park, 2013). Et annet studie vist derimot at en eksponering på 8 dager ga 15-20% dødelighet for California flekkreken ved konsentrasjoner mellom 100 og 800 ng/g, men ikke ved de høyere testkonsentrasjonene (Veldhoen mfl. 2012). Amerikansk hummeryngel (*Homarus americanus*) ble eksponert 5, 10 og 15-dager og $LC_{50}$ ble estimert til henholdsvis 607, 250 og 69 ng/g våtvekt) og tiden det tok å oppnå 50% dødelighet ($LT_{50}$) for laveste dose og høyeste behandlingskonsentrasjoner (18,8 og 1066.7 ng/g) var henholdsvis 2,4 og 304 dager (Daoud mfl. 2018).

Bare et begrenset antall studier har undersøkt ikke-dødelige effektene av emamektin på marine virvelløse dyr etter kortvarig eksponering (< 24 timer). Purpurkråkebolle (*Strongylocentrous purpuratus*) ble eksponering i 20 minutter for emamektin oppløst i vann og $IC_{25}$, NOEC og LOEC basert på befruktningssuksess ble estimert til henholdsvis 2100, 800 og 1260 µg/l (Strachan & Kennedy 2021). Det ble ikke funnet effekt på skallsskifte hyppighet hos California flekkreke (*Pandalus platyceros*) eksponert i 10-dager for emamektin i sediment (inntil 4000 ng/g), sammenlignet med kontrollen. Det ble derimot observert flere atferdsforskjeller (evnen til å finne mat, orientering og bevegelse). For eksempel ble det observert flere atferdsendringer (antenneflikking, evnen til å vaske antennene, generell bevegelse, klobevegelse) hos reker eksponert for 1419 og/eller 3330 ng/g sammenlignet med kontroll (Park 2013). Eksponering i 14 dager med emamektin gitt i fôr resultert i ingen effekt på skallskifte, men rekene unngikk å spise både medisinerte og umedisinerte pellets (Park 2013). Veldhoen mfl. (2012) rapporterte at kortvarig eksponering for emamektin (100-4800 ng/g sediment) ga ingen endringer i skallskifte eller vekt hos California flekkreke (*Pandalus platyceros*) etter 8 dagers eksponering. Imidlertid ble det funnet endringer i mRNA mønsteret i halemuskelvevet. Tre av tolv analyserte transkripsjoner ble signifikant påvirket (60S ribosomalt protein L22, splicesom RNA-helicase WM6/UAP56 og histidintriade nukleotidbindende protein 1), noe som tyder på at translasjon/transkripsjonsregulering og apoptosis veier kan bli endret ved eksponering. Disse effektene ble observert ved konsentrasjoner ved 100 ng emamektin/g sediment, med tilsvarende vevskonsentrasjoner på 0,5 ng emamektin/g reke. mRNA som koder for det skallskifte ß-N-acetlyglukosaminidase-enzymet ble ikke påvirket, dvs normal vekst, utvikling og reproduksjon (Veldhoen mfl. 2012). Tucca mfl. (2014) undersøkte en rekke biokjemiske responser i tangloppe (*Monocoropphium insidiosum*) eksponert for 25-100 ng/g via spikede sedimenter i opptil 10 dager, og fant at etter to dager var det en signifikant induksjon av GST- og TBARS-aktivitet hos individer eksponert for henholdsvis 50 og 100 ng/g. Etter 10 dager var induksjonen av både GST og TBARS bare signifikant forskjellig fra kontrollene i 100 ng/g behandlingsgruppen (Tucca mfl. 2014). Amerikansk hummeryngel (*Homarus americanus*) viste unormal atferd og gjennomgikk ikke skallskifte når de ble eksponert for emamektin i sediment, 10- og 15-dagers $EC_{50}$, basert på unormal hummeratferd, var henholdsvis 636,6 og 96,2 ng/g våtvekt, mens 15-dagers $EC_{50}$ basert på sviktende skallskifte var 32,7 ng/g våtvekt (Daoud mfl. 2018).

En rekke studier har sett på effekten av emamektin (tilsatt i fôret) på skallskifte hos Amerikansk hummer (*Homarus americanus*). Én dose emamektin (1 mg/kg hummer kroppsvekt) medførte skallskifte hos eggbærende hummer og

dermed resulterte i tap av egg (Waddy mfl. 2002). Eggbærende hummer gitt fôr tilsatt fra 0,05 til 0,39 mg/kg hummerkroppsvekt resulterte i NOEC og LOEC basert skallskifteforstyrrelse til å være henholdsvis 0,12 og 0,22 mg/kg hummer kroppsvekt (Waddy mfl. 2007). Gjentatt eksponering for emamektin (8 x 0,06 mg/kg kroppsvekt og 4 x 0,125 mg/kg hummer kroppsvekt med 14 dagers mellomrom) medførte at en høyere andel fremskyndet skallskifte (Waddy mfl. 2010). Henholdsvis 87 og 89% fremskyndet skallskifte, sammenlignet hummer gitt en eller to høyere doser (2 x 0,25 og 1 x 0,5 mg/kg kroppsvekt) hvor det var 35% som skiftet skall. I tillegg hadde hummer i 8- og 4-dosegruppene problemer med skifte skall noe som medførte at en betydelig andel døde.

Alger

Så vidt vi er kjent med, er det ingen data offentlig tilgjengelig om dødelige og subletale effekter av emamektin på alger etter akutt eksponering.

Langsiktige toksisitetstester: dødelige og ikke-dødelige effekter

Fisk

Et begrenset antall studier har studert effekten av langtidseksponering på marin fisk. Eksponering for emamektin oppløst i vann i 96-timer resulterte i $LC_{50}$ for Stillehavssilverside (*Atherinops affinis*) og tannkarpe (*Cyprinodon variegatus*) på henholdsvis 350 og 1430 µg/l (Strachan og Kennedy 2021) SEPA, 2017). Pukkellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*) eksponert for emamektin oppløst i vann i 48-timer resulterte i $LC_{50}$, NOEC og LOEC på henholdsvis 1090, 30 og 100 µg/l (Sahota mfl. 2022). Flere atferdsstudier ble også gjennomført. Det ble undersøkt om pukkelaksyngel ville kunne «lukte» eller detektere emamektin og de fant at yngelen unngikk vann med konsentrasjoner høyere enn 300 µg/l. Det ble ikke funnet signifikant reduksjon i evnen til å lukte mat hos pukkelaksyngel eksponert for 10 til 750 µg/l i 48 timer eller 500 µg/l i 7 dager. Eksponering for 750 µg/L i 48 timer ga ingen effekt på svømmehastighet (Sahota mfl. 2022).

Virvelløse dyr

Eksponering i 48 timer for emamektin oppløst i vann resulterte i $LC_{50}$ for hoppekrepsartene (*Acartia clausi*, *Oithona similis*, *Pseudocalanus elongatus* og *Temora longicornis*) på henholdsvis 0,28-0,57, 15,5-232, 0,12-0,45 and 0,23-2,81 µg/l. De tidlige livsstadiene (nauplii og copepoditt stadier) var generelt mer sårbare sammenlignet med voksne stadier (Willis og Ling 2003). Tilsvarende, 48-timers $LC_{50}$ var 2,56 µg/l for hoppekreps (*Tigriopus californicus*) (Fisher mfl. 2016) og 240-timers $LC_{50}$ var 6,3 µg/l for tangloppe (*Corophium volutator*) (SEPA 2017). Høyere $LC_{50}$ ble rapportert for sandreke (*Crangon crangon)* (192 timer; 166 µg/l) og sjøkreps (*Nephrops norvegicus*) (192 timer; 572 µg/l) (SEPA 2017), mens et bredt spekter av 96-timers $LC_{50}$ ble rapportert for Amerikansk pungreke (*Americamysis bahia*) (0,043-617 µg/l) (SEPA 2017, Strachan og Kennedy 2021). Basert på tilgjengelige data ser det ut til at toksisiteten til emamektin er lav i marine bløtdyr, med $LC_{50}$ 490-670 µg/l og 1605 µg/l rapportert for henholdsvis østlige østers (*Crassostrea virginica*) og Middelhavsblåskjell (*Mytilus galloprovincialis*) embryoer (SEPA 2017, Strachan & Kennedy 2021). Eksponering i 28 dager for sediment hvor emamektin ble tilsatt i ren form (spiked; konsentrasjoner inntil 1000 ng/g) viste ingen effekt på overlevelsen av vanlig hjerteskjell (*Cerastoderma edule*) og fjæremark (*Arenicola marina*) (Cheng mfl. 2020). På samme måte hadde en 30-dagers eksponering for emamektin (inntil 400 ng/g) ingen innvirkning på overlevelsen til børstemark brønn nereis (*Nereis virens*) (McBriarty mfl. 2018). Til kontrast ble det observert en konsentrasjonsavhengig økning i dødelighet hos tangloppe (*Corophium volutator*) eksponert for emamektin i 28 dager ($LC_{50}$ 316 ng/g) (Cheng mfl. 2020)., California flekkreke (*Pandalus platyceros*) og Amerikansk hummer (*Homarus americanus*) eksponert i 30 dager ($LC_{50}$ henholdsvis 745 ng/g tørrvekt og 17,9 ng/g våtvekt) (Park 2013, Daoud mfl. 2018).

Eksponering for emamektin oppløst i vann over en periode på syv dager resulterte i en betydelig reduksjon i eggproduksjonen hos hoppekreps (*Acartia clausi*) ved høye konsentrasjoner (Willis og Ling 2003). NOEC- og LOEC var henholdsvis 0,05 og 0,16 µg/l. En 48-timers vanneksponering resulterte i unormal utvikling av middelhavsblåskjelllarver (*Mytilus galloprovincialis*), med estimerte $EC_{50}$, NOEC- og LOEC på henholdsvis 1060, 600

og 1250 µg/l (Strachan & Kennedy 2021). Det ble funnet en signifikant reduksjon i vekt hos børstemark grønn nereis (*Nereis virens*) og atferdsendringer som f.eks. redusert graveaktivitet etter å ha blitt eksponert i 30-dager for emamektin i sediment (400 ng/g tørrvekt) (McBriarty mfl. 2018). Et lignende 30-dagers eksperiment med California flekkreke (*Pandalus platyceros*) viste ingen signifikant effekt for hvor ofte de skiftet skall eller at det påvirket antall dager mellom hvert skallskifte (Park 2013) . Skallskifte indeks var signifikant høyere for reker som ble eksponert for de høye konsentrasjonene > 808 ng/g, in indikasjon på at de mest sannsynlig ville dø ved skallskifte. Det ble også funnet endring i atferd (evne til å detektere mat og orienteringsatferd som i antenneflikking, antennestelling og bruk av de små klørne på gangføttene) hos dyr som var eksponert for 808 til 3330 ng/g (Park 2013). Et annet 30-dagers eksperiment hvor yngel av Amerikansk hummer ble eksponert for sediment tilsatt emamektin ble det funnet redusert vekst (ryggskjoldlengde og vekt) i stadium IV for konsentrasjoner ≥ 34 ng/g (Daoud mfl. 2018). Det ble også observert at det tok lenger tid mellom hvert skallskifte for stadium V til å skifte til stadium VI ved eksponering for 34 ng/g, men ingen effekter mellom stadium IV og stadium V, selv ved høye konsentrasjoner på 343 ng/g. Eksponering i 28 dager for sediment tilsatt emamektin ga ingen signifikant effekt på veksthastigheten til fjæremark (*Arenicola marina*) eller vanlig hjerteskjell (*Cerastoderma edule*), men signifikante effekter på veksthastigheten til tangloppe (*Corophium volutator*) ved 100 ng/g tørrvekt og over (NOEC = 30 µg/kg tørrvekt) *(Cheng mfl. 2020) .*

Alger

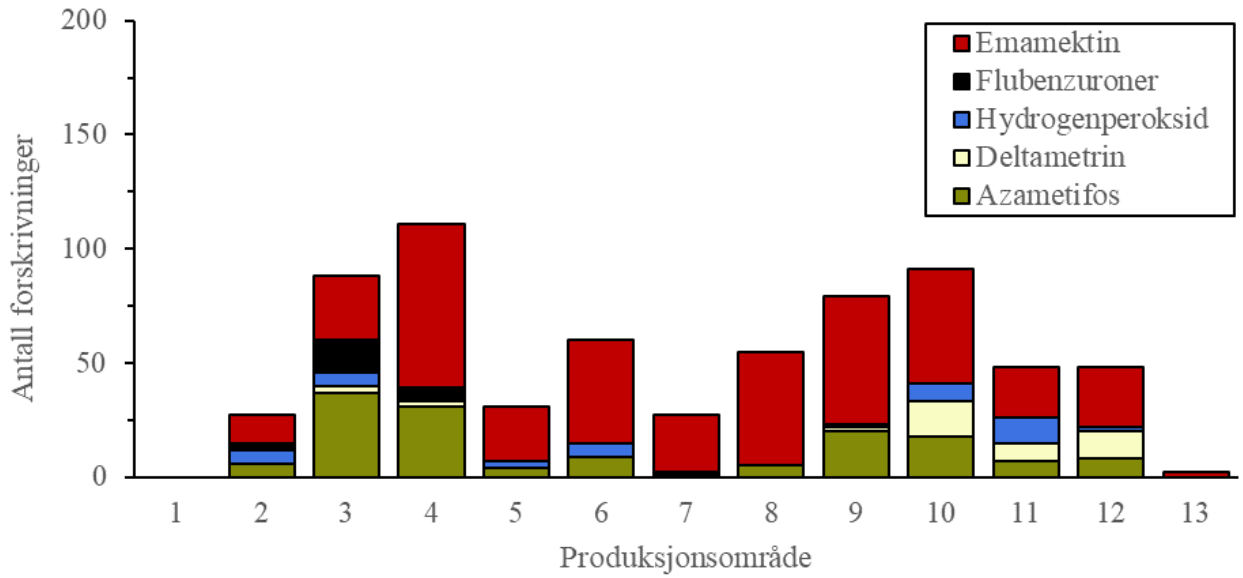
Det ble ikke funnet effekter (spiring, vekst av zoosporer) hos kjempetare (*Macrocystis pyrifera*) etter 48 timers eksponering for emamektin oppløst i vann ved ulike konsentrasjoner, inntil 5000 µg/l (Strachan & Kennedy 2021).

**Endringer i samfunnsstruktur som følge av bruk av emamektin**

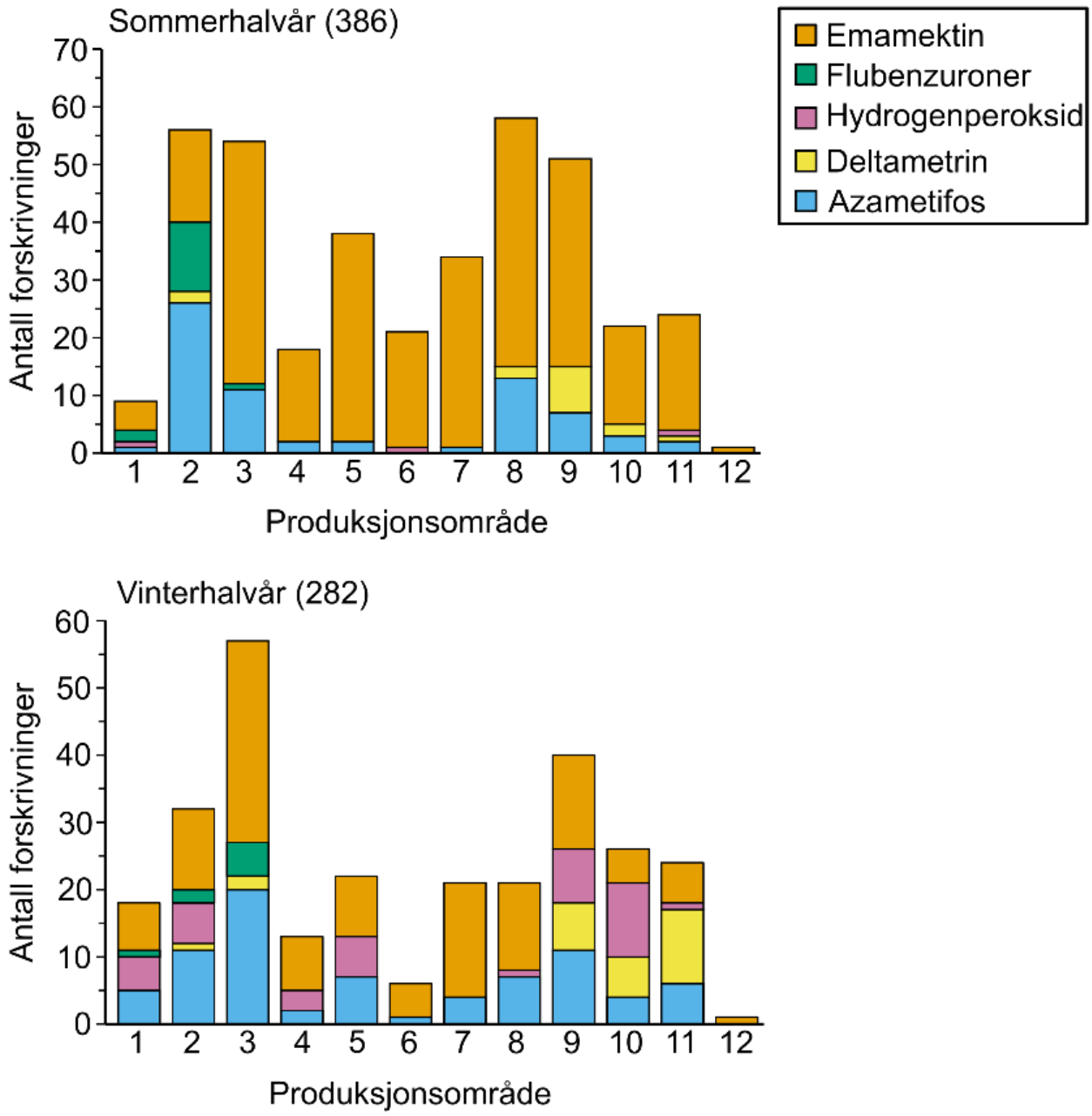
I Skottland ble det i perioden september 1999 til august 2004 undersøkt mulige endringer i flora og fauna ved fire oppdrettslokaliteter som følge av bruk av flere lusemidler (før og etter), deriblant også emamektin (SAMS 2005). De fant ingen effekter på dyreplankton, hverken på artsnivå eller samfunnsnivå. Telfer mfl. (2006) undersøkte fauna før, under og opp til 1 år (september 1997 til september 1998) etter behandling med emamektin på et skotsk oppdrettsanlegg. De vanligste artene rundt anlegget var kongsnegl (*Buccinum undatum*), eremittkreps (*Pagurus* spp.), strandkrabbe (*Carcinus maenas)*, svømmekrabbe (*Liocarcinus depurator*), alle artene er alt-spisende og kunne dermed teoretisk spise fôrrester fra oppdrettsanlegget. De fant at, til tross for at antall av hver art og hvilke arter som ble funnet varierte gjennom året, var det ingen forskjell mellom før- og etter-undersøkelsen. De høyeste restkonsentrasjonene ble funnet i kongsnegl (2,2-5 ng/g) en uke etter behandling og i eremittkreps (2,5 ng/g) en måned etter behandling. Det ble ikke funnet målbare restkonsentrasjoner i hverken krepsdyr eller skjell. Artsdiversitet under anlegget var lavere sammenlignet med kontrollområdet like etter behandling, men etter 12 måneder var artsdiversiteten tilsvarende som før behandling (Telfer mfl. 2006). Undersøkelser gjort rundt åtte oppdrettsanlegg på Shetland mai-juni 2017, hvor emamektin ble funnet i 97% av sedimentprøvene, ble det konkludert at emamektin hadde en effekt på bunnsamfunnet (mengde, diversitet og struktur), og at krepsdyrarter særlig tilknyttet bunnen var spesielt sårbare (Bloodworth mfl. 2019). Det er foreløpig ikke publisert norske studier som viser funn av endringer i artssammensetning eller endringer i en arts mengde som følge av eksponering for emamektin , men gitt at forbruket er så høyt bør dette gjennomføres.

## 7.6 – Totalt forbruk av avlusningsmidler 2022 for PO1-13

Antall forskrivninger var høyest i PO3 og PO4 (30%) i 2022, men det var også høyt forbruk i PO9 og PO10 (25%) (figur 7.7). Totalt var ca. 62% av forskrivningene med emamektin. Flubenzuroner var mest brukt i PO3, men ellers brukt i PO2 og PO4. Azametifos ble brukt hovedsakelig i PO3, men ellers i PO2-PO12. Deltametrin ble brukt i hovedsak i PO10-PO12, mens hydrogenperoksid ble brukt mest i PO11. Azametifos og emamektin er brukt gjennom hele året (figur 7.8), mens flubenzuroner ikke er brukt i tredje kvartal (som forventet pga. reguleringene). Hydrogenperoksid er hovedsakelig i vinterhalvåret (kvartal 1 og 4).




*Figur 7.7. Antall forskrivninger (N=668) for avlusningsmidler i PO1-PO13 i 2021 (statistikk fra VetReg).*




*Figur 7.8. Antall forskrivninger i sommer- og vinterhalvåret 2021 i PO1-PO12 (ingen forskrivinger ble gjort i PO13, statistikk fra VetReg).*

## 7.7 - Referanser

Aaen, SM, Aunsmo, A og Horsberg, TE (2014). "Impact of hydrogen peroxide on hatching ability of egg strings from salmon lice (Lepeophtheirus salmonis) in a field treatment and in a laboratory study with ascending concentrations." Aquaculture 422-423: 167-171.

Abele-Oeschger, D, Sartoris, FJ og Pörtner, H-O (1997). "Hydrogen peroxide causes a decrease in aerobic metabolic rate and in intracellular pH in the shrimp Crangon crangon." Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology 117(2): 123-129.

Abgrall, P, Rangeley, RW, Burridge, LE og Lawton, P (2000). "Sublethal effects of azamethiphos on shelter use by

juvenile lobsters (Homarus americanus)." Aquaculture 181(1): 1-10.

Agusti, C, Bravo, S, Contreras, G, Bakke, MJ, Helgesen, KO, Winkler, C, Silva, MT, Mendoza, J og Horsberg, TE (2016). "Sensitivity assessment of Caligus rogercresseyi to anti-louse chemicals in relation to treatment efficacy in Chilean salmonid farms." Aquaculture 458: 195-205.

Andersen, PA & Hagen, L (2016). Fortynningsstudier-hydrogenperoksid. 156-8-16. Norway, Aqua Kompetanse A/S.

Bamber, S, Rundberget, JT, Kringstad, A og Bechmann, RK (2021). "Effects of simulated environmental discharges of the salmon lice pesticides deltamethrin and azamethiphos on the swimming behaviour and survival of adult Northern shrimp (Pandalus borealis)." Aquatic Toxicology 240: 105966.

Bannister, RJ, Johnsen, IA, Hansen, PK, Kutti, T og Asplin, L (2016). "Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems." ICES Journal of Marine Science 73(9): 2408-2419.

Barisic, J, Cannon, S og Quinn, B (2019). "Cumulative impact of anti-sea lice treatment (azamethiphos) on health status of Rainbow trout (Oncorhynchus mykiss, Walbaum 1792) in aquaculture." Scientific Reports 9(1): 16217.

Bechmann, RK, Arnberg, M, Bamber, S, Lyng, E, Westerlund, S, Rundberget, JT, Kringstad, A, Seear, PJ og Burridge, L (2020). "Effects of exposing shrimp larvae (Pandalus borealis) to aquaculture pesticides at field relevant concentrations, with and without food limitation." Aquatic Toxicology 222: 105453.

Bechmann, RK, Arnberg, M, Gomiero, A, Westerlund, S, Lyng, E, Berry, M, Agustsson, T, Jager, T og Burridge, LE (2019). "Gill damage and delayed mortality of Northern shrimp (Pandalus borealis) after short time exposure to anti-parasitic veterinary medicine containing hydrogen peroxide." Ecotoxicol Environ Saf 180: 473-482.

Bechmann, RK, Lyng, E, Berry, M, Kringstad, A og Westerlund, S (2017). "Exposing Northern shrimp (Pandalus borealis) to fish feed containing the antiparasitic drug diflubenzuron caused high mortality during molting." Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A 80(16-18): 941-953.

Bechmann, RK, Lyng, E, Westerlund, S, Bamber, S, Berry, M, Arnberg, M, Kringstad, A, Calosi, P og Seear, PJ (2018). "Early life stages of Northern shrimp (Pandalus borealis) are sensitive to fish feed containing the anti-parasitic drug diflubenzuron." Aquatic Toxicology 198: 82-91.

Benskin, JP, Ikonomou, MG, Surridge, BD, Dubetz, C og Klaassen, E (2016). "Biodegradation potential of aquaculture chemotherapeutants in marine sediments." Aquaculture Research 47(2): 482-497.

Bernhard, A & Hannisdal, R (2021). Monitoring program for pharmaceuticals, illegal substances and contaminants in farmed fish. 1893-4536. Norway, Havforskningsinstituttet.

Bloodworth, JW, Baptie, MC, Preedy, KF og Best, J (2019). "Negative effects of the sea lice therapeutant emamectin benzoate at low concentrations on benthic communities around Scottish fish farms." Science of the Total Environment 669: 91-102.

Boelhouwers, EJ, Joustra, KD og Stegman, KH (1988). Hydrolysis of 14C labeled diflubenzuron in buffer solutions at pH 5, 7 and 9 56630/08/91. The Netherlands, Duphar International Research BV

Bowers, JM, Speare, DJ og Burka, JF (2002). "The effects of hydrogen peroxide on the stress response of Atlantic Salmon (Salmo salar)." Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics 25(4): 311-313.

Bright, DA & Dionne, S (2005). Use of emamectin benzoate in the Canadian finfish aquaculture industry: a review of environmental fate and effects. Canada, Environment Canada.

Brokke, KE (2015). Mortality caused by de-licing agents on the non-target organisms chameleon shrimps (Pranus flexuosus) and grass prawn (Palaemon elegans) MSc, University of Bergen.

Brooks, SJ, Ruus, A, Rundberget, JT, Kringstad, A og Lillicrap, A (2019). "Bioaccumulation of selected veterinary medicinal products (VMPs) in the blue mussel (Mytilus edulis)." Science of the Total Environment 655: 1409-1419.

Bruno, DW & Raynard, RS (1994). "Studies on the use of hydrogen peroxide as a method for the control of sea lice on Atlantic salmon." Aquaculture International 2(1): 10-18.

Burridge, LE & Geest, JLV (2014). A review of potential environmental risks associated with the use of pesticides to treat Atlantic salmon against infestations of sea lice in Canada.

Burridge, LE, Haya, K og Waddy, SL (2005). "Seasonal lethality of the organophosphate pesticide, azamethiphos to female American lobster (Homarus americanus)." Ecotoxicol Environ Saf 60(3): 277-281.

Burridge, LE, Haya, K og Waddy, SL (2008). "The effect of repeated exposure to azamethiphos on survival and spawning in the American lobster (Homarus americanus)." Ecotoxicol Environ Saf 69(3): 411-415.

Burridge, LE, Haya, K, Waddy, SL og Wade, J (2000). "The lethality of anti-sea lice formulations Salmosan® (Azamethiphos) and Excis® (Cypermethrin) to stage IV and adult lobsters (Homarus americanus) during repeated short-term exposures." Aquaculture 182(1): 27-35.

Burridge, LE, Haya, K, Zitko, V og Waddy, S (1999). "The lethality of Salmosan (azamethiphos) to American lobster (Homarus americanus) larvae, postlarvae, and adults." Ecotoxicol Environ Saf 43(2): 165-169.

Burridge, LE, Lyons, MC, Wong, DKH, MacKeigan, K og VanGeest, JL (2014). "The acute lethality of three anti-sea lice formulations: AlphaMax®, Salmosan®, and Interox®Paramove™50 to lobster and shrimp." Aquaculture 420-421: 180-186.

Chalmers, L, Vera, LM, Taylor, JF, Adams, A og Migaud, H (2018). "Comparative ploidy response to experimental hydrogen peroxide exposure in Atlantic salmon (Salmo salar)." Fish & Shellfish Immunology 81: 354-367.

Cheng, B, Van Smeden, J, Deneer, J, Belgers, D, Foekema, E, Roessink, I, Matser, A og Van den Brink, PJ (2020). "The chronic toxicity of emamectin benzoate to three marine benthic species using microcosms." Ecotoxicol Environ Saf 194: 110452.

Christiansen, ME, Costlow, JD og Monroe, RJ (1978). "Effects of the insect growth regulator Dimilin® (TH 6040) on larval development of two estuarine crabs." Marine Biology 50(1): 29-36.

Christiansen, ME, Gosling, EM og Williams, MA (1984). "Effect of the insect growth regulator diflubenzuron (Dimilin®) on the uptake of glucose and N-acetylglucosamine into the cuticle of crab larvae." Marine Biology 83: 225-230.

Collén, J & Pedersén, M (1996). "Production, scavenging and toxicity of hydrogen peroxide in the green seaweed Ulva rigida." European Journal of Phycology 31(3): 265-271.

Couillard, CM & Burridge, LE (2015). "Sublethal exposure to azamethiphos causes neurotoxicity, altered energy allocation and high mortality during simulated live transport in American lobster." Ecotoxicol Environ Saf 115: 291-299.

Crane, M, Gross, M, Maycock, D, Grant, A og Fossum, B (2011). "Environmental quality standards for a deltamethrin sea louse treatment in marine finfish aquaculture based on survival time analyses and species sensitivity distributions." Aquaculture Research 42: 68-72.

Cresci, A, Samuelsen, OB, Durif, CMF, Bjelland, RM, Skiftesvik, AB, Browman, HI og Agnalt, A-L (2018). "Exposure to teflubenzuron negatively impacts exploratory behavior, learning and activity of juvenile European lobster (Homarus gammarus)." Ecotoxicol Environ Saf 160: 216-221.

Cunningham, PA og Myers, LE (1987). "Effects of diflubenzuron (Dimilin®) on survival, molting, and behavior of juvenile fiddler crabs, Uca pugilator." Archives of Environmental Contamination and Toxicology 16(6): 745-752.

Daoud, D, Battison, A, Lefort, N og Van Geest, JL (2016). "Repeated sublethal exposures to the sea lice pesticide Salmosan® (azamethiphos) on adult male lobsters (Homarus americanus) causes neuromuscular dysfunction, hypoxia, metabolic disturbances and mortality." Ecotoxicol Environ Saf 134: 106-115.

Daoud, D, McCarthy, A, Dubetz, C og Barker, DE (2018). "The effects of emamectin benzoate or ivermectin spiked sediment on juvenile American lobsters (Homarus americanus)." Ecotoxicol Environ Saf 163: 636-645.

Drábková, M, Admiraal, W og Maršálek, B (2007). "Combined exposure to hydrogen peroxide and light selective effects on cyanobacteria, green algae, and diatoms." Environmental Science & Technology 41(1): 309-314.

Dummermuth, AL, Karsten, U, Fisch, KM, König, GM og Wiencke, C (2003). "Responses of marine macroalgae to hydrogen-peroxide stress." Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 289(1): 103-121.

ECA (2018). CLH report proposal for harmonised classification and labelling based on regulation (EC) No 1272/2008 (CLP Regulation), Annex VI, Part 2. International chemical identification for azamethiphos. 252-626-0. United Kingdom, European Chemical Agency.

Egidius, E & Møster, B (1987). "Effect of Neguvon® and Nuvan® treatment on crabs (Cancer pagurus, C. maenas), lobster (Homarus gammarus) and blue mussel (Mytilus edulis)." Aquaculture 60(2): 165-168.

EMEA (1999a). Diflubenzuron. Summary report (2). EMEA/MRL/621/99-FINAL EMEA. London, UK, European Medicines Evaulation Agency.

EMEA (1999b). Teflubenzuron. Summary report (2). EMEA/MRL/547/99-FINAL EMEA. London, UK, European Medicines Evaluation Agency,.

Ernst, W, Doe, K, Cook, A, Burridge, L, Lalonde, B, Jackman, P, Aubé, JG og Page, F (2014). "Dispersion and toxicity to non-target crustaceans of azamethiphos and deltamethrin after sea lice treatments on farmed salmon, Salmo salar." Aquaculture 424-425: 104-112.

Ernst, W, Jackman, P, Doe, K, Page, F, Julien, G, MacKay, K og Sutherland, T (2001). "Dispersion and toxicity to non-target aquatic organisms of pesticides used to treat sea lice on salmon in net pen enclosures." Marine Pollution Bulletin 42(6): 432-443.

Ervik, A, Thorsen, BK, Eriksen, VL, Lunestad, BT og Samuelsen, OB (1994). "Impact of administering antibacterial agents on wild fish and blue mussels Mytilus edulis in the vicinity of fish farms." Diseases of aquatic organisms 18: 45-51.

Escobar-Lux, RH, Fields, DM, Browman, HI, Shema, SD, Bjelland, RM, Agnalt, A-L, Skiftesvik, AB, Samuelsen, OB og Durif, CMF (2019). "The effects of hydrogen peroxide on mortality, escape response, and oxygen consumption of Calanus spp." FACETS 4(1): 626-637.

Escobar-Lux, RH, Parsons, AE, Samuelsen, OB og Agnalt, A-L (2020). "Short-term exposure to hydrogen peroxide induces mortality and alters exploratory behaviour of European lobster (Homarus gammarus)." Ecotoxicol Environ Saf 204: 111111.

Escobar-Lux, RH og Samuelsen, OB (2020). "The acute and delayed mortality of the Northern krill (Meganyctiphanes norvegica) when exposed to hydrogen peroxide." Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.

European Commision (1996). Council Directive 96/23/EC of 29 April 1996 on measures to monitor certain substances and residues thereof in live animals and animal products and repealing Directives 85/358/EEC and 86/469/EEC and Decisions 89/187/EEC and 91/664/EEC.

European Commision (2009). Commission Regulation (EU) No. 37/2010 on pharmacologically active substances and their classification regarding maximum residue limits in foodstuffs of animal origin.

Fagereng, M og Haavik, S (2015). Monitoring of hydrogen peroxide in surrounding seawater after treatment of farmed fish in net pen. Preliminary report of field experiments in October 2015. Norway, University of Bergen.

Fagereng, MB (2016). Bruk av hydrogenperoksid i oppdrettsanlegg; fortynningstudier og effekter på blomsterreke (Pandalus montagui). MSc, University of Bergen.

Fairchild, WL, Doe, KD, Jackman, PM, Arsenault, JT, Aube, JG, Losier, M og Cook, AM (2010). Acute and chronic toxicity of two formulations of the pyrethroid pesticide deltamethrin to an amphipod, sand shrimp and lobster larvae.

Fang, J, Samuelsen, OB, Strand, Ø, Hansen, PK og Jansen, H (2020). "The effects of teflubenzuron on mortality, physiology and accumulation in Capitella sp." Ecotoxicol Environ Saf 203: 111029.

Fang, J, Samuelsen, OB, Strand, Ø og Jansen, H (2018). "Acute toxic effects of hydrogen peroxide, used for salmon lice treatment, on the survival of polychaetes Capitella sp. and Ophryotrocha spp." Aquaculture Environment Interactions 10: 363-368.

Fisher, G, Shultz, L og Kelly, M (2016). "Joint action effects of emamectin benzoate and cypermethrin on the marine copepod Tigriopus californicus." Ursidae: The Undergraduate Research Journal at the University of Northern Colorado 5(3).

Florence, TM og Stauber, JL (1986). "Toxicity of copper complexes to the marine diatom Nitzschia closterium." Aquatic Toxicology 8(1): 11-26.

Folkehelseinstituttet (2022). Lakselus er fortsatt en utfordring i oppdrettsnæringen. https://www.fhi.no/nyheter/2022/lakselus-er-fortsatt-en-utfordring-i-oppdrettsnaringen/

Frantzen, M, Bytingsvik, J, Tassara, L, Reinardy, HC, Refseth, GH, Watts, EJ og Evenset, A (2020). "Effects of the sea lice bath treatment pharmaceuticals hydrogen peroxide, azamethiphos and deltamethrin on egg-carrying shrimp (Pandalus borealis)." Marine Environmental Research 159: 105007.

Furtado, PS, Serra, FP, Poersch, LH og Wasielesky, W (2014). "Short communication: Acute toxicity of hydrogen peroxide in juvenile white shrimp Litopenaeus vannamei reared in biofloc technology systems." Aquaculture International 22(2): 653-659.

Gebauer, P, Paschke, K, Vera, C, Toro, JE, Pardo, M og Urbina, M (2017). "Lethal and sub-lethal effects of commonly used anti-sea lice formulations on non-target crab Metacarcinus edwardsii larvae." Chemosphere 185: 1019-1029.

Graham, JE (2012). The determination of emamectin benzoate and its fate in the environment as a result of fish farming. PhD, The University of Aberdeen.

Grefsrud, ES, Karlsen, Ø, Kvamme, BO, Glover, K, Husa, V, Hansen, PK, Grøsvik, BE, Samuelsen, O, Sandlund, N, Stien, LH og Svåsand, T (2022). Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2022- risikovurdering. Effekter av norsk fiskeoppdrett. Fisken og havet. Norway, Havforskningsinstituttet.

Grøsvik, E & Andersen, R (1997). Investigation of environmental effects in the field. Unpublished report submitted to Apharma, Norway by Rogaland Research.

Hamoutene, D & Salvo, F (2020). "Biodegradation of some aquaculture chemotherapeutants weathered in flocculent samples collected at hard-bottom sites in Newfoundland (Canada)." Marine Chemistry 224: 103811.

Hamoutene, D, Salvo, F, Egli, SN, Modir-Rousta, A, Knight, R, Perry, G, Bottaro, CS og Dufour, SC (2018). "Measurement of Aquaculture Chemotherapeutants in Flocculent Matter Collected at a Hard-Bottom Dominated Finfish Site on the South Coast of Newfoundland (Canada) After 2 Years of Fallow." Frontiers in Marine Science 5(228).

Hansen, BH, Hallmann, A, Altin, D, Jenssen, BM og Ciesielski, TM (2017). "Acute hydrogen peroxide (H2O2) exposure does not cause oxidative stress in late-copepodite stage of Calanus finmarchicus." Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A 80(16-18): 820-829.

Haque, MN & Kwon, S-H (2016). "Physiological effects of biocide on marine bivalve blue mussels in context prevent macrofouling." Journal of Ecology and Environment 40(1): 16.

Haugland, BT, Rastrick, SPS, Agnalt, AL, Husa, V, Kutti, T og Samuelsen, OB (2019). "Mortality and reduced photosynthetic performance in sugar kelp Saccharina latissima caused by the salmon-lice therapeutant hydrogen peroxide." Aquaculture Environment Interactions 11: 1-17.

Hektoen, H (1995). Miljøvirkninger av havbruk. 82-12-00558-5. Norge, Norges Forskningsråd.

Helgesen, KO og Horsberg, TE (2013). "Single-dose field bioassay for sensitivity testing in sea lice, Lepeophtheirus salmonis: development of a rapid diagnostic tool." Journal of Fish Diseases 36(3): 261-272.

Hwang, BO, Kim, YK og Nam, YK (2016). "Effect of hydrogen peroxide exposures on mucous cells and lysozymes of gill tissues of olive flounder Paralichthys olivaeceus." Aquaculture Research 47(2): 433-444.

Intorre, L, Soldani, G, Cognetti-Varriale, AM, Monni, G, Meucci, V og Pretti, C (2004). "Safety of azamethiphos in eel, seabass and trout." Pharmacological Research 49(2): 171-176.

Ivie, GW, Bull, DL og Veech, JA (1980). "Fate of diflubenzuron in water." Journal of Agricultural and Food Chemistry 28(2): 330-337.

Jeschke, P, Nauen, R, Schindler, M og Elbert, A (2011). "Overview of the status and global strategy for neonicotinoids." Journal of Agricultural and Food Chemistry 59(7): 2897-2908.

Johnson, S, Constible, J og Richard, J (1993). "Laboratory investigations on the efficacy of hydrogen peroxide against the salmon louse Lepeophtheirus salmonis and its toxicological and histopathological effects on Atlantic salmon Salmo salar and chinook salmon Oncorhynchus tshawytscha." Diseases of aquatic organisms 17(3): 197-204.

Kanda, T, Murata, H og Kuroki, A (1989). "Toxicity of removal agents of red tide plankton to the fishes with special reference to the toxicity of hydrogen peroxide, iron sulfate (II) and iron chloride (III)." Aquaculture Science 37(3): 221-224.

Keen, J (2020). The effects of the anti-sea lice chemotherapeutants Salmosan® and Interox® Paramove® 30 on marine zooplankton. MSc, Simon Fraser University.

Kiemer, MCB & Black, KD (1997). "The effects of hydrogen peroxide on the gill tissues of Atlantic salmon, Salmo solar L." Aquaculture 153(3): 181-189.

Kim-Kang, H, Bova, A, Crouch, LS, Wislocki, PG, Robinson, RA og Wu, J (2004). "Tissue Distribution, Metabolism, and Residue Depletion Study in Atlantic Salmon Following Oral Administration of [3H]Emamectin Benzoate." Journal of Agricultural and Food Chemistry 52(7): 2108-2118.

Knight, B, Boyle, J og McHenery, J (1997). Hydrogen peroxide as Paramove - marine alga, growth inhibition test (72 h, EC50). 10913. Scotland UK, Inveresk Research.

Kuo, JN, Buday, C, van Aggelen, G, Ikonomou, MG og Pasternak, J (2010). "Acute toxicity of emamectin benzoate and its desmethyl metabolite to Eohaustorius estuarius." Environmental Toxicology Chemistry 29(8): 1816-1820.

Langford, K, Bæk, K, Kringstad, A, Rundberget, T, Øxnevad, S og Thomas, KV (2015). Screening of the sea lice medications azamethiphos, deltamethrin and cypermethrin. Norway, Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA).

Langford, KH, Øxnevad, S, Schøyen, M og Thomas, KV (2014). "Do antiparasitic medicines used in aquaculture pose a risk to the Norwegian aquatic environment?" Environmental Science & Technology 48(14): 7774-7780.

Langford, KH, Øxnevad, S., Schøyen, M, and Thomas, K.V. (2011). Environmental screening of veterinary medicines used in aquaculture – diflubenzuron and teflubenzuron. 1086-2011. Norwegian Climate and Pollution Agency (Klif).

Lyons, MC, Wong, DKH og Page, FH (2014). Degradation of hydrogen peroxide in seawater using the anti-sea louse formulation Interox Paramove50.

Mabury, SA & Crosby, DG (1996). "Fate and disposition of diflubenzuron in rice fields." Environmental Toxicology and Chemistry 15: 1908-1913.

Macken, A, Lillicrap, A og Langford, K (2015). "Benzoylurea pesticides used as veterinary medicines in aquaculture: Risks and developmental effects on nontarget crustaceans." Environmental Toxicology and Chemistry 34(7): 1533-1542.

Maguire, RJ, Carey, JH, Hart, JH, Tkacz, RJ og Lee, HB (1989). "Persistence and fate of deltamethrin sprayed on a pond." Journal of Agricultural and Food Chemistry 37(4): 1153-1159.

Mansour, AT, Espinosa, C, García-Beltrán, JM, Miao, L, Ceballos Francisco, DC, Alsaqufi, AS og Esteban, MÁ (2020). "Dietary supplementation of drumstick tree, Moringa oleifera, improves mucosal immune response in skin and gills of seabream, Sparus aurata, and attenuates the effect of hydrogen peroxide exposure." Fish Physiology and Biochemistry 46(3): 981-996.

Marsella, AM, Jaskolka, M og Mabury, SA (2000). "Aqueous solubilities, photolysis rates and partition coefficients of benzoylphenylurea insecticides." Pest Management Science 56(9): 789-794.

Matthews, RS (1995). "Artemia salina as a test organism for measuring superoxide-mediated toxicity." Free Radical Biology and Medicine 18(5): 919-922.

Mayor, DJ, Solan, M, Martinez, I, Murray, L, McMillan, H, Paton, GI og Killham, K (2008). "Acute toxicity of some treatments commonly used by the salmonid aquaculture industry to Corophium volutator and Hediste diversicolor: Whole sediment bioassay tests." Aquaculture 285(1): 102-108.

McBriarty, GJ, Kidd, KA og Burridge, LE (2018). "Short-Term Effects of the Anti-sea Lice Therapeutant Emamectin Benzoate on Clam Worms (Nereis virens)." Archives of Environmental Contamination and Toxicology 74(4): 539-545.

McHenery, JG og Mackie, CM (1999). Revised expert report on the potential environmental impacts of emamectin benzoate, formulated as Slice®, for salmonids. SCH001R5. Cordah

Méndez, N (2005). "Effects of teflubenzuron on larvae and juveniles of the polychaete Capitella SP. B from Barcelona, Spain." Water, Air, and Soil Pollution 160(1): 259-269.

Méndez, N (2006). "Effects of teflubenzuron on sediment processing by members of the Capitella species-complex." Environmental Pollution 139(1): 118-124.

Mill, K & Kennedy, CJ (2021). "Lethal and sublethal effects of the anti-sea lice formulation Salmosan® on the Pacific spot prawn (Pandalus platyceros)." Journal of the World Aquaculture Society 52(6): 1243-1258.

Mill, K, Sahota, C, Hayek, K og Kennedy, CJ (2022). "Effects of sea louse chemotherapeutants on early life stages of the spot prawn (Pandalus platyceros)." Aquaculture Research 53(1): 109-124.

Morrissey, CA, Mineau, P, Devries, JH, Sanchez-Bayo, F, Liess, M, Cavallaro, MC og Liber, K (2015). "Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review." Environment International 74: 291-303.

NIVA (1998). Environmental safety evaluation for the use of Lepsidon® vet 0.6g/kg “EWOS” against developing stages of sea lice on fish in aquaculture. Expert report, environmental safety. 3877-98. Norway, Norsk institutt for vannforskning.

NORM/NORM-VET (2020). Usage of Antimicrobial Agents and Occurrence of Antimicrobial Resistance in Norway. 1502-2307. Tromsø / Oslo, Norway,

Olsvik, PA, Aulin, M, Samuelsen, OB, Hannisdal, R, Agnalt, A-L og Lunestad, BT (2019). "Whole-animal accumulation, oxidative stress, transcriptomic and metabolomic responses in the pink shrimp (Pandalus montagui) exposed to teflubenzuron." Journal of Applied Toxicology 39(3): 485-497.

Olsvik, PA, Lie, KK, Mykkeltvedt, E, Samuelsen, OB, Petersen, K, Stavrum, A-K og Lunestad, BT (2008). "Pharmacokinetics and transcriptional effects of the anti-salmon lice drug emamectin benzoate in Atlantic salmon (Salmo salar L.)." BMC Pharmacology 8(1): 16.

Olsvik, PA, Lunestad, BT, Agnalt, A-L og Samuelsen, OB (2017). "Impact of teflubenzuron on the rockpool shrimp (Palaemon elegans)." Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology 201: 35-43.

Olsvik, PA, Samuelsen, OB, Agnalt, A-L og Lunestad, BT (2015). "Transcriptional responses to teflubenzuron exposure in European lobster (Homarus gammarus)." Aquatic Toxicology 167: 143-156.

Overton, K, Samsing, F, Oppedal, F, Stien, LH og Dempster, T (2018). "Lowering treatment temperature reduces salmon mortality: a new way to treat with hydrogen peroxide in aquaculture." Pest Management Science 74(3): 535-540.

Pahl, BC & Opitz, HM (1999). "The effects of cypermethrin (Excis) and azamethiphos (Salmosan) on lobster Homarus americanus H. Milne Edwards larvae in a laboratory study." Aquaculture Research 30(9): 655-665.

Park, A (2013). The biological effects of emamectin benzoate (SLICE®) on spot prawn (Pandalus platyceros) MSc, University of Victoria.

Parsons, AE, Escobar-Lux, RH, Sævik, PN, Samuelsen, OB og Agnalt, A-L (2020). "The impact of anti-sea lice pesticides, azamethiphos and deltamethrin, on European lobster (Homarus gammarus) larvae in the Norwegian marine environment." Environmental Pollution 264: 114725.

Parsons, AE, Samuelsen, OB, Johnsen, IA, Hannisdal, R, Tjensvoll, T og Husa, V (2021). "Distribution and persistence of diflubenzuron and teflubenzuron in the marine environment around salmonid aquaculture Facilities." Frontiers in Marine Science 8.

Pestana, JLT, Alexander, AC, Culp, JM, Baird, DJ, Cessna, AJ og Soares, AMVM (2009). "Structural and functional responses of benthic invertebrates to imidacloprid in outdoor stream mesocosms." Environmental Pollution 157(8): 2328-2334.

Poppe, T & Berg, Ø (1999). Fiskehelse og Fiskesykdommer. Norway, Universitetsforlaget.

Rebach, S og French, DP (1996). "Effects of Dimilin on the Blue Crab, Callinectes sapidus, in Shallow-Water Habitats." Estuaries 19(2): 279-287.

Refseth, GH, Nøst, OA, Evenset, A, Tassara, L, Espenes, H, Drivdal, M, Augustin, S, Samuelsen, OB og Agnalt, A-L (2019). Assessment of environmental risk when using hydrogen peroxide in aquaculture - Ecotoxicological tests and modelling, SSD curve, dispersion modeling and proposals for risk reduction measures. 8948-1. Norway, Akvaplan niva AS.

Refseth, GH, Sæther, K, Drivdal, M, Nøst, OA, Augustine, S, Camus, L, Tassara, L, Agnalt, A-L og Samuelsen, OB (2016). Miljørisiko ved bruk av hydrogenperoksid. Økotoksikologisk vurdering og grenseverdi for effekt. 8200. Norway,

Akvaplan niva AS.

Rico, A, Vighi, M, Van den Brink, PJ, ter Horst, M, Macken, A, Lillicrap, A, Falconer, L og Telfer, TC (2019). "Use of models for the environmental risk assessment of veterinary medicines in European aquaculture: current situation and future perspectives." Reviews in Aquaculture 0(0).

Robbins, SL & Cotran, RS (1989). Pathologic Basis of Disease. Toronto, Canada, Saunders.

Robertson, N, Madden, S, Moore, D og Davies, I (1992). Repeated short exposure of lobster larvae (Homarus Gammarus L.) to CGA18809. 13/92. Fisheries Research Services Report.

Roque, A, Yildiz, HY, Carazo, I og Duncan, N (2010). "Physiological stress responses of sea bass (Dicentrarchus labrax) to hydrogen peroxide (H2O2) exposure." Aquaculture 304(1): 104-107.

Roy, WJ, Sutherland, IH, Rodger, HDM og Varma, KJ (2000). "Tolerance of Atlantic salmon, Salmo salar L., and rainbow trout, Oncorhynchus mykiss (Walbaum), to emamectin benzoate, a new orally administered treatment for sea lice." Aquaculture 184(1): 19-29.

Sævik, PN, Agnalt, A-L, Samuelsen, OB og Myksvoll, M (2021). "Modelling chemical releases from fish farms: impact zones, dissolution time, and exposure probability." ICES Journal of Marine Science 79(1): 22-33.

Sahota, C, Hayek, K, Surbey, B og Kennedy, CJ (2022). "Lethal and sublethal effects in Pink salmon (Oncorhynchus gorbuscha) following exposure to five aquaculture chemotherapeutants." Ecotoxicology 31(1): 33-52.

SAMS (2005). Ecological effects of sea lice medicines in Scottish sea lochs. Final Report 9. Feb. 2005. Scotland, United Kingdom, Scottish Association for Marine Science. .

Samuelsen, OB (2016). "Persistence and Stability of Teflubenzuron and Diflubenzuron When Associated to Organic Particles in Marine Sediment." Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 96(2): 224-228.

Samuelsen, OB, Lunestad, BT, Farestveit, E, Grefsrud, ES, Hannisdal, R, Holmelid, B, Tjensvoll, T og Agnalt, A-L (2014). "Mortality and deformities in European lobster (Homarus gammarus) juveniles exposed to the anti-parasitic drug teflubenzuron." Aquatic Toxicology 149: 8-15.

Samuelsen, OB, Lunestad, BT, Hannisdal, R, Bannister, R, Olsen, S, Tjensvoll, T, Farestveit, E og Ervik, A (2015). "Distribution and persistence of the anti sea-lice drug teflubenzuron in wild fauna and sediments around a salmon farm, following a standard treatment." Science of the Total Environment 508: 115-121.

Samuelsen, OB, Parsons, AE, Agnalt, AL, Tjensvoll, T, Lunestad, BT og Hannisdal, R (2020). "Mortality in the rockpool shrimp Palaemon elegans following long-term exposure to low doses of the anti-parasitic drug teflubenzuron." Aquaculture Environment Interactions 12: 23-29.

Sanchez-Bayo, F & Goka, K (2014). "Pesticide residues and bees – A risk assessment." PLoS One 9(4): e94482.

Sanhueza, S, Neira, K, Rojas, C, Genevière, A-M og Fernández, C (2018). "Effects of three pesticides used to control sea lice on the early development of Choromytilus chorus, Sphaerechinus granularis, and Paracentrotus lividus." Latin American Journal of Aquatic Research.

SARF (2016). Towards Understanding of the Environmental Impact of aSea Lice Medicine – the PAMP Suite. Scotland, United Kingdom, Scottish Aquaculture Research Forum.

Selvik, A, Hansen, PK, Ervik, A og Samuelsen, OB (2002). "The stability and persistence of diflubenzuron in marine sediments studied under laboratory conditions and the dispersion to the sediment under a fish farm following medication." Science of the Total Environment 285(1): 237-245.

SEPA (1999a). Calicide (teflubenzuron) - Authorisation for use as an inffed sea lice treatment in marine cage salmon farms. Risk assessment, EQS and recommendations. Scotland, United Kingdom, Scottish Environmental Protection Agency.

SEPA (1999b). Emamectin Benzoate-An environmental risk assessment. Scotland, United Kingdom, Scottish Environmetnal Protection Agency.

SEPA (2004). Regulation and Monitoring of Marine Cage Fish Farming in Scotland – A Procedures Manual, Attachment XI, Guidance on the use of emamectin benzoate at Marine Cage Fish Farms. Scottish Environmental Protection Agency.

SEPA (2005). Ecological effects of sea lice medicines in Scottish sea lochs. Final report. Scotland, United Kingdom, Scottish Environmental Protection Agency.

SEPA (2017). Review of Environmental Quality Standard for Emamectin Benzoate. UC12191.03. Scotland, United Kingdom, Scottish Environmental Protection Agency,.

SEPA (2018). Fish farm survey report. Evaluation of a new seabed monitoring appraoch to investigate the impacts of marine cage fish farms. Scotland, United Kingdom, Scottish Environmental Protection Agency.

Sevatdal, S, Magnusson, Å, Ingebrigtsen, K, Haldorsen, R og Horsberg, TE (2005). "Distribution of emamectin benzoate in Atlantic salmon (Salmo salar L.)." Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics 28(1): 101-107.

Sievers, G, Palacios, P, Inostroza, R og Dölz, H (1995). "Evaluation of the toxicity of 8 insecticides in Salmo salar and the in vitro effects against the isopode parasite, Ceratothoa gaudichaudii." Aquaculture 134(1): 9-16.

Smit, MGD, Ebbens, E, Jak, RG og Huijbregts, MAJ (2008). "Time and concentration dependency in the potentially affected fraction of species: The case of hydrogen peroxide treatment of ballast water." Environmental Toxicology and Chemistry 27(3): 746-753.

Sommerset, I, Walde, CS, Bang Jensen, B, Wiik-Nielsen, J, Bornø, G, Oliveira, V, Haukaas, A og Brun, E (2022). Fiskehelserapporten 2021. Veterinærinstituttets rapportserie. 2a/2022. Norway, Veterinærinstituttets.

SPAH (2002). Potential environmental impacts of emamectin benzoate, formulated as Slice®, for salmonids. Technical Report. Schering-Plough Animal Health.

Statens Legemiddelverk (2022). Veterinærmedisin. https://legemiddelverket.no/veterinermedisin

Stomperudhaugen, ES, Langford, K, Schaanning, M og Hylland, K (2014). "Release of emamectin from sediment: effects of oil, organic material or infauna?" Journal of Soils and Sediments 14(8): 1469-1478.

Strachan, F & Kennedy, CJ (2021). "The environmental fate and effects of anti-sea lice chemotherapeutants used in salmon aquaculture." Aquaculture 544: 737079.

Telfer, TC, Baird, DJ, McHenery, JG, Stone, J, Sutherland, I og Wislocki, P (2006). "Environmental effects of the anti-sea lice (Copepoda: Caligidae) therapeutant emamectin benzoate under commercial use conditions in the marine environment." Aquaculture 260(1): 163-180.

Thomassen, JM (1993). Hydrogen Peroxide as a Delousing Agent for Atlantic Salmon. Chichester, United Kingdom, Ellis Horwood Limited

Tomlin, CDS (1997). The Pesticide Manual-A World Compendium. Surrey, United Kingdom, British Crop Protection Council.

Tort, MJ, Hurley, D, Fernandez-Cobas, C, Wooster, GA og Bowser, PR (2005). "Effects of Hydrogen Peroxide

Treatments on Catalase and Glutathione Activity in Walleye Sander vitreus." Journal of the World Aquaculture Society 36(4): 577-586.

Treves-Brown, KM (2000). Applied Fish Pharmacology. United Kingdom, Springer, Dordrecht.

Tucca, F, Díaz-Jaramillo, M, Cruz, G, Silva, J, Bay-Schmith, E, Chiang, G og Barra, R (2014). "Toxic effects of antiparasitic pesticides used by the salmon Industry in the marine amphipod Monocorophium insidiosum." Archives of Environmental Contamination and Toxicology 67(2): 139-148.

Tucca, F, Moya, H, Pozo, K, Borghini, F, Focardi, S og Barra, R (2017). "Occurrence of antiparasitic pesticides in sediments near salmon farms in the northern Chilean Patagonia." Marine Pollution Bulletin 115(1): 465-468.

Urbina, MA, Cumillaf, JP, Paschke, K og Gebauer, P (2019). "Effects of pharmaceuticals used to treat salmon lice on non-target species: Evidence from a systematic review." Science of the Total Environment 649: 1124-1136.

Uzyczak, J (2019). A 72-hour acute toxicity assessment of Nemona 49.5% using the marine algae Skeletonema sp. P0171L. United Kingdom, Center for Environment Fisheries & Aquaculture Science (CEFAS).

Van Geest, JL, Burridge, LE, Fife, FJ og Kidd, KA (2014a). "Feeding response in marine copepods as a measure of acute toxicity of four anti-sea lice pesticides." Marine Environmental Research 101: 145-152.

Van Geest, JL, Burridge, LE og Kidd, KA (2014b). "Toxicity of two pyrethroid-based anti-sea lice pesticides, AlphaMax® and Excis®, to a marine amphipod in aqueous and sediment exposures." Aquaculture 434: 233-240.

Veldhoen, N, Ikonomou, MG, Buday, C, Jordan, J, Rehaume, V, Cabecinha, M, Dubetz, C, Chamberlain, J, Pittroff, S, Vallée, K, van Aggelen, G og Helbing, CC (2012). "Biological effects of the anti-parasitic chemotherapeutant emamectin benzoate on a non-target crustacean, the spot prawn (Pandalus platyceros Brandt, 1851) under laboratory conditions." Aquatic Toxicology 108: 94-105.

Veterinærkatalogen (2022). FELLESKATALOGEN over farmasøytiske preparater markedsført i Norge. https://www.felleskatalogen.no/medisin-vet

Waddy, SL, Burridge, LE, Hamilton, MN, Mercer, SM, Aiken, DE og Haya, K (2002). "Rapid Communication Emamectin benzoate induces molting in American lobster, Homarus americanus." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59(7): 1096-1099.

Waddy, SL, Merritt, VA, Hamilton-Gibson, MN og Aiken, DE (2010). "Effect of emamectin benzoate on the molt cycle of ovigerous American lobsters Homarus americanus is influenced by the dosing regimen." Aquatic Biology 11(1): 47-52.

Waddy, SL, Merritt, VA, Hamilton-Gibson, MN, Aiken, DE og Burridge, LE (2007). "Relationship between dose of emamectin benzoate and molting response of ovigerous American lobsters (Homarus americanus)." Ecotoxicol Environ Saf 67(1): 95-99.

Weis, JS, Cohen, R og Kwiatkowsi, JK (1987). "Effects of diflubenzuron on limb regeneration and molting in the fiddler crab, Uca pugilator." Aquatic Toxicology 10(5): 279-290.

Weis, JS & Ma, A (1987). "Effects of the pesticide diflubenzuron on larval horseshoe crabs, Limulus polyphemus." Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 39(2): 224-228.

Willis, KJ, Gillibrand, PA, Cromey, CJ og Black, KD (2005). "Sea lice treatments on salmon farms have no adverse effects on zooplankton communities: a case study." Marine Pollution Bulletin 50(8): 806-816.

Willis, KJ & Ling, N (2003). "The toxicity of emamectin benzoate, an aquaculture pesticide, to planktonic marine copepods." Aquaculture 221(1): 289-297.

Wong, George TF, Dunstan, William M og Kim, D-B (2003). "The decomposition of hydrogen peroxide by marine

phytoplankton." Oceanologica Acta 26(2): 191-198.

Woof, L & Kennedy, CJ (2021). The lethal and sublethal effects of anti-sea lice chemotherapeutants in marine benthic and pelagic invertebrates. MSc, Simon Fraser University.

Wynne, JW, Stratford, C, Slinger, J, Samsing, F, Rigby, M, McCulloch, R, Quezada-Rodriguez, P og Taylor, RS (2020). "The interaction between temperature and dose on the efficacy and biochemical response of Atlantic salmon to hydrogen peroxide treatment for amoebic gill disease." Journal of Fish Diseases 43(1): 39-48.

# 8 - Bruk av rensefisk i norsk oppdrett

**Forfatter(e): Nina Sandlund, Kim Halvorsen, Eeva Jansson, Kjell Nedreaas og Anne Berit Skiftesvik (HI)**

*Foto: Havforskningsinstituttet*

Les mer om risikorapporten

Kapittel 10 i risikorapporten

## 8.1 - Innledning

Bruk av rensefisk som avlusningsmetode mot lakselus i norsk havbruk økte jevnt fram til 2019, da totalt utsett av rensefisk passerte 60 millioner individer til en samlet verdi på over 1,3 milliarder NOK. Siden har bruken av antall rensefisk gått noe ned og i 2020 var tallet ca. 51,5 millioner. Foreløpige tall fra Fiskeridirektoratet for 2021 tyder på en ytterligere nedgang i bruken av rensefisk og at denne nedgangen i all hovedsak er rognkjeks. Både leppefisk og rognkjeks benyttes som rensefisk og metoden er regnet som et miljøvennlig alternativ til bruk av legemidler. Rensefisk påfører også oppdrettsfisken mindre stress enn avlusningsmetoder som krever håndtering. Rensefisk som settes ut i norske oppdrettsanlegg er definert som akvakulturdyr, og dermed underlagt det samme regelverket som andre oppdrettsorganismer. Anlegg med rensefisk er dermed flerartskulturer (polykulturer). All rognkjeks som brukes som rensefisk kommer fra oppdrett. Av leppefisk er noe av berggylten fra oppdrett, men storparten av forbruket kommer fra villfanget leppefisk, og de vanligste artene som høstes er grønngylt, bergnebb og berggylt.

Flere problemstillinger har reist seg i kjølvannet av bruken av rensefisk. De berører både fiskeriet av leppefisk, flytting mellom områder, smittespredning og genetiske endringer. Disse temaene vil bli omtalt i denne kunnskapsoppdateringen.

## 8.2 - Fangst av leppefisk

Fisket etter leppefisk er et blandingsfiske hvor fangstene består av ulike arter salgbar leppefisk, samt en bifangst av undermåls leppefisk og andre arter. Fisket etter leppefisk er regulert ved redskapsbegrensning, seleksjonsinnretninger i redskap som brukes, minste- og maksmål båtkvoter og fangstperiode og håndtering av bifangst. Informasjon om reguleringen finnes på Fiskeridirektoratets temaside. Det fiskes i hovedsak med spesialbygde teiner, mens et mindretall av fiskerne benytter også ruser. Selv om det forekommer variasjoner, gir teiner generelt sett lavere bifangst av andre arter sammenliknet med ruser (Halvorsen mfl., 2017b, 2017a). Ruser er i mindre grad selektive og har et økt innslag av arter som torsk, krabber og ål i forhold til teiner. Fra 2021 vil det være forbudt å bruke ruser i fiske etter leppefisk, men det blir gitt dispensasjon fram til og med 2024 for yrkesfiskere som benytter merkeregistrerte fartøy og har fisket og landet mer enn 3000 stykk leppefisk med ruser i to av de siste tre årene. Fra 2015 måtte både teiner og ruser ha fluktåpninger for å selektere ut den minste fisken. Dessuten ble det påbud om inngangssperre for å hindre oter, stor fisk og hummer å gå inn i fiskeredskapene (Fiskeridirektoratet).

I de fleste områder foregår fisket etter leppefisk relativt lokalt. Fisken holdes i en eller flere oppbevaringstanker om bord, og leveres direkte til fiskeoppdrettsanleggene, eller har en kort mellomlagring før levering. Er det større avstander mellom fiskeområder og oppdrett (som er tilfelle fra Sørlandet og Sverige), samles leppefisken opp i tanker eller samlemerder og fraktes videre med tankbiler (VKM 2019).

For oppdretterne er det er viktig at fangstmetodene er skånsomme og at fisken er lytefri ved levering. Hvis fisken står lenge i redskapen kan den få skader, og det er derfor innført regler for ståtid (maks ett døgn utenom helligdager). Det er ikke funnet forskjeller i kvalitet og overlevelse av fisk som er fisket med henholdsvis ruser eller teiner (Skiftesvik mfl., 2014b). Skadd fisk og bifangst blir sortert ut. Hvis fisken sorteres mens fiskerne forflytter seg fra en lokalitet til en annen og blir sluppet ut i åpen sjø, vil den trolig ha redusert overlevelse. Reguleringene har de siste årene vært at «All bifangst skal straks tilbake i sjøen på ein slik måte at den ikkje vert skadd og at den finn tilbake til sitt naturlege miljø. Denne ordninga gjeld også leppefisk fanga i strid med gjeldande minstemål eller som av andre grunnar må setjast tilbake i sjøen.» og at «Det er ikkje tillate å behalde bifangst i teiner eller ruser som er sett ut til fangst av leppefisk. Dette gjeld også bifangst av krabbe.» Mange fiskere har montert rør for å slippe ut fisken under vannflaten. Når den slippes ut igjen på fangststedet (nært land) øker dette muligheten for at den kommer trygt til bunns og i skjul. Forhold rundt fangst, transport og bruk av rensefisk er beskrevet i veilederne på nettstedet rensefiskskolen.no.

Uttak av leppefisk har variert mellom år. I 2017 var det registrerte uttaket i underkant av 28 millioner ville leppefisk på landsbasis. Dette var nesten 10 millioner mer enn anbefalt uttak. Fisket ble kvoteregulert fra 2018, og uttaket av leppefisk har nå stabilisert seg rundt anbefalt uttak. I 2021 var uttaket av leppefisk for de ulike geografiske områdene (avrundet til nærmeste 100 000): 1,9 millioner for Sørlandet (fra grensa mot Sverige til Varnes fyr på Lista), 11,6 millioner for Vestlandet (fra og med Varnes fyr på Lista til 62°N), og snaut 3 millioner nord for 62°N. Totalt i underkant av 16,6 millioner leppefisk på landsbasis (oppdaterte tall per 07.03.2022). Det fiskes omtrent like mye av hhv bergnebb (6,9 millioner) og grønngylt (7,7 millioner).

Totalkvoten for 2022 er den samme som for de siste årene på 18 millioner individer og fordelingen mellom de ulike regionene er hhv 4 millioner til Sørlandet, 10 millioner til Vestlandet og 4 millioner til kyststrekningen nord for 62°N. .

### 8.2.1 - Fiskeripåvirkning på leppefiskbestandene

Fisketrykket varierer betydelig mellom ulike geografiske områder, samtidig som det også kan være store lokale og regionale variasjoner i naturlige forekomsten av de ulike leppefiskartene (Skiftesvik mfl., 2015, Halvorsen mfl., 2016). Dette skyldes at leppefisk er svært stedbundne og har spesifikke habitatpreferanser, slik at tettheten påvirkes i stor grad av romlig variasjon i miljøbetingelser (Halvorsen mfl., 2020b). Fiskeriet vil ha ulik påvirkning i ulike områder, siden det er påvist høy geografisk variasjon i vekst og kjønnsmodning (Halvorsen mfl., 2016, Olsen mfl., 2018).

Fisket etter leppefisk vil påvirke bestandene til de ulike artene forskjellig. Fangbarheten forventes å være artsspesifikk, noe som i stor grad avhenger av artenes habitat-overlapp med fiskeriet, som for eksempel dybde. Grønngylt og berggylt har høyest forekomst på 0-6 meter, som også er måldybde for dette fiskeriet (Halvorsen mfl., 2020b). Bergnebb,

grasgylt og Rødnebb/blåstål finnes også like stor eller økende tetthet ned mot 20 meters dyp. Sannsynligheten for at disse artene kommer i kontakt med teiner og blir fanget er derfor lavere. Merkeforsøk viser at grønngylt og bergnebb har høyest fangbarhet i teiner, mens den er tilsynelatende lav for berggylt (Halvorsen mfl., 2020c, Ruud 2020). De underliggende årsakene for disse forskjellene er ukjente, men antas at de skyldes ulik grad av tiltrekking til agn, samt motivasjon og evne til å ta seg inn og ut av teinene (Ruud 2020).

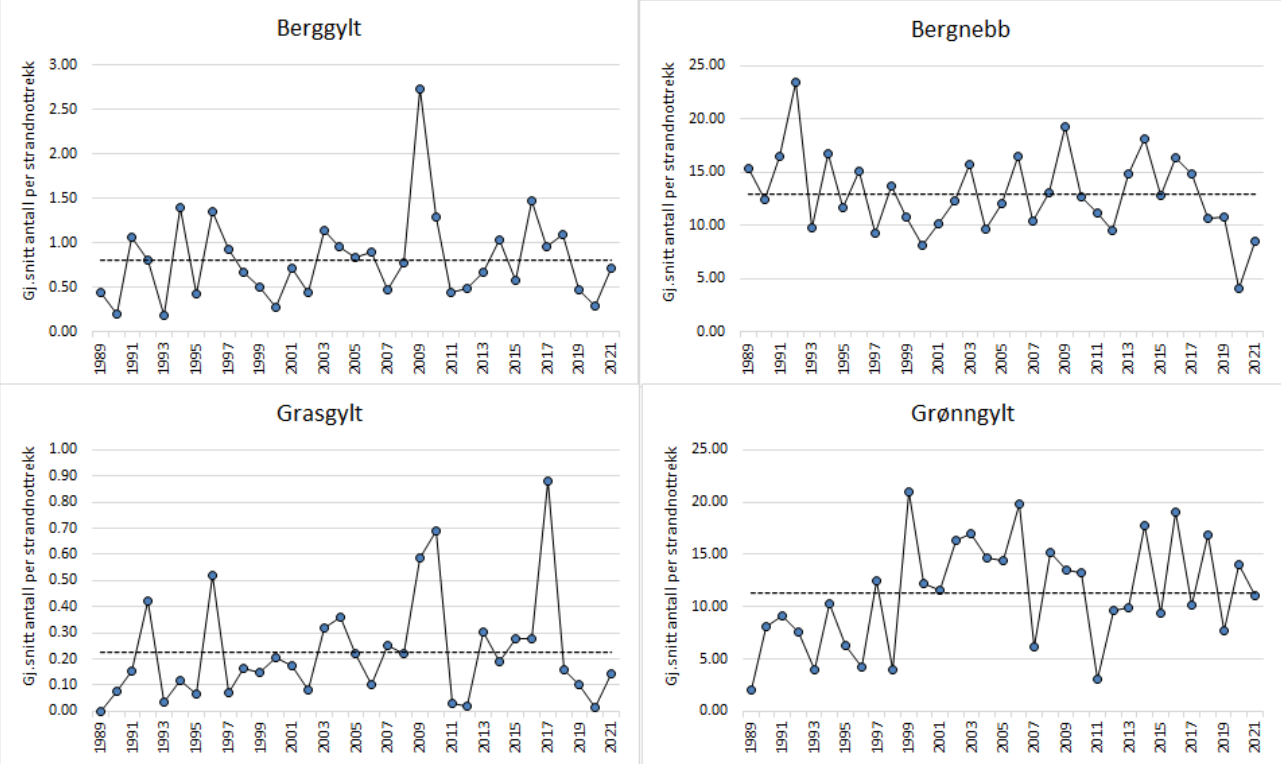
Leppefiskartene med kortest generasjonstid vil kunne restitueres raskere etter et overfiske enn arter med lengre generasjonstid. I tillegg er de artsspesifikke minstemålene i ulik grad er tilpasset størrelse ved kjønnsmodning. Berggylt stått i en særklasse tidligere, med et minstemål som har vært på 14 cm, mens den kjønnsmodnes som hunn rundt 22 cm, og skifter kjønn til hann ved 34-40 cm (Muncaster mfl., 2013). Med andre ord, et høyt uttak av bestanden over 14 cm kunne ha en sterk påvirkning på kjønnsfordeling og produktiviteten hos berggylt. I reguleringene for 2022 er det tatt hensyn til dette og minstemålet for berggylt er økt til 22 cm, og det er innført et maksimalmål på 28 cm. Generasjonstiden er lengst for berggylt og bergnebb, og vi forventer derfor at disse artene vil bli mest negativt påvirket av et intensivt fiske. Bergnebb kjønnsmodner når den er 6-7 cm, godt før oppnådd fangststørrelse, men det er små mengder egg det er snakk om her da fisken er liten. Grønngylt har kort generasjonstid på Sørlandet, og vil derfor ha potensial til å hente seg inn raskere enn bergnebb og berggylt. Artenes reproduktive strategi påvirker også sårbarhet for fiske. Hos grønngylt, berggylt og rødnebb/blåstål utøver hannene yngelpleie og er større enn hunnene, og et målrettet, størrelsesselektivt fiske kan derfor antas å redusere andelen egg og larver som overlever (Kindsvater mfl., 2020). Det ble for øvrig ikke registrert fangst av rødnebb/blåstål hverken i 2020 eller i 2021.

Fisket skjer oftest ved at det fiskes intensivt på lokalitet etter lokalitet, slik at en lokalitet «fiskes ned» for salgbar fisk, hvorpå fiskeren forflytter seg til den neste lokalitet, som så «fiskes ned», osv. Selv om fangst per redskapsenhet viser ingen eller moderat reduksjon, vil det kunne være en dramatisk effekt på små, lokale og gjerne geografisk isolerte bestander. På bakgrunn av både referansefiske, våre egne undersøkelser og innkommet informasjon ser vi en fare for at det intensive fisket vil kunne føre en endring i arts-, størrelses- og kjønnsfordeling i leppefisksamfunnene langs kysten (Darwall mfl., 1992, Skiftesvik mfl., 2014a, Halvorsen 2017b), men vi antar at en oppnår naturlig tilstand igjen dersom fisket opphører.

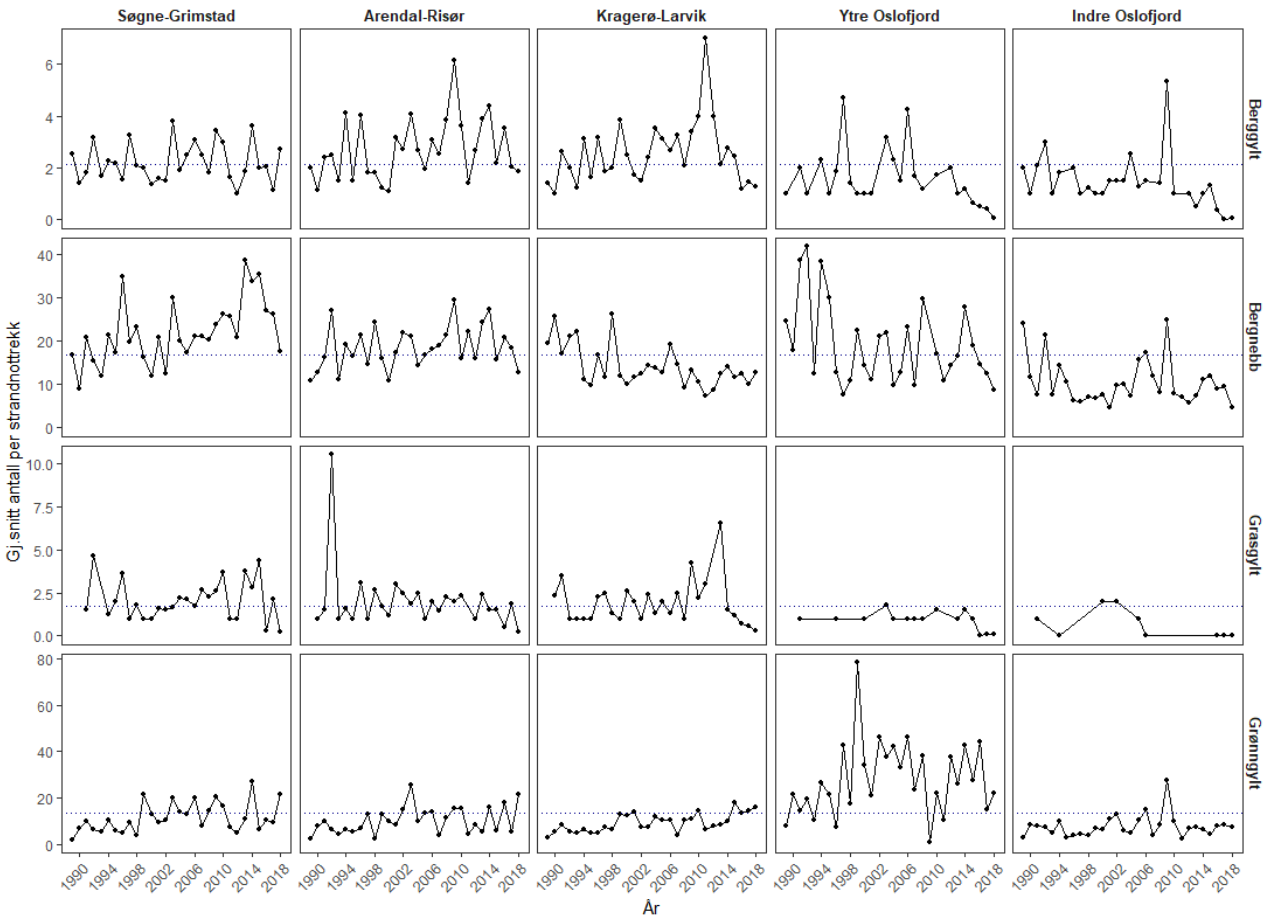
Å gi en helhetlig vurdering av graden fiskeripåvirkning på de ulike artene leppefisk over større områder er derfor utfordrende. Merkestudier gjennomført på Vestlandet har vist at fiskeriet tar ut minst 40 % av grønngyltbestanden i løpet av to måneders fiske (Halvorsen mfl., 2017c). På Skagerrakkysten er det påvist høyere tetthet av bergnebb og grønngylt i verneområder sammenliknet med områder åpent for fiske (Halvorsen mfl., 2017b). Disse enkeltstudiene viser at fiskeriet kan ha en tydelig påvirkning på leppefiskbestandene, men det er fortsatt store kunnskapshull på fiskedødelighet i andre områder og særlig for berggylt. I en nylig avlagt masteroppgave ble det ikke funnet noen tydelige forskjeller i fangstrater eller størrelsesfordeling for berggylt, grønngylt og bergnebb mellom bevaringsområder i Tvedestrand og nærliggende områder åpne for fiske etter leppefisk i perioden 2010-2019 (Reamon 2020). Det er ukjent hvor hardt disse områdene har blitt fisket i denne perioden da fiskere ikke har vært pålagt å rapportere hvor de fisker. Påbud om AIS-system i dette fisket vil gi verdifull informasjon om fordeling av fisketrykk i tid og rom, og gi mulighet for å bedre studier av generelle effekter av fiskeriet på bestandene i de kommende årene.

Strandnotundersøkelsen for Skagerrakkysten har registrert antall leppefisk på artsnivå siden 1989 (figur 8.1a,b). Fig 6.1a viser utviklingen per art for hele undersøkelsesområdet til og med 2021, mens figurpanelene per underområde i figur 8.1b pt bare er oppdatert til og med 2018. Undersøkelsen gir en god indeks på rekruttering, da det først og fremst er 0-gruppe leppefisk som fanges. Lav indeks på høsten tilsier at det er en svak årsklasse som kommer inn i fiskeriet påfølgende år. Strandnotundersøkelsen dekker kun Skagerrak, (kun 11 % (tidligere 22%) av den nasjonale kvoten tas her), men serien gi en indikasjon om i hvilken grad et relativt intensivt fiskeri i noen områder har påvirket bestandsutviklingen. De oppdaterte figurene frem til 2021 viser en tydelig negativ trend for bergnebb i hele området sett under ett (figur 8.1a). Så langt som tidsseriene per underområde er oppdaterte så er det ingen tydelig negativ trend for berggylt, bergnebb og grønngylt (målartene) for Agder, som er regionen som er mest intensivt fisket (~ 80 % av fangsten på Sørlandet tas i Agder). Øst for Agder har berggylt og bergnebb hatt en tydelig negativ utvikling siden 2010,

men siden fiskepresset er lavere her er det sannsynlig at andre årsaker enn fiskeriet etter leppefisk spiller inn. Dette underbygges av trenden til grasgylt øst for Agder, som ikke er en målart i disse områdene, har hatt en tilsvarende negativ utvikling som berggylt og bergnebb. Strandnotundersøkelsene kan derfor også gi oss et innblikk i de naturlige svingningene i leppefisk bestandene.




*Figur 8.1a. Gjennomsnittlig antall leppefisk for alle områdene i strandnotundersøkelsene Skagerrak 1989-2021. Stiplet linje indikerer middelverdi for hele perioden i alle områdene sett under ett.*




*Figur 8.1b. Gjennomsnittlig antall leppefisk i strandnotundersøkelsene Skagerrak 1989-2018, delt inn i underområder. Stiplet linje indikerer middelverdi for hele perioden i alle områdene sett under ett.*

Havforskningsinstituttet har gjennomført et standardisert ruse-garn tokt på faste lokaliteter på Vestlandet (Ryfylke-Florø) siden 2015. Fisket gjennomføres i perioden september-oktober med småmaskede trollgarn og åleruser. Flere av lokalitetene viser her en tydelig negativ utvikling for stor berggylt. Dette underbygger et helhetsbilde om at berggylt bestanden på Vestlandet stedvis er påvirket av et høyt fiskepress.

### 8.2.2 - Kunnskapsstyrke

Kunnskapen om leppefiskbestandene er mangelfull når det kommer til forståelse av hvilke mekanismer som regulerer rekruttering og variasjoner i bestandene (f.eks. sommer- og vintertemperatur, tetthetseffekter), og i hvilken grad fiskeriet har en regulerende innvirkning på bestandsstørrelsene hos de ulike artene. Pågående forskning ved Havforskningsinstituttets forskningsstasjon på Austevoll undersøker dette, og resultater er ventet å bli presentert i 2021 og 2022. Datagrunnlaget er for bestandsutviklingen er god på Sørlandet gjennom strandnotundersøkelsen og årlige rusetokt. Det er tilsynelatende ikke noen klar nedgang i bestandene etter fisket ble intensivert fra 2010. For resten av landet er det samlet inn fangst-per-enhet-innsats data fra referansefiskere siden 2011. Det har vært utfordrende å konkludere med bestandsendringer basert på disse dataene, grunnet stor variasjon i fangstrater innad og mellom år, og mellom fiskere. Det er imidlertid registrert en urovekkende nedgang i fangstrater av berggylt og bergnebb i noen områder frem til 2015. Nedgangen, særlig på Vestlandet, samtidig som innsatsen i fisket økte, førte til at Havforskningsinstituttet for 2016 anbefalte en «frysing» av leppefiskuttaket på Sørlandet og nord for Stad på samme nivå som 2015 uttaket, og en reduksjon på 15-20% på Vestlandet. Med bakgrunn i dette innførte Fiskeridirektoratet kvoter fra og med 2016. Tanken er så å bruke fangstrater fra tokt og fiskeri for å se om disse øker eller minsker ved gjeldende kvotenivå, og da ta stilling til om kvotenivået bør/kan justeres opp eller ned i samsvar med dette. Fra 2019 ble det gjennomført betydelige endringer i denne datainnsamlingen som vil redusere variasjon og feilkilder, og sammenlikningsgrunnlaget for rådgivning for fisket 2022 er derfor kun tre år. I kommende år vil en forlengelse av

tidsserien gi utslag i bedre forutsetninger for å måle utviklingen og tilstanden til bestandene i de ulike regionene.

Forsøksfiske på Austevoll tyder på relativt robuste bestander på tross av høyt fiskepress i dette området (Kunnskapstøtte til Fiskdir 2019, Halvorsen mfl., 2020c, Halvorsen mfl. 2021). Det er også manglende kunnskap om dynamikken i rekrutteringen og restituering av leppefiskbestandene. Spesielt er det behov for å undersøke konsekvensene av selektivt uttak av artene med kjønnsdimorfisme, hvor hannene står for yngelpleie og større hanner bygger større og flere reir (Kindsvater mfl. 2020). Undersøkelser av dette vil være viktig for å skaffe mer kunnskap om hvilke konsekvenser fisket etter leppefisk vil ha både på kort og lengre sikt.

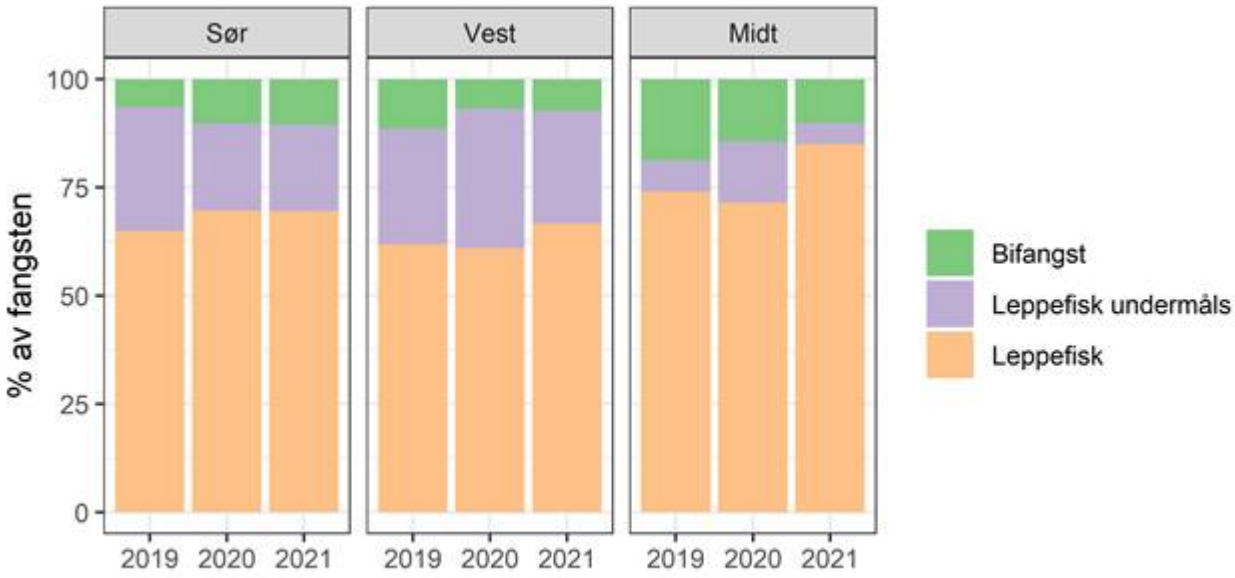
### 8.2.3 - Bekymringsmeldinger

Observasjoner fra både forskere, dykkere, fiskere, fritidsfiskere, hytteeiere og fastboende gjør at det til tider kommer inn bekymringsmeldinger. Mange av bekymringsmeldingene går på at berggylt er forsvunnet fra områder der de har vært vanlige tidligere. Vår erfaring er at denne typen meldinger har blitt færre de siste årene.

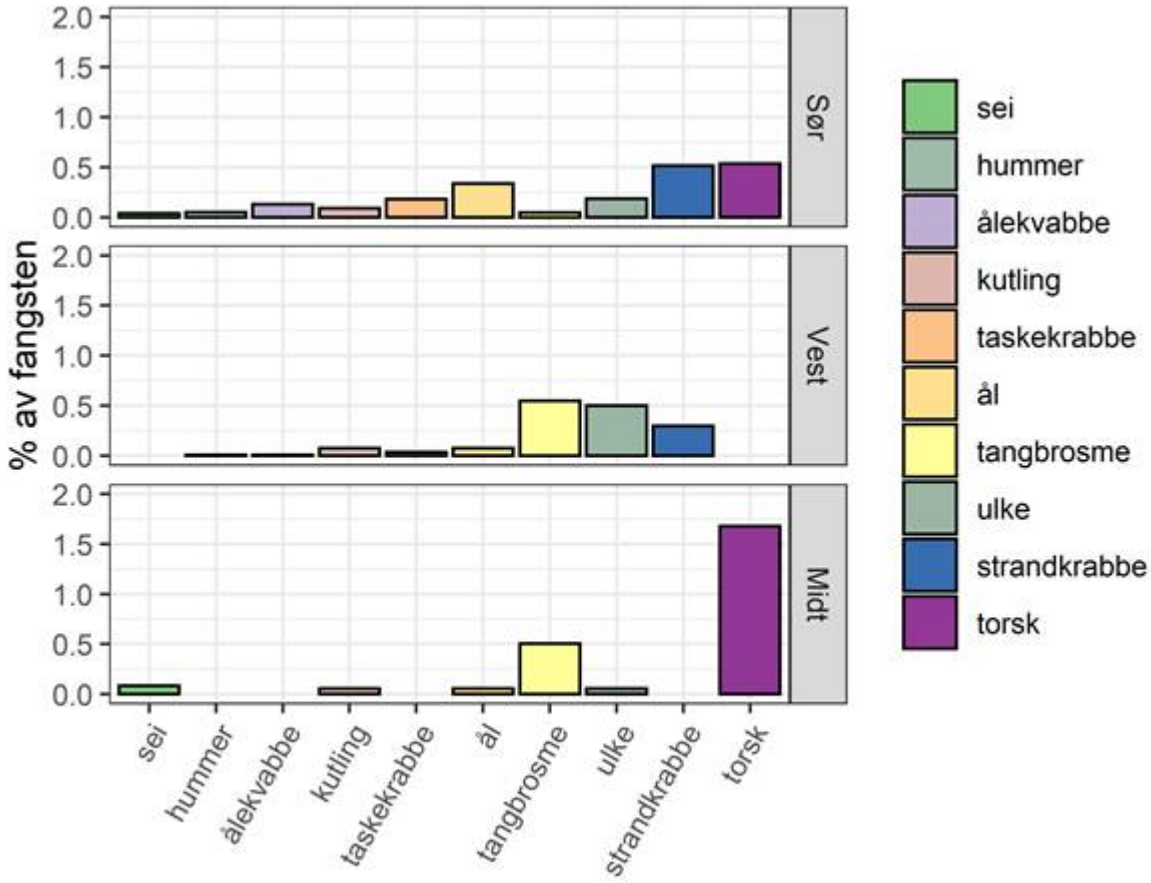
### 8.2.4 - Sortering/gjenutsetting av leppefisk og fiskeripåvirkning på andre arter

Arter kan påvirkes indirekte (negativt eller positivt) ved en endring i artssammensetning som en følge av uttak fra bestandene. Det er en varierende grad av bifangst i fisket, som også varierer med sesong og område. Regelverket er tydelig på at all bifangst (undermåls leppefisk og andre arter) skal gjenutsettes på grunt vann. Havforskningsinstituttet har ikke kjennskap til at kontrollmyndighetene har avdekket e brudd på regelverket rundt gjenutsetting eller rapporter om ulovlig beholdt bifangst. De fleste bifangstarter klarer seg bra dersom de settes ut igjen der de er fisket, slik som krabbe, hummer, ål, torsk og undermåls leppefisk, og noe sei og lyr kan ha økt dødelighet. Vi antar at skadeomfanget på eventuelle sårbare arter vil øke i forhold til hvor mange ganger de fiskes og settes ut igjen. Ved et intensivt fiske etter leppefisk er det derfor fare for uønskede effekter på andre arter som lever i de samme biotopene som leppefisken. Mange fiskere har montert rør for å slippe ut fisken under vannflaten. Når den slippes ut igjen på fangststedet (nært land) øker dette muligheten for at den kommer trygt til bunns og i skjul. Det rapporteres om at dette ikke alltid respekteres.

Havforskningsinstituttet har undersøkt artsfordelingen i fangstene som tas i leppefiskteiner med 9x6 cm ovale åpninger (2020 regelverk). Datagrunnlaget er totalt 2049 teinetrekk fra referansefiskere gjort i 2019 -2021. Leppefisk over minstemålet utgjør 60-75 % av fangsten (i antall i individer, figur 8.2). Andelen av leppefisk som settes ut varierer betydelig mellom artene og har vært spesielt lav for berggylt som skyldes at minstemålet beskyttet kun en liten andel av den naturlige størrelsesfordelingen. Fra 2022 endres minstemålet for berggylt fra 14 cm til 22 cm, og det innføres et maksmål på 28 cm. Andelen fisk over minstemål som settes ut igjen varierer, og er avhengig av etterspørsel. I 2021 var det for eksempel lite etterspørsel etter grønngylt fra Sørlandet, og mye av grønngylten som ble fanget ble derfor satt ut igjen. Det er relativt lite bifangst av andre arter (9 % i gjennomsnitt i 2021), og andelen er høyest i region Midt (nord for 62 grader) og Region Sør. Torsk er den mest vanlige bifangstarten i Region Sør (ca. 0,5 % av totalfangsten; figur 8.3) og Region Midt (~2 % av totalfangsten). Tangbrosme er mest vanlig i Region Vest (vel 0.5 % av totalfangsten).

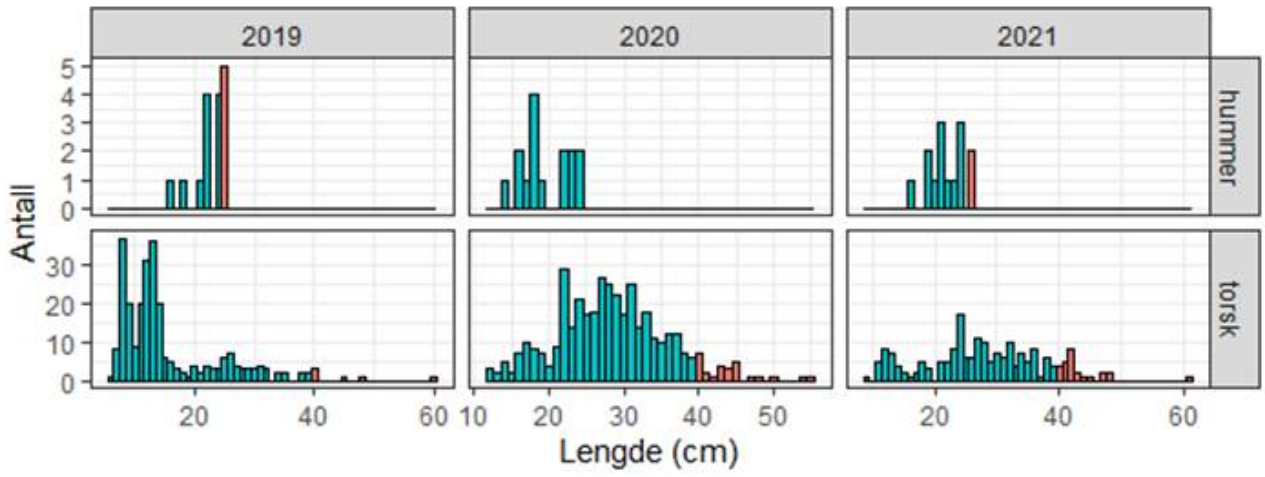



*Figur 8.2. Prosentvis andel av leppefisk, undermåls leppefisk og bifangst i referansefiske 2019-2021.*




*Figur 8.3. Oversikt over bifangst i referansefiske fordelt på art, oppgitt som % andel av total fangst av alle individer av fisk og skalldyr per region. Data fra 2049 fangstrapporter fra 2019 - 2021.*

Det har fra publikum vært uttrykt bekymring for ulovlig uttak av hummer som tas som bifangst. Tallene fra referansefiskerne viser at det fanges relativt lite hummer, totalt 52 hummer på 2049 teinetrekk (figur 8.3) og at de som tas i all hovedsak er under minstemål (figur 8.4). Bare 7 var 25 cm eller over av de 52 som ble fanget. Fiskerne rapporterer at disse settes ut igjen. I Havforskningsinstituttets omfattende forskningsfiske i Austevoll og Flødevigen med ruser og teiner fanges det av og til hummer, og per 2021 er ikke registrert skadet eller død hummer i disse studiene. Havforskningsinstituttet har også omfattende fangst-merke-gjenfangst tokt på hummer i Skagerrak, og samlet tilsier disse erfaringene at hummer ikke tar skade av å bli fanget og sluppet ut igjen (Fernandes-Chacon mfl. 2020). Ved fangst av flere hummere i samme hummerteine er det rapportert om klo-tap og død hummer, mest sannsynlig som følge av aggressive interaksjoner i redskapen (Sørdalen mfl. 2020). Det er betydelig lavere fangstrater av hummer i leppefiskredskap sammenliknet med hummerteiner, og det er svært sjelden blitt fanget mer en hummer per teine/ruse i Havforskningsinstituttets prøvefiske etter leppefisk.




*Figur 8.4. Lengdefordeling av bifangstartene hummer og torsk i referansefiske. Rød farge: over minstemål.*

Zimmermann mfl. (2020) beregnet den totale bifangsten av taskekrabbe i leppefisk fisket til gjennomsnittlig 235 krabber per fartøy per år for fartøy som fisker med ruser, mens for fartøy som fisker med teiner er gjennomsnittet 2911 krabber per år. Utkastraten av taskekrabbe er høy og ligger i gjennomsnitt på 72% over alle år og redskapstyper (varierer mellom 44 og 100%), men vi kan anta at de fleste krabber som gjennutsettes overlever. Vi antar derfor at gjennomsnittlig mer enn en fjerdedel av krabbene som tas som bifangst, landes og brukes til agn. Ekstrapolert til hele leppefiskkvoten kan dette bety at omtrent 150 000 krabber (rundt 60 tonn) brukes til agn per år, men en stor usikkerhet er knyttet til dette estimatet.

Under hele referanseperioden 2015-2018, dvs. etter at inngangssperre ble innført, er det kun rapportert 5 skarver og 1 oter som fanget av referansefiskerne. Ingen i teiner, bare i ruser.

En stor del av bifangsten er undermåls leppefisk, som i hovedsak slippes fri (figur 8.2; Halvorsen mfl., 2016b). I 2015 ble det påbudt med kryss eller not i ytterste kalv på ruser og maksstørrelse på inngangskalv i teiner brukt til fiske etter leppefisk. Dette har redusert bifangsten av oter, hummer, krabbe og stor fisk. Det er også påbud om seleksjonsinnretning (12 mm spalter) for å redusere fangsten av undermåls fisk. Dette har vist seg effektivt i å redusere innslaget av undermåls bergnebb og delvis undermåls grønngylt (Jørgensen mfl., 2017). Størrelsene på åpningen er tilpasset med en målsetning om at undermåls bergnebb skal sorteres ut på fiskedypet. Høyere minstemål og tykkere kroppsfasong hos grønngylt og berggylt betyr at en større andel av undermåls fisk av disse artene ikke kan rømme ut av fluktåpningene. Fluktåpningene er mer effektive i teiner enn i ruser (Halvorsen mfl., 2017a, Jørgensen mfl., 2017).

Overholdes regelverket vil overlevelsen til både fangst og bifangstarter være høy grunnet kort ståtid og ved at fisket kun foregår på grunt vann. Derfor vurderes dette fiskeriet å ha en begrenset påvirkning utover målartene. Usikkerheten rundt bifangst er først og fremst knyttet til om dette pålegget overholdes, noe som i liten grad er kjent. Hvis det

forekommer avvik ved at bifangst beholdes eller settes ut på dypere vann, så er det derimot sannsynlig at fisket i en eller annen grad påvirker bestandene av bifangstarter.

***Indirekte økosystemeffekter***

Leppefisk har en sentral rolle i kystøkosystemet. De er opportunistiske beitere på en rekke bunnlevende og fastsittende dyr som en rekke arter virvelløse dyr, blant annet krepsdyr, snegler, muslinger, børstemark (Alvsvåg, 1993, Sayer mfl., 1995; Deady and Fives, 1995, Bourlat mfl., 2021). Videre er de byttedyr for større fiskearter og sjøfugl (Steven 1933, Nedreaas mfl., 2008, Olsen mfl., 2018). Leppefisk er også føde for større fisk, som kysttorsk, lyr, lange og ål, og i noen områder sjøfugl (skarv). Hvis lokale bestander av leppefisk fiskes ned, vil dette kunne resultere i et redusert fødetilbud for andre arter (Bergström et al 2016).

En nedfisking av lokale leppefiskbestander vil kunne ha en effekt på mengde og tetthet av disse organismene og dermed på bunnfauna og flora (begroing). En studie fra Sverige har påpekt at et fiske av leppefisk *kan* i så måte ha en positiv effekt på tareskogen, ved at en for høy tetthet av leppefisk beiter ned snegler og krepsdyr som igjen beiter på trådalger (Östman mfl., 2016). Imidlertid fant Bourlat mfl. (2021) ingen endringer i leppefisksamfunne i fiskede områder i forhold til ikke fiskede områder i Sverige. I Norge finner en generelt heller ingen store endringer i leppefiskbestandene langs kysten, men en kan ikke se bort fra at enkelte områder kan bli overfisket. En tilbakeføring til normaltilstand er forventet dersom fisket opphører i disse områdene.

Noe motstridende funn ble rapportert i et eksperimentelt studie nylig publisert, som viste at høy tetthet av bergnebb kan ha en positiv effekt på flerårlige makroalger og forfatterne advarer mot at en reduserte bestander av leppefisk kan påvirke bunnsamfunn i negativ retning dominert av trådformede grønnalger (Kraufvelin mfl., 2020). Samme studiet viser at blåskjell er en viktig del av dietten til leppefisk og det er blitt fremsatt en hypotese om at redusert forekomst av blåskjell kan ha en sammenheng med økt tetthet av leppefisk. De økologiske interaksjonene er likevel for lite undersøkt til at man kan si noe håndfast om økologiske effekter av overuttak av leppefisk, spesielt siden fødevalg og habitatvalg er ulikt både mellom arter og størrelsesklasser. Det er ingen kjente studier av effekter av fiskeriet på økosystemet som helhet, som en følge av en eventuell endret artssammensetning, størrelsesfordeling og tetthet av leppefisk. Bifangst bestående av undermåls leppefisk og andre arter skal etter regelverket settes ut igjen på en slik måte at de overlever. Det er et klart behov for målrettet forskning for å bedre forstå de økologiske sammenhengene mellom leppefisk og andre arter, og hvordan disse påvirkes av endringer i arts og størrelsessammensetning av leppefisk som en følge av fiskeriet.

### 8.2.5 - Biologi, velferd og svinn

Leppefiskartene har ulik livshistorie. Bergnebb og berggylt kan bli 25 år, mens grønngylt kan bli opp mot 10 år, som regel ikke mer enn 7–8 år (bare 3 år på Sørlandet) (Darwall mfl., 1992, Muncaster mfl., 2013, Halvorsen mfl., 2016). Rognkjeksyngel lever 1-2 år i tareskogen, før de blir pelagiske ved 5-6 cm lengde (Myrseth, 1971, Davenport, 1985, Holst 1993, Wienerroither mfl., 2011). De lever pelagisk til de blir kjønnsmodne, hanner når de er 4-5 år og 23-26 cm, hunner når de er 5-6 år og 32-39 cm (Myrseth, 1971, Thorsteinsson, 1981, Davenport, 1985, Albert mfl., 2000). Som rensefisk i oppdrett benyttes kun oppdrettet rognkjeks, den villfangede rognkjeksen brukes som stamfisk.

Det er betydelig dødelighet på rensefisk, både rognkjeks og leppefisk, i merdene (Nilsen mfl., 2014). Siden mye av rensefisken som holdes i merdene ikke overlever en produksjonssyklus betyr det at fisken får et kort liv. En ser ofte økt dødelighet på rensefisken etter at laksen har gjennomgått behandlinger slik som mekanisk avlusing eller AGD behandling. Svinnet, fisk som ikke blir registrert som død, og som ikke er i merdene lenger kan ha rømt, blitt spist eller har gått i oppløsning uten å ha blitt registrert. Fisken kan få økt dødelighet forårsaket av skader, sykdom eller alder. Vi kjenner ikke forholdet mellom disse faktorene, og forholdet vil i stor grad variere gjennom sesongen og mellom oppdrettsanlegg. Grønngylt blir som oftest ikke eldre enn tre år på Sørlandet (Halvorsen mfl., 2016). Fisk fra Sørlandet kan dermed godt være i sitt tredje leveår, og det kan derfor ikke forventes at den skal leve lenger enn ut sesongen. Praksis har i mange år vært at det aller meste av leppefisken blir brukt i én sesong, men med tilrettelegging av skjul og fôring er det i mange anlegg noe leppefisk som overlever i merdene til våren.

Fisk som er skadet ved fangst eller transport får ofte skjelltap og infeksjoner og dør i løpet av noen uker. Fisk kan også skades ved spyling av nøter, i dødfisksamlere, ved lusebehandling og andre driftsrutiner, og stress og skader gjør at rensefisken er utsatt for ulike sykdommer. Ved dårlige rutiner hos fisker eller på anleggene kan mye av fisken forsvinne i løpet av uker eller måneder etter utsett. All leppefisk vil i naturen oppholde seg nær bunn, berg eller tang og tare der de kan skjule seg for predatorer og finne føde. Rognkjeksyngel vil ofte sitte fastsugd til alger. I en oppdrettsmerd blir det lagt til rette for dette med mange skjul, ofte i form av plasttare og hengende plastplater til rognkjeksen. Mangel på skjul og hvileflater (til rognkjeks) vil sannsynligvis føre til et økt stressnivå hos rensefisken. Bare å beite på lakselus gir ikke nok føde til rensefisken og ikke all rensefisk fungerer som lusespisere. For at fisken skal ha motivasjon til å beite lus av laksen holdes nøtene reine for å unngå at rensefisken spiser seg mett på begroingsorganismer. I forsøk har vi konstatert at leppefisk som har beitet ned lusen på laksen og går i reine nøter, raskt får redusert kondisjon – de sulter (Skiftesvik mfl., 2013) dersom de ikke blir fôret. Det foregår uttesting av ulike fôringsmetoder og fôrtyper for leppefisk og rognkjeks. Mange oppdrettere bruker ressurser på å forbedre miljøet for rensefisken, gi den bedre fôr, og håndtere den mer skånsomt. Det pågår også mye FoU-aktivitet for å forbedre velferden til fisken. Innen forskningen arbeides det også med å øke kunnskapsbasen for de ulike artenes atferd og deres velferdsbehov i merdene.

## 8.3 - Smitte og innførsel av uønskede organismer via transport

Under transport av fisk blir også andre organismer, som for eksempel sykdomsfremkallende organismer (agens), flyttet fra opprinnelseslokalitet til utsettingslokalitet, både via transportvannet, transportenheten og via fisken. Gjentatt transport til samme område vil kunne øke sannsynligheten for spredning og etablering av uønskede organismer (Peeler & Feist, 2011). Når transportvannet slippes ut eller skiftes, vil overlevelsen i stor grad være bestemt av forholdene på utslippsstedet. Dette kan være fysiske forhold som tid på året, temperatur, strømforhold osv. Etablering av agens krever i tillegg mottakelig(e) vert(er). De fleste agens er knyttet til én eller noen få, nært beslektede vertsorganismer. Noen sykdomsfremkallende organismer har imidlertid et bredere vertsspekter og kan smitte mellom arter. Det er også forskjeller i hvilken evne agens har til å tilpasse seg nye verter.

Bruken av villfanget leppefisk har, etter at kvotene kom på plass, holdt seg stabil og stått for mellom 30 – 40 % av det totale forbruket av rensefisk i norske oppdrettsmerder (drøye 38% i 2018, 31% i 2019 og 33 % i 2020). I tillegg importeres det også villfanget leppefisk fra Sverige. Ifølge tall fra miljødirektoratet har denne importen vært ca halvert fra år til år siden 2018. I 2018 var importen drøye 400.000 individer, mens den i 2020 var ca 135.000 og i 2021 ca 170 000 individer. Den omfattende transporten av leppefisk som forekommer langs norskekysten, skjer uten at vi kjenner helsestatus til denne fisken. Forsendelsene av leppefisk skjer i sommerhalvåret, som er den perioden hvor det er størst sannsynlighet for at det kan forekomme levende organismer som er skjult i forsendelsene. Det finnes ingen god nok oversikt over geografiske forskjeller på utbredelsen av sykdommer og parasitter hos leppefisk i norske og svenske farvann, men det foreligger data som tyder på at det er geografiske forskjeller på enkelte gjellepatogener hos bergnebb og grønngylt og på nodavirus-isolater fra bergnebb, grønngylt og berggylt (Korsnes mfl., 2017). Sannsynligvis er det også geografiske forskjeller på enkelte bakterier som kan forårsake sykdom.

Selv om man i dag ikke kjenner til konkrete eksempler på spredning av sykdom via villfanget leppefisk, finnes det mange eksempler på at sykdomsfremkallende organismer er flyttet og introdusert til nye områder som følge av transport av levende fisk (Gozlan mfl., 2006, Peeler mfl., 2011, Peeler & Feist 2011). I Norge er kanskje de mest kjente eksemplene innførsel av parasitten *Gyrodactylus salaris* fra Sverige på 70-tallet (Mo 1994) og furunkulosebakterien, *Aeromonas salmonicida* som kom med laksesmolt fra Skotland på midten av 1980-tallet (Egidius 1987).

Eksempler på kjente agens som er påvist hos leppefisk, og som kan tenkes å følge partier av rensefisk er Viral hemmoragisk septikemi virus (VHSV), viral nervevevsnekrose eller nodavirus (VNN) og bakterier som *Aeromonas salmonicida*, *Pasteurella* spp. og parasitter som *Paramoeba perurans.* Det har også være en del fokus på Salmonid alfavirus SAV (som forårsaker pankreassykdom, forkortet PD), Infeksiøs pankreasnekrose virus (IPNV), og ulike typer av *Vibrio* spp. bakterier.

## 8.4 - Sykdommer og sykdomsutbrudd i merd

Sykdom og sykdomsutbrudd står for en betydelig andel av svinnet av rensefisk i merd. Dødelighetsmønsteret er ulikt hos de ulike artene. Dette er ikke kartlagt i detalj, men det ser ut til at bergnebb og berggylt er de mest hardføre artene, mens det er betydelige problemer med dødelighet hos grønngylt, grasgylt og rognkjeks. En kartlegging av dødelighet og dødelighetsårsaker for rensefisk i merd er beskrevet av Nilsen mfl. (2014) og i rensefiskkampanjen som Mattilsynet gjennomførte i 2019 i samarbeid med NTNU samfunnsforskning og HI. I tillegg finnes det data fra fisk som er innsendt via fiskehelsetjenesten og analysert ved Veterinærinstituttet (Sommerset mfl., 2020, Sommerset mfl. 2022), data fra Havforskningsinstituttets laboratorieforsøk og fangstforsøk (Harkestad 2011, Skiftesvik mfl., 2014), samt informasjon fra fiskere og oppdrettsbedrifter.

Under sykdomsutbrudd hos rensefisken vil det kunne oppstå et økt smittepress ved at agens oppformeres i anleggene og spres derfra. Oppdaterte oversikter over sykdommer hos rognkjeks og leppefisk er gitt i Fiskehelserapporten ugitt av Veterinærinstituttet (Sommerset mfl., 2022) og VKM-rapporten «Risk assessment of fish health associated with the use of cleaner fish in aquaculture» fra 2017.

Videre følger en beskrivelse av de «viktigste agens» relatert til rensefisk.

### 8.4.1 - Virus

Virusinfeksjoner i rensefisk er lite studert, og det er derfor relativt få virus beskrevet fra rensefisk. Det er sannsynlig at det allerede er blitt spredd fisk smittet med ukjente virus, og de kan også ha bidratt til sykdom og dødelighet blant rensefisk i merder.

#### 8.4.1.1 - Pankreas sykdom (PD)

Pankreas sykdom (PD) forårsakes av salmonid alfavirus (SAV) og per dags dato den virussykdommen som står for de største utfordringene og tapene i norsk oppdrettsnæring. På grunn av de alvorlige konsekvensene knyttet til denne sykdommen på laks, har det vært utredet faren for spredning av PD hos laks via transport av rensefisk. Faren for en slik overføring ble vurdert i en risikovurdering utført ved Veterinærinstituttet. Det finner flere ulike varianter eller subtyper av SAV i ulike arter av fisk. I Norge er det variantene SAV2 og SAV3 som forårsaker sykdom hos oppdrettslaks. Andre varianter av SAV-viruset er påvist i berggylte SAV6 (Ruane mfl., 2018) og SAV7 (Tighe mfl., 2021). Se kunnskapsstatus kapittel 2.12.2 - Salmonid alfavirus (SAV) for mer detaljer.

#### 8.4.1.2 - Infeksiøs pankreasnekrose (IPN)

Rensefisk ser ikke ut til å utvikle infeksiøs pankreasnekrose (IPN), men kan være bærere av IPN-virus (IPNV) (Gibson & Sommerville, 1996, Gibson mfl., 2002). IPNV har et bredt vertsspekter og det vil derfor være en viss fare for innførsel av IPNV via rensefisk.

#### 8.4.1.3 - Nodavirus, forårsaker viral nervevevsnekrose (VNN) og viral encephalopati og retinopati (VER)

Nodavirus er påvist hos vill berggylt, bergnebb og grønngylt (Korsnes mfl., 2017). Nodavirus har et bredt vertsregister og er kjent fra sykdomsutbrudd hos marin fisk som kveite og torsk i oppdrettssituasjoner (Patel mfl., 2007; Grotmol, 1996).

#### 8.4.1.4 - Viral hemorrhagisk septikemivirus (VHSV)

Viral hemorrhagisk septikemivirus (VHSV) har en stor evne til å tilpasse seg nye verter og habitater. I Norge er VHS en meldepliktig sykdom og vi har fristatus for viruset i oppdrett. Det er derfor viktig å se på faren for innførsel av VHSV til Norge. Viruset finnes i fire ulike genotyper (I-IV) og er vist å kunne infisere mer enn 80 arter i både fersk- og saltvann (OIE). VHSV er påvist i flere arter av villfisk langs norskekysten og sild er særlig mottakelig (Johansen mfl., 2013, Sandlund mfl., 2014). Rensefisk er også mottakelig for VHSV. Viruset er påvist hos leppefisk på Shetland (Munro mfl., 2015) og på rognkjeks på Island (Guðmundsdóttir mfl., 2019). Smitte via føde er en kjent smittevei for VHSV (Ahne 1980, Schönherz mfl., 2012 ) . Det er kjent at liten leppefisk blir spist av laks og regnbueørret, særlig i sulteperioden før slakting. Det er derfor mulig at laksefisk kan bli eksponert for VHSV fra infisert leppefisk, for eksempel ved at

leppefisken blir spist. VHS-virusets overlevelse i vann er rapportert som dager (Hawley & Garver, 2008) og uker (Brun & Lillehaug, 2010). Viruset kan også overleve i frossen fisk og vil kunne smitte videre om frossen fisk benytte som fôr (Gudding & Lillehaug, 2018). Nødvendig smittedose er ikke godt kjent, men vil sannsynligvis avhenge av fiskens størrelse/alder, allmenntilstand, temperatur, omgivelsene generelt og virusisolat.

#### 8.4.1.5 - «Nye virus» hos rensefisk

De senere år er nye virus isolert og beskrevet fra rognkjeks. Betydningen av disse virusene, både i forhold til oppdrett, men også villfisk, er fortsatt lite kjent. Men det viser igjen at man må forvente at med nye arter i oppdrett vil også nye og hittil ukjente sykdommer dukke opp.

**Lumpfish Flavivirus/*Cyclopterus lumpus* Virus (LFV/CLuV)** er assosiert med betennelse og nekroser i lever hos rognkjeks (Skoge mfl., 2018). I tillegg er også bleke gjeller og anemi observert, men det er usikkert hvorvidt denne klinikken er direkte knyttet til virusinfeksjonen (Johansen mfl., 2019). Etter at dette viruset ble identifisert i slutten av 2016, har kartlegging og sykdomsovervåking vist at det er til stede i alle ledd av produksjonen og med relativt høy prevalens. Det har, tilsynelatende, ingen geografisk begrensning, og mye tyder på at viruset både kan overføres horisontalt og vertikalt.

I starten av 2019, ble ytterligere to virus identifisert og karakterisert fra flere tilfeller med forøkt dødelighet på rognkjeksyngel. I enkelte tilfeller var dødeligheten høy. Virusene fikk tentative navn, basert på slektskap, *Cyclopterus lumpus* Coronavirus (CLuCV) og *Cyclopterus lumpus* Totivirus (CLuTLV). Kliniske tegn og patologi CLuCV er væskefylt tarm (diaré) og irritert tarmepitel. Det har siden vært jobbet videre med å identifisere CLuTLV. Ingen spesiell klinikk er assosiert med CLuTV (Sandlund L. mfl. 2021a).

**Ranavirus** hos rognkjeks ble påvist første gang på Færøyene i 2014 og siden på Island i 2015 og i Skotland og Irland i 2016. Genetiske analyser tyder på at variantene isolert fra rognkjeks er en ny art av ranavirus (Stagg mfl., 2020). Viruset er foreløpig ikke påvist på rensefisk i Norge (Sommerseth mfl. 2022).

### 8.4.2 - Bakterier

Det er identifisert en del sykdomsfremkallende bakterier hos både leppefisk og rognkjeks. Noen av disse kan potensielt også forårsake sykdom hos laksefisk. Det er uklart om det er beslektede stammer som er isolert, eller i hvilken grad bakteriene fra leppefisk over tid kan endre sine egenskaper slik at de kan infisere nye vertsarter. Eksempler på bakterier som forårsaker sykdom hos leppefisk og rognkjeks er ulike stammer av *Vibrio anguillarum*, *Aliivibrio ordali*, *Pasteurella* spp., atypisk *A. salmonicida*, *Pseudomonas anguilliseptica* og *Vibrio splendidus* (se f.eks. Harkestad 2011, Johansen 2013, Treasurer 2012, Sommerset mfl., 2020). Det er ikke rapportert om en nevneverdig endring i forekomst av bakterielle sykdommer hos rensefisk siste året (Sommerset mfl. 2022). Infeksjoner med ulike varianter av *Pasteurella* spp. har økt i forekomst hos oppdrettsfisk, både rensefisk og laks, i de siste årene (Sommerset mfl., 2020). I hvilken grad smitten overføres mellom rensefisk og oppdrettsfisk er usikkert (Poppe mfl., 2012, Alarcón mfl., 2015a). Men ny forskning viser at rognkjeks er like mottakelig for *Pasteurella*-isolat fra laks som for *Pasteurella*-isolater fra rognkjeks (Sandlund N. mfl. 2021b). I tillegg er det nylig beskrevet en ny art i bakterieslekten *Pasteurellaceae, Pasteurella atlantica* (Ellul mfl. 2021). Bakterier som *Tenacibaculum* spp. og *Moritella viscosa* er assosiert med sårdannelse hos mange fiskeslag, og særlig laks. Men disse bakteriene er blitt isolert fra sår hos både vill og oppdrettet rognkjeks, og fra oppdrettet berggylt. For de ulike *Tenacibaculum* artene, *T. finnmarkense* , *T. dicentrarchi* og *T. maritimum* er også direkte smitte mellom rensefisk og laks i produksjon en mulighet, da like varianter av disse er påvist både på laks og rognkjeks (Frisch mfl., 2018; Olsen mfl., 2011; Småge mfl., 2016).

Ut fra den informasjonen som er tilgjengelig i dag, vil rensefisk kunne være bærere av *V. anguillarum*, *Aliivibrio ordali*, *Pasteurella* spp., atypisk *A. salmonicida*, *Pseudomonas anguilliseptica , Aliivibrio* spp., *V. splendidus*, *M. viscosa* og *Tenacibaculum* spp. Laks i oppdrett er vaksinert mot *V. anguillarum, Aliivibrio salmonicida, M. viscosa* og typisk *A. salmonicida*.

### 8.4.3 - Parasitter

I 2013 og senere har det vært betydelige problemer med amøbeindusert gjellesykdom (AGD) hos laks i Sør-Norge, forårsaket av amøben *Paramoeba perurans*. Det er uklart hva som er de viktigste, naturlige reservoarene for *P. perurans*, men amøben er blitt påvist hos villfanget berggylt og blåstål (VKM, 2014). Infeksjoner og AGD er også observert hos oppdrettet berggylt (Karlsbakk mfl., 2013) og rognkjeks (Bornø & Gulla, 2016), og i grønngylt, berggylt og rognkjeks holdt som rensefisk i laksemerder (Nilsen mfl., 2014, Karlsbakk, 2015). I 2021 ble det påvist AGD hos rognkjeks ved åtte lokaliteter og hos leppefisk ved fem lokaliteter (Sommerset mfl. 2022). Laks kan smittes med *P. perurans* som er isolert fra berggylt (Mo mfl., 2014a, Dahle mfl., 2015), og berggylt av amøber fra laks (Dahle mfl., 2015). Dette tyder på at amøben har lav artsspesifisitet, og vi må derfor anta at flytting av fisk med *P. perurans* representerer en fare for overføring av denne til fisk på mottaksstedet.

Leppefiskartene kan være parasittert av kveis. Norske og skotske studier antyder at infeksjoner med kvalorm (*Anisakis simplex*) forekommer, men er uvanlige i leppefisk. Det er sannsynligvis lokal variasjon i forekomsten av denne parasitten i leppefiskene. Infeksjoner kan oppstå ved at leppefisken spiser utkast (slo) fra annen fisk, for eksempel i havner. Laks i merd kan bli infisert med *A. simplex* (Mo mfl., 2014b), men dette er svært uvanlig (Levsen & Maage, 2015). Oppdrettslaksen smittes muligens ved å spise viltfanget infisert leppefisk brukt som rensefisk. En annen kveistype, selorm (*Pseudoterranova* spp.), kan forekomme i muskulaturen hos leppefisk tatt nær selkolonier. Denne forekomsten er lite undersøkt, følgelig vet vi ikke om *P. decipiens* og *P. krabbei*-infeksjoner i leppefisk representerer en trussel med hensyn til kveisinfeksjon i oppdrettslaks. Omfattende screening av norsk oppdrettslaks og regnbueørret har ikke avdekket kveisinfeksjoner i slaktefisk (Levsen & Maage, 2015). Små mengder kveis kan derimot forekomme i den utsorterte taperfisken (Mo mfl., 2014, Levsen & Maage, 2015, Roiha mfl., 2017). Om dette i noen tilfeller har sammenheng med bruk av rensefisk er uvisst.

Skottelus (*Caligus elongatus*) er en parasitt som lever på ulike fiskearter. Den ligner lakselus, men er mindre. Samtidig med den økende bruken av rognkjeks som rensefisk, har også utfordringene med skottelus-infeksjoner på rognkjeks økt. Rapporter om behov for avlusing av rognkjeks forekommer. Selve innrapporteringen av bruken av avlusningsmetoder og avlusningsmedikamenter gjør at man ikke har oversikt over hvor stor andel som benyttes for avlusning av laks vs. rensefisk (Sommerset mfl., 2020). Skottelus fra rognkjeks kan smitte over på annen fisk, men det er trolig uvanlig da rognkjeks synes å være en foretrukket vert (Øines mfl., 2006).

## 8.5 - Gjenbruk av rensefisk

Oppdrettslokaliteter skal generelt brakklegges etter en produksjonssyklus for å bryte smittesykli. Samtidig er det et behov for å øke overlevelsen av leppefisk, og det diskuteres derfor om gjenbruk av overlevende leppefisk kan være aktuelt. Faren er at noen fisk kan være bærere av agens som så kan spres ved gjenbruk i neste produksjonssyklussyklus. Agens kan i noen tilfeller også endre virulens og tilpasse seg nye verter. Det eksisterer dermed en fare for at smitteoverføring mellom arter øker (se f.eks. Kennedy mfl., 2015, Sundberg mfl., 2016, Pulkinen mfl., 2010). Det finnes lite relevant informasjon om virulensutvikling som kan relateres til norske forhold, og dette er derfor ikke risikovurdert i denne sammenhengen.

## 8.6 - Genetiske påvirkninger

Leppefisk lever i geografisk atskilte bestander med begrenset grad av utveksling. Leppefisk som flyttes over lange avstander og deretter rømmer, kan blande seg med lokale bestander og på denne måten påvirke den bestandsgenetiske strukturen på mottaksstedet. Leppefiskene er små, og selv små hull i nøtene representerer en rømningsvei. Dette gjelder særlig bergnebb, som er slankere enn de andre artene (Sistiaga mfl., 2021). Grønngylt er rapportert å rømme i mindre grad (Woll mfl., 2013). Når oppdretterne skifter til nøter med større maskevidde, kan dette resultere i at små leppefisk forsvinner ut av noten. All håndtering av laks medfører en fare for rømming eller dødelighet for rensefisken. Studier av bergnebb og grønngylt tyder på at en innblanding av importert fisk i lokale bestander kan ha funnet sted i et importområde i Trøndelag (Jansson mfl., 2017, Faust mfl., 2018). Et nylig gjennomført studie på grønngylt, viser indikasjoner på at det hittil er de nordligste områdene som er mest påvirket. En teori er at det er enklere for rømt fisk å få rotfeste i områder med nylig etablerte populasjoner, har lav populasjonstetthet og /eller høyt fiskepress på lokale populasjoner (Faust mfl., 2021).

Grønngylt vil i mindre grad rømme (Woll mfl., 2013). Det er rapportert at noen oppdrettere tidligere hadde en praksis hvor leppefisk ble satt fri etter bruk.

Transport representerer derfor en fare for en permanent genetisk påvirkning av lokale leppefiskbestander. Faktorer som spiller inn, vil variere mellom arter av leppefisk. Arter med lav overlevelse etter utsett, gjør faren for innblanding i ville bestander er liten.

Berggylt vil være følsom for genetisk endring som følge av å ha lav populasjons tetthet og høy skjevfordeling mellom kjønn. Det er også fare knyttet til bruk av oppdrettet berggylt, som kommer fra få stamfisk, men blir spredd ut til mange oppdrettslokaliteter. Villfanget berggylt har en høyere lovlig minstestørrelse ved fangst enn de andre leppefiskartene, så sannsynligheten for at denne rømmer er lav. Imidlertid kan oppdrettet berggylt settes ut ved mindre størrelser og disse kan ha større sannsynlighet for å rømme gjennom notmaskene enn villfanget fisk. Oppdrettet berggylt er ofte ikke stedegen. Selv om det er større sannsynlighet at liten berggylt rømmer, vil den lange tiden det tar før de rømte små berggyltene kjønnsmodner (ved 22-23 cm). Nylige gjennomførte studier gir indikasjoner på at inndelingen av populasjonsstrukturen til berggylt ligner grønngylt med en nordvestlig og sørøstlig inndeling. Skillet går ved Jæren hvor sandstrendene utgjør en naturlig barriere for genetisk utveksling (Seljestad mfl., 2020). Studiet konkluderer med at transport av berggylt fra Sverige og Sørlandet til Vestlandet og Midt-Norge, vil kunne føre til en miksing av og endring av genetisk forskjellige populasjoner.

Arten som sannsynligvis påvirkes minst er bergnebb. Med sine pelagiske egg vil frekvensen av genutveksling naturlig sett være høyere sammenlignet med andre leppefisk. I tillegg har denne arten høyest populasjonstetthet og størst utbredelse. Men bergnebb er også den vanligste arten i transportene, har best overlevelse etter transport og rømmer mest (Woll mfl., 2013). Bergnebb er småvokst og kan lett unnslippe gjennom maskene. Den er sannsynligvis også mer robust. Ved en undersøkelse av bergnebb samlet inn langs en syd-nord-gradient ble det vist en genetisk variasjon som fulgte gradienten relatert til avstand (Jansson mfl., 2017). Fisken i det eneste "importområdet" i studien avvek imidlertid fra det generelle mønsteret, og var mer lik fisk fra eksportområdet enn fra de nærmeste prøvetakingslokalitetene. Dette kan ha sammenheng med innblanding av importert fisk; det gjøres nå oppfølgende studier i området.

Endringer i den bestandsgenetiske strukturen vil også kunne skje i lokale populasjoner ved overfiske, som følge av tap av genetisk variasjon. Dette er en ofte ignorert, men like vel viktig faktor. Leppefiskene lever i mer eller mindre isolerte, lokale populasjoner. Bruk av leppefisk som er fraktet nordover (eksempelvis fra Sverige til Nordland) kan representere akvakultur med arter som ikke forekommer naturlig i området (grønngylt i nordlige områder) og/eller bruk av ikke-stedegen fisk.

Rognkjeks som benyttes som rensefisk kommer fra oppdrett, men er i dag i hovedsak basert på villfanget stamfisk. Det er dels omfattende flytting av befruktet rogn og settefisk, og rognkjeks som settes ut har i dag ofte ikke lokalt eller regionalt genetisk opphav. I tillegg er et avlsprogram etablerert av AquaGen, basert på stamfisk fra hele norskekysten. I 2020 ble egenprodusert stamfisk strøket for første gang, med det mål å produsere avkom med forbedrede

avlsegenskaper knyttet til sykdomsresistens og luseappetitt. Målrettet avl vil over tid føre til at den oppdrettede og selekterte rognkjeksen avviker fra sitt ville opphav. Rømming av ikke-lokal, selektert, rognkjeks vil derfor ved innblanding i ville bestander kunne føre til endringer i genetiske og biologiske egenskaper hos den ville bestanden.

Studier av genetikken til rognkjeks langs norskekysten har hittil vist tvetydige resultater i forhold til grad av genetiske forskjeller. Jónsdóttir mfl. (2018) fant liten eller ingen forskjell i den genetiske strukturen, men undersøkelser gjort av Whittaker mfl. (2018) viste det motsatte. I det sistnevnte arbeidet vises det til funn av distinkt forskjellige genetiske populasjoner, og at disse i tillegg kan være små noe som igjen gjør dem sårbare for genetisk innkryssing. Ny forskning støtter det sistnevnte. Jansson mfl. (2022) har funnet overraskende distinkte forskjeller i populasjonsstrukturen hos rognkjeks i Norge. En større Øst-Atlantisk bestand ser ut til å dekke mesteparten av distribusjonen langs kysten og viser kun moderate genetiske forskjeller med avstand (sc. isolation-by-distance). Dette er i kontrast til funn i sørvestlige fjorder, der bestandene skiller seg distinkt fra de Øst-Atlantiske. Videre ser det ut til at det i de nordligste fjordene er en del fisk som hører til arktiske bestander. Disse funnene tyder på at til tross for at rognkjeks bestandene blandes og oppholdes seg sammen utenom gytesesongen, opprettholder de en genetisk adskillelse gjennom å benytte separate gyteområder og gytetidspunkt. Disse funnene kan tyde på at dette gjør rognkjekspopulasjoner sårbare i forhold til genetisk påvirkning av rømt oppdrettsfisk. Det viser også behovet for å undersøke dette nærmere (Powel mfl. 2018; de Leaniz mfl. 2022).

## 8.7 – Referanser

Ahne W (1980). Experimental infection of pike (*Esox lucius*) with Egtvedvirus. Tierarztl Umsch 35: 225–229.

Alarcón M, Gulla S, Røsæg MV, Rønnseth A, Wergeland H, Poppe TT, Nilsen H, Colquhoun DJ (2015). Pasteurellosis in lumpsucker *Cyclopterus lumpus* , farmed in Norway. J Fish Dis (doi:10.1111/jfd.12366).

Albert OT, Bertelsen B, Jonsson ST, Pettersen IH, Torstensen E (2000). Lumpsucker (*Cyclopterus lumpus*) otolitts: dissection, mounting and age-reading. Fiskeriforskning, Rapport 2000, 1–22.

Alvsvåg J (1993). Fødeval, vekst og energiallokering hos gress gylt (*Centrolabrus exoletus* L.) og grønngylt (*Symphodus melops* L.) (Pisces: Labridae) på vestkysten av Noreg, og diettoverlapping med O og I-gruppe torsk (*Gadus morhua* L.). University of Bergen.

Bergström, L., Karlsson M, Bergström U, Pihl L, Kraufvelin P (2016). Distribution of mesopredatory fish determined by habitat variables in a predator-depleted coastal system. Marine Biology 163 (10): p. 201.

Bornø G, Gulla S (2016). Helsesituasjonen hos rensefisk. S. 70–73 i (Hjeltnes m.fl. red). Fiskehelserapporten 2015. Oslo: Veterinærinstituttet.

Bourlat SJ, Faust E, Wennhage H, Wikström A, Rigby K, Vigo M, Kraly P, Selander E, André C (2021). Wrasse fishery on the Swedish West Coast: towards ecosystem-based management. ICES J. Mar. Sci., 78, 1386-1397, doi:10.1093/icesjms/fsaa249.

Brun E, Lillehaug A (2010). Risikoprofil for sykdommer i norsk fiskeoppdrett. Norge, Veterinærinstituttet.

Dahle OM, Nylund A, Karlsbakk E, Andersen L, Blindheim S, Glosvik H, Breck O (2015). Smitteoverføring av *Paramoeba perurans* mellom laks og berggylt – bruk av to klonale isolat fra henholdsvis laks og berggylt. Abstract, Frisk Fisk, Tromsø.

Darwall WRT, Costello MJ, Donnelly R, Lysaght S (1992). Implications of life-history strategies for a new wrasse fishery. Journal of Fish Biology 41 (sb): 111–123.

Davenport J (1985). Synopsis of biological data on the lumpsucker *Cyclopterus lumpus* (Linnaeus, 1758). FAO Fisheries Synopsis. No. 147, 1–31.

Deady S, Fives JM (1995). Diet of ballan wrasse, Labrus bergylta, and some comparisons with the diet of corkwing wrasse, Crenilabrus melops. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 75 (03): 651–665. Cambridge University Press.

de Leaniz CG, Gutierrez Rabadan C, Barrento, SI, Stringwell R, Howes PN, Whittaker BA, Minett JF, Smith RG, Pooley CL, Overland BJ, mfl. (2022). Addressing the welfare needs of farmed lumpfish: Knowledge gaps, challenges and solutions. Reviews in Aquaculture, 14, 139-155, doi:https://doi.org/10.1111/raq.12589.

Egidius E (1987). Import of furunculosis to Norway with Atlantic salmon smolts from Scotland. ICES C.M., 1987/F:8, 7 p.

Ellul RM, Kalatzis PG, Frantzen C, Haugland, GT, Gulla S, Colquhoun, DJ, Middelboe M, Wergeland, HI, Rønneseth, A (2021). Genomic analysis of *Pasteurella atlantica* provides insight on its virulence factors and phylogeny and highlights the potential of reverse vaccinology in aquaculture. Microorganisms, 9, 1215.

Faust E, Jansson E, André C, Halvorsen KT, Dahle G, Knutsen H, Quintela M, Glover KA (2021). Not that clean: Aquaculture-mediated translocation of cleaner fish has led to hybridization on the northern edge of the species' range. Evolutionary Applications, 14, 1572-1587, doi:https://doi.org/10.1111/eva.13220.

Fernández-Chacón A, Villegas-Ríos D, Moland E, Baskett ML, Olsen EM, Carlson SM (2020). Protected areas buffer against harvest selection and rebuild phenotypic complexity. Ecological Applications:eap. 2108. Ecological Society of America.

Faust E, Halvorsen KT, Andersen P, Knutsen H, André C (2018). Cleaner fish escape salmon farms and hybridize with local wrasse populations. Royal Society Open Science 5(3): 171752.

Faust E, Jansson E**,** André C, Halvorsen K, Dahle G, Knutsen H, Quintela M, Glover KA. " Not that clean: aquaculture mediated translocation of cleaner fish lead to hybridization and introgression on the northern edge of the specie's range". Submitted.

Frisch K, Småge SB, Brevik J, Duesund H, Nylund A (2018). Genotyping of *Tenacibaculum maritimum* isolates from farmed Atlantic salmon in Western Canada. J. Fish Dis. 41, 131–137. https://doi.org/10.1111/jfd.12687

Gibson DR, Sommerville C (1996). The potential for viral problems related to the use of wrasse in the farming of Atlantic Salmon. s 240–246 I: Sayer MDJ, Treasurer JW, Costello MJ (red.): Wrasse biology and use in aquaculture. Fishing news books. Blackwell, Oxford.

Gibson DR, Smail DA, Sommerville C (2002). Infectious pancreatic necrosis virus: experimental infection of goldsinny wrasse, *Ctenolabrus rupestris* L. (Labridae). J Fish Dis 21, 399–406.

Gozlan RE, Peeler EJ, Longshaw M, St-Hilaire S, Feist SW (2006). Effect of microbial pathogens on the diversity of aquatic populations, notably in Europe. Microbes and Infection, 8, 1358–1364.

Grotmol S, Totland GK, Thorud K, Hjeltnes BK (1997). Vacuolating encephalopathy and retinopathy associated with a nodavirus-like agent: a probable cause of mass mortality of cultured larval and juvenile Atlantic halibut *Hippoglossus hippoglossus* . Dis Aquat Org 29, 85–97.

Gudding R, Lillehaug A (red.) (2018). Smitte mellom oppdrettsfisk og villfisk: Kunnskapsstatus og risikovurdering. Rapport 12, Veterinærinstituttet

Guðmundsdóttir S, Vendramin N, Cuenca A, Sigurðarsdóttir, Kristmundsson A, Iburb TM, Olesen NJ (2019). Outbreak of viral haemorrhagic septicaemia (VHS) in lumpfish (*Cyclopterus lumpus*) in Iceland caused by VHS virus genotype IV. J Fish Dis **42** (1): 47–62.

Halvorsen KT, Sørdalen TK, Durif C, Knutsen H, Olsen EM, Skiftesvik AB, Rustand TE, Bjelland RM, Vøllestad LA

(2016). Male-biased sexual size dimorphism in the nest building corkwing wrasse (Symphodus melops: implications for a size regulated fishery. ICES Journal of Marine Science 73 (10): 2586–2594.

Halvorsen KT, Bjelland R, Jørgensen T, Skiftesvik A B (2017a). Forsøksfiske for selektiv fangst av berggylt. Fisken og Havet (8).

Halvorsen KT, Larsen T, Sørdalen TK, Vøllestad LA, Knutsen H, Olsen EM (2017b). Impact of harvesting cleaner fish for salmonid aquaculture assessed from replicated coastal marine protected areas. Marine Biology Research 13(4): 359–369.

Halvorsen KT, Sørdalen TK, Vøllestad LA, Skiftesvik AB, Espeland SH, Olsen EM (2017c). Sex- and size-selective harvesting of corkwing wrasse (Symphodus melops)–a cleaner fish used in salmonid aquaculture. ICES Journal of Marine Science 74(3): 660–669.

Halvorsen K, Skiftesvik AB, Jørgensen T (2019). Kunnskapsstøtte – anbefaling om redusert inngangsstørrelse i teiner i fisket etter leppefisk.

Halvorsen KT, Skiftesvik AB, Bjelland R, Larsen T (2020a). Kunnskapsstøtte og råd for regulering av fisket etter leppefisk i 2021. https://www.fiskeridir.no/content/download/29068/414604/version/10/file/kvoteraad-leppefisk-hi.pdf Accessed 19/10/20

Halvorsen KT, Sørdalen TK, Larsen T, Browman HI, Rafoss T, Albretsen J, Skiftesvik AB (2020b). Mind the depth: The vertical dimension of a small-scale fishery shapes selection on species, size and sex in wrasses. Marine and Coastal Fisheries 12 (6), 404–422. https://doi.org/10.1002/mcf2.10131

Halvorsen K, Sørdalen TK, Larsen T, Rafoss T, Skiftesvik AB (2020c). Kunnskapsbasert innovasjon for optimal ressursutnyttelse i leppefiskeriet. Rapport fra Havforskningen.

Halvorsen K, Skiftesvk, AB, Larsen T, Otterå H, og AF Chacón. 2021. Kunnskapsstøtte og råd for regulering av fisket etter leppefisk i 2022. Rapport fra Havforskningen 2021-54 ISSN: 1893-4536

Harkestad LS (2011). Eksperimentell smitte av grønngylt, *Symphodus melops*, med *V.tapetis*-isolatene CECT 4600, LP2 og NRP45. Mastergradsoppgave i havbruksbiologi, Universitetet i Bergen 2011, 136 s.

Hawley LM, Garver KA (2008). Stability of viral hemorrhagic septicemia virus (VHSV) in freshwater and seawater at various temperatures. Dis Aquat Org 82, 171–178.

Holst JC (1993). Observations on the distribution of lumpsucker (*Cyclopterus lumpus* , L.) in the Norwegian Sea. Fish Res 17, 369–372.

Imsland AK, Reynolds P, Eliassen G, Mortensen A, Hansen ØJ, Puvanendran V, Hangstad TA, Jónsdóttir ÓDB, Emaus PA, Elvegård TA mfl. (2016). Is cleaning behaviour in lumpfish (*Cyclopterus lumpus*) parentally controlled? Aquaculture, 459, 156-165, doi:https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.03.047.

Imsland AKD, Hanssen A, Nytrø AV, Reynolds P, Jonassen TM, Hangstad TA, Elvegård TA, Urskog TC, Mikalsen B (2018). It works! Lumpfish can significantly lower sea lice infestation in large-scale salmon farming. Biology Open 7, doi:10.1242/bio.036301.

Jansson E, Quintela M, Dahle G, Albretsen J, Knutsen H, André C, Strand Å, Mortensen S, Taggart JB, Karlsbakk E, Kvamme BO, Glover KA (2017). Genetic analysis of goldsinny wrasse reveals evolutionary insights into population connectivity and potential evidence of inadvertent translocations via aquaculture. ICES Journal of Marine Science. doi:10.1093/icesjms/fsx046.

Jansson, E, Faust, E, Bekkevold, D, Quintela, M, Durif, C, Halvorsen, K.T, Dahle, G, Pampoulie, C.S, Kennedy, J, Whittaker, B, Unneland L, André C, Glover K (2022). Global, regional, and cryptic population structure in a high gene-

flow transatlantic fish. bioRxiv, 2022.2003.2022.485384, doi:10.1101/2022.03.22.485384.

Johansen R (red.) (2013). Fiskehelserapporten 2012. Oslo, Veterinærinstituttet.

Johansen R, Tønnessen Ø, Nylund S (2019) Hvordan få kontroll på helseutfordringer på rensefisk. Foredrag Rensefiskkonferansen 2019

Jónsdóttir ÓDB, Schregel J, Hagen SB, Tobiassen C, Aarnes SG, Imsland AKD (2018). Population genetic structure of lumpfish along the Norwegian coast: aquaculture implications. Aquacult Int 26, 49–60.

Jørgensen T, Bjelland R, Halvorsen K, Durif C, Shema S, Skiftesvik AB (2017). Seleksjon i leppefiskredskap. Fisken og Havet (2).

Karlsbakk E (2015). Amøbisk gjellesykdom (AGD) – litt om den nye plagen. Havforskningsrapporten 2015. Fisken og havet, særnr. 1- 2015: 33–35.

Karlsbakk E, Olsen AB, Einen A-CB, Mo TA, Fiksdal IU, Aase H, Kalgraff C, Skår S-Å, Hansen H (2013). Amoebic gill disease due to *Paramoeba perurans* in ballan wrasse (*Labrus bergylta*). Aquaculture 412-413, 41–44.

Kennedy DA, Kurath G, Brito IL, Purcell MK, Read AF, Winton JR, Wargo AR (2015). Potential drivers of virulence evolution in aquaculture. Evolutionary Applications 9, 344–354.

Kindsvater HK, Halvorsen, KT, Sørdalen, TK, Alonzo SH (2020). The consequences of size-selective fishing mortality for larval production and sustainable yield in species with obligate male care. Fish and Fisheries. Early view online https://doi.org/10.1111/faf.12491

Korsnes K, Karlsbakk E, Skaar CK, Sælemyr L, Nylund A, Kvamme BO, Mortensen S (2017). High nervous necrosis virus (NNV) diversity in wild wrasse (Labridae) in Norway. Diseases of Aquatic Organisms 126:43-50.

Kraufvelin P, Christie PH, Gitmark JK (2020) Top-down release of mesopredatory fish is a weaker structuring driver of temperate rocky shore communities than bottom-up nutrient enrichment. Marine Biology 167(4): 1–20. Springer Berlin Heidelberg.

Levsen A, Maage A (2015). Nasjonal undersøkelse av forekomst av *Anisakis* i norsk oppdrettslaks (pp. 10). Bergen: Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).

Mo TA, Emilsen V, Hansen H, Poppe TT (2014a). Smitteforsøk med isolat av *Paramoeba perurans* fra berggylt og laks for å studere mottakelighet og infeksjonsutvikling hos laks. Rapport, Veterinærinstituttet 31 Jan. 2014. 13 s.

Mo TA, Gahr A, Hansen H, Hoel E, Oaland Ø, Poppe TT (2014 b ). Presence of *Anisakis simplex* (Rudolphi, 1809 det. Krabbe, 1878) and *Hysterothylacium aduncum* (Rudolphi, 1802) (Nematoda; Anisakidae) in runts of farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L. J Fish Dis 37 , 135–140.

Mo TA (1994) Status of Gyrodactylus salaris problems and research in Norway. In: Parasitic Diseases of Fish (Ed. J.W. Lewis), pp. 43–48. Samara Publishing, Tresaith, Dyfed, Wales.

Munro ES, McIntosh RE, Weir SJ, Noguera PA, Sandilands JM, Matejusova I, Mayes AS, Smith R (2015). A mortality event in wrasse species (Labridae) associated with the presence of viral haemorrhagic septicaemia virus. J Fish Dis 38, 335–341.

Muncaster, S, B. Norberg, and E. Andersson. 2013. Natural sex change in the temperate protogynous Ballan wrasse Labrus bergylta. Journal of Fish Biology 82(6): 1858–1870. Blackwell Publishing Ltd.

Myrseth B (1971). Fekunditet, vekst, levevis og ernæring hos *Cyclopterus lumpus* L. Hovedoppgave, Univ. Bergen/HI 1971. 113 s.

Nedreaas K, Aglen A, Gjøsæter J, Jørstad K, Knutsen H, Smedstad O, Svåsand T, Ågotnes P (2008). Kysttorskforvaltning på Vestlandet og langs Skagerrak-kysten. Vurdering av status for kysttorsk på strekningen svenskegrensen–Stad med forslag om forvaltningstiltak. Fisken og Havet, 5–2008. 106 pp.

Nilsen A, Viljugrein H, Røsæg MV, Colquhoun D (2014). Rensefiskhelse – kartlegging av dødelighet og dødelighetsårsaker, Veterinærinstituttets rapportserie nr. 12, 2014.

Olsen AB, Jensen BB, Nilsen H, Grøntvedt RN, Gjerset B, Taksdal T, Høgåsen HR (2011). Risikovurdering for spredning av pancreas disease virus (PD-virus) ved bruk av leppefisk i norsk lakseoppdrett. Veterinærinstituttets rapportserie 7–2011. Oslo: Veterinærinstituttet.

Olsen AB, Nilsen H, Sandlund N, Mikkelsen H, Sørum H, Colquhoun DJ (2011) *Tenacibaculum* sp. associated with winter ulcers in sea-reared Atlantic salmon *Salmo salar*. Diseases of Aquatic Organisms 94(3): 189–199.

Olsen EM, Halvorsen KT, Larsen T, Kuparinen A (2018). Potential for managing life history diversity in a commercially exploited intermediate predator, the goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*). ICES Journal of Marine Science 76(1): 357–357.

Patel S, Korsnes K, Bergh Ø, Vik-Mo F, Pedersen J, Nerland AH (2007) Nodavirus in farmed Atlantic cod *Gadus morhua* in Norway. Dis Aquat Org 77: 169–173

Peeler EJ, Oidtmann BC, Midtlyng PJ, Miossec L & Gozlan R (2011) Non-native aquatic animals introductions have driven disease emergence in Europe. Biological Invasions, 13, 1291–1303.

Peeler EJ, Feist SW (2011). Human intervention in freshwater ecosystems drives disease emergence. Freshwater Biology.

Poppe TT, Taksdal T, Skjelstad H, Sviland C, Vågnes Ø, Colquhoun DJ (2012). Nye arter – nye diagnostiske utfordringer. Norsk Veterinærtidsskrift 124(1): 19–21.

Powell A, Treasurer JW, Pooley CL, Keay AJ, Lloyd R, Imsland AK, Garcia de Leaniz C (2018). Use of lumpfish for sea-lice control in salmon farming: challenges and opportunities. Reviews in Aquaculture 2018, 10, 683-702, doi:https://doi.org/10.1111/raq.12194.

Pulkinen K, Suomalainen L-R, Read AF, Ebert D, Rintamäki, Valtonen ET (2015). Intensive fish farming and the evolution of pathogen virulence: the case of columnaris disease in Finland. Proc Royal Soc B 277, 593–600.

Reamon, M (2020). Assessing the impacts of marine protected areas on wrasse populations in Norway. Master thesis. University of Agder.

Ruane NM, Swords D, Morrissey T, Geary M, Hickey C, Collins EM, Geoghegan F, Swords F (2018). Isolation of salmonid alphavirus subtype 6 from wild-caught ballan wrasse, *Labrus bergylta* (Ascanius). J Fish Dis, 41, 1643-1651, doi:10.1111/jfd.12870.

Ruud, M (2020). Catchability and selectivity in a multispecies wrasse fishery in Western Norway. Master thesis. University of Agder.

Roiha IS, Maage A, Levsen A (2017). Nasjonal undersøking av førekomst av *Anisakis simplex* i norsk oppdrettsaure (*Onchorhynchus mykiss*). Rapport, NIFES 26.01.2017; 12 p.

Sandlund N, Gjerset B, Bergh Ø, Modahl I, Olesen NJ, Johansen R (2014) Screening for viral hemorrhagic septicemia virus in marine fish along the Norwegian coastal line." PLoS ONE **9** (9): e108529.

Sandlund L, Mor SK, Singh VK, Padhi SK, Phelps NBD, Nylund S, Mikalsen AB (2021a). Comparative molecular characterization of novel and known piscine toti-like viruses. Viruses, 13, 1063.

Sandlund N, Rønneseth A, Ellul RM, Nylund S, Sandlund L (2021b). *Pasteurella* spp. Infections in Atlantic salmon and lumpsucker. Journal of Fish Diseases, n/a, doi:https://doi.org/10.1111/jfd.13381.

Sayer MDJ, Gibson RN, Atkinson RJA (1995). Growth, diet and condition of goldsinny on the west coast of Scotland. Journal of Fish Biology 46 (June 1993): 317–340.

Schönherz AA, Hansen MHH, Jorgensen HBH, Berg P, Lorenzen N, Einer-Jensen K (2012). Oral transmission as a route of infection for viral haemorrhagic septicaemia virus in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). J Fish Dis 35, 395–406.

Seljestad GW, Quintela M, Faust E, Halvorsen K, Besnier F, Jansson E, Dahle G, Knutsen H, André C, Folkvord A, Glover KA (2020). “A cleaner-break”: Genetic divergence between geographic groups and sympatric phenotypes revealed in ballan wrasse (*Labrus bergylta*). Ecology and Evolution. Crossref DOI link: https://doi.org/10.1002/ECE3.6404

Sistiaga M, Herrmann B, Jørgensen T. (2021) Prediction of goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*) minimum size required to avoid escape through salmon (*Salmo salar*) farm nets. Aquaculture, 543, 737024, doi:https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.737024.

Skiftesvik AB **,** Bjelland RM, Durif CMFI, Johansen IS, Browman HI (2013). Delousing of Atlantic salmon (*Salmo salar*) by cultured vs. wild ballan wrasse ( *Labrus bergylta* ). Aquaculture 402-403, 113–118.

Skiftesvik AB, Blom G, Agnalt A-L, Durif CMF, Browman HI, Bjelland RM, Harkestad LH, Farestveit E, Paulsen OI, Fauske M, Havelin T, Johnsen K, Mortensen S. (2014a). Wrasse (Labridae) as cleaner fish in salmonid aquaculture – The Hardangerfjord as a case study. Mar Biol Res 10, 289–300.

Skiftesvik AB, Durif D, Bjelland R, Browman H, Holm E, Jørgensen T, Løkkeborg S, Utne Palm AC, Skar Tysseland AB, Hoddevik Ulvestad B, Aasen A, Axelsen BE, Mortensen S, Sælemyr L, Skår CK, Karlsbakk E, Einen ACB, Nordbø J, Omdal LM, Isachsen CH, Espeland SH, Semb Johannesen I, Olausson S og Elen E (2014b). Bestander og fangstkvaliteter av leppefisk. Rapport fra Havforskningen nr. 3–2014. Sluttrapport FHF prosjekt 900609.

Skiftesvik AB, Durif CMF, Bjelland RM, Browman HI (2015). Distribution and habitat preferences of five species of wrasse (Family Labridae) in a Norwegian fjord. ICES Journal of Marine Science 72(3): 890–899.

Skoge RH, Brattespe J, Økland AL, Plarre H, Nylund A, (2018). New virus of the family Flaviviridae detected in lumpfish (*Cyclopterus lumpus*). Arch. Virol. 163, 679–685. https://doi.org/10.1007/s00705-017-3643-3

Småge SB, Brevik ØJ, Duesund H, Ottem KF, Watanabe K, Nylund A, (2016). Tenacibaculum finnmarkense sp. nov., a fish pathogenic bacterium of the family Flavobacteriaceae isolated from Atlantic salmon. Antonie van Leeuwenhoek, Int. J. Gen. Mol. Microbiol. 109, 273–285.

Sommerset I, Walde C S, Bang Jensen B, Bornø B, Haukaas A og Brun E (red). (2020) Fiskehelserapporten 2019, Oslo, Veterinærinstituttet

Sommerset I, Walde C S, Bang Jensen B, Wiik-Nielsen J, Bornø G, Oliveira VHS, Haukaas A og Brun E (2022). Fiskehelserapporten 2021, Veterinærinstituttets rapportserie nr. 2a/2022, Veterinærinstituttet

Stagg HEB, Guðmundsdóttir S, Vendramin N, Ruane NM, Sigurðardóttir H, Christiansen DH, Cuenca A, Petersen PE, Munro ES, Pobov VL, Subramaniam K, Imnoi K, Waltzek TB, Olesen NJ (2020). Characterization of ranaviruses isolated from lumpfish Cyclopterus lumpus L. in the North Atlantic area: proposal for a new ranavirus species (European North Atlantic Ranavirus). Journal of General Virology 101(2): 198–207.

Steven GA (1933). The food consumed by shags and cormorants around the shores of Cornwall (England). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 19 (01): 277. Cambridge University Press.

Sundberg L-R, Ketola T, Laanto E, Kinnula H, Bamford JKH, Penttinen R, Mappes J (2016). Intensive aquaculture selects for increased virulence and interference competition in bacteria. Proc Royal Soc B 283, 20153069. DOI: 10.1098/rspb.2015.3069.

Sørdalen TK, Halvorsen KT, Vøllestad LA, Moland E, Olsen EM. (2020). Marine protected areas rescue a sexually selected trait in European lobster. Evolutionary Applications: 1–12.

Thorsteinsson V (1981). The ageing validation of the lumpsucker (*Cyclopterus lumpus*) and the age composition of the lumpsucker in Icelandic lumpsucker fisheries. ICES CM.1981/G58 Demersal Fish Committee, 26 p.

Tighe AJ, Gallagher MD, Carlsson J, Matejusova I, Swords F, Macqueen DJ, Ruane NM (2020). Nanopore whole genome sequencing and partitioned phylogenetic analysis supports a new salmonid alphavirus genotype (SAV7). Diseases of Aquatic Organisms, 142, 203-211.

Treasurer JW (2012). Diseases of north European wrasse (Labridae) and possible interactions with cohabited farmed salmon, *Salmo salar* L. Review article. J Fish Dis 35, 555–562.

VKM (2014). Risk assessment of amoebic gill disease, Panel on Animal Health and Welfare; VKM Report 2014: 11, Norwegian Scientific Committee for Food Safety (VKM), Oslo, Norway.

VKM (2017). Risk assessment of fish health associated with the use of cleaner fish in aquaculture. Opinion of the Panel on Animal Health and Welfare of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. VKM report 2017:32, Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway (https://vkm.no/risikovurderinger/allevurderinger/rensefiskogrisikoforoverforingavsmittetiloppdrettslaks.4.d44969415d027

VKM, Eli Rueness, Paul R. Berg, Snorre Gulla, Kim Halvorsen, Johanna Järnegren, Martin Malmstrøm, Tor Atle Mo, Espen Rimstad, Hugo de Boer, Katrine Eldegard, Kjetil Hindar, Lars Robert Hole, Kyrre Kausrud, Lawrence Kirkendall, Inger Måren, Erlend B. Nilsen, Eva B. Thorstad, Anders Nielsen and Gaute Velle (2019). Assessment of the risk to Norwegian biodiversity from import of wrasses and other cleaner fish for use in aquaculture. Opinion of the Panel on Alien Organisms and Trade in Endangered Species (CITES) of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. VKM report 2019: 15, ISBN: 978-82-8259-330-4, ISSN: 2535–4019. Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway

Wienerroither R, Johannesen E, Dolgov A, Byrkjedal I, Bjelland O, Drevetnyak K, Eriksen K, Høines Å, Langhelle G, Langøy H, Prokhorova T, Prozorkevich D, Wenneck T (2011). Atlas of the Barents Sea Fishes. IMR/PINRO Joint Report Series (ISSN 1502-8828). 1, 272 s.

Whittaker BA, Consuegra S, Garcia de Leaniz C. Genetic and phenotypic differentiation of lumpfish (Cyclopterus lumpus) across the North Atlantic: implications for conservation and aquaculture. PeerJ. 2018;6:e5974. Published 2018 Nov 20. doi:10.7717/peerj.5974

Zimmermann F, Jenssen M, Nedreaas K, Søvik G, Hjelset AM, Bakke S (2020). Kunnskapsgrunnlaget for taskekrabbe langs norskekysten. Rapport fra Havforskningen, 2020–4. ISSN: 1893-4536, 28 pp. https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2020-4

Woll A, Solevåg SE, Hansen Aas G, Bakke S, Skiftesvik AB, Bjelland R (2013). Velferd leppefisk i merd. Rapport nr. MA 13-07, Møreforsking.

Øines Ø, Simonsen JH, Knutsen JA, Heuch PA (2006). Host preference of adult *Caligus elongatus* Nordmann in the laboratory and its implications for Atlantic cod aquaculture. J Fish Dis. 29,167-74.

Östman Ö, Eklöf J, Eriksson BK, Olsson J, Moksnes PO, Bergström U (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. Journal of Applied Ecology 53(4): 1138–1147.

# 9 - Effekter av torskeoppdrett i åpne merder på ville torskebestander

**Forfatter(e): Pål Arne Bjørn, Erik Berg, Thomas Bøhn, Sigurd Heiberg Espeland, Kevin Glover, Per Erik Jorde, Ørjan Karlsen, Terje van der Meeren, Sonnich Meier, Even Moland, Mari Skuggedal Myksvoll, Nina Sandlund, Pål Næverlid Sævik, Egil Karlsbakk (HI), Bjørn-Steinar Søther (UiT) og Ingeborg Mathisen Sætra (UiT)**

*Foto: Arnbjørg Aagesen/Havforskningsinstituttet*

Les mer om risikorapporten

Kapittel 11 i risikorapporten

## 9.1 - Innledning

Fiskeridirektoratet bestilte i 2020 en sammenstilling av kunnskap om risiko for påvirkning på viltlevende torsk fra torsk holdt i fangenskap. I 2021 publiserte Havforskningsinstituttet «Kunnskapsgrunnlag for mulig påvirkning fra oppdrettstorsk og levendelagret torsk på villtorsk». Rapporten danner grunnlaget for følgende kunnskapsstatus om effektene av torskeoppdrett i åpne merder på ville torskebestander.

Bakgrunnen for bestillingen er økt interesse for torskeoppdrett og at det levendelagres viltfanget torsk flere steder langs kysten. Det er dermed et økt behov for forvaltningsstøtte om lokalisering av slike anlegg med hensyn til villtorsk sine gyte- og oppvekstområder og andre miljøpåvirkninger fra torskeoppdrett.

Bestandene av kysttorsk, både nord og sør for 62°N har vært vurdert som kritisk lave, og en gjenoppbyggingsplan for kysttorsk nord for 62°N fra 2011 har ikke vært vellykket. En ny vurdering av status for kysttorsk nord for 62°N, forslag til forvaltningstiltak og ny gjenoppbygningsplan har nylig blitt gjennomført og foreslår blant annet redusert fiske om høsten og beskyttelse av kysttorskens gyteområder. Sør for Stad har fiskepresset over lang tid vært høyere enn bestandene

har tålt, og selv om det er tegn til bedring, har det vært nødvendig med til dels sterke fiskerestriksjoner. Det er nå igjen økende interesse for torskeoppdrett, med en oppdrettstorsk som har vært 6-7 generasjoner i avl, og fangst av vill torsk til levendelagring i såkalte "torskehotell" (mellomlagring og fangstbasert akvakultur) foregår over større deler av kysten i Nord-Norge.

Med bakgrunn i erfaringer fra forrige runde med torskeoppdrett er det først og fremst bestandene av kysttorsk som har vært vurdert som mest utsatt for negativ påvirkning fra torskeoppdrett og følgende to hovedproblemstillinger har blitt identifisert:

- **Genetiske interaksjoner** - oppdrettstorsk rømmer og kan gyte med villtorsk samt at oppdrettstorsk kan gyte i merd. Dette kan føre til genetisk innkryssing mellom domestisert oppdrettstorsk og ville bestander av torsk med varierende sårbarhet langs Norskekysten.
- **Økologiske interaksjoner** - torskeoppdrettsanlegg, eventuelt også torskehoteller, kan føre til endringer i vandringer, adferd, smittespredning og sykdomsutbrudd og fysiologi/reproduksjon hos villtorsk som igjen kan påvirke overlevelse, vekst og rekruttering til ville bestander av torsk.

Det har vært gjort et omfattende arbeide med å kartlegge gyte- og oppvekstområder for villtorsken, samt utvikle modeller og simuleringer som brukes for å si noe om hvordan egg og larver spres i de ulike områdene. Dette verktøyet kan også brukes til å beregne hvordan gyteprodukter fra oppdrettstorsk spres i miljøet og i hvor stor grad disse vil kunne spres til eksisterende gyte- og oppvekstområder. Det eksisterer også gode modellverktøy som kan si noe om hvordan oppløst organisk materiale (spillfôr og fiskeskit) spres rundt anleggene. Langs store deler av kysten vil det finnes gyte- og oppvekstområder for kysttorsk, og det vil i betydelig grad kunne være overlapp mellom disse og ulike utslipp fra torskeoppdrett. Det kan antas at små, stedegne populasjoner av kysttorsk vil være mer sårbare for påvirkning enn større og mer robuste bestander.

## 9.2 - Torskebestander og torskeoppdrett i Norge

### 9.2.1 - Generelt om kysttorsk

Kysttorsk er utbredt langs hele norskekysten fra lukkede fjordområder til mer åpne bankområder. På disse bankområdene grenser kysttorsk mot, og delvis blander seg med, de større oseaniske bestandene i Barentshavet i nord og Nordsjøen i sør. Genetiske undersøkelser har vist at kysttorsk ofte skiller seg fra de oseaniske bestandene, og at kysttorsk ikke er en ensartet bestand, men viser økende grad av forskjell med geografisk avstand (Dahle mfl. 2018; Johansen mfl. 2020; Jorde mfl. 2021). Men det er også kysttorskkomponenter langs ytre skjærgård i sør som genetisk er lik, og kanskje er, Nordsjøtorsk (Sodeland mfl. 2016; Knutsen mfl. 2018). Det finnes sannsynligvis en rekke torskebestander langs kysten, men det er vanskelig å avgrense utbredelsen til hver enkelt av dem. Selv om enkelte bestander ser ut til være tilknyttet begrensede arealer, er det i større eller mindre grad egnede torskehabitater langs hele kysten.

Modellberegninger av pelagisk egg- og larvedrift indikerer at fjord- og kystbestander har spesifikke gyteområder (Myksvoll mfl. 2011; 2014). Avkommets spredning viser lokal retensjon (tilbakeholdelse) og torsken har gjerne tidlig bunnslåing, i kontrast til Nordøst-arktisk torsk (skrei) der avkommet hovedsakelig transporteres fra ytre kystområder til oppvekstområder i Barentshavet, med bunnslåing etter ca. 5 måneder i drift. Det finnes imidlertid også skrei som bunnslår i nordnorske fjorder (Fevolden mfl. 2012). Noe kysttorsk finnes innblandet på de samme gyteområder som benyttes av skreien ved Lofoten og vise versa finnes noe skrei innblandet i gyteområder som hovedsakelig brukes av kysttorsk, for eksempel i Borgundfjorden (Johansen mfl. 2018). Det er ukjent i hvilken grad torsk fra de to hovedgruppene gyter sammen og krysser seg med hverandre (hybridiserer) (Nordeide & Båmstedt 1998; Nordeide & Folstad 2000), men genetiske studier viser økende grad av skreigener i kysttorskbestandene nordover fra Stad (Dahle mfl. 2018; Johansen mfl. 2020; Jorde mfl. 2021). Det er fremdeles uklart hvordan og hvorvidt pelagisk avkom fra de to komponentene, når de forekommer på samme gyteplass, har ulike sprednings- og bunnslåingsmønstre. I Barentshavet bunnslår torskeyngel på bunn med dyp fra 150-300 m, mens i kyst- fjordhabitater bunnslår torskeyngel betraktelig grunnere og delvis i littoralsonen (Godø & Sunnanå 1984; Jørstad mfl. 2014).

Forskjellen mellom skrei og kysttorsk ligger hovedsakelig i gener i de delene av kromosomene som er karakterisert ved store såkalte «inversjoner». Inversjoner er intakte genetiske «pakker» som nedarves uten å rekombinere, og dette antas å være en viktig mekanisme for opprettholdelse av de to sameksisterende økotypene (Berg mfl. 2016; Kirubakaran mfl. 2016; Matschiner mfl. 2021). Slike inversjoner ser også ut til å være viktige for å skille vandrende og stasjonære økotyper av torsk på et mer generelt grunnlag (Johansen mfl. 2020).

### 9.2.2 - Kysttorsk nord for 67°N

Kysttorsk nord for 67°N regnes å være den største komponenten i biomasse. Ressurskartleggingstokt har vist at mellom 60-70 % av biomassen av kysttorsk nord for Stad befinner seg nord for 67°N. Som for de to sørligste områdene, er det sannsynligvis et tilsvarende bestandskompleks med lokale bestander i tilknytning til indre kyst- og fjordområder. Merkeforsøk indikerer at voksen kysttorsk foretar lokale sesongmessige vandringer (ofte gytevandringer) og kan forlate fjorder etter gytingen (Jakobsen 1987; Johansen mfl. 2018) til fordel for beiteområder i tilstøtende kystnære havområder langs sokkelen (Godø 1995). Noe kysttorsk oppholder seg permanent i kystnære havområder, uten å ta selve Barentshavet i bruk som habitat (Nedreaas 2006). Det er også påvist kysttorsk som i veldig liten grad forlater fjordsystemet de gyter i (Jakobsen 1987; Michalsen mfl. 2014).

I dette området gjennomføres det også et årlig ressurskartleggingstokt, det gjøres fangstberegninger og det foretas en bestandsevaluering av kysttorsken i regi av ICES. Bestandsevalueringen antas å være pålitelig og gir et godt bilde av gytebestanden. Gytebestanden er i dag lavere enn det etablerte referansepunktet. Denne komponenten forvaltes separat og en forvaltningsplan er under utarbeiding. Det bør også nevnes at referansepunktene for kysttorsk nord for 67°N snart skal evalueres og eventuelt revideres, slik at det er noe usikkerhet rundt referansenivået.

### 9.2.3 - Kysttorsk mellom 62°N og 67°N

Kysttorsk mellom 62°N og 67°N utgjør sannsynligvis et tilsvarende bestandskompleks som i sør, med lokale bestander i tilknytning til indre kyst- og fjordområder, men her har vi ikke like god genetisk kunnskap om bestandskomplekset. Selv om enkelte kysttorskbestander ser ut til være tilknyttet begrensede arealer, er egnete torskehabitater kontinuerlig fordelt langs hele denne kyststrekningen. Ressursundersøkelser har vist at det på de store bankområdene i dette området er relativt lite torsk sammenlignet med området nord for 67°N.

I dette området gjennomføres det et årlig ressurskartleggingstokt, det er fangstberegninger og det foretas en bestandsevaluering av kysttorsken i regi av det internasjonale havforskningsrådet ICES. Fordi det både er for lite og for usikre data, er den modellen som brukes svært forenklet. Modellresultatene sier ingenting om mengden av kysttorsk, bare om antatt utvikling (oppgang eller nedgang). Det er likevel klart at bestanden er svak, og informasjon fra Havforskningsinstituttets økosystemtokt antyder en total biomasse på rundt 1/4 av biomassen nord for 67°N. Det er egen forvaltning av denne komponenten, og en forvaltningsplan er under utarbeiding. Selv om det ikke er etablert referansepunkt for denne komponenten, vurderer ICES likevel at gytebestanden er lavere enn eventuelle fremtidige referansepunkt for gytebestanden vil være.

### 9.2.4 - Kysttorsk sør for 62°N

Nylig gjennomførte populasjonsgenetiske undersøkelser av bestandsstruktur hos kysttorsk helt i sør viser at vi har to sameksisterende økotyper av torsk. Den ene økotypen viser høy grad av genetisk likhet med torsken i Nordsjøen og forekommer på kysten hyppigst i ytre områder, mens en genetisk ulik «fjord»-økotype er vanligere lenger inne i fjordene (Sodeland mfl. 2016; Barth mfl. 2017; Knutsen mfl. 2018; Jorde mfl. 2018). De to økotypene skiller seg genetisk fra hverandre, som for skrei og kysttorsk i nord, i hovedsak i gener som ligger i kromosominversjonene (Sodeland mfl. 2016; Barth mfl. 2017, 2019) og de to typene viser forskjeller i levemåte og livshistorie. «Nordsjø»-typen har individer med næringsvandringer ut i kystnære havområder (selv om individer også finnes i fjorder), med mulig tilbakevandringer til gyteområder i Nordsjøen og Skagerrak (André mfl. 2016), mens «fjord»-typen viser mer stedbundet adferd i mindre eksponerte områder (fjorder) og foretar kortere vandringer til lokale gyteområder (Knutsen mfl. 2007; Espeland mfl. 2008; Neuenfeldt mfl. 2013; Rogers mfl. 2014). Lokale fjordbestander kan bestå av forholdvis få individer, der svært få av disse bidrar til neste generasjon (Knutsen mfl. 2011). Dette gjør disse bestandene sårbare for genetisk påvirkning

fra for eksempel rømt oppdrettstorsk.

I dette området gjennomføres det ingen ressurskartleggingstokt og ingen pålitelige fangstberegninger av kysttorsk separat. Det er derfor ingen egen bestandsvurdering eller forvaltning av kysttorsk sør for 62°N som i dag forvaltes sammen med den mer oseaniske Nordsjøtorsken.

Kysttorsk i sør vurderes likevel som sterkt redusert med tanke på sårbare lokale bestander, og en rekke tiltak er foreslått for om mulig å gjenoppbygge bestandskomplekset (Aglen mfl. 2016), inkludert beskyttelse av Oslofjorden fra Svenskegrensen til Telemark og utvalgte gyteområder i gytetiden øst for Lindesnes.

### 9.2.5 - Torsk i oppdrett

I Norge ble de første forsøkene med atlantisk torsk utført som gjenoppbyggingsprogrammer på slutten av 1880-tallet med store utsett av plommesekklarver (Rognerud 1887). Krav om bevis på at disse var levedyktige førte til startfôring i et sjøvannsbasseng ved den biologiske stasjonen i Flødevigen, der ca. 5000 torskeyngel ble drettet opp på naturlig dyreplankton. Først 100 år senere ble den samme metoden benyttet i Hyltropollen i Austevoll for å skaffe torskeyngel til akvakultur (Kvenseth & Øiestad 1984; Øiestad mfl. 1985). Dette førte til den første «torskeboomen» der yngel ble forsøkt produsert i poller eller poseanlegg knyttet til poller (van der Meeren & Naas 1997). Begrensning i yngeltilgang, optimalt vekstfôr, tidlig kjønnsmodning og endringer i markedssituasjonen førte imidlertid til at interessen for torsk i oppdrett falt sammen på begynnelsen av 90-tallet (Svåsand mfl. 2004; Engelsen mfl. 2004). Imidlertid beholdt Havforskningsinstituttet pollen «Parisvatnet» i Øygarden (Blom mfl. 1991) som forsynte noen få oppdrettere med yngel.

Inspirert av veksten for andre marine arter i akvakultur i Sør-Europa ble forsøk med intensiv produksjon av torskyngel basert på produksjon av levendefôr som hjuldyr (rotatorier) og saltkreps (*Artemia* sp.), utført i løpet av 1990-1993 av PB Ernæring ARC og Salar AS på Bessaker nord for Trondheim, sammen med flere norske forskningsinstitusjoner (Svåsand mfl. 2004). Til tross for et høyt antall yngel produsert i disse storskalaforsøkene, ble det observert høy dødelighet på grunn av kannibalisme forårsaket av suboptimale oppdretts- og fôrforhold, og forsøkene ble avsluttet.

Videre utvikling av ernæringsmessig kvalitet gjennom anrikning av rotatorier og *Artemia* mot slutten av 90-tallet, sammen med oppløftende forsøk med intensiv startfôring av torsk i Canada og økende priser på grunn av nedgang i ville bestander, førte til fornyet interesse for torskeoppdrett ved årtusenskiftet både i Norge og i utlandet (Nardi mfl. 2021). Forsøk i Austevoll viste at yngelproduksjon av torsk kunne gjøres uavhengig av årstid ved hjelp av lysstyring (Norberg mfl. 2004; van der Meeren & Ivannikov 2006), og dette initierte den andre «torskeboomen» basert på intensiv startfôring og yngelproduksjon. Det ble etablert et Nasjonalt avlsprogram for torsk i Tromsø, og tillatelser for etablering av torskeklekkerier og matfiskanlegg økte raskt fra 94 i 2000 til 560 ved utgangen av 2004. Videreføring av tillatelsene var imidlertid avhengig av at det ble satt fisk i anleggene innen få år, og kapasiteten med hensyn til produksjon av yngel av god kvalitet klarte ikke å følge opp etterspørselen. Yngel med dårlig vekstevne og misdannelser i skjelettet ble satt ut i merder, og påfølgende rømminger resulterte i negative presseoppslag der betegnelsen «monstertorsk» ble brukt. Torsk ble observert i å aktivt bite hull i notveggene (Damsgård mfl. 2012), og rømt torsk ble funnet igjen på lokale gyteområder i betydelig avstand fra matfiskanlegg (Jørstad mfl. 2014). Dårlig vekst, rømminger og dårlig kvalitet reduserte de økonomiske marginene hos oppdretterene. Torskeyngel drettet opp på naturlig plankton (hoppekreps) har vist både bedre vekst og lavere andel av deformiteter enn torsk startfôret på rotatorier og *Artemia* (Fjelldal mfl. 2009; Busch mfl. 2010; Karlsen mfl. 2015). Ernæring i tidlige livsstadier ser derfor ut til å være viktig for yngelkvaliteten.

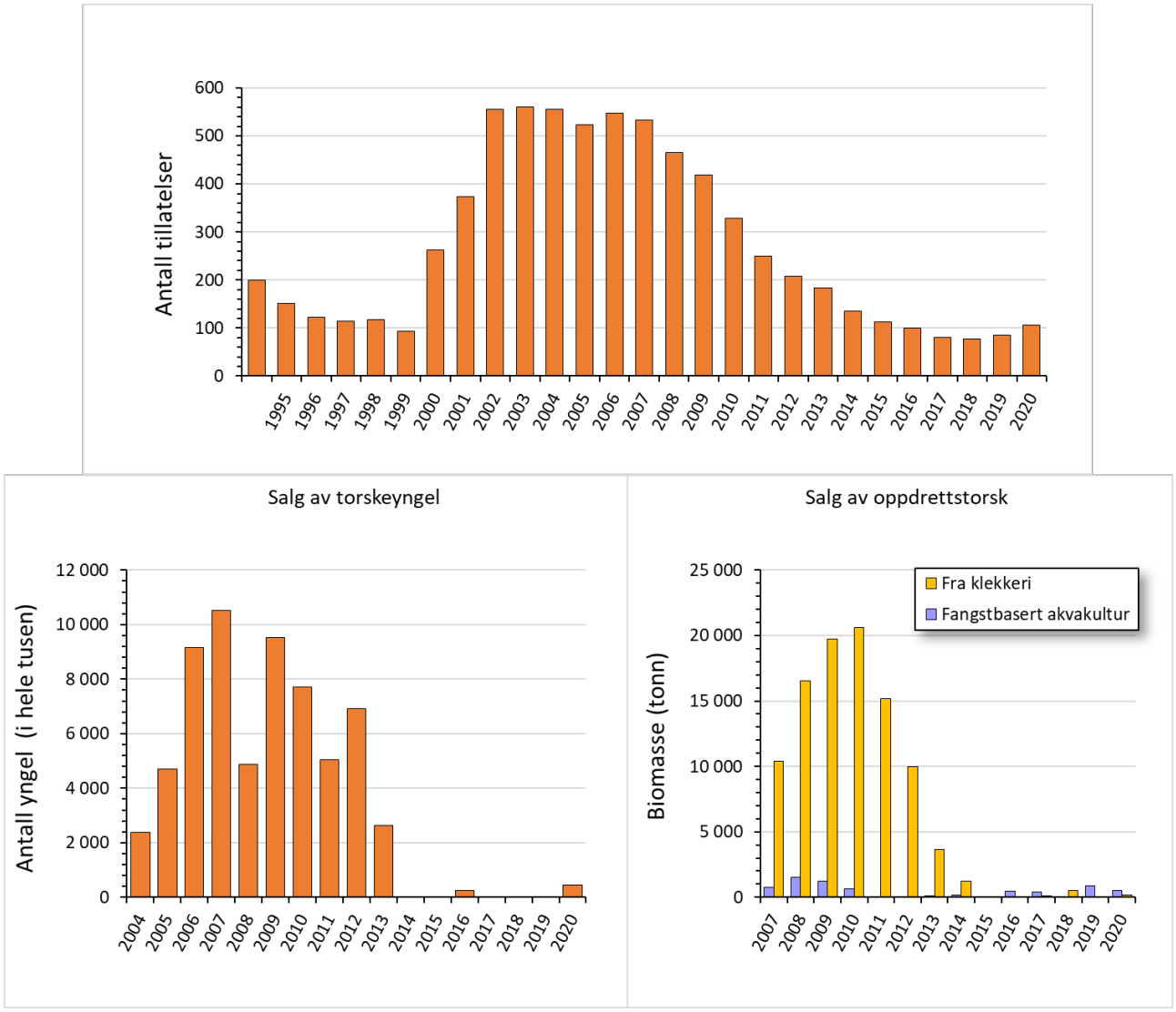
I motsetning til laksefisk er torsk en marin fisk som enkelt kan gyte i merdene (Jørstad mfl. 2008; van der Meeren mfl. 2012). Ettersom kjønnsmodning bare delvis kunne kontrolleres ved lysstyring i merder (Taranger mfl. 2006; Skulstad mfl. 2013) og torskeyngel ble flyttet langs hele norskekysten, ble dette betraktet som en mulig genetisk trussel mot lokale tilpasninger hos torskestammer som viser stor genetisk diversitet fra syd til nord (Johansen mfl. 2020). Kjønnsmodningen representerte i tillegg et tap i biomasse som oppdretterne ikke fikk dekning for. Kjønnsmodningen førte også til stor dødelighet i enkelte matfiskanlegg fordi torsken fikk problemer med å slippe eggene, såkalt «gytespreng» (Árnason & Björnson 2012).

Under den andre «torskeboomen» ble torskens genom kartlagt (Johansen mfl. 2009), og nye molekylære metoder for

undersøkelser av gener og genaktivering dukket opp og har ekspandert raskt det siste tiåret. Dette har ført til bedre verktøy for å forstå biokjemiske og fysiologiske prosesser hos torsken, og hvordan disse påvirkes av ernæring og miljø.

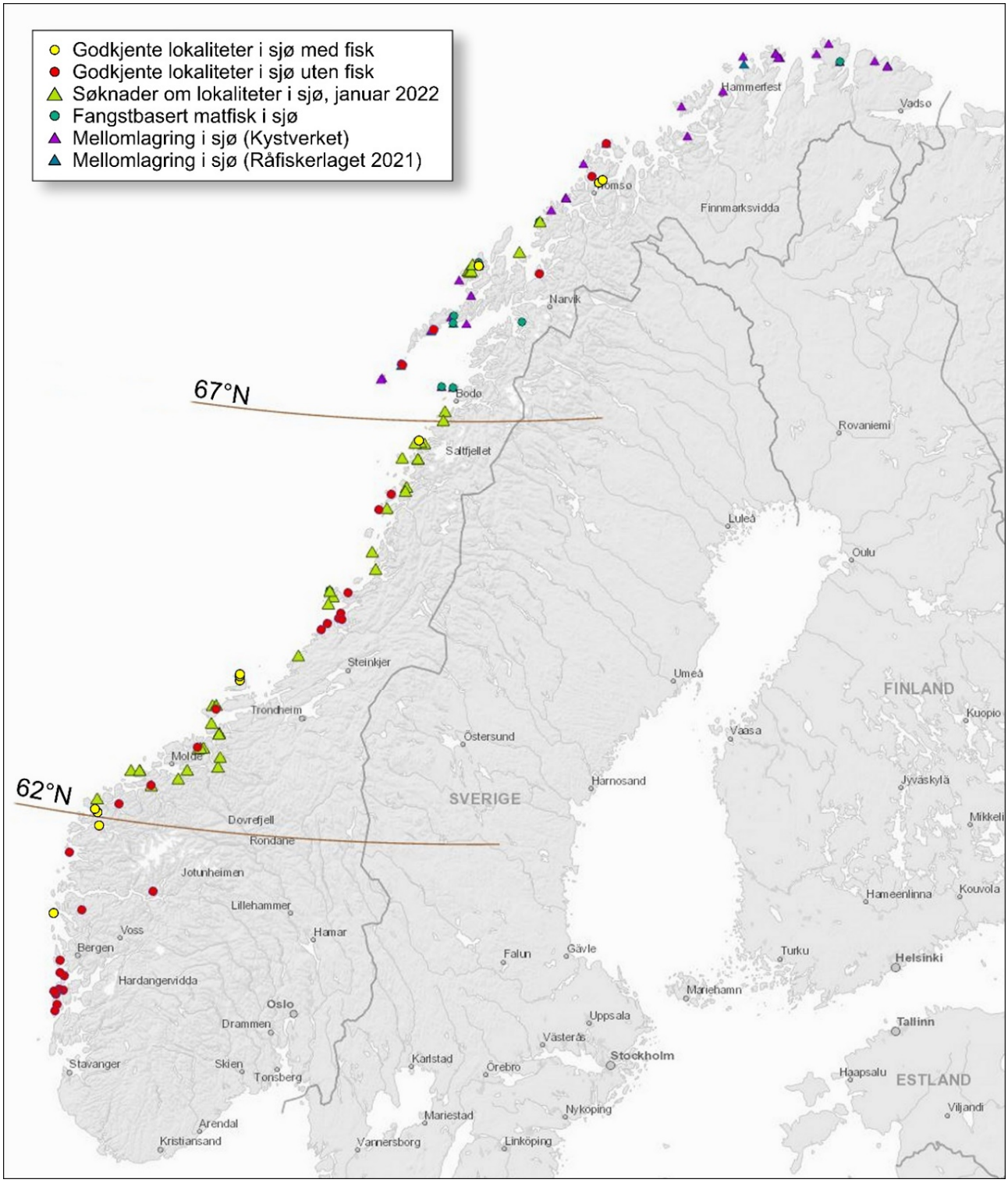
I 2004 forårsaket en ny bakteriesykdom, francisellose, dødelighet i norsk torskeoppdrett. Mattilsynet krevde at all fisk ble slaktet dersom francisellose ble påvist i et matfiskanlegg. Francisellose, sammen med rømminger, yngelkvalitet, problemer knyttet til kjønnsmodning og lav vekst, ga den andre «torskeboomen» dårlige odds. Når dette i tillegg falt sammen med den økonomiske krisen i 2008 og rask fremvekst av en annen og billig og konkurrerende hvitfiskart fra Vietnam, pangasius (*Pangasianodon hypophthalmus*), skjedde det en kollaps for torsken som oppdrettsart i perioden fra 2011 til 2014. Det er likevel ikke mulig å peke på en enkelt faktor for sammenbruddet. Mange av yngelanleggene gikk over til oppdrett av rensefisk grunnet behovet for et alternativ til kjemisk lusebehandling da resistens mot lusemidler oppstod hos lakselus på den tiden (Børretzen Fjørtoft mfl. 2017), og er derfor intakte i dag (figur 9.1).

Parallelt med fremveksten av torskeoppdrett etter årtusenskiftet ble det utviklet et konsept der innfanget vill torsk ble satt i merd, såkalt fangstbasert akvakultur for påvekst og levering til markedene utenom det det sesongbaserte fisket i gytetiden tidlig på våren. Omfanget av fangstbasert torskeoppdrett nådde aldri de samme nivåer som oppdrett av klekkeriprodusert torskeyngel, men denne aktiviteten har fortsatt også etter sammenbruddet av den andre oppdrettsbølgen (figur 9.1).




*Figur 9.1 Antall tillatelser for oppdrett av torsk (øverst), salg av yngel av torsk (nede til venstre) og salg av oppdrettstorsk fra klekkeri og fangstbasert akvakultur (nede til høyre). Kilde: Fiskeridirektoratet.*

Etter sammenbruddet i torskeoppdrett for ti år siden har en av de private aktørene, Havlandet AS i Florø, beholdt en stamfisklinje for torsk, i tillegg til Nasjonalt avlsprogram for torsk ved Nofima i Tromsø. Disse to har systematisk avlet torsk nå i 6-7 generasjoner, og det hevdes at man har fått frem en domestisert torsk som ikke viser rømmingsatferd, og som har hatt betydelig fremgang i veksthastighet (Henriksen mfl. 2018; Puvanendran mfl. 2021). På en rekke seminarer og møter holdt det siste året er det også hevdet at yngelkvaliteten er forbedret. Dette, sammen med bruk av fangstbasert oppdrett for å levere torsk utenfor sesongen, har nå lagt grunnlaget for en tredje «torskeboom», og de to stamfiskanleggene har levert yngel til tre aktører de siste årene (Norcod AS, Codfarm AS, og Statt Torsk AS). I tillegg satser Gadus AS på helintegrert oppdrett av torsk, og Havlandet har bygget et eget landanlegg basert på RAS-teknologi for oppdrett av slakteklar torsk. Vyene med hensyn til produksjon hos disse aktørene er betydelige, sammenlignet med produksjonsvolumet på slutten av forrige kollaps for 10 år siden. Norcod AS har for eksempel antydet en produksjon på 30 000 tonn i 2025. Det finnes nå 44 godkjente lokaliteter for oppdrett av torsk der 11 anlegg har torsk i sjøen i januar 2022 (figur 9.2). Ytterligere 41 søknader er nå under behandling. I tillegg finnes det 9 lokaliteter for fangstbasert akvakultur av torsk og 45 tillatelser for mellomlagring av villfanget torsk i merder i opptil 12 eller 20 uker (figur 9.2).




*Figur 9.2. Kart som viser godkjente lokaliteter i sjø for oppdrett av torsk med og uten fisk i anlegget per januar 2022, søknader om nye lokaliteter i sjø samt lokaliteter for mellomlagring og fangstbasert akvakultur av torsk (Kilde: Fiskeridirektoratet).*

Fremtiden for torskeoppdrett vil være avhengig av flere faktorer hvor avl vil spille en vesentlig rolle (Nardi mfl. 2021). Den fornyede interessen for torsken i oppdrett har derfor sin bakgrunn i avlsprogrammene i Florø og Tromsø som nå har foregått over 6-7 generasjoner. Ut fra erfaringene med forrige runde av torskeoppdrett vil forbedring av faktorer som vekst og yngelkvalitet, økt motstand mot sykdommer (særlig Francisellose), en roligere og mindre rømmingsvillig torsk samt kontroll med kjønnsmodning, være nøkkelfaktorer for fremtidig suksess. Det hevdes for eksempel at optimalisert

bruk av lys i åpne merder vil kunne hindre kjønnsmodning før slakting.

Dokumentasjon av forbedringene gjennom avl er imidlertid mangelfull, og det foreligger ikke data publisert i internasjonale vitenskapelige tidsskrifter eller i offentlig tilgjengelige rapporter fra næringsaktører eller nasjonale forskningsinstitusjoner. Økt vekstrate er den faktoren som er best dokumentert, mens andre av de nevnte faktorene i stor grad mangler dokumentasjon. At disse kunnskapshullene lukkes, vil være viktig både for investorene, næringen og forvaltningen.

Videre vil torskeoppdrett konkurrere med oppdrett av laks og ørret med hensyn til egnede lokaliteter. Miljøproblemene som oppdrett av laksefisk sliter med, sammen med at befolkningen langs kysten utnytter en minkende kysttorskbestand til både næring og matauk, har ført til motstand mot torskeoppdrett. I den sammenheng er det nå planlagt både anlegg på land og lukkede anlegg i sjø. Kjønnsmodning kan se ut til å være mulig å kontrollere i anlegg som hindrer tilførsel av naturlig lys (Karlsen mfl. 2000; Almeida mfl. 2009), men organiske utslipp må fremdeles kontrolleres. Økte kostnader ved et mer teknologiintensivt oppdrett må heller ikke undervurderes. Til syvende og sist vil det være produktkvalitet og betalingsvillighet i markedene som vil være utslagsgivende for om oppdrettstorsken vil lykkes. Miljøsertifisering kan også bli en viktig faktor i denne sammenheng.

### 9.2.6 - Mellomlagring av villfanget torsk og fangstbasert akvakultur (FBA)

I tillegg til torskeoppdrett har det blitt drevet fangstbasert akvakultur (FBA), med langsiktig fôring av villtorsk i oppdrett der torsken kan holdes i merd maksimalt fra mars til årsskiftet. Fangstbasert akvakultur krever akvakulturtillatelse. Flytting og mellomlagring, med kortsiktig fôring av vill torsk (torskehotell) foregår også der torsken holdes kortere tid i merd (opp til 12 uker, eventuelt 20 uker ved dispensasjon) og ikke er underlagt krav om akvakulturtillatelse. Både mellomlagring og fangstbasert akvakultur (også kalt levendelagring) foregår hovedsakelig fra Lofoten og nordover og er relativt begrenset.

Det finnes i alt 45 anlegg for mellomlagring av torsk der 9 av anleggene er registrert hos Råfisklaget og 36 hos Kystverket. Anleggene er jevnt fordelt fra Landegode ved Bodø i sør til Båtsfjord i nordøst, stort sett på ytre deler av kysten. Hos Råfisklaget har 4 av anleggene tillatelse til å lagre torsk i 20 uker, mens lagringstid ikke er oppgitt for anleggene under Kystverket. Samlet biomasse er ikke kjent, men tillatelser ut fra fiskekvoter antyder at omfanget på det meste vil kunne representere i størrelsesorden 3500 tonn.

Fangstbasert akvakultur (FBA) utgjør i alt 9 anlegg hvorav 8, unntaket er ett anlegg ved Vikna, er lokalisert nord for 67°N, med ett anlegg i Båtsfjord og resten fra Gryllefjord på Senja til Landegode ved Bodø. Den totale kapasiteten for torsk i disse er en biomasse på ca. 7000 tonn. FBA anleggene har større kapasitet enn det som er tilfelle ved mellomlagring.

Det er også mulig å overføre torsk fra mellomlagring til FBA. Imidlertid har det ikke vært mulig å finne en samlet oversikt over mengden torsk i mellomlagring eller FBA. Heller ikke hvor og når torsken er fisket eller fraktet, samt genetisk opphav. Disse manglene i datagrunnlaget gjør det vanskelig å vurdere risiko for påvirkning på lokale kysttorskbestander av denne aktiviteten.

Torsk som fanges i fiskeriene, inneholder ofte fangster av blandede bestander, og dette er en generell utfordring ved fiskeriene som har vist seg vanskelig å eliminere. I nord gjelder dette spesielt bifangst av kysttorsk under skreifisket, og Havforskningsinstituttet klassifiserer rutinemessig fangster fra fiskeriene og forskningstokt til skrei og kysttorsk, basert på øresteiner og genetiske metoder. Fenomenet med sameksisterende bestander eller økotyper av torsk i fjordene og langs kysten har vi også i øvrige deler av landet, men datagrunnlaget er best i nord (kysttorsk og skrei) og helt i sør (Nordsjø- og fjordtorsk på Skagerrakkysten). Tidligere merkeforsøk har vist at f.eks. Balsfjordtorsk og Porsangertorsk har en lokal utbredelse i større grad enn andre fjordbestander i regionen nord for 67°N (Jakobsen 1987).

Fangst av torsk under vårfisket skjer i gytesesongen, og gyting i merd ved mellomlagring og FBA vil være overveiende sannsynlig. Negative genetiske effekter på kysttorskebestander ved gyting i åpne merder vil være ubetydelig hvis fangst av torsken har skjedd lokalt. Den villfangede torsken har heller ikke vært gjennom en domestiseringsprosess slik

oppdrettstorsken har. Men med ø kende geografisk avstand mellom der torsk er fanget (til mellomlagring eller FBA) og anlegget de fraktes til, vil sannsynligheten kunne øke for genetiske interaksjoner gjennom gyting i merd.

Ved mellomlagring og fangstbasert akvakultur er det sannsynlig at torsk av ulike bestander føres sammen i merdene og kan da, dersom torsken gyter i merdene, produsere hybride avkom mellom ulike bestander eller økotyper (kysttorsk og skrei). Dette kan representere en større mulighet for genetisk påvirkning på villtorsk fordi det vil kunne produsere store mengder «hybride» avkom som trolig i liten grad skjer i naturen. Det finnes indirekte bevis fra genetiske data på at noe hybridisering mellom kysttorsk og skrei forekommer eller har forekommet i naturen (Jorde mfl. 2021; Matchiner mfl. 2022). Tilgjengelig kunnskap tyder på at slik hybridisering er relativt sjeldent, da omfattende hybridisering vil bryte ned de genetiske forskjellene mellom økotypene. Vi kjenner ikke til hvilke egenskaper kysttorsk-skrei hybrider vil ha: om de vil være stasjonære og vil blande seg med lokal kysttorsk, eller om de vil vandre ut fra kysten.

Forekomst av gyting i merd ved mellomlagring og FBA av torsk vil være avhengig av tidspunkt på året at slik fangstaktivitet foregår. Kvaliteten på gyteproduktene vil ikke være forringet av temperatur slik tilfellet kan være ved lysstyring i tradisjonelt torskeoppdrett. Ved mellomlagring vil begrensninger i tid (12 eller 20 uker) føre til at torsken ikke vil komme inn i en ny gytesesong. Det samme gjelder for FBA der anleggene må tømmes innen 31. januar og legges brakk i ytterligere 2 måneder. Skjer fangsten seint under høstfisket er det fullt mulig å nå inn i en ny gytesesong ved mellomlagring, særlig hvis lagringen varer 20 uker eller mer.

Ved en eventuell rømming vil konsekvensene for ville populasjoner være avhengig av to forhold: Omfang av hendelsen og grad av genetiske forskjeller mellom torsken som rømmer og lokale villfisk. Vi anta at en rømming av en viss størrelse vil gi størst påvirkning i fjorder og indre områder på kysten. Dette fordi det i slike områder ofte er en relativ liten stedegen torskebestand, og at den rømte torsken i mindre grad vil spre seg enn den ville gjort i de ytre kyststrøkene. Dette gjelder både rømming som voksen og ved gyting i merd med spredning av egg og larver til gytefelt/gyteområder og oppvekstområder

Negative økologiske interaksjoner mellom torsk som lagres i merd og villtorsk vil i hovedsak være de samme som for oppdrettstorsk, men bruk av annet fôr og ukjent smittestatus vil kunne være avvikende faktorer.

## 9.3 - Kartlegging av gytefelt og oppvekstområder

Tradisjonelt har begrepet gytefelt blitt brukt for å omtale områder der fisken samles for å gyte. Aktive gytefelt er verdifulle for den enkelte art, og bør ikke forstyrres i gytetiden. Mange marine fisk har pelagiske egg som slippes og flyter fritt i vannmassene på gytefeltene (f.eks. torsk), mens hos noen arter limes eggene fast til vegetasjon eller stein og grus på bunnen (f.eks. sild). Ofte er de kystnære gytefeltene lokalisert til terskler og grunner i nærheten av større vannvolum som gir gode og stabile forhold for egg og larver i første fase av livet. Aktive gytefelt er et resultat av artens evolusjonære historie på den måten at her har gytingen med påfølgende overlevelse av egg, larver og yngel vært vellykket.

Et gytefelt kan ha en rekke egenskaper slik som spesiell bunntopografi, bassenger og terskler. Noen arter liker å gyte nær bestemte bunntyper eller i bestemte habitater. Også spesielle strømforhold kan være viktig. Fisk som har gytt på steder der avkommet er tatt med strømmene til ufordelaktige steder, har ikke overlevd i særlig grad, og slike gyteområder vil derfor fisk slutte å bruke. Gytefelt kan derimot naturlig ligge på steder der de pelagiske eggene og larvene driver til områder det vil være fordelaktig for avkommet å vokse opp. Mange arter i kystsonen gyter også på steder der egg og larver blir holdt tilbake av strømmene slik at avkommet vokser opp i nærheten av gyteområdene. Slike områder kaller vi retensjonsområder. Gytefelt der avkom ikke blir blandet med avkom fra andre gytefelt, kan bidra til å etablere genetiske forskjeller og gi grunnlag for lokale bestander av fisk. Dette er påvist for blant annet sild og torsk. Ofte vil fisk oppholde seg i et større område utenom gytesesongen, for så å svømme tilbake til gytefeltene i gytetiden. Da er det også viktig at den gytemodne fisken kan svømme til gytefeltet uten å møte hindringer eller blir skremt. Les mer om gytefelt og gytetider på hi.no.

Gytefelt har som regel vært definert som områder der man fanger fisk med rennende rogn og melke. Kartlegging av

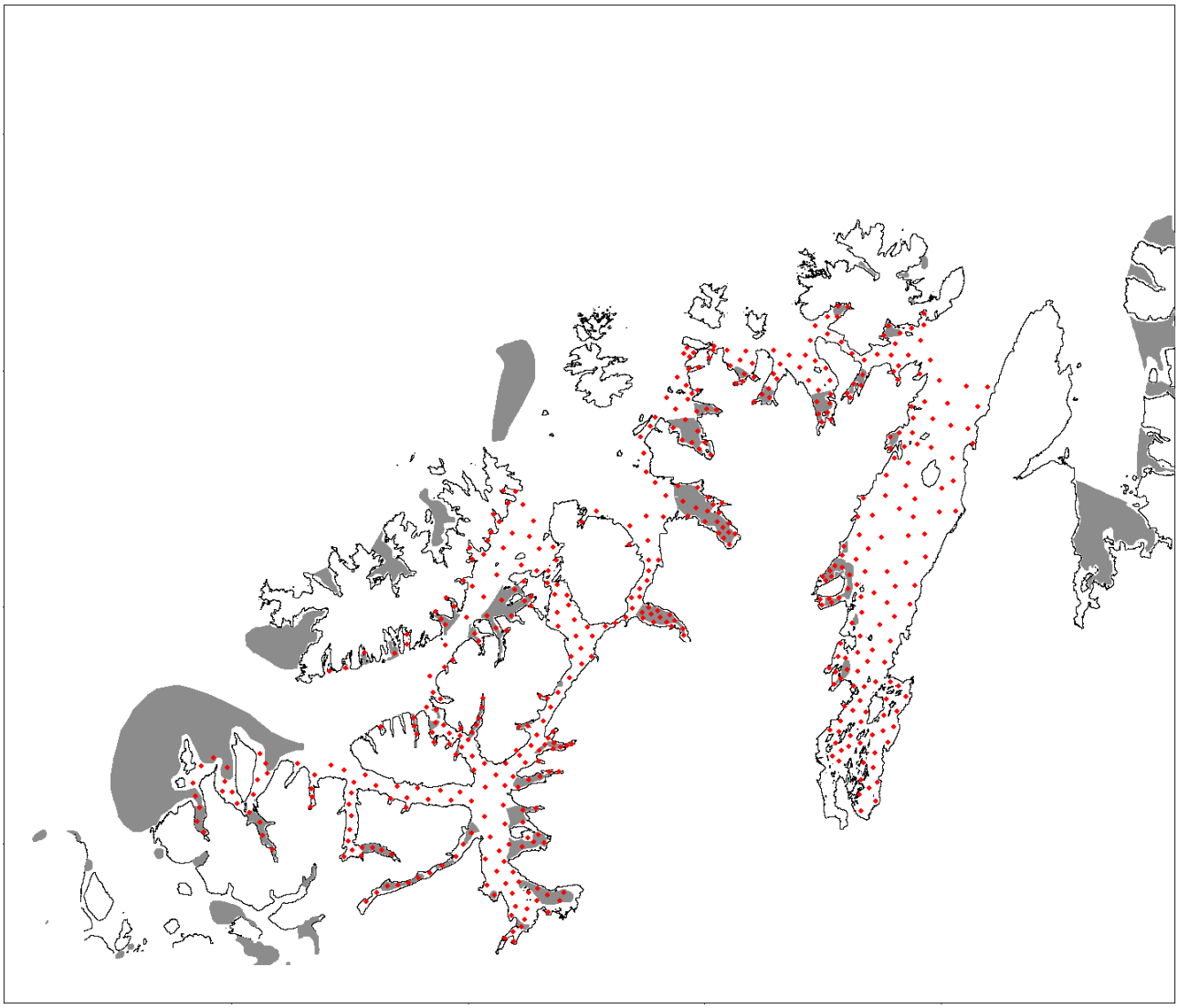
gytefelt etter denne tilnærmingen er problematisk fordi den er avhengig av fangbarhet og innsats. Gytefelt for kommersielt attraktive bestander vil være mer kjent enn gytefelt der fisken enten ikke er kommersielt like interessant eller er vanskeligere å fange. Noen ganger kan det være lettere å fange fisk på vei til et gytefelt enn på selve gytefeltet. Fisk som er rennende når de trekkes opp i båten, trenger ikke nødvendigvis gyte på stedet de er fanget.

Havforskningsinstituttet har kartlagt gytefelt langs hele kysten gjennom innsamling av nygytte egg i vannsøylen (Espeland mfl. 2007, Knutsen mfl. 2007, Espeland mfl. 2013; 2015). Denne metoden vil være påvirket av at innsamlingen gjøres på et gunstig tidspunkt med hensyn til gyting, og av stasjonenes representativitet. For å kunne vurdere om det er nok egg i et område til å kategorisere det som gytefelt, er det viktig også å ha dekket områder som ikke er gytefelt (kontrollområder). Biologisk kan små gytefelt være viktige dersom egg og avkom holdes tilbake på gyteområde som følge av strømforholdene i området (retensjon) og i liten grad blander seg med avkom fra andre gytefelt. Dette kan gi opphav til lokale bestander, med mulige unike tilpasninger (Cianelli mfl. 2010; Jorde mfl. 2007; Olsen mfl. 2004).

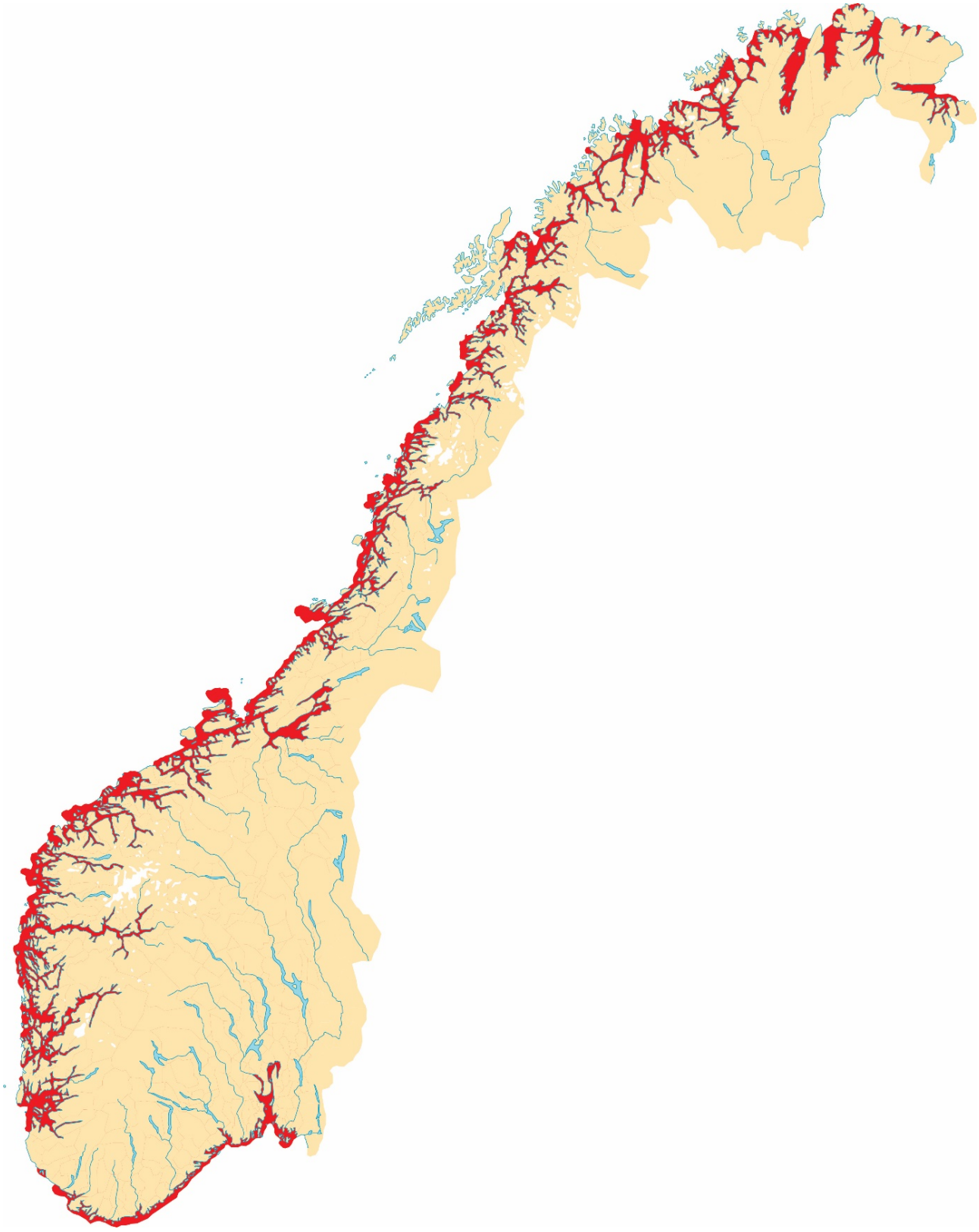
Kartlegging av gytefelt for kysttorsk har benyttet data fra både feltinnsamling av egg, Fiskeridirektoratets intervjuundersøkelser og modellering av oseanografi for å vurdere hvilke områder som kan være de viktigste gytefeltene for stasjonære bestander av kysttorsk. Ettersom kartleggingen av gytefelter gjennomført av Havforskningsinstituttet har inkludert områder der egg oppholder seg i vannmassene i perioden umiddelbart etter gyting, vil ofte arealene for disse gytefeltene være større enn de intervjubaserte gyteområdene. I mange tilfeller er det godt overlapp mellom Havforskningsinstituttets kartlagte gytefelt og de intervjubaserte gyteområdene, men de sistnevnte vil enkelte ganger reflektere gode fiskeplasser for gytemoden fisk som ikke nødvendigvis er gytefelt. I områder der det ikke er gjennomført feltundersøkelser vil de intervjubaserte gyteområdene representere best tilgjengelige kunnskap.

Kartleggingen av gytefelt med feltundersøkelser ble ferdigstilt, for alle fjorder i Norge, i 2019 gjennom prosjektet “Kartlegging av marine naturtyper”. Videre kartlegging og overvåkning av gytefelter er fra 2020 videreført med i prosjektet «Kartlegging av gytefelt og oppvekstområder for kommersielt viktige arter i kystsonen». Dette prosjektet vil overvåke gytefelt gjennom å besøke alle tidligere undersøkte stasjoner på en rullerende basis der hele kysten vil dekkes i løpet av 6-8 års perioder.

Gjennom prosjektet samles det inn egg fra vårgytende arter ved hjelp av vertikale håvtrekk. Stasjoner som undersøkes er primært stasjoner i fjordene og indre deler av kysten (eksempel i figur 9.3). En del områder i ytre kyststrøk, deriblant Lofoten og Vesterålen, er derfor ikke undersøkt (figur 9.4) . Alle egg artsbestemmes, fotograferes og lagres på etanol (Espeland & Sannæs 2018). Det er lagt ned et stort arbeid i å etablere en genetisk metode for artsbestemmelse av egg. Teknologien som benyttes, tillater samkjøring av sekvensering av DNA fragmenter fra et høyt antall individuelle prøver. Det benyttes mitokondrielle DNA kjent for sin egnethet til å skille mellom arter hvor det er høy innbyrdes grad av slektskap, som for eksempel mellom forskjellige arter av torskefisk eller flyndrefisk.



*Figur 9.3. Kartet viser stasjoner (røde prikker) som er undersøkt ved vertikale håvtrekk for å finne egg. De grå konturene er intervjubaserte gytefelt som er blitt inntegnet etter informasjon fra fiskere og andre lokalt kjente. Legg merke til at gytefeltkartleggingen er fokusert i de indre områdene og for noen områder er de intervjubaserte gytefeltene best tilgjengelige kunnskap.*

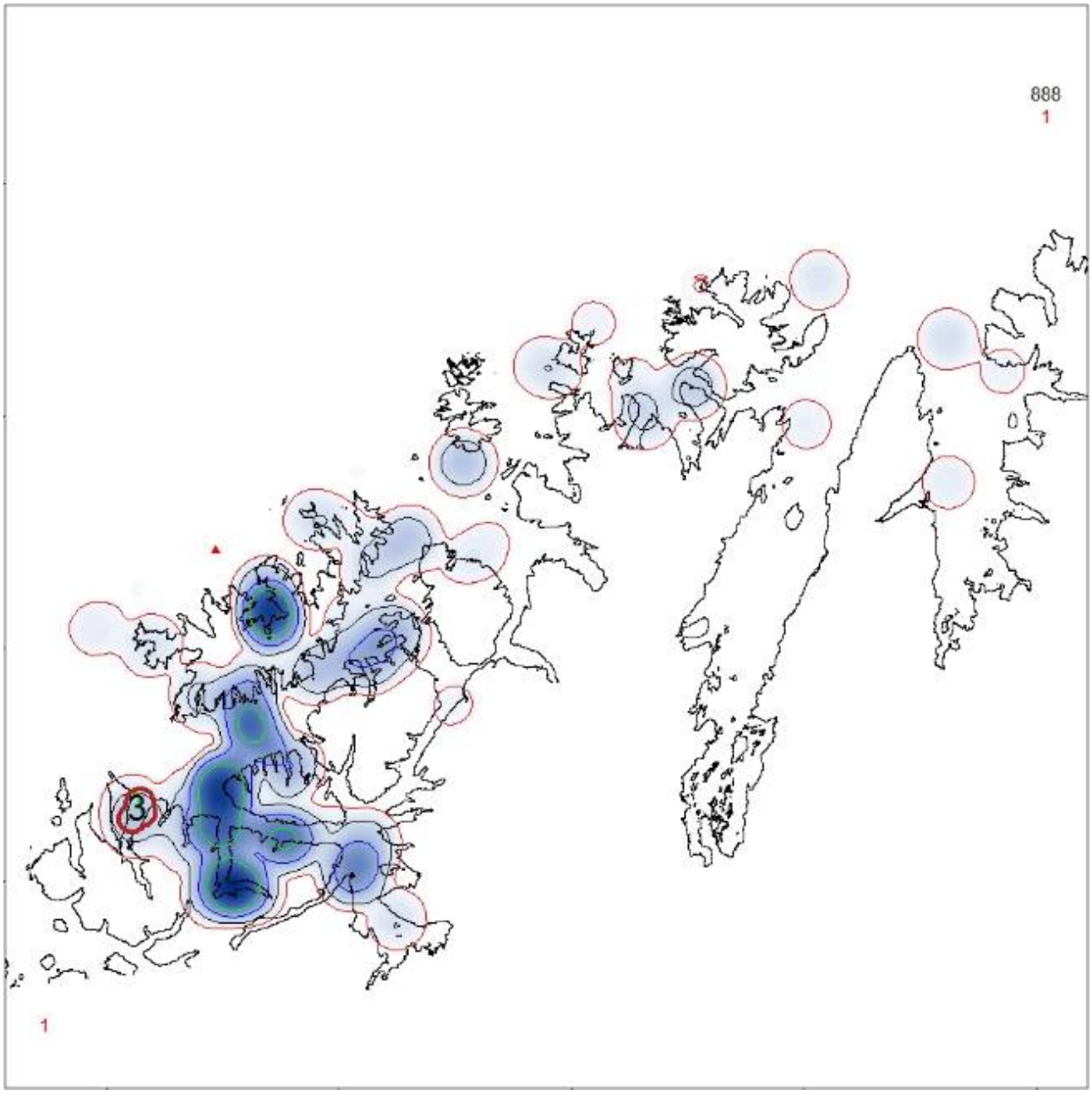


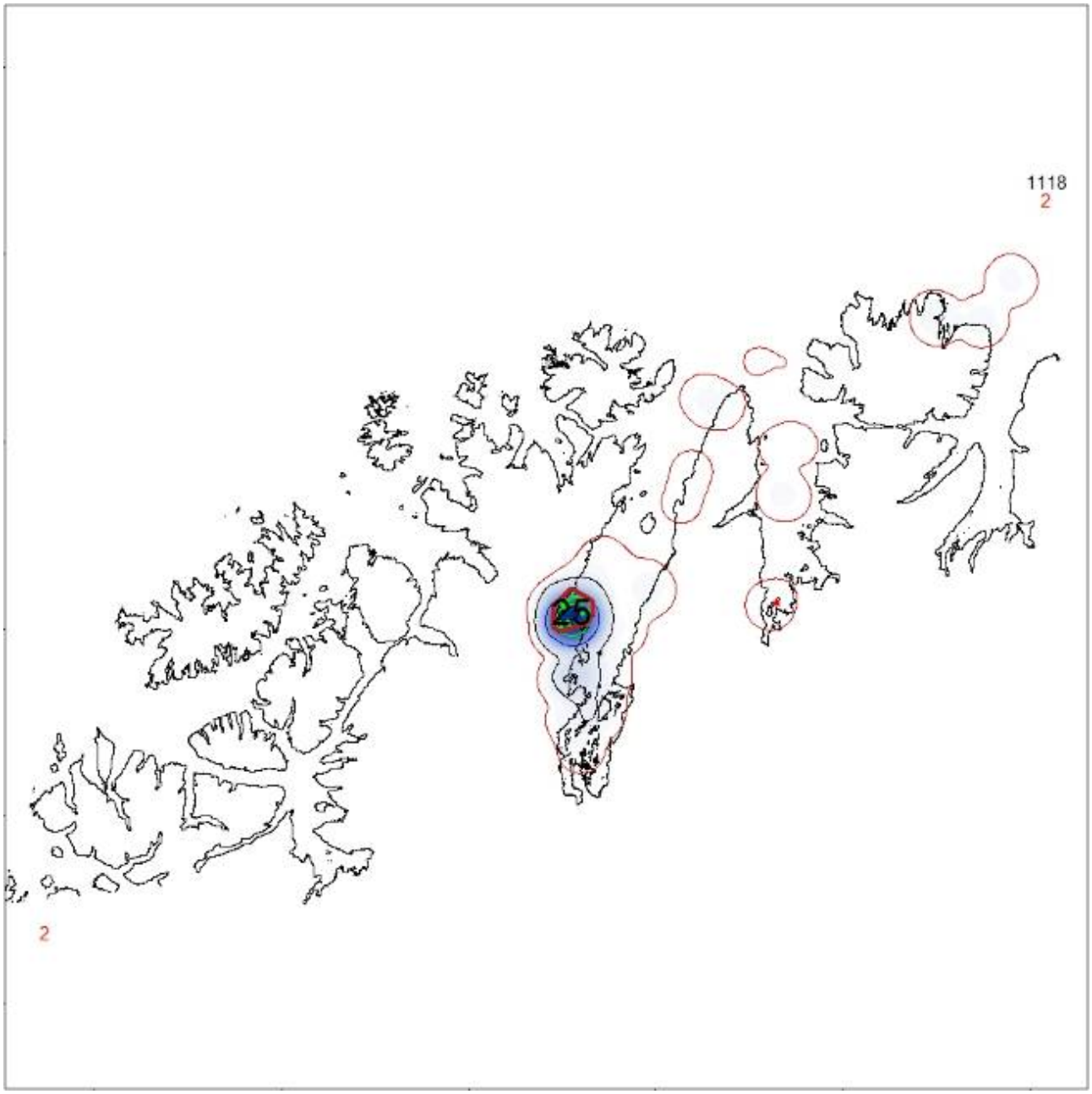
*Figur 9.4. Kartet viser områder (rød farge) som Havforskningsinstituttet har undersøkt med hensyn til kartlegging av gytefelt i «Nasjonalt program for kartlegging av marine naturtyper» siden 2007. For mer detaljert beskrivelse se "Dekningskart" under "Kystnære fiskeridata" i Fiskeridirektoratets kartverk Yggdrasil.*

For alle områder som undersøkes, gjennomføres det strømmodellering med tilhørende simulering av drift av egg

(Espeland mfl. 2015). På denne måten kan driftsmønsteret tolkes slik at det er mulig å skille gytefelt der egg og larver holdes tilbake på gytefeltet og gytefelt som har større spredning av egg og larver og på den måten er knyttet til andre gytefelt gjennom utveksling av egg og larver (figur 9.5).

Den endelige registreringen av gytefelt baserer seg både på genetisk artsidentifiserte egg funnet i felt, strømmodellering og intervjuinformasjon. Alle gytefelt blir kartlagt og gjøres tilgjengelig gjennom Fiskeridirektoratets kartverk Yggdrasil, som kartlaget "Gytefelt Torsk MB". Intervjubaserte gytefelt samlet inn av Fiskeridirektoratet ligger som kartlaget «Gyteområder». Det er viktig å bemerke at for ytre områder der det ikke er gjort eggundersøkelser vil intervjubaserte gytefelt representere «best tilgjengelige kunnskap».






*Figur 9.5. Kart som viser drift fra to mulige gytefelt i Finnmark med bakgrunn i stasjoner vist i figur 9.3. Eggene er sluppet i område markert med tykke røde linjer. Mørk blåfarge indikerer høy sannsynlighet for egg etter 30 dager med drift. Kartet til høyre viser et gytefelt der egg og larver holdes inne i fjorden og i liten grad driver bort fra gytefeltet. Kartet til venstre viser et gytefelt der egg og larver spres i et større område. Ofte vil også retningen eggene driver fra i slike gytefelt i mye større grad enn gytefelt inne fjordene være påvirket av varierende forhold i vær og vind.*

«Nasjonalt program for kartlegging av marine naturtyper» har ikke bare kartlagt gytefelt, men også ålegressenger, tareskog og andre viktige habitater som kan fungere som oppvekstområder i kystsonen. Gjennom prosjektet «Kartlegging av gytefelt og oppvekstområder for kommersielt viktige arter i kystsonen» gjøres også undersøkelser av betydningen av ulike habitater som oppvekstområde på utvalgte steder. Foreløpige resultater fra disse undersøkelsene tyder på at flere ulike habitater kan være viktige som oppvekstområder for kysttorsk. Mens ålegrasenger og tareskog i noen grad er kartfestet som oppvekstområder, er dette i liten grad tilfelle for andre typer oppvekstområder. Yngel av kysttorsk ser ut til å bunnslå på grunt vann (Godø & Sunnanå 1984; Jørstad mfl. 2014), og det er funnet gode forekomster av torskeyngel på grunn sand- og grusbunn med rødalger (van der Meeren mfl. 2021). Dette habitatet er

ikke kartfestet. Generelt vil de fleste grunne områder med påvekst av ålegras, tare eller rødalger kunne være viktige oppvekstområder for yngel av torsk og andre fiskearter.

## 9.4 - Genetisk påvirkning

Genetiske interaksjoner mellom domestisert oppdrettsfisk og ville bestander er godt dokumentert og representerer en av de største utfordringene for et bærekraftig havbruk (Bekkevold mfl. 2006; Taranger mfl. 2015; Forseth mfl. 2017; Glover mfl. 2017).

Ser man på Atlantisk laks der denne problemstillingen er både mest utbredt (Diserud mfl. 2019; Glover mfl. 2019; 2020) og uten tvil har vært best studert, ser man at genetisk innblanding av rømt oppdrettsfisk forandrer livshistorie-trekkene hos de ville bestandene, og vil kunne føre til redusert produktivitet og tilpasning. Kort fortalt – mindre fisk og svakere bestander.

Hos laks vet vi at avkom av oppdrettslaks er genetisk forskjellig fra villaks (se punktene nedenfor som også gjelder for torsk), og det er svært godt dokumentert at deres avkom viser redusert overlevelse i naturen (McGinnity mfl. 1997; 2003; Fleming mfl. 2000; Skaala mfl. 2012; 2019). Genetisk innblanding av oppdrettsfisk vil derfor, dersom den er høy nok, kunne føre til forandringer i livshistorie-egenskaper hos de ville bestandene, i for eksempel alder ved kjønnsmodning, størrelse ved alder, og i forandret timing av kritiske livshistorietrekk som tidspunkt for smoltutvandringen (Bolstad mfl. 2017; Skaala mfl. 2019). Slike forandringer kan føre til redusert produktivitet i ville bestander, og i det lange løp reduserer bestandenes muligheter til å tilpasse seg naturens variasjoner og fremtidige endringer (f.eks. klimaendringer). Man bør derfor ta lærdom fra lakseoppdrett i denne tidlige fasen av torskeoppdrett.

Oppdrettsfisk, også oppdrettstorsk, er genetisk annerledes enn vill fisk på grunn av følgende faktorer:

- **Målrettet seleksjon for produksjons-egenskaper**. For eksempel hurtig vekst, sykdomsresistens, utsatt kjønnsmodning.
- **Redusert naturlig seleksjon under oppdrettsforhold**. De er i liten grad utsatt for predasjon eller andre viktige naturlige prosesser (jakt på mat, migrasjon), men er i stedet oppdrettet i et trygt miljø med mye mat og høy overlevelse.
- **Founder-effekter**. Oppdrettsfisk kan stamme fra andre geografiske områder/bestander og derfor tilhøre en annen genetisk gruppe enn bestandene de eventuelt blander seg med.
- **Innavl og tilfeldige genetisk forandringer**. Dette er knyttet til begrenset antall gytere i avl og manglende genflyt inn i oppdrettsbestanden.

Disse prosessene, spesielt pkt. 1 og 2, gjør fisken mer produktiv og velfungerende i et oppdrettsmiljø, men gjør dem samtidig dårligere tilpasset et liv i naturen. Innavl og tap av genetisk variasjon (pkt. 4) er uheldige bivirkninger i oppdrett som er vanskelige å eliminere, siden de følger av at et begrenset utvalg foreldre brukes i avlen, og at avlslinjene er lukket for genetisk påvirkning. Vill torsk, som laks, utgjør ikke én enkel genetisk homogen bestand, men består av mange lokale bestander med ulike genetiske, adferdsmessige (f.eks. stasjonære/vandrende) og økologiske egenskaper (pkt. 3) (Otterå mfl. 2012; Dahle mfl. 2018; Johansen mfl. 2020). I nord er det spesielt store genetiske forskjeller mellom bestander av vandrende (skrei) og stasjonære (kysttorsk) (Berg mfl. 2016; Kirubakaran mfl. 2016), mens i sør har vi Nordsjøtorsk og fjord-torsk som begge opptrer langs Skagerrakkysten (Barth mfl. 2017; Knutsen mfl. 2018). Innblanding av rømt oppdrettstorsk kan som følge av alle disse genetiske faktorene ødelegge naturlige tilpasninger hos lokale bestander. De eksakte konsekvensene av slik genetisk innblanding vil variere i tid og rom, være avhengig av mange faktorer og kan derfor vanskelig forutsies med presisjon.

Det er relativt lite publiserte data på genetiske egenskaper hos domestisert torsk (Otterå mfl. 2018). På laks har avl resultert i doblet veksthastighet i fangenskap i løpet av de fem første generasjonene (Gjedrem 2000, 2010). Allerede etter så kort tid har dette ført til en målbar reduksjon i overlevelsen i et naturlig miljø (McGinnity mfl. 1997; Fleming mfl. 2000; McGinnity mfl. 2003). På torsk er det lengst komne avlsprogram nå ca. 6-7 generasjoner og derfor antakelig godt på vei i domestiseringsprosessen. Ved 2-3 generasjoner var det dokumentert at avkom av oppdrettstorsk har høyere

vekst enn avkom av vill torsk under identiske forhold (Otterå mfl. 2018). Det betyr at det allerede da var målbare genetiske forskjeller i egenskaper mellom oppdrettet og vill torsk. Forskjellene er antakelig enda større i dag siden det nå er gått flere generasjoner i de to eksisterende avlsprogrammene. Selv om det ikke er studert ennå kan avkom av en avlet oppdrettstorsk, basert på erfaring fra andre arter, få en redusert overlevelse i naturen (Glover mfl. 2017).

Jo flere fisk som rømmer i forhold til den lokale bestandens størrelse, jo større er sannsynligheten for genetisk innblanding. Hos laks er det en god korrelasjon mellom andel rømt fisk observert i en bestand over tid, og graden av genetisk innblanding (Glover mfl. 2013; Heino mfl. 2015; Karlsson mfl. 2016). Økt genetisk innblanding gir økt konsekvens for den ville bestanden (Hindar mfl. 2006; Bolstad mfl. 2017; Castellani mfl. 2018). De samme prinsipper og mekanismer vil også gjelde for torsk. Dette betyr at små lokale bestander antakelig er mer utsatt for genetisk innblanding enn de større, mer robuste bestandene. For eksempel, kan lokale bestander i fjorder teoretisk sett lett bli oversvømt genetisk av oppdrettsfisk fra et lokalt anlegg dersom det er mye gyting i merd, eller ved en rømmingshendelse.

I motsetning til laks som etter rømming må vandre opp i elva til gyteplassene for å kunne blande seg med vill fisk, vil rømt oppdrettstorsk i en del tilfeller allerede være ved gyteplassen og har derfor stort potensiale til å kunne gyte med vill torsk. Derfor er plassering av anlegg i henhold til naturlige gyteplasser en viktig faktor.

Det vil antakelig være vanskeligere å spore genetisk innblanding av rømt oppdrettstorsk i ville bestander enn for laks, men dette vil være avhengig av hva slags torskemateriale avlsprogrammene har brukt som utgangspunkt (Glover mfl. 2011). Genetiske markører for sporing av rømt oppdrettslaks til sitt opprinnelsesanlegg (ved urapporterte rømminger) vil kunne fungere også for oppdrettstorsk (Glover 2010; Glover mfl. 2010).. Dette fordi det er genetiske forskjeller mellom grupper med torsk i anlegg, antakelig fordi hver merd består av et relativt begrenset antall familier (Glover mfl. 2010; Glover mfl. 2011). Men, med mindre avlsprogrammet inkluderer en stor komponent skrei som gjør den genetisk annerledes enn for eksempel kysttorsk, vil det være vanskelig å måle hvor mye genflyt som har skjedd fra oppdrettstorsk til vill torsk.

For laks konkluderes det med at antall rømmingshendelser må reduseres for å redusere risikoen for genetisk innblanding med påfølgende negative konsekvenser for ville bestander. Det bør også vurderes å ta i bruk steril fisk slik at de ikke kan formerer seg med vill fisk. Disse to tiltakene vil være å anbefale også for torskeoppdrett.

### 9.4.1 - Rømming

På samme måte som rømming av oppdrettslaks har blitt et betydelig problem for laksenæringen og forvaltningen av ville bestander av laks, er det sannsynlig at rømming av oppdrettstorsk vil bli et tilsvarende problem for torskenæringen, ville bestander av torsk og forvaltningen av torsk. Det er derfor viktig å ta med seg den kunnskapen om rømming av oppdrettstorsk som ble opparbeidet parallelt med den forrige bølgen av torskeoppdrett, blant annet i regi av Havforskningsinstituttet, Norges Forskningsråd og EU, for å forstå ”hvorfor, hvordan og hvor” torsken rømmer (f.eks. Hansen mfl. 2008; Uglem mfl. 2008; Dahle mfl. 2011; Jørstad mfl. 2014). Hensikten med disse prosjektene var å undersøke adferdsmekanismene bak rømming og å kartlegge spredningen av rømt torsk under naturlige forhold. Prosjektene bestod av kontrollerte lab- og merdeksperimenter, samt storskala fjordeksperimenter, og de spesifikke målsettingene var å studere grunnleggende adferdsmekanismer som er involvert når torsk rømmer, identifisere typiske karaktertrekk bak “rømmeadferd”, undersøke adferd og bevegelser hos torsk etter rømming og foreslå forbedrete metoder for overvåkningsfiske og gjenfangst. I tillegg var det et mål å framskaffe kunnskap som legger til rette for å evaluere mulige negative miljøeffekter av rømt oppdrettstorsk.

Hensikten med lab- og merdeksperimenter var å undersøke om faktorer som størrelse, fôringsstatus og genetisk opprinnelse påvirker motivasjonen til å svømme gjennom en åpning i en notvegg. Torsken som ble brukt, kom fra første generasjons stamfisk fra torskeavlsprogrammet til Nofima. Kort tid etter forsøkstart begynte torsken å svømme gjennom hullet i notveggen, og rømmefrekvensen var høyest like etter at hullet var laget. Torskens størrelse hadde ingen innvirkning på motivasjonen til å rømme, og var heller ikke betydelig påvirket av fiskens fôrstatus, men ni dagers sulting førte til flere torsk på rømmesiden av merden. Det var også en høyere andel rømt kysttorsk enn skrei, og gjentatte

forsøk viste en betydelig andel gjengangere på ”rømningssiden”.

Oppsummert viste disse studiene at torsken raskt svømmer ut av et hull som oppstår i en notvegg, at rømming er et individuelt valg og at det ikke er tilfeldig hvilke individer som rømmer (Hansen mfl. 2008). Oppfølgende forsøk på større torsk (både kysttorsk og skrei med snittvekt på ca. 3,5 kg) viste at stor og kjønnsmoden kysttorsk rømmer mer enn skrei, og at rømmingsadferd til enkeltindivider var knyttet opp mot individuelle egenskaper som «boldness» eller «ønske om å utforske nye miljø». Påfølgende studier viste at faktorer som legger til rette for denne typen undersøkende adferd hos torsk, kunne knyttes til både fysiske faktorer i notveggen og tilgang på fôr. Både lengre perioder uten fôr og kortere perioder med begrenset tilførsel av fôr økte slik undersøkende rømmeadferd – det samme gjorde også skader eller reparasjoner i notvegg. Torsk var i tillegg i stand til å øke omfanget av notskader gjennom aktiv biting på notlinen (Damsgård mfl. 2012).

Spredning av oppdrettstorsk etter rømning har blant annet blitt undersøkt ved simulert rømming fra oppdrettsanlegg i fullskala fjordstudier der torsk ble merket med akustiske sendere slik at vandringer i fjorden kunne undersøkes. Resultatene viste at rømt oppdrettstorsk forlater området like rundt anlegget raskt etter en simulert rømning. Bare noen få timer etter rømningen var over halvparten av oppdrettstorsken forsvunnet fra anlegget, og i løpet av fire dager var nesten all fisken vekk. De rømte torskene spredte seg raskt utover relativt store områder av fjorden. Noen av oppdrettstorskene vandret utover mens andre vandret innover og oppsøkte hyppig kjente gyte- og fiskegrunner i indre deler av fjorden, spesielt i løpet av gyteperioden for den lokale fjordtorsken. Imidlertid ble omtrent 30 – 50 % av fisken også regelmessig observert i anleggets nærområde etter rømning (innenfor 3 km av anlegget). Fjordfiskernes gjenfangst var også forbausende høy, og hele 44 % av all merket oppdrettstorsk ble gjenfanget uten ekstraordinær fiskeinnsats (Uglem mfl. 2008). Tilsvarende forsøk med stor kysttorsk og stor skrei (første generasjon fra Nofima sitt avlsprogram med snittvekt 3,5 kg), viste ingen større forskjeller mellom kysttorsk og skrei. Også disse forlot anleggene raskt, dykket ned til dyp > 20 meter, beveget seg mye langs land og til dels over større områder, oppsøkte gytefelt, men returnere også regelmessig til oppdrettsanlegget. Gjenfangsten var høy også i denne studien (31 %) (Uglem mfl. 2010).

Påfølgende forsøk med mindre torsk i et annet fjordsystem i Nord-Norge viste at rømt småtorsk var utsatt for en betydelig størrelsesrelatert predasjon fra vill torsk og sei rundt oppdrettsanlegget (Serra-Llinares mfl. 2013). Den rømte småtorsken forlot anlegget raskt og søkte tilflukt på grunt vann opp mot fjæresone hvor de oppholdt seg relativt nært anlegget i flere måneder. Gjenfangsten av den mindre fisken var imidlertid lav (< 5 %) på tross av aktivt gjenfangstfiske med flere redskaper (Serra-Llinares mfl. 2013). I en parallell studie i samme fjordsystem, ble det merket 20 tidligere rømte oppdrettstorsk som ble gjenfanget like ved oppdrettsanlegget (Hedger mfl. 2017). Disse viste høy tilknytning til anlegget også etter utsett, spesielt gjennom mørketiden. Få individer besøkte andre anlegg eller forlot fjorden, og dødeligheten var høy (> 40%) i løpet av de fire månedene forsøket varte.

Tilsvarende observasjoner har blitt gjort i et merke-gjenfangstforsøk i Trondheimsfjorden (Varne 2016) like i etterkant av to større rømminger fra et torskeoppdrettsanlegg. Gjenfangsten var høyest de to første månedene etter rømming, spredningen i fjorden var tilsynelatende tilfeldig og relativt begrenset, og få ble gjenfanget etter mer enn 6 måneder, noe som kan indikere lav overlevelse og begrenset tilpasningssuksess. Som en del av avhandlingen til Varne (2016), ble det utviklet metodikker for å skille rømt oppdrettstorsk fra villtorsk basert på morfologi og skjell (Uglem mfl. 2011). Mikrostrukturen i øresteinene (otolittene) er også foreslått som metode til å kunne skille oppdrettstorsk fra villtorsk (Dahle mfl. 2011).

I forsøk gjennomført av Havforskningsinstituttet ble ett år gammel merket oppdrettstorsk av skrei og lokal kysttorsk (24-27 cm lengde) satt ut i et eksponert kystlandskap i Øygarden nordvest for Bergen. Gjenfangsten skjedde hovedsakelig innen et år og var lav (< 8,6 %) men størst for kysttorsken, trolig på grunn av forskjeller i dødelighet mellom de to stammene (Otterå mfl. 1999). Alle gjenfangster skjedde innen 15 km fra utslippsstedet, og ingen forskjeller ble funnet mellom skrei og kysttorsk når det gjaldt distanse fra utslippssted.

Disse resultatene støttes også fra en større havbeitesatsing i årene fra 1985-2000, hvor nærmere 1 mill. kultivert torsk (8-34 cm) med opprinnelse fra oppdrett i poll, ble merket og satt ut i kyst- og fjordområder langs Norskekysten (Svåsand

mfl. 2000). Det generelle trekket viser at de fleste gjenfangstene ble tatt nært utsettingsstedet, men også at det er en økende spredning fra sør til nord for hovedutsettingsområdene.

Observasjoner i Norddalsfjorden ved Florø og Masfjordområdet av rømt oppdrettstorsk, vurdert ut fra både en genetisk markør og morfologiske avvik, har vist at en betydelig andel holdt seg i nærheten av anlegget der rømmingen skjedde (Dahle mfl. 2011). Her ble det observert vedvarende episoder med rømming (Jørstad mfl. 2014), men når driften opphørte forsvant den rømte oppdrettstorsken i stor grad. Tre mulige forklaringer har blitt lansert for dette (Dahle mfl. 2011): a) rømt torsk finner mat ved anlegget, b) høyt fiskepress kan føre til at andelen av rømt torsk fiskes ut relativt raskt når ikke ny tilførsel kan skje gjennom nye rømminger, og c) rømt torsk overlever ikke særlig lenge utenfor merden grunnet problemer med å omstille kostholdet til «levende mat». Angående det siste punktet ble det observert lav kondisjon på en del rømt torsk samt individer med magen full av blåskjell (Dahle mfl. 2011), men vi har generelt lite data på næringsvalg til domestisert oppdrettstorsk, inkludert eventuell predasjon på yngre torsk. Jørstad mfl. (2014) viste at rømt torsk overlevde 3 år etter rømming, og at de utgjorde en betydelig andel av den tilsvarende årsklassen hos vill torsk. Tilpasning, eller mangel på tilpasning til et liv i det fri vil sannsynligvis avhenge av tid i oppdrett og grad av domestisering. Problemstillingen ble grundig studert som del av havbeiteforsøkene, og her ble det dokumentert at polloppdrettet torsk forholdsvis raskt tok til seg føde og skilte seg lite fra villtorsk kort tid etter utsetting som 0-gruppe (Svåsand mfl. 2000). Tilsvarende studier har ikke vært gjennomført med domestisert oppdrettstorsk.

Den genetiske markøren hos pollprodusert oppdrettstorsk gjorde det mulig å vurdere vandring etter rømming i et større område. Her ble det funnet torsk med markøren på gyteområder opp til 21 km unna i samme fjordsystem som oppdrettsanlegget, og i tillegg 32 km inn i nabofjorden. Tendens til økt frekvens av den genetiske markøren ble observert hos larver og juvenil torsk, men ikke statistisk signifikant til å konkludere med at oppdrettstorsk krysset seg med villtorsk (Jørstad mfl. 2014).

Oppsummert tyder resultatene fra alle disse studiene på at rømt oppdrettstorsk har motivasjon for å finne eller til og med lage hull i notveggen, at det ikke er tilfeldig hvilken fisk som rømmer og at dette også påvirkes av egenskaper ved notvegg eller ernæringsmessig status. Etter rømming dykker større torsk raskt ned til ca. 20 meters dyp, vandrer inn mot land, og kan raskt spres over større områder, selv om en del rømt torsk også vil holde seg i nærheten av anlegget de har rømt fra. Gjenfangst av rømt torsk ved anlegget bør skje umiddelbart etter rømning og nært land, men en høy total gjenfangst antyder også at rømt oppdrettstorsk kan være lettere å gjenfange enn rømt laks i et mer langsiktig gjenfangstfiske i et større område. Et problem kan imidlertid være at et intensivt gjenfangstfiske også kan gå ut over lokal villtorsk, og risikoforebyggende tiltak i anlegg er derfor viktig. Yngre torsk ser ut til å bevege seg i mindre grad enn større torsk etter rømming, og bruk av redskaper som fisker effektivt på grunt vann (f.eks. åleruser) kan være en strategi for gjenfangst av ung rømt torsk. Ruser vil også skåne andre arter i et eventuelt gjenfangstfiske.

Videre tyder spredningsmønsteret hos rømt oppdrettstorsk på at det er et klart potensial for interaksjon mellom rømt fisk og villfisk, også i gytetiden, selv om studiene fra Trondheimsfjorden og Norddalsfjorden ikke klarte å finne klare indikasjoner på innkryssing av oppdrettsgener hos den lokale villtorsken. Den nye interessen for torskeoppdrett er knyttet til en domestisert oppdrettstorsk. Det mangler imidlertid dokumentasjon på atferd hos denne torsken som kan belyse om den har mindre trang til å rømme fra merdene, og hvordan den eventuelt vil fordele og klare seg i et fjordsystem hvis rømming skulle skje. Slik informasjon vil være vesentlig for valg av strategier med hensyn til å både å forebygge og redusere effektene av rømminger.

### 9.4.2 - Gyting i merd

I motsetning til laksen vil torsken kunne gyte i merdene. Gyteatferd hos torsk involverer trolig partnervalg med kurtise (Karlsen & van der Meeren 2013), og det er observert at torsk kan gyte i små vannvolum (van der Meeren & Ivannikov 2006). Det er videre påvist at befruktede egg fra oppdrettstorsk vil kunne unnslippe merdene og overleve til kjønnsmoden torsk som igjen vil kunne bidra til gyting på lokale gytefelt (Jørstad mfl. 2008, van der Meeren mfl. 2012). En studie med genetisk merket torsk i et kommersielt oppdrettsanlegg i Norddalsfjorden ved Florø påviste larver og yngel av torsk med den genetiske markøren i og ved gyteområder opp til 19 km unna anlegget, men grunnet rømmingsepisoder fra anlegget var det ikke mulig å si om dette var avkom fra gyting i merd eller fra rømt torsk (Jørstad

mfl. 2014). I forsøk med genetisk merket torsk i merder i Heimarkspollen i Austevoll ble det observert at 12 % av torskelarver samlet inn 8 km unna merdene hadde sin opprinnelse fra gyting i merd inne i pollen, mens tilsvarende andel inne i pollen var 36 %. Gener fra oppdrettstorsken vil derfor enkelt kunne spres uten at oppdrettstorsken faktisk rømmer fra merdene. En studie i Trondheimsfjorden viste at betydelige mengder med egg fra gyting i merd hovedsakelig drev i overflaten utover fjorden, og det ble derfor ikke funnet torskelarver fra denne gytingen eller noe genetisk signal for juvenil torsk i indre fjordbasseng (Beistadfjorden) tre år etter observert gyting (Varne mfl. 2015).

Det er påvist at torsk med opphav fra gyting i merd gyter med hverandre, men det er ikke sikkert påvist at slik torsk faktisk gyter med villtorsk (van der Meeren mfl. 2012). Data fra Jørstad mfl. (2014) indikerte at krysninger mellom oppdrettstorsk og villtorsk kunne ha funnet sted, men at dette ikke kunne påvises sikkert statistisk sett. Atferdsstudier i tankforsøk og merkeforsøk på gytefelt med oppdrettstorsk og villtorsk har imidlertid vist at det er sannsynlig at gyting kan skje mellom vill- og oppdrettstorsk (Meager mfl. 2009, 2010; Skjæraasen mfl. 2010).

Biomassen i et matfiskanlegg for torsk kan trolig være betydelig sammenlignet med biomassen av villtorsk på lokale gytefelt, men data for dette mangler. I forsøkene med gyting i merd i Heimarkspollen i Austevoll førte gyting hos 2 til 3 tonn oppdrettstorsk til en andel av larver fra gyting i merd på opp mot 36 % av alle torskelarver i pollen (Jørstad mfl. 2008). Videre vil oppdrettstorsken ha nær dobbelt så mange egg (fekunditet) som villtorsk (Wroblewski mfl. 1999). Teoretisk vil en fullført gytesesong fra et matfiskanlegg på 500 tonn med lik kjønnsfordeling kunne produsere mellom 150 og 200 milliarder egg hvis all torsken blir kjønnsmoden, og 50 til 65 milliarder egg om kun en tredjedel av torsken kjønnsmodner.

En forutsetning for å kontrollere gyting i merd er kontroll på kjønnsmodning. Kjønnsmodning hos torsk er vanskeligere å hindre ved bruk av lys utendørs enn det som er tilfelle for oppdrettslaks. Ved bruk av lys kan gyting i merd derfor forekomme hos en viss andel av bestanden, men modningen vil forsinkes noe (Taranger mfl. 2006, Korsøen mfl. 2013) slik at gyting kan skje utenfor den naturlige gytesesongen før slakting. Det finnes ikke informasjon om en domestisert torsk reagerer bedre på lysstyring enn det som har vært observert tidligere hos torsk som ikke har vært gjennom et avlsprogram.

Ved å benytte lys i merder kan kjønnsmodning utsettes og derved inntreffe i temperaturer som er ugunstig for eggmodningen før gyting. Det er også observert at eggmodning skjer raskere ved økt temperatur (Kjesbu mfl. 2010). En temperatur på over ca. 10°C vil føre til redusert befruktning og feilutvikling hos eggene (van der Meeren & Ivannikov 2006). Etter befruktning er det observert økt eggdødelighet over 12°C, mens nyklekte torskelarver har en øvre temperaturtoleranse på 10-12°C (Iversen & Danielsen 1984). Torskelarver utvider imidlertid sin øvre toleransegrense gjennom utviklingen, og larver med lengde mellom 25 og 40 mm har vært observert å kunne vokse med opptil 37 % i vekt pr. døgn ved ca. 17°C (Finn mfl. 2002). Det er vist at optimal temperatur for vekst kan endres over kun en generasjon hos fisk ut fra hvilken temperatur foreldregenerasjonen holdes under (Salinas & Munch 2012). Om slike mekanismer kan endre temperaturtoleranse hos torsk som har vært avlet over flere generasjoner, er imidlertid ikke kjent.

Bedret vekstrate hos en domestisert torsk kan påvirke tidspunkt for modning og derav tidspunkt for utslakting. Otterå mfl. (2018) fant variabel effekt i vekst hos 2. generasjon oppdrettstorsk fra to avlsprogram i Norge (Torskeavlsprogrammet i Tromsø og Marine Breed), sammenlignet med avkom fra villtorsk. Fra avlsprogrammet i Tromsø er det imidlertid rapportert om 10 % økning i vekst for hver generasjon (Henriksen mfl. 2018).

### 9.4.3 - Egg- og larvedrift

Egg og larvedrift fra gyting av torsk i merd vil mest sannsynlig være sammenlignbart med drift av gyteprodukter fra vill torsk ved lignende miljøforhold. Lengden på eggstadiet vil variere med temperaturen, fra ca. 14 dager på Vestlandet og opp til 3 uker i mars i Nord-Norge på grunn av lave temperaturer (Myksvoll mfl. 2014, Westernhagen 1970). Gyting utenfor sesong i den varme årstiden, for eksempel ved bruk av lys for å utsette kjønnsmodning, kan redusere utviklingstiden på eggene. Liten variasjon i eggenes flyteevne i interaksjon med variasjonen i saltholdighet i vann gjør at det er hovedsakelig det lokale miljøet som bestemmer vertikalfordelingen av egg (Myksvoll mfl. 2011), Kysttorsken

har ofte egg som ligger under overflatelaget og derfor spres mindre (Cianelli mfl. 2010, Espeland mfl. 2015).

Mange av gyteområdene til kysttorsk ligger innerst i fjordarmene, der er det ofte litt lavere saltholdighet, og eggene er fordelt litt dypere i vannsøylen. Den dypere fordelingen og de lokale strømforholdene gjør at eggene kan få høy retensjon i området de er gytt, altså at potensialet for spredning er begrenset (Myksvoll mfl. 2011).

Gyteområder som ligger ute på kysten har større potensiale for spredning fordi eggene kan flyte helt i overflaten der strømmen er sterkest på grunn av vindpådraget. Der kontinentalsokkelen er smal så kommer kyststrømmen tett på kysten og bidrar til betydelig transport nordover. Spredningsmodellering har vist at torskeegg har høyest retensjon i fjordområder (> 90 %), moderat retensjon i kystområder innenfor grunnlinja (rundt 50 %) og ingen retensjon utenfor grunnlinja (Myksvoll mfl. 2014).

Lokalisering av anlegg inne i en fjord er også av stor betydning for spredning av egg (Uglem mfl. 2012). Plasseringen av anlegg på strømsterke lokaliteter, som for lakseoppdrett, vil medføre en betydelig større spredning enn om anlegget plasseres i skjermede fjordarmer, tilsvarende der hvor gyteområder for kysttorsk ofte finnes.

Torskelarver lever fritt i vannmassene og vil også være påvirket av strømforholdene. Larvene har imidlertid egenbevegelse, både vertikalt og horisontalt, og egenbevegelsen øker med larvenes alder. Som for torskeegg vil torskelarver også befinne seg i de øvre vannlagene (Jørstad mfl. 2008). Den pelagiske fasen varer til om lag 40-50 mm størrelse da yngelen vil søke mot bunnen på grunt vann (Jørstad mfl. 2014). Tiden det tar for å nå denne størrelsen vil variere med temperatur og matforhold, med det kan ta opp mot to måneder etter klekking. Det er vist at hyselarver og sildelarver kan ha en retningsbestemt bevegelse (Cresci mfl. 2019, 2020), men det er ukjent om torskelarver har samme egenskap. Egg og larver spres på samme måte som lakselus de første ukene, før egenbevegelsen gjør seg gjeldende, og kan derfor spres flere titalls kilometer også innenfor en fjord (Asplin mfl. 2014).

Overlevelse av torskelarver til yngelstadiet forutsetter at de spres til gunstige oppvekstområder. Som beskrevet i tidligere avsnitt er disse områdene mangelfullt kartlagt. Grunne områder med bunnvegetasjon antas å være særlig egnede oppvekstområder. Ved gyting i merd i indre fjordområder er det større sannsynlighet for at larver spres til lokale oppvekstområder inne i fjordene, sammenlignet med gyting i ytre fjordområder. Dersom gyting i merd skjer i nærheten av naturlige gytefelt, er det stor sannsynlighet for at larver av villtorsk og oppdrettstorsk spres til samme sted.

Simulering av spredning er nå allment tilgjengelig gjennom «Strømkatalogen». Dette on-line verktøyet simulerer spredning av partikler i en oppløsning med ruter på 800 x 800 m. Denne oppløsningen kan være noe grov for trange fjorder, men den vil kunne gi en pekepinn på hvor omfattende spredningen kan være. For en bedre oppløsning kan for eksempel en modell tilsvarende NorKyst-modellen med 160 x 160 m rutenett benyttes, som også brukes for å simulere spredning av lakselus.

## 9.5 - Økologiske interaksjoner

### 9.5.1 - Oppdrettsanlegg som fiskeaggregeringsinnretninger

Oppdrettsanlegg med åpne merder i kystsonen kan påvirke marine villfiskbestander. Fisk og annet dyreliv tiltrekkes oppdrettsanlegg på grunn av en rekke årsaker, og kan samles i store mengder. De fysiske konstruksjonene, som fortøyninger og merder, gir ly for småfisk og habitat for ulike organismer, som deretter kan tiltrekke seg større rovfisk. Oppdrettsanlegg fungerer som fiskeansamlingsinnretninger som følge av de fysiske strukturene, økt tilgjengelighet av mat og organisk avfall (Callier mfl. 2018; Sanchez-Jerez mfl., 2011). Hvis et betydelig antall fisk fra den lokale bestanden samler seg rundt oppdrettsanlegg, kan det fungere som en økologisk felle. Økologiske feller oppstår når et kunstig habitat introduseres i det naturlige miljøet, tiltrekker seg fisk, og effekten av dette leder til negative økologiske konsekvenser for fisken (Dempster mfl. 2011). Fisk kan foretrekke ett kunstig habitat fremfor ett naturlig om dette virker å være ett habitat som fremstår attraktivt for fisken, men som i realiteten er ett dårligere habitat med lav kvalitet som kan lede til dårligere reproduksjon eller overlevelse (Battin, 2004). Habitatvalg hos torsk i en fjord med torskeoppdrett («torskehoteller») har blitt undersøkt og i likhet med observasjoner fra en annen fjord med intensivt torskeoppdrett bekrefter resultatene om at det er en forhøyet tetthet av torsk rundt oppdrettsanlegg, og at enkelte individer er svært

stasjonære rundt anleggene (Bjørn mfl. 2007; Serra Llinnares mfl. 2013; Hedger mfl. 2017).

Hovedattraksjonen rundt oppdrettsanlegg er trolig det ekstra næringstilskuddet fra spillfôr, noe som tiltrekker fisk i stort antall og tettheten av fisk som samler seg rundt oppdrettsanlegg kan henge sammen med fôrintensiteten (Ballester-Moltó mfl. 2015), eller fôringstider (Uglem mfl., 2009). Spesielt sei, *Pollachius virens,* samler seg tett rundt merdene under et oppdrettsanlegg, men også andre arter samler seg under oppdrettsanlegg. I en undersøkelse av 9 anlegg om sommeren og våren, fant en at arter som sei, makrell, torsk og hyse omfatter henholdsvis 92, 3,5, 2,4 og 1,8% av all samlet fisk under norske oppdrettsanlegg (Dempster mfl. 2009, 2010). Endringene i artsmangfold og mengden fisk i tilknytning oppdrettsanlegg kan ha konsekvenser for økosystemet, noe som til slutt kan føre til negative effekter på næringsstoffsammensetning og produktiviteten i systemet (Gamfeldt mfl., 2015). En metaanalyse av miljøpåvirkninger fra havbruk ble utført av (Barrett mfl. 2019), som fant forhøyet forekomst av dyreliv rundt akvakulturanlegg, og da hovedsakelig av fisk. Forfatterne rapporterte også at villfisk i tilknytning oppdrettsanlegg var i 1,7 ganger tyngre enn fisk som ikke er tilknyttet oppdrettsanlegg, samt et diettskifte til enten pellets eller andre byttedyr.

Atlantisk torsk beiter på organismer og annen fisk som samler seg rundt oppdrettsanlegg (Dempster m. fl. 2011; Sæther mfl. 2012). Det har også vært observasjoner av raudåte (*Calanus finmarchicus*) og krill rundt lakseoppdrett, og krill har blitt funnet i mageprøver av makrell (*Scomber scombrus*) og hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) (Svåsand mfl. 2017). En annen mulig årsak til tiltrekning er at større villfisk lokkes til oppdrettsanlegg fordi mindre byttefisk også samles der. Både Dempster mfl. (2011) og Sæther mfl. (2012) dokumenterte at større torsk og sei fanget ved oppdrettsanlegg hadde spist mindre fisk, hovedsakelig småsei, som trolig var tiltrukket anlegg på grunn av tilgang på spillfôr. Serra-Llinares mfl. (2013) viste også at større torsk og sei som oppholdt seg ved et torskeanlegg hadde spist rømt torskeyngel og andre fiskearter.

Det er også vist at villfisk kan oppholde seg svært nært oppdrettsanlegg over forholdsvis lange perioder, og at de vandrer raskt og ofte mellom flere anlegg, samt til andre nærliggende habitater som for eksempel gyteområder eller tradisjonelle fiskefelt (Uglem mfl. 2008, 2009; Dempster mfl. 2010; Otterå og Skilbrei 2012; Sanchez mfl. 2011). I Norge er dette vist for både torsk og sei (Uglem mfl. 2008, 2009; Otterå og Skilbrei 2012).

Kunstig belysning brukes i lakseoppdrett for å hemme kjønnsmodning og for å øke somatisk vekst om våren (Hansen mfl. 2017). Flere virvelløse dyr tiltrekkes av kunstig belysning og det er observert forhøyede mengder virvelløse dyr rundt oppdrettsanlegg (Fernandez-Jover mfl., 2016; McConnell mfl. 2010). Krill (*Thysanoessa inermis*) er et viktig byttedyr for torsk, og tiltrekkes av lys (Humborstad mfl. 2018). Dette kan følgelig tiltrekke torsk til oppdrettsanlegg som benytter kunstig lys for å forhindre kjønnsmodning.

Maskiner og rutinemessige operasjoner i lakseoppdrett som fartøy, fôringsmekanismer, høytrykksspylere osv., lager støy som kan forstyrre livet for dyr i miljøet rundt. Atferd fra marine dyr som en respons på menneskeskapte støy inkluderer fluktreaksjoner, unngåelse eller endringer i svømmeatferd (Olesiuk mfl. 2010). Andre effekter av miljøstøy er rapportert, som lydskader (Casper mfl. 2013) og en signifikant økning av stressrelaterte blodparametere (Buscaino mfl. 2010). Atlantisk torsk kommuniserer med "grynt" under parring, aggresjon eller flukt (Brawn, 1961). Hunntorsk foretrekker hanner med større kropper og lange finner, men gytesuksess er også korrelert med volum på «gryntene» fra hannfisken (Rowe and Hutchings, 2008). Karforsøk med torsk utsatt for langvarig støy har blitt rapportert å ha en lavere befruktningsgrad, opptil 40% reduksjon, enn ikke-eksponert fisk. Fisk utsatt for kortvarig støy har også vist en økning i blodkortisol (Sierra-Flores mfl. 2015). Resultatene av denne studien viser at støygenererende havbruksaktiviteter kan påvirke reproduksjon, både når det gjelder forstyrrelse av naturlig kommunikasjon og de negative effektene av stress. En studie fra oppdrettsintensive og oppdrettsekstensive områder på Vestlandet, fant imidlertid små fitness-forskjeller hos vill torsk (Barett mfl. 2018).

Det finnes så vidt vi er kjent ikke spesifikke studier av vill torsk rundt torskeoppdrettsanlegg, men det er noen observasjoner fra andre studier. I NFR-CodEscape studien fra Balsfjord ble det observert aggregeringer av vill torsk rundt oppdrettsanlegget. En del av disse ble fanget, merket med akustiske sendere og gjenutsatt på fangststedet (Uglem mfl. 2008) om høsten og om vinteren. Adferden til disse ble deretter studert både før, under og etter

gytesesongen. Resultatene viste at en høy andel (ca. 50%) av torsken forble ved anlegget utover høsten, og de benyttet anleggsnærområdet mer enn simulert rømt torsk. Observasjoner (Pål Arne Bjørn, Havforskningsinstituttet, pers.obs.) tyder på at de delvis beiter på tapt oppdrettsfôr. Om vinteren var de mer på gytefeltene, spesielt det indre gytefeltet, og dette kan indikere at dette er stasjonær torsk «hjemmehørende» i indre fjord, og som benytter anlegget som en ressurs gjennom året. Også i en tilsvarende studie i Beiarfjorden, ble det observert mye vill torsk og sei rundt et intensivt torskeoppdrettsanlegg. (Serra-Llinares mfl. 2013). Spesielt ble det observert mye stor torsk og storsei som predaterte på mindre fisk, inkludert småtorsken som ble simulert rømt. «Torskehoteller» ser også ut til å samle vill kysttorsk (Bjørn mfl. 2007). Oppsummert tyder litteraturen på at også torskeoppdrett vil virke som FAD's, og at dette kan påvirke kyst og fjordtorsk, selv om det er lite studert.

### 9.5.2 - Påvirkning fra oppdrettsanlegg på vandring og gyteatferd hos villtorsk

Internasjonalt er det relativt liten kunnskap om unnvikelse av fisk fra oppdrettsanlegg, eller eventuell påvirkning på vandringsmønsteret (Callier mfl. 2018; Barett mfl. 2019), og det har vært lite eller ingen ny forskning på dette de siste 10-15 årene. I Norge har fiskere imidlertid lenge hevdet at «innsigstorsk» på gytevandring, ikke vandret inn til gytefelt i oppdrettsintensive fjorder. Fiskernes tradisjonelle økologiske kunnskap er studert gjennom intervjuundersøkelser og samfunnsvitenskapelige metoder (Maurstad mfl. 2007). Konklusjonen er at fiskerne har gjort pålitelige observasjoner av adferd til torsk i oppdrettsintensive områder, både unnvikelse og tiltrekning, men at det trengs naturvitenskaplige studier for å konkludere med større sikkerhet, samt foreslå mekanismer bak eventuelle endringer (Maurstad mfl. 2007).

Gjentatte eksperimentelle studier i laboratoriet, hvor vill kysttorsk gis et valg mellom å oppholde seg i eller unngå kar iblandet vann fra et kar med oppdrettslaks, bekrefter at villfanget antatt oppdrettsnaiv kysttorsk unngår å oppholde seg i kar som tilføres en svært liten (2.5 ‰) andel vann fra et kar med laks (Sæther mfl. 2007). Det er luktstoffer i vannet torsken reagerer på, ikke endringer i vannkvalitet som sådan, da fisk med blokkert luktesans ikke viste denne adferden. Luktesansen er svært viktig for fiskens evne til å orientere seg i miljøet, blant annet for å finne mat, orientere seg om gode/dårlige habitater, unngå predatorer, kommunikasjon med artsfrender etc. (f.eks. Hara, 1994; Sorensen & Caprio, 1998). Oppfølgende eksperimenter viser at fisk fanget nær eller under oppdrettsanlegg, som antas å være stasjonær kysttorsk, også unngår vann fra kar med laks, men i mindre grad enn antatt oppdrettsnaiv vandrende kysttorsk.

Eksponering for lukt fra annen torsk gav tilsvarende adferdsendring hos villtorsken; den tilbrakte mindre tid i karet hvor lukten ble tilsatt. Det kan dermed synes som om de observerte adferdsendringene ikke er knyttet til lukten av noen spesiell art, men snarere generelle komponenter som akkumuleres i vannet når store tettheter av fisk oppholder seg der. Første generasjon oppdrettstorsk endrer imidlertid ikke adferd når den eksponeres for vann fra laksekaret, noe som kan skyldes at disse er tilvent høye konsentrasjoner av komponenten(e) som villtorsken reagerer på (Sæther mfl. 2007). Det eksperimentelle designet tillater imidlertid ikke at man konkluderer med at lukt av annen fisk i en fjord kan føre til endret adferd hos torsk som har naturlig tilhørighet der, eksempelvis ved at vandrende kysttorsk på gytevandring stanser og snur før de kommer inn til gyteområdet, fordi kompleksiteten i problemstillingen er alt for stor til at dette kan gjenskapes i laboratoriet, og det kan også tenkes at oppsettet er «for sensitivt» ved at fisken ikke måtte velge bort noe (f.eks. beskyttelse eller mat) dersom den unngikk kar med lukt fra laks. Resultatene fra stasjonær torsk kan tyde på dette, ettersom denne fisken var fanget ved oppdrettsanlegg, og som frittlevende valgte å oppholde seg der, men likevel unngikk kar med lukt av laks i eksperimentet.

Vandringsmønsteret til innvandrende kysttorsk («innsigsfisk») under naturlige forhold har derfor også blitt undersøkt i en storskala telemetristudie (Bjørn mfl. 2009). Torsken ble fanget i midtveis inn i yte del av Øksfjorden, en oppdrettsintensiv fjord med et tradisjonelt gytefelt (Maurstad mfl. 2007; Fiskeridirektoratet.no) innerst i fjorden. Halvparten av fisken ble luktblokkert, og satt ut på fangststedet mens resten ble transportert inn til gytefeltet og i oppdrettsintensive områder. All fisk, foruten en, som ble fanget og gjenutsatt i ytre del av Øksfjorden, snur og forlater fjorden innen en uke etter utsett. Når de derimot fysisk flyttes inn til de oppdrettsintensive indre områdene av fjorden oppholder majoriteten av torsken seg der inne i ca. 3 uker, de synes ikke avskrekket av anlegg, og det kan heller ikke utelukkes at de gyter i fjorden. Det var ingen sammenheng mellom luktesans og vandringsatferd, ettersom luktblokkert fisk viste samme adferd som fisken med intakt luktesans (Bjørn mfl. 2009). Feltstudien frambrakte med andre ord ingen

bevis på at vandrende torsk unngår oppdrettsintensive områder som en følge av luktstoffer, men resultatene strider heller ikke imot fiskernes observasjoner om at torsken ikke lenger går inn til gytefeltet i fjorden.

Våre resultater viser dermed at laboratorie- og feltstudier av den typen som hittil er gjennomført, ikke vil være tilstrekkelig for å kunne vise om intensiv oppdrettsaktivitet (først og fremst lakseoppdrett, men det *kan* også gjelde torskeoppdrett) faktisk fører til at vill innsigstorsk skyr tradisjonelle gyteplasser. Dersom vi antar at laboratorieresultatene er valide (jamfør sensibilitet), viser disse at antatt oppdrettsnaiv vandrende kysttorsk responderer klart negativt på lukt fra høye tettheter av fisk. Denne responsen er svakere (men fortsatt signifikant) hos antatt stasjonær kysttorsk fra områder med oppdrett, og helt fraværende hos oppdrettstorsk (Sæther mfl. 2007).

Samtidig viser telemetristudien (Bjørn mfl. 2009) og de andre feltresultatene (Bjørn mfl. 2007) at det i all hovedsak er stasjonær fjordtorsk som aggregeres rundt oppdrettsanlegg. Det kan derfor tenkes at det kan være to helt forskjellige responser hos torsk på samme stimuli; noen kan tilvennes og tiltrekkes (stasjonær fjordtorsk) mens andre kan frastøtes (vandrende kysttorsk på gytevandring). Dette er også i overensstemmelse med fiskernes observasjoner om at det er «innsigsfisken» som unngår fjorder med oppdrett (Maurstad mfl. 2007). Sett samlet, kan det derfor fortsatt ikke utelukkes at tilstedeværelse av annen fisk *kan* bidra til å forklare endringene i kysttorskens tilstedeværelse som fiskerne observerer. Lyd, lys eller andre faktorer fra industrielt oppdrett kan også påvirke, men det kan heller ikke utelukkes at torsk ikke reagerer negativt på intensiv oppdrettsaktivitet.

Derfor vil langsiktige feltstudier (før og etter etablering av oppdrett og i fjorder med og uten oppdrett, slik som nå igangsatt i *SalCod* prosjektet) antakeligvis være en mer treffende metodikk for å forsøke å dokumentere om intensivt fiskeoppdrett kan påvirke adferd, gyting og populasjoner til vill torsk.

### 9.5.3 - Effekter av fôrspill på villtorsk

Fôrspill fra oppdrettsanlegg fungerer som næringsstofftilføring til omgivelsene, og det kan ha en fysiologisk påvirkning på villfisken rundt. Føden til villtorsk går fra naturlige beitedyr med høyt innhold av marine omega-3-fettsyrer til føde med høyt innhold av omega-6-fettsyrer som stammer fra landjorda, også kalt terrestre fettsyrer (Fernandez-Jover mfl. 2011; Olsen mfl. 2015). Kommersielt fiskefôr som brukes i norsk lakseoppdrett inneholder omega-6-fettsyrer fra soyaolje, solsikkeolje eller rapsolje, og reduserer dermed omega-3-konsentrasjonen både i fôret og hos laks (Aas mfl. 2019).

Det er gjort få systematiske forsøk på å måle i hvor stor grad spillfôr utgjør dietten til villtorsk i nærheten av oppdrettsanlegg. I ett forsøk hvor dietten til bl.a. torsk i nærheten av 9 oppdrettsanlegg i sommerhalvåret hadde 20% av torsken pellet i magesekken, mens torsk fanget på kontrollokaliteter ikke hadde pellet i magesekken (Dempster mfl. 2011). Sæther mfl. 2012 viste også at torsk av ulik størrelse varierte med hensyn til hvor mange som hadde pellets i mageinnholdet. Andelen av torsk som var mindre (N=34) eller større (N=46) enn 60 cm som hadde spist pellets var henholdsvis 32 % og 11 % (Sæther mfl. 2012). Det er ikke dokumentert at endringer i fødevalg påvirker filetkvaliteten hos torsk negativt, men det er registrert endringer i smak på seifilet (Skog mfl. 2003).

Fettsyresammensetningen i føden reflekteres i fettsyresammensetningen i vevet hos fisk (Glencross, 2009; Jobling mfl. 2008; Mørkøre mfl. 2007; Norberg mfl. 2017; Xu mfl. 2020). Følgelig vil torsk som oppholder seg rundt oppdrettsanlegg og beiter på spillfôr eller på byttedyr som beiter på spillfôr, ha høyere konsentrasjoner av fettsyrer fra landjorda enn fisk som ikke er tilknytta oppdrettsanlegg (Skog mfl. 2003; Fernandez-Jover mfl. 2011; Olsen mfl. 2015). På grunn av det lave fettinnholdet i torskemuskulatur (<1%) (Bogucki & Trzesinski, 1950; Holdway and Beamish, 1984) er den dominerende lipidklassen i torskefilet polare lipider, som er strukturelle komponenter i cellemembranene og bidrar i viktige biologiske funksjoner som signalisering og er essensielle for optimal vekst og reproduksjon (Fernández-Palacios mfl. 2011). Overskudd av fett lagres i leveren i form av nøytrale lipider, triacylglyserol (TAG), og kan utgjøre over 80% av det totale fettinnholdet i torsk (Hansen mfl. 2008).

Om denne endringen i diett påvirker kvaliteten til torsk er undersøkt i flere forsøk. Bjørn mfl. (2007) undersøkte kvalitet hos sei og torsk fanget i et oppdrettsintensivt område og i et kontrollområde uten oppdrett i løpet av våren og høsten. Generelt var kvaliteten på torsk fanget i april god, faktisk var kvaliteten på fisk ved oppdrettsanlegg noe bedre enn fisk

fra kontroll-lokaliteter, men dette kan skyldes ulike fiskemetoder, mens forholdet var motsatt for fisk fanget om høsten. Bjørn mfl. (2007) konkluderte med at det ikke ble funnet vesentlige kvalitetsforskjeller for torsk i Øksfjord i 2006. Undersøkelsene fra Øksfjord i 2006 ble repetert høsten 2007 (Bjørn mfl. 2009). Resultatene fra både Øksfjord og Hitra var omtrent de samme som i 2006, med generelt god filetkvalitet og ingen vesentlige forskjeller mellom fisk fra lakseanlegg og kontroll-lokaliteter. Det ble heller ikke påvist vesentlige forskjeller i de sensoriske analysene som ble utført av et smakspanel. Sæther mfl. (2012) undersøkte torsk fanget ved oppdrettsanlegg sammenlignet med fisk fra kontroll-lokaliteter. Leverstørrelse i forhold til kroppsvekt var relativt lik, hvilket kan indikere at fisken ikke var vesentlig påvirket av oppdrett. Det var generelt ingen vesentlige forskjeller mellom de ulike prøveuttakene eller mellom garnfanget kontrollfisk og levendefanget fisk fra oppdrettsanlegg. Det skal bemerkes at i disse forsøkene var fisken forsøkt behandlet optimalt mht. å bevare kvaliteten, og andre fangstmetoder og behandlinger av fisken kan naturligvis påvirke kvaliteten.

Det er også knyttet stor usikkerhet til om diettendringen påvirker torskens reproduksjon (Barrett mfl. 2018). Akustisk telemetriforsøk har vist at kjønnsmoden torsk kan oppsøke og til dels oppholde seg lengre perioder ved oppdrettsanlegg også under torskens gyteperiode (Uglem mfl. 2008, Skjæraasen mfl. innsendt). Når torsk bygger gonadene (vitellogenesen) fra omtrent september, tærer den på energilagrene. Appetitten til modnende torsk er redusert fra ca. en måned før gytingen og de første 3/4 delene av gyteperioden, hentes mye av energien for både vitellogenese og gyteadferd fra lagre (Dambergs 1964, Kjesbu mfl. 1991). Fettet fra leveren, og proteiner fra muskelen er hovedenergikildene for torsk (Dambergs 1964, Black & Love 1986, Karlsen mfl. 1995). Torsk er en porsjonsgyter og allokerer også mye energi til gonadene gjennom gytesesongen (Kjesbu mfl. 1996), hvor opptil 1/3 av næringsstoffene legges inn under sluttmodningen (Thorsen mfl. 2006).

I eksperimenter er det vist at det er forholdet mellom proteiner og fett i dietten som er styrende for investeringen i reproduksjon målt som gonadosomatisk indeks (GSI) (Karlsen mfl. 2006), hvor økende andel av fett gir høyere GSI.  Det er også vist en rekke ganger at fekunditeten til torsk øker med fiskens energilagre (Kjesbu mfl. 1991; Chambers & Waiwood 1996; Marshall mfl. 1999; Lambert & Dutil 2000; Ouellet mfl. 2001). Det skal bemerkes at veksten derimot i større grad er avhengig av andelen proteiner i dietten, og fiskestørrelse korrelerer med fekunditet hos torsk (Kjesbu and Holm 1994). Energioverskuddet hos fisk som beiter under oppdrettsanlegg kan ofte ses i form av høyere gonade- og leverindeks (organvekt som % av totalvekten) (Bustnes mfl. 2010; Dempster mfl. 2011) noe som fører til at fisken har høyere kondisjon og dermed høyere fekunditet (Lambert & Dutil 1997; Marshall mfl. 1999).

Siden endringer i sammensettingen av fettsyrer i en fisk oftest er relatert til en utvannings- og ikke til en utskiftingseffekt (Jobling 2004), vil effekten av endringer i en diett avhenge både av andel av dietten som utgjøres av spillfôr, varighet av spillfôr innslaget og dets sammensetting, samt når i forhold til vitellogenesen dette skjer, og tiden det tar å endre sammensettingen av gametene. Nye upubliserte forsøk fra ICOD-prosjektet viser at de terrestre fettsyrene fra lakseфôret gjenfinnes i gonadene hos en andel av torsk fanget i Smøla-området. Spesielt de essensielle fettsyrene ARA (arakidonsyre , 20:4 n-6), EPA (eikosapentaensyre, 20:5 n-3) og DHA (dokosaheksaensyre, 22:6 n-3) er viktig for eggeutvikling, befruktning, larveoverlevelse og vekst (Tocher 2010; Røjbek mfl. 2014).

Endringer i omega-3/omega-6-forholdet kan føre til endringer i fekunditet og dermed føre til lavere larveoverlevelse (Izquierdo mfl., 2001). Fettsyresammensetninga hos hunnfisk er korrelert med fettsyresammensetninga i eggene (Pickova mfl. 1997; Røjbek mfl. 2014), men fettsyrene EPA; ARA og DHA har også en påvirkning på reproduksjonsfysiologi, egg- og spermkvalitet, klekkesukses og larveoverlevelse (Norberg mfl. 2017; Rahman mfl. 2014; Salze mfl. 2005; Zakeri mfl. 2011). Spesielt de essensielle fettsyrene ARA (arakidonsyre, 20:4n-6), EPA (eikosapentaensyre, 20:5n-3) og DHA (dokosaheksaensyre, 22:6n-3) anses viktige (Izquerido m. fl. 2001; Sargent mfl. 1999), da disse er forgjenger for viktige signalmolekyler, prostaglandiner. Prostaglandiner dannes fra fettsyrene ARA og EPA (Bell mfl. 1994). ARA, EPA og DHA, konkurrerer om enzymene som regulerer produksjonen av eikosanoider, og forholdet mellom dem (EPA/DHA og ARA/EPA) er bestemmende for hvilken type prostaglandiner som produseres. ARA er viktig for reproduksjon hos torsk (Salze mfl. 2006, Norberg mfl. 2017), og er foretrukket substrat for produksjon av prostaglandiner som stimulerer produksjon av kjønnshormoner, induserer eggmodning og melkeproduksjon, og er

involvert i atferd (Norambuena mfl. 2013). Det er også vist at fargestoffet astaxanthin, som tilsettes lakseôret, har en gunstig effekt på eggkvalitet for torsk (Salze mfl. 2006; Sawanboonchun mfl. 2008).

Torsk som spiser mye pellets rikt på de terrestre fettsyrene vil derfor potensielt kunne produsere egg med lavere eller ubalansert innhold av spesifikke næringsstoff som har betydning for avkommenes kvalitet og overlevelse. I et eksperimentelt forsøk ble gyting og kvalitet til avkom etter torsk i ett område med intensivt lakseoppdrett sammenlignet med torsk fanget på lokaliteter med mindre oppdrettsaktivitet (Barrett mfl. 2018). Det ble funnet forskjeller i eggproduksjon og eggstørrelse, men ikke i andre larveparametre. Selv om det ble observert terrestre fettsyrer i ovariene til enkeltfisk, var det ikke signifikante forskjeller mellom gruppene. Analyser av ovarier fra ICod prosjektet indikerer at enkelte fisk har mye fettsyrer fra pellet, og det anbefales derfor at dette forsøket gjentas, med torsk med større innslag av de terrestre fettsyrene i ovariene.

### 9.5.4 - Spredning av sykdomsfremkallende organismer- parasitter, bakterier og virus

Potensialet for smittespredning vil påvirkes av mange ulike forhold og det vil være store variasjoner i sprednings- og smittepotensialet, avhengig av agens. Antallet og størrelsen på utbrudd (mengde syk fisk som skiller ut smittestoff over tid) vil direkte påvirke mengden smittestoff som slippes ut i miljøet (smittepresset). Spredningspotensialet med vannmassene vil blant annet være avhengig av strømforhold (fortynningseffekt) og overlevelsen til det gitte agens i miljøet . Smitte fra oppdrettet torsk til villtorsk kan skje direkte, men da en har andre mottagelige arter (for eksempel andre torskefisk) i miljøet er det mulig at noe smittepåvirkning også kan skje via disse (indirekte).

En annen viktig forutsetning for smittespredning er tilstedeværelse av mottakelige verter, altså vill torsk. Torsk, og annen marin fisk, tiltrekkes av oppdrettsanlegg og samles gjerne i nærheten for å spise spillfôr. Slike ansamlinger av fisk nært oppdrettsanlegg, øker sannsynligheten for smittespredning fra oppdrettstorsk til villtorsk. Samtidig vil sårbarheten til en lokal torskebestand være større om den er liten. Det er viktig å merke seg at forskjellige agens vil kunne ha ulik påvirkning på ulike livsstadier hos villtorsk. Det vil også være nærliggende å se for seg at forskjellige sykdommer vil være mer fremtredende på gitte tider av året (for eksempel temperaturavhengige).

Rømming av syk fisk vil også kunne spre smitte til og i miljøet, både horisontalt (mellom individer) og vertikalt (til avkom, ved gyting). Torsk er kjent som en kannibalistisk art. Enkelte agens kan også overføres oralt og rømt smittet oppdrettstorsk vil kunne smitte villtorsk med enkelte agens, som for eksempel *Francisella noatunensis*, om den spises.

For mer detaljer om de ulike faktorene som påvirker smittespredning, se kunnskapsstatus kapittel 2 - Forekomst av sykdom hos villaks som følge av virussmitte fra fiskeoppdrett.

Med levendelagring eller fangstbasert akvakultur (FBA) av villfanget torsk kommer utfordringene rundt hold av fisk med ukjent sykdomshistorikk og smittestatus. Potensiale for at denne fisken er bærer av agens som vil kunne spre seg til omgivelsene ved sykdomsutbrudd, vil alltid være til stede.

Eliminasjon eller begrensing av sykdomstilfeller i oppdrett er sentralt for å hindre smittespredning fra torskeoppdrett, både til vill og oppdrettet fisk. God forebygging gjennom biosikkerhetstiltak i alle ledd av produksjonen og beskyttende vaksiner er et essensielt tiltak for å hindre infeksjoner i oppdrettsfisken og dermed redusere risiko for smitte fra anlegg til omgivelsene og villfisken (Sitja-Bobadilla mfl. 2017).

Det er sannsynlig at det spres patogener til miljøet fra smittet og syk fisk i oppdrett og smittespredning kan deles opp i følgende scenarier:

- Smitte til villfisk, både torsk og andre mottakelige arter
- Smitte innad i anlegg og mellom anlegg (torsk – torsk)
- Smitte til lakseanlegg både laks og rensefisk (leppefisk og rognkjeks).

Det er per i lag en lav oppdrettsintensitet av torsk og det meldes om få og sporadiske sykdomstilfeller på enkeltlokaliteter av vibriose (*Vibrio anguillarum* O2), sår (*Moritella viscosa*) og gjellebetennelse (Sommerset mfl. 2022). I

dages torskeoppdrett oppgir næringen selv følgende utfordringer som de mest fremtredende: sår, tarmslyng og tapersyndrom. Tapersyndrom er en generell betegnelse på svekkede individer, og en uavklart diagnose, som ikke kan utelukkes at skyldes et smittsomt agens.

Hvordan sykdomsutviklingen vil arte og utvikle seg etter hvert som torskenæringen vokser i volum, er usikkert. Det har i de siste 10 årene vært gjennomført svært lite sykdomsforskning på torsk, og det er generelt lite kunnskap om sykdom i torsk, inkludert for kjente agens og deres sykdommer.

Vi vet i dag lite om hvor stor smittefaren er eller konsekvensene av en eventuell smittespredning fra oppdrettstorsk, både til gyte- og oppvekstområder for torsk. Dette gjelder også en eventuell påvirkning det kan ha på andre fiskearter. Kartlegging, overvåking og forskning vil være nødvendig for å forstå dette bedre. Nivåer for utvalgte parasitter, virus og bakterier bør derfor kartlegges og overvåkes systematisk i utvalgte bestander både før og etter at torskeoppdrett har økt i omfang. Denne typen overvåking vil også øke sjansen for å identifisere både nye agens, eller nye varianter av allerede kjente agens. Økt kunnskap om dette vil være viktig for å øke biosikkerheten, minske spredning av smitte fra oppdrett til villfisk og også hvilke konsekvenser eventuell smitte vil kunne ha på villtorsk. I tillegg vil slik kunnskap også være viktig for raskt å kunne iverksette tiltak når nye sykdomsproblemer oppstår.

De viktigste kjente parasitter, bakterier og virus fra torsk og torskeoppdrett er her gitt en kort omtale. Alle disse agensene er i dag naturlig hjemmehørende i villtorskpopulasjoner, som utgjør naturlige reservoarer. Men høyt smittepress over tid vil kunne føre til økt sykdomsforekomst hos villtorsk. Over tid kan en også få virulensutvikling. Hvis dette skjer i yngelproduksjon kan en få omfattende sykdomsutbrudd, men også spredning med frisk settefisk som kan være bærere.

#### 9.5.4.1 - Parasitter

Vi kjenner over hundre forskjellige parasittarter fra torsk, og noen av disse kan forårsake sykdomsproblemer i torskeoppdrett. Generelt vil parasitter med direkte smittevei, dvs. uten mellomverter, være de som gir størst problemer. Slike parasitter kan få gode livsbetingelser i et system med høy tetthet av verter – som er normalt i oppdrett. Av de mange parasittene som vi vet infiserer torsk, har minst 22 arter slik direkte smitte (protister, *Gyrodactylus* spp. og copepoder), og finnes hos torsk i Norge. Noen av disse har allerede forårsaket problemer i torskeoppdrett (*Trichodina* spp., *Gyrodactylus* spp., *Ichthyobodo* sp., *Caligus elongatus*), og har medført behov for behandling med kjemikalier (Nygaard 2005; Karlsbakk mfl. 2009; Khan 2009; Heuch mfl. 2011).

Eksempler på andre agens som kan forårsake sykdom hos oppdrettstorsk og dermed føre til risiko for smittespredning er mikrosporidien *Loma morhuae* (Bricknell mfl. 2006; Khan 2009).

Villtorsk parasitteres at to arter lus, torskelus (*Caligus curtus*) og skottelus (*Caligus elongatus*). Begge kan forekomme på oppdrettstorsk i merd. Disse er slektninger av lakselus, som de på mange måter kan sammenlignes med. Torskelus finner man på torsk og noen andre torskefisk som lange, lyr, sei og brosme. Skottelusa derimot er en generalist som man har funnet på mange ubeslektede fiskearter i hele landet. Skottelus vokser ofte opp på småfisk, men også på større rognkjeks og laks. Der er to varianter (genotyper) av lusen, som kan ha forskjellig forekomst, og det synes ikke å være samme typen på voksen torsk (type 2) som er vanlig på laks og rognkjeks (type 1). En kan finne skotteluselarver på små torskeyngel i naturen, men sjelden på den større fisken en holder i merdanlegg Karlsbakk mfl. 2008, 2009; Heuch mfl. 2011).

Det er forskjeller mellom Nord-Norge og Sør-Norge når det gjelder påslag på torsk i merd av disse luseartene. I Sør-Norge forekommer torskelusa på vandrende torsk i gytetiden, men er svært uvanlig på grunntlevende lokal villtorsk og på oppdrettstorsk. I sør har en derfor ikke påslag med torskelus. I Nord-Norge er det derimot registrert påslag av torskelus på torsk i merd (Karlsbakk mfl. 2009; Heuch mfl. 2011). Denne lusen har larver som vokser opp på torsken, og en kan derfor tenke seg at torskelusen kan forårsake lignende problemer som lakselus på laks hvis oppdrettsvolumene blir store. En har så langt ikke måttet behandle mot torskelus. Villtorsk og andre torskefisk kan ha kraftige infeksjoner og utgjør et betydelig reservoar av smitte. Derfor, per i dag, er smitteveien hovedsakelig fra villfisk til –oppdrettsfisk, og

kun i nord.

Skottelusa forekommer som to genetiske varianter, med forskjellig vertstilfang og geografisk utbredelse. Det kan være snakk om to arter (Øines & Schram 2008; Persson 2021). Begge forekommer på torsk. Skottelus er omtrent like vanlig nord og sør i Norge. Denne lusa kan forårsake omfattende skottelusepåslag på torsk i merd. Dette er da med voksne lus som har vokst opp på andre fiskearter (villfisk) og som er frittsvømmende i vannet, og ikke lus som har vokst opp på merdtorsken (Karlsbakk mfl. 2009; Paulsen 2018; Persson 2021). Påslagene av skottelus kan derfor være plutselige, og beiteskader har medført at en har måttet behandle fisken (Nygaard 2005). Denne lusens biologi er derfor annerledes på torsk enn lakselusens på laks. Likevel kan kraftige luseinfeksjoner på torsken tenkes å forårsake økt smittepress på villfisk i omgivelsene. Voksne skottelus på oppdrettstorsk kan frigjøre luselarver som kan smitte villfisk. Det er lite trolig at de vil smitte større torsk, fordi disse er lite mottagelige. Småyngel kan smittes, men da uten alvorlige konsekvenser da de voksne lusene vil forlate yngelen (Karlsbakk mfl. 2001). Oppdrettspåvirkning på villtorsk må derfor trolig skje via andre fisk der lusene vokser opp, før de eventuelt smitter som voksne til større villtorsk. Da skottelus som regel forårsaker lite skade på torsk, forventes det ikke vesentlig negative effekter før næringen er vesentlig større enn nå. Forekomst, økologi og atferd hos torskelus og de to skottelusvariantene er lite undersøkt, og det trengs derfor forskning på disse *Caligus* -artene i årene fremover.

#### 9.5.4.2 - Bakterier

En forutsetning for å kontrollere bakterielle sykdommer i oppdrett er gode og funksjonelle vaksiner tilpasset den aktuelle oppdrettsarten. Bakteriesykdommer det tidligere var utfordringer med var vibriose og kaldsvannsvibriose, forårsaket av ulike *Vibrio*-bakterier og furunkulose, som forårsakes av ulike varianter av bakterien *Aeromonas salmonisida* sspp. Før vi fikk gode beskyttende vaksiner var disse sykdommene et stort problem i lakseoppdrett.

De fleste bakterier som har forårsaket sykdom hos oppdrettsfisk, har vært såkalte opportunister: De er lite artsspesifikke og et kjent problem for både torsk og rensefisk i oppdrett . Slike bakterier finnes ofte naturlig i miljøet og kan gjerne overleve uavhengig av verter, eller de utgjør en del av vertenes normalflora. De kan forårsake sykdom når verten svekkes, eller det utvikles mer fisketilpassede skadelige stammer i oppdrett. Slike bakterier, som for eksempel *Aliivibrio* spp., ulike arter og serotyper av *Vibrio* og atypiske furunkulosebakterier (*Aeromonas salmonicida* sspp.), er kjent fra mange fiskearter. Sist torskeoppdrett var stort i Norge, sto disse bakterietypene for en stor del av sykdomsutbruddene. I tillegg kommer utfordringer med sårbakterier som for eksempel *Moritella viscosa* (Hellberg mfl. 2011), og *Flavobacterium frigidarium* (data fra Havforskningsinstituttet 2010, upublisert). Effektive vaksiner vil trolig redusere problemene med vibriose og atypisk furunkulose.

En sykdom det ennå ikke finnes en kommersiell vaksine mot er francisellose hos torsk som er forårsaket av den parasittiske bakterien *Francisella noatunensis* subsp. *noatunensis* . Bakterien er intracellulær (lever inni fiskens celler) og forårsaker systemisk granulomatøs inflammasjon (francisellose) som ikke kan behandles med antibiotika (Nylund mfl. 2006; Furevik mfl. 2011). På tidlig 2000-tallet ble det observert utbrudd fra Boknafjorden til Gildeskål like sør for Bodø, med hovedvekt på Vestlandet og Møre, og en omfattende undersøkelse av vann- og sedimentprøver langs hele kysten bekreftet at bakterier av slekten Francisella sp. var mest vanlig sør for 67°N (Duodu mfl. 2012). Dette indikerer at temperatur kan spille en viktig rolle i smitte og sykdomsutbrudd (Bakkemo mfl. 2016). Francisellose er en liste 3 sykdom i Norge. Den var sist påvist i akvakulturanlegg i Norge i 2014 (Sommerseth mfl. 2022). Andre arter enn torsk er ikke kjent å være mottagelige.

Smittet torsk kan ved høyere sjøtemperatur utvikle betennelsesknuter i indre organer, særlig i milt og nyre som kan bli svært oppsvulmet (Karlsbakk mfl. 2008; 2010; Colquhoun og Duodu 2011; Ottem mfl. 2008; Omdal 2009; Colquhoun & Duodu 2011). Francisellose utvikler seg under normale norske miljøforhold langsomt, og fisken kan være smittebærer over lengre tid uten at det oppdages. Det gjør at både behandling og forebygging av sykdommen kan være vanskelig. Oppblomstring av bakterien og smittespredning er særlig knyttet til høyere temperaturer (> ca. 12 °C), og en har derfor tidligere hatt mest problemer med francisellose i Sør-Norge. Smitte skjer horisontalt ved at fisk med francisellose skiller ut bakterien i vannet, og oralt ved kannibalisme. Det er blitt registrert økt forekomst av francisellose i villtorsk i etterkant av sykdomsutbrudd i oppdrett. Det er uavklart om overlevelsen til affisert villtorsk er redusert ved normale

sjøtemperaturer, men ved høye temperaturer (>18 °C) kan oppdrettstorsk dø (normalt er flere andre agens involvert samtidig).

Mye tyder på at bakterien er vanlig forekommende hos vill torsk i sørlige deler av Norge. Det har vært epidemier av sykdommen i villtorsk i Skagerrak/Kattegat i varme somre. Villtorsk i Sør-Norge er relativt ofte (7-11%) bærere av bakterien. Villtorsk med francisellose er observert på Sørlandet, langs den svenske vestkysten og sørover i Nordsjøen, fra før en begynte med torskeoppdrett. Francisellose vanskeliggjorde tidligere torskeoppdrett i Rogaland, men bakterien er uvanlig i villtorsk i Nord-Norge og oppdrettstorsk der vil normalt ikke kunne utvikle sykdommen på grunn av lavere sjøtemperatur. Flytting av settefisk fra sør har tidligere ført til smitte i nord. Dette er et scenario som kan unngås med regional yngelproduksjon, smittefri stamfisk, intensiv yngelproduksjon og påvekst til settefisk i lukkede systemer. I sør vil forekomst av bakterien i villtorsk muligens kunne føre til at oppdrettsfisk smittes. En kan i så fall få utbrudd og smittespredning på sommer eller høst. Smitte fra mordyr via egg til yngel (vertikal smitte) er usannsynlig, men ikke umulig. I dag kontrolleres all stamfisk for tilstedeværelse av *Francisella*, så smittespredning fra settefisk er svært usannsynlig.

*Aeromonas* sspp.-bakterier er velkjent fra både oppdretts- og villfisk og forårsaker sykdommen furunkulose. Bakterien forårsaket store problemer for laksenæringen i Norge på slutten av 80 og begynnelsen av 90-tallet etter å ha blitt importert til landet på midten av 80-tallet med laksesmolt fra Skottland (Egidius 1987a). Man regner bakterien for å ha et reservoar i naturen, både salt- og ferskvann. Utvikling av vaksiner førte til god beskyttelse mot sykdommen og det har siden vært få utbrudd i lakseoppdrett. Navnet på sykdommen kommer av symptomet med byller (furunkler) i muskulaturen hos syk fisk. Det skilles mellom typisk eller klassisk og atypisk furunkulose avhengig av hvilken subart av bakterien som forårsaker sykdommen. Klassisk eller typisk furunkulose forårsakes av *Aeromonas salmonicida* subsp. *salmonicida* og er kjent fra laks og laksefisk. Furunkulose hos vill laksefisk opptrer fra tid til annen ved høye temperaturer og gjerne ved lav vannføring i elv (Sommerseth mfl. 2022). Furunkulose forårsaket av andre subarter som: *achromogenes* , *masoucida* , *pectinolytica* og *smithia* kalles atypisk furunkulose. Atypisk furunkulose var, sammen med vibriose og francisellose, en vanlig bakteriell sykdom sist torskeoppdrett var på sitt høyeste (Hellberg mfl. 2011). Hos torsk i oppdrett var det historisk sett achromogenes som dominerte (oppsummert i Puvanendran mfl. 2021).

Med bruken av rensefisk har også forekomsten av furunkuloseutbrudd i oppdrett økt, og atypisk furunkulose er en av de hyppigste påviste bakterielle sykdommene hos både leppefisk og rognkjeks. De senere årene melder Veterinærinstituttet om økt bekymring for klassisk furunkulose i matfiskproduksjon av laks med fem påvisninger i 2020 som er de første siden 2014. I tillegg er også denne varianten av bakterien nå påvist hos syk rognkjeks brukt som rensefisk (Sommerseth mfl. 2021). Også i 2021 er det meldt inn fem tilfeller av klassisk furunkulose, alle på laks. Selv om tilfellene er få, kommer det like vel fram gjennom spørreundersøkelsen som veterinærinstituttet gjennomfører årlig, at furunkulose sees på som en tiltakene problem (Sommerset mfl. 2022).

Klassisk furunkulose (*Aeromonas salmonicida* subsp. *salmonicida*) er en listeført sykdom i Norge (liste 3) og påvisning fører til opprettelse av et kontrollområde med en bekjempelsessone og observasjonssone. Bakterien smitter horisontalt og utbrudd av furunkulose forekommer ofte i perioder på året med vanntemperaturer over 10 grader. Aeromonas-bakterier har et tykt ytterlag bestående av protein. Dette ytterlaget, kalt A-laget, er en viktig virulensfaktor og gir bakterien en sterk hydrofob overflate som gjør at de klumper seg sammen. Bakteriens hydrofobe egenskaper gjør at den vil finnes i overflatefilm rundt anlegg med utbrudd. Bakterien danner også biofilm (Desbios mfl. 2020) og vil derfor kunne trives godt i biofilm på alle overflater i tilknytning til oppdrett (som kar, merder, rørsystemer o.l.) I forsøk er det også vist at tilstedeværelse av sediment øker overlevelsen til *A . salmonicida* i miljøet, noe som peker på at det her kan finnes et reservoar. Det er også indikasjoner på økt overlevelsen i brakkvann (6.4 +/- 0,5 ‰) i forhold til i saltvann (30 ‰) (Wiklund 1995).

Vibriose forårsakes av ulike varianter og serotyper av *Vibrio* -bakterier og sykdomsutbrudd er kjent fra både oppdretts- og villfisk som torsk og sei. Bakterien smitter horisontalt og man regner med at *Vibrio* -bakterier har et marint reservoar i villfisk (oppsummert i Puvanendran mfl. 2021). Hos torsk i oppdrett har historisk sett vibrioseutbrudd vært dominert *Vibrio anguillarum* serotypene O2β og O2α (Hellberg mfl. 2011; oppsummert i Puvanendran mfl. 2021). Det bør også

nevnes at det fra syk oppdrettstorsk ble isolert *V. anguillarum* -varianter som var ulike de vanlige beskrevne og kjente serotypene (Mikkelsen mfl. 2007). Det er viktig å ha kunnskap om de variantene som forårsaker sykdomsutbrudd for å sikre best mulige og beskyttende vaksiner.

Vibrio-bakterier er opportunister og sykdomsutbrudd kommer gjerne når fisk har svekket immunforsvar som følge av stress eller endring i miljøforhold (f. eks svingninger i temperatur, gjerne høye temperaturer). Vanlige sykdomstegn for vibriose er blødninger i hoderegionen, ved finnebasis, finneråte og sår i hud. Vibriose er også en utfordring hos annen marin fisk i oppdrett, som leppefisk og rognkjeks. Men bør derfor være oppmerksom på smitte mellom alle arter av marin fisk og laksefisk i oppdrett.

#### 9.5.4.3 - Virus

Betanodavirus varianten av Nodavirus som infiserer torsk i Norge (GMNNV) er utbredt i villtorsk i hele landet (Nylund mfl. 2008). Viruset angriper nervesystemet, og kan forårsake nervevevsdød - sykdommen viral nervøs nekrose (VNN). VNN er vanligst hos yngel og er kun kjent fra oppdrettssituasjoner. Vi vet i dag altfor lite om hvor stor faren for vannbåren smitte med GMNNV er, fra smittet oppdrettstorsk til forskjellige livsstadier av villtorsk og for andre villfisk.

Det har forekommet sykdomsutbrudd tidligere, da det var mye torskeoppdrett, men disse var få og sporadiske . Det begynte med tre utbrudd i 2006, toppet seg med seks utbrudd i 2007, men en har ikke hatt utbrudd etter 2009. Utbruddene var både blant yngel og større torsk. Det har altså ikke vært mange VNN tilfeller, gitt det relativt store antallet anlegg i drift. GMNNV forekomst i villtorsk ble tidlig kartlagt (2005-2009), og funnet vanlig forekommende (10-20% er infisert). De infiserte villfiskene er friske, men har viruset i seg (de er "bærere"). Slike fisk vil normalt ikke spre smitte, men viruset kan blomstre opp under visse forhold, inkludert ved kjønnsmodning, og da kan fisken bli smittespredende. GMNNV vil normalt ikke utgjøre en stor fare for villtorsken (som jo ofte er smittet). Derimot vil import av settefisk fra andre land representere en trussel, da de kan bære på andre NNV-typer som potensielt er mer skadelige for norsk torsk. Import av levende oppdrettsfisk medfører vesentlig ny risiko, og bør ikke tillates.

Et problem med denne typen virus er at de i tillegg til å smitte horisontalt kan smitte vertikalt, altså mordyr-egg-yngel (Breuil mfl. 2002). Avkom av smittet stamfisk kan altså bli bærere av viruset, og senere være opphav til NNV utbrudd. Oppdrettstorsk kan modnes og gyte i merd og det kan dermed skje omfattende smittespredning hvis GMNNV infisert fisk gyter i merd. Siden en relativt høy andel av villfisken også er smittet naturlig utgjør dette fenomenet primært en trussel hvis:

- Det introduseres eksotiske skadelige virusvarianter (import av fisk)
- Det utvikles særlig skadelige (virulente) varianter av viruset i oppdrett

Det er derfor viktig å sikre smittefri stamfisk, og unngå kjønnsmodning. Det bør ikke tillates import av settefisk fra andre land. Det finnes vaksiner, men så langt ikke for torskevarianten og torsk.

Et annet marint fiskevirus som kan skape problemer, er rabdoviruset viral haemorragisk septikemi virus (VHSV) som forårsaker den alvorlige sykdommen viral haemorragisk septikemi (VHS). VHSV er ifølge OIE kjent fra over 80 arter av både saltvanns og ferskvannfisk inkl torsk og salmonider (Anonym 2014). En lite skadelig variant av VHSV forekommer naturlig i sild (Sandlund mfl. 2014; Johansen mfl. 2013) og i villtorsk (Karlsbakk mfl. 2008) i Norge. Smitteforsøk tyder på at torsk er forholdsvis resistent mot VHS (Sandlund mfl. 2021; Snow mfl. 2000; Snow mfl. 1999), men kan utvikle sykdommen. VHS-virusets overlevelse i vann er rapportert som dager (Hawley & Garver 2008) og uker (Brun & Lillehaug 2010). Smitte via føde er en kjent smittevei for VHSV (Ahne 1980; Schönherz mfl., 2012). Viruset kan også overleve i frossen fisk og vil kunne smitte videre om frossen fisk benytte som fôr (Gudding & Lillehaug 2018).

Infeksiøs pankreas nekrose virus (IPNV) som forårsaker infeksiøs pankreas nekrose (IPN), har et vidt vertsspekter (Munang'andu mfl. 2016). Det er viktig hos laks, og har også vært en viktig dødsårsak i oppdrett av kveite (Bloch mfl. 1991, Johnsen mfl. 2004). Viruset er isolert fra norsk villtorsk (Jensen mfl. 2009), og IPNV har forårsaket massedød av torskeyngel utenfor Norges grenser. Viruset er også påvist å kunne forårsake dødelighet under eksperimentelle betingelser (Urquhart mfl. 2009).

## 9.6 - Referanser

Aas, T.S., Ytrestøyl, T., Åsgård, T. (2019). Utilization of feed resources in the production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway: An update for 2016. Aquaculture Reports 15, 100216.

Ahne, W. Experimental infection of pike (*Esox lucius*) with Egtvedvirus. *Tierarztliche Umschau* **1980** , *35* , 225-229.

Almeida, F. F. L., Taranger, G. L., Norberg, B., Karlsen, K., Bogerd, J., & Schulz, R. W. (2009). Photoperiod-Modulated Testis Maturation in Atlantic Cod (*Gadus morhua* , L.). Biology of Reproduction 80, 631-640. https://doi.org/10.1095/biolreprod.108.071340

André, C. mfl. (2016). Population structure in Atlantic cod in the eastern North Sea-Skagerrak-Kattegat: early life stage dispersal and adult migration. BMC Res. Notes 9, 63

Anonymous (2014) Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals 2014. Available: http: //www.oie.int/fileadmin/Home/eng/Health_standards/aahm/current/2.3.09_VHS.pdf World Orga nisation of Animal Health.

Árnason, T. & Björnsson, B. (2012). Spawning-related mortality in captive Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). Aquaculture Research 43: 292-296. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2011.02829.x

Asplin, L., Johnsen, I.A., Sandvik, A., Albretsen, J., Sundfjord, V., Aure, J. & Boxaspen, K.K. (2014). Dispersion of salmon lice in the Hardangerfjord. Marine Biology Research 10: 216-225. https://doi.org/10.1080/17451000.2013.810755

Austin, B. and D. A. Austin, Eds. (2012). Bacterial Fish Pathogens. Disease of Farmed and Wild Fish . Switzerland, Springer.

Bakkemo, K.R., Mikkelsen, H., Johansen, A., Robertsen, B. & Seppola, M. (2016). *Francisella noatunensis* subsp. *noatunensis* invades, survives and replicates in Atlantic cod cells. Diseases of Aquatic Organisms 121: 149-159. https://doi.org/10.3354/dao03043

Barrett LT, Swearer SE, Harboe T, Karlsen Ø, Meier S, Dempster T (2018). Limited evidence for differential reproductive fitness of wild Atlantic cod in areas of high and low salmon farming density. Aquacult. Environ Interact 10: 369-383.

Barrett, L.T., Swearer, S.E., Dempster, T., (2019). Impacts of marine and freshwater aquaculture on wildlife: a global meta-analysis. Reviews in Aquaculture 11, 1022–1044. https://doi.org/10.1111/raq.12277

Barth J.M.I., Berg P.R., Jonsson P.R., Bonanomi S., Corell H., Hemmer-Hansen J., Jakobsen K.S., Johannesson K., Jorde P.E., Knutsen H., Moksnes P.O., Star B., Stenseth N.C., Svedang H., Jentoft S. & Andre C. (2017). Genome architecture enables local adaptation of Atlantic cod despite high connectivity. Molecular Ecology 26, 4452-66.

Barth, J.M.I. mfl. (2017). Genome architecture enables local adaptation of Atlantic cod despite high connectivity. Mol. Ecol. 26, 4452–4466

Barth, J.M.I. mfl. (2019). Disentangling structural genomic and behavioural barriers in a sea of connectivity. Mol. Ecol. 28, 1394–1411

Battin, J., (2004). When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. Conservation Biology 18, 1482–1491.

Bekkevold D., Hansen M.M. & Nielsen E.E. (2006). Genetic impact of gadoid culture on wild fish populations: predictions, lessons from salmonids, and possibilities for minimizing adverse effects. Ices Journal of Marine Science 63, 198-208.

Bell, J. G., Tocher, D. R., Macdonald, F. & Sargent, J. R. (2004). Effects of diets rich in linoleic (18:2n - 6) and ±-linolenic (18:3n - 3) acids on the growth, lipid class and fatty acid compositions and eicosanoid production in juvenile turbot (*Scophthalmus maximus* L.). Fish Physiology and Biochemistry 13, 105-118.

Berg P.R., Star B., Pampoulie C., Sodeland M., Barth J.M.I., Knutsen H., Jakobsen K.S. & Jentoft S. (2016). Three chromosomal rearrangements promote genomic divergence between migratory and stationary ecotypes of Atlantic cod. Scientific Reports 6, 12.

Berg, E. & Albert, O. T. (2003). Cod in fjords and coastal waters of North Norway: distribution and variation in length and maturity at age. ICES J. Mar. Sci. 60, 787–797

Berg, P.R. mfl. (2016) Three chromosomal rearrangements promote genomic divergence between migratory and stationary ecotypes of Atlantic cod. Sci. Rep. 6, 23246

Bjørn, P.A. (2007). Videreføring av prosjektet «Behavioural responses in wild coastal cod exposed to salmon farms: possible effects of salmon holding water – a field and experimental study, Rapport 6/2007. Fiskeriforskning.

Bjørn, P.A., Uglem, I., Kerwath, S., Sæther, B.S., Nilsen, R. (2009). Spatiotemporal distribution of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) with intact and blocked olfactory sense during the spawning season in a Norwegian fjord with intensive salmon farming. Aquaculture 286, 36-44

Black, D. & Love, R. M. (1986). The sequential mobilization and restoration of energy reserves in tissues of Atlantic cod during starvation and refeeding. Journal of Comparative Physiology, B 156, 469-479.

Bloch, B., Gravningen K., Larsen J. L. (1991). "Encephalomyelitis among turbot associated with a Picornavirus-like agent." Diseases of Aquatic Organisms 10: 65-70.

Blom, G., Otterå, H., Svåsand, T., Kristiansen, T. S., & Serigstad, B. (1991). The relationship between feeding conditions and production of cod fry (*Gadus morhua* L.) in a semi-enclosed marine ecosystem in western Norway, illustrated by use of a consumption model. ICES Marine Science Symposia 192: 176-189.

Bogucki, M. & Trzesinski, P. (1950). Fluctuations in the water and fat content of the cod. ICES Journal of Marine Science 16, 208-210.

Bolstad G.H., Hindar K., Robertsen G., Jonsson B., Saegrov H., Diserud O.H., Fiske P., Jensen A.J., Urdal K., Naesje T.F., Barlaup B.T., Florø-Larsen B., Lo H., Niemela E. & Karlsson S. (2017). Gene flow from domesticated escapees alters the life history of wild Atlantic salmon. Nature Ecology & Evolution 1: 0124.

Brawn, V.M., 1961. Sound Production By the Cod (*Gadus callarias* L.). Behaviour 18, 239–255. https://doi.org/10.1163/156853961X00150

Breuil, G., Pépin, J.F.P., Boscher, S. and Thiéry, R. (2002). Experimental vertical transmission of nodavirus from broodfish to eggs and larvae of the sea bass, *Dicentrarchus labrax* (L.). Journal of Fish Diseases, 25: 697-702. https://doi.org/10.1046/j.1365-2761.2002.00406.x

Bricknell, I.R.; Bron, J.E.; Bowden, T.J. (2006) Diseases of gadoid fish in cultivation: a review. ICES J. Mar. Sci., *63* , 253-266, doi:DOI 10.1016/j.icesjms.2005.10.009.

Brun E, Lillehaug A (2010). Risikoprofil for sykdommer i norsk fiskeoppdrett. Norge, Veterinærinstituttet.

Buscaino, G., Filiciotto, F., Buffa, G., Bellante, A., Stefano, V.D., Assenza, A., Fazio, F., Caola, G., Mazzola, S., (2010). Impact of an acoustic stimulus on the motility and blood parameters of European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) and gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.). Marine Environmental Research 69, 136–142. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.09.004

Busch, K.E.T., Falk-Petersen, I.-B., Peruzzi, S., Rist, N.A. & Hamre, K. (2010). Natural zooplankton as larval feed in intensive rearing systems for juvenile production of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). Aquaculture Research 41: 1727-1740 https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2009.02450.x

Bustnes, J. O., Lie, E., Herzke, D., Dempster, T., Bjørn, P. A., Nygård, T. & Uglem, I. (2010). Salmon farms as a source of organohalogenated contaminants in wild fish. Environmental Science & Technology 44, 8736-8743.

Børretzen Fjørtoft, H., Besnier, F., Stene, A., Nilsen, F., Bjørn, P.A., Tveten, A.-K., Finstad, B., Aspehaug, V. & Glover, K.A. (2017). The Phe362Tyr mutation conveying resistance to organophosphates occurs in high frequencies in salmon lice collected from wild salmon and trout. Scientific Reports 7: 14258 https://doi.org/10.1038/s41598-017-14681-6

Callier, M.D., Byron, C.J., Bengtson, D.A., Cranford, P.J., Cross, S.F., Focken, U., Jansen, H.M., Kamermans, P., Kiessling, A., Landry, T., O'Beirn, F., Petersson, E., Rheault, R.B., Strand, Ø., Sundell, K., Svåsand, T., Wikfors, G.H., McKindsey, C.W., 2018. Attraction and repulsion of mobile wild organisms to finfish and shellfish aquaculture: a review. Reviews in Aquaculture 10, 924–949. https://doi.org/10.1111/raq.12208

Casper, B.M., Smith, M.E., Halvorsen, M.B., Sun, H., Carlson, T.J., Popper, A.N., 2013. Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology 166, 352–360. https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2013.07.008

Castellani M., Heino M., Gilbey J., Araki H., Svåsand T. & Glover K.A. (2018). Modelling fitness changes in wild Atlantic salmon populations faced by spawning intrusion of domesticated escapees. Evolutionary Applications, Early online: https://doi.org/10.1111/eva.261

Chambers, R. C. & Waiwood, K. G. (1996). Maternal and seasonal differences in egg sizes and spawning characteristics of captive Atlantic cod, *Gadus morhua.* Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53, 1986-2003.

Ciannelli L, Knutsen, H, Olsen EM, Espeland SH, Asplin L, Jelmert A, Knutsen JA, Stenseth NC (2010) Smallscale genetic structure in a marine population in relation to water circulation and egg characteristics. Ecology, 91: 2918-2930.

Colquhoun, D.J., Duodu, S., (2011). Francisella infections in farmed and wild aquatic organisms. Veterinary Research. 42

Colwell, R.R.; Grimes, D.J. (1984) Vibrio diseases of marine fish populations. Helgoländer Meeresuntersuchungen 37, 265-287, doi:10.1007/bf01989311.

Cresci, A. Paris, C. B., Foretich, M. A., Durif, C. M., Shema, S., O'Brien, C. J. E., Vikebø, F. B., Skiftesvik, A.-B., & Browman, H.I. (2019). Atlantic haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) larvae have a magnetic compass that guides their orientation. iScience 19, 1173–1178. https://doi.org/10.1016/j.isci.2019.09.001

Cresci, A., Allan, B. J. M., Shema, D. D., Skiftesvik, A. B. & Browman, H. I. (2020). Orientation behavior and swimming speed of Atlantic herring larvae (Clupea harengus) in situ and in laboratory exposures to rotated artificial magnetic fields. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 526, 151358. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2020.151358

Dahle G., Quintela M., Johansen T., Westgaard J.I., Besnier F., Aglen A., Jorstad K.E. & Glover K.A. (2018). Analysis of coastal cod (*Gadus morhua* L.) sampled on spawning sites reveals a genetic gradient throughout Norway's coastline. Bmc Genetics 19, 17.

Dahle, G. Jørstad, K.E., van der Meeren, T. & Svåsand, T. (2011). Oppdrettet torsk sin innflytelse på vill torsk og mulige løsninger for overvåkning. Rapport fra Havforskningen 26-2011. 19 pp. https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen/2011/hi-rapp_26-2011_til_web

Dambergs, N. (1964). Extractives of fish muscle. 4. Seasonal variations of fat, water-solubles, protein and water in cod,

*Gadus morhua* , fillets. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 21, 703-709.

Damsgård, B., Høy, E., Uglem, I., Hedger, R.D., Izquierdo-Gomez, D. & Bjørn, P.A. (2012). Net-biting and escape behaviour in farmed Atlantic cod *Gadus morhua* : effects of feed stimulants and net traits. Aquaculture Environmental Interactions 3: 1-9. https://doi.org/10.3354/aei00047

Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Bayle-Sempere, J., Nilsen, R., Bjørn, P.-A., Uglem, I., (2011). Proxy Measures of Fitness Suggest Coastal Fish Farms Can Act as Population Sources and Not Ecological Traps for Wild Gadoid Fish. PLOS ONE 6, e15646. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0015646

Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Uglem, I., Bjørn, P.-A., (2010). Species-specific patterns of aggregation of wild fish around fish farms. Estuarine, Coastal and Shelf Science 86, 271–275.

Dempster, T., Uglem, I., Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Bayle-Sempere, J., Nilsen, R., Bjorn, P.A., (2009). Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: An ecosystem effect. Marine Ecology Progress Series 385, 1–14. https://doi.org/10.3354/meps08050

Desbois, A.P.; Cook, K.J.; Buba, E. (2020) Antibiotics modulate biofilm formation in fish pathogenic isolates of atypical *Aeromonas salmonicida* . Journal of Fish Diseases, *43* , 1373-1379, doi:10.1111/jfd.13232.

Diserud O., Fiske P., Sægrov H., Urdal K., Aronsen T., Lo H., Barlaup B.T., Niemela E., Orell P., Erkinaro J., Lund R.A., Økland F., Østborg G.M., Hansen L.P. & Hindar K. (2019). Frequency of escapees in Norwegian rivers 1989-2013. Ices Journal of Marine Science 76, 1140-50.

Duodu, S., Larsson, P., Sjödin, A., Forsman, M. & Colquhoun, D.J. (2012). The Distribution of *Francisella* -like Bacteria Associated with Coastal Waters in Norway. Microbial Ecology 64: 370-377. https://doi.org/10.1007/s00248-012-0023-0

Egidius, E. (1987a) Import of furunculosis to Norway with Atlantic salmon smolts from Scotland. *ICES CM Documents* .

Egidius, E. (1987b). "Vibriosis: Pathogenicity and Pathology. A Review." Aquaculture **67** : 15-28.

Engelsen, R., Asche, F., Skjennum, F. & Adoff, G. (2004). New species in aquaculture: some basic economic aspects. In: Moksnes, E., Kjørsvik, E. & Olsen, Y. (Eds). Culture of cold-water marine fish. Blackwell Publishing, Oxford, UK.

Espeland, S. H., A. F. Gundersen, E. M. Olsen, H. Knutsen, J., Gjøsæter, and N. C. Stenseth. (2007). Home range and elevated egg densities within an inshore spawning ground of coastal cod. ICES Journal of Marine Science 64:920–928.

Espeland, S. H. mfl. (2008). New perspectives on fish movement: kernel and GAM smoothers applied to a century of tagging data on coastal Atlantic cod. Mar. Ecol. Prog. Ser. 372, 231–241

Espeland, S.H., Albretsen, J, Olsen, E.B. og Bodvin, T. 2015. Modelling drift of pelagic offspring: the importance of egg surveys in providing a realistic model initialization. ICES Journal of Marine Science; https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv134

Espeland, S.H., Albretsen, J., Nedreaas, K., Sannæs, H., Bodvin, T. og Moy, F. 2013. Kartlegging av gytefelt. Gytefelt for kysttorsk. Fisken og havet nr 1. 2013.

Fernandez-Jover, D., Martinez-Rubio, L., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J. T., Lopez Jimenez, J. A., Martinez Lopez, F. J., Bjørn, P.-A., Uglem, I. & Dempster, T. (2011). Waste feed from coastal fish farms: A trophic subsidy with compositional side-effects for wild gadoids. Estuarine, Coastal and Shelf Science 91, 559-568.

Fernandez-Jover, D., Toledo-Guedes, K., Valero-Rodríguez, J.M., Fernandez-Gonzalez, V., Sanchez-Jerez, P., (2016). Potential retention effect at fish farms boosts zooplankton abundance. Estuarine, Coastal and Shelf Science 181, 144–152. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.015

Fernández-Palacios, H., Norberg, B., Izquierdo, M. & Hamre, K. (2011). Effects of broodstock diet on eggs and larvae.

In Larval Fish Nutrition (Holt, G. J., ed.): Wiley-Blackwell.

Fevolden SE, Westgaard JI, Pedersen T, Præbel K (2012) Settling-depth vs. genotype and size vs. genotype correlations at the *Pan* I locus in 0-group Atlantic cod *Gadus morhua* . Mar ine Ecol ogy Prog ress Ser ies 468 , 267-278. https://doi.org/10.3354/meps09990

Finn, R.N., Rønnestad, I., van der Meeren, T., & Fyhn, H.J. (2002). Fuel and metabolic scaling during the early life stages of Atlantic cod *Gadus morhua* . Marine Ecology Progress Series 243: 217-234. https://doi.org/10.3354/meps243217

Fiskehelserapporten (2010). Helsesituasjonen hos marin fisk, Veterinærinstituttet (red Hellberg Hege)

Fjelldal, P.G., van der Meeren, T., Jørstad, K.E., & Hansen, T.J. (2009). A radiological study on vertebral deformities in cultured and wild Atlantic cod (*Gadus morhua* , L.). Aquaculture 289: 6-12. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.12.025

Fleming I.A., Hindar K., Mjolnerod I.B., Jonsson B., Balstad T. & Lamberg A. (2000). Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 267, 1517-23.

Forseth T., Barlaup B.T., Finstad B., Fiske P., Gjoaester H., Falkegard M., Hindar A., Mo T.A., Rikardsen A.H., Thorstad E.B., Vollestad L.A. & Wennevik V. (2017). The major threats to Atlantic salmon in Norway. Ices Journal of Marine Science 74, 1496-513.

Furevik, A., Pettersen, E.F., Colquhoun, D. & Wergeland, H.I. (2011). The intracellular lifestyle of Francisella noatunensis in Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) leucocytes. Fish & Shellfish Immunology 30: 488-494. https://doi.org/10.1016/j.fsi.2010.11.019

Gamfeldt, L., Lefcheck, J.S., Byrnes, J.E.K., Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Griffin, J.N., (2015). Marine biodiversity and ecosystem functioning: what's known and what's next? Oikos 124, 252–265. https://doi.org/10.1111/oik.01549

Gjedrem T. (2000). Genetic improvement of cold-water fish species. Aquaculture Research 31, 25-33.

Gjedrem T. (2010). The first family-based breeding program in aquaculture. Reviews in Aquaculture 2, 2-15.

Glencross, B. D. (2009). Exploring the nutritional demand for essential fatty acids by aquaculture species. Reviews in Aquaculture 1, 71-124.

Glover K.A. (2010) Forensic identification of fish farm escapees: the Norwegian experience. Aquaculture Environment Interactions 1, 1-10.

Glover K.A., Dahle G. & Jorstad K.E. (2011). Genetic identification of farmed and wild Atlantic cod, *Gadus morhua* , in coastal Norway. Ices Journal of Marine Science 68, 901-10.

Glover K.A., Dahle G., Westgaard J.I., Johansen T., Knutsen H. & Jorstad K.E. (2010). Genetic diversity within and among Atlantic cod (*Gadus morhua*) farmed in marine cages: a proof-of-concept study for the identification of escapees. Animal Genetics 41, 515-22.

Glover K.A., Pertoldi C., Besnier F., Wennevik V., Kent M. & Skaala Ø. (2013). Atlantic salmon populations invaded by farmed escapees: quantifying genetic introgression with a Bayesian approach and SNPs. Bmc Genetics 14:4.

Glover K.A., Solberg M.F., McGinnity P., Hindar K., Verspoor E., Coulson M.W., Hansen M.M., Araki H., Skaala Ø. & Svåsand T. (2017). Half a century of genetic interaction between farmed and wild Atlantic salmon: status of knowledge and unanswered questions. Fish and Fisheries 18, 890-927.

Glover K.A., Urdal K., Næsje T., Skoglund H., Florø-Larsen B., Otterå H., Fiske P., Heino M., Aronsen T., Sægrov H., Diserud O., Barlaup B.T., Hindar K., Bakke G., Solberg I., Lo H., Karlsson S., Skaala Ø., Lamberg A., Kanstad-Hanssen Ø., Muladal R., Skilbrei O.T. & Wennevik V. (2019). Domesticated escapees on the run: the second-generation monitoring program reports the numbers and proportions of farmed Atlantic salmon in >200 rivers annually Ices Journal of Marine Science 76, 1151-61.

Glover K.A., Wennevik V., Hindar K., Skaala O., Fiske P., Solberg M.F., Diserud O.H., Svåsand T., Karlsson S., Andersen L.B. & Grefsrud E.S. (2020). The future looks like the past: Introgression of domesticated Atlantic salmon escapees in a risk assessment framework. Fish and Fisheries, 15.

Godø, O.R. & Sunnanå, K. (1984). Spawning area and distribution of 0-group cod (*Gadus morhua* L.), on the Møre coast. In (Eds) Dahl, E., Danielssen, D. S., Moksness, E., & Solemdal, P., The Propagation of Cod (*Gadus morhua* L.). Flødevigen rapportser., 1, 519-526.

Godø, O. R. (1995). Transplantation-tagging-experiments in preliminary studies of migration of cod off Norway. ICES J. Mar. Sci. 52, 955–962

Gudding R, Lillehaug A (red.) (2018). Smitte mellom oppdrettsfisk og villfisk: Kunnskapsstatus og risikovurdering. Rapport 12, Veterinærinstituttet

Hansen, J.Ø., Berge, G.M., Hillestad, M., Krogdahl, Å., Galloway, T.F., Holm, H., Holm, J. & Ruyter, B. (2008). Apparent digestion and apparent retention of lipid and fatty acids in Atlantic cod (*Gadus morhua*) fed increasing dietary lipid levels. Aquaculture 284, 159–166.

Hansen, L.A., Dale, T., Damsgård, B. Uglem, I., Aas, K. & Bjørn, P.-A. (2008). Escape-related behaviour of Atlantic cod, *Gadus morhua* L., in a simulated farm situation. Aquaculture Research 40: 26-34. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2008.02057.x

Hansen, T.J., Fjelldal, P.G., Folkedal, O., Vågseth, T., Oppedal, F., (2017). Effects of light source and intensity on sexual maturation, growth and swimming behaviour of Atlantic salmon in sea cages. 193-204. https://doi.org/10.3354/aei00224

Hara T.J. (1994). The diversity of chemical stimulation in fish olfaction and gustation. Rev. Fish. Biol. Fish. 4, 1-35.

Hawley, L.M.; Garver, K.A. (2008) Stability of viral hemorrhagic septicemia virus (VHSV) in freshwater and seawater at various temperatures. Diseases of Aquatic Organisms, 82, 171-178,

Hedger RD, Serra-Llinares RM, Arechavala-Lopez P, Nilsen R, Bjørn PA, Uglem I (2017). Tracking escaped Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) aggregated around Norwegian farms: Considerations for management strategies. Fish Manag Ecol 24:265-273.

Hedger, R.D., Serra-Llinares, R.M., Arechavala-Lopez, P., Nilsen, R., Bjørn, P.A. & Uglem, I. (2017). Tracking escaped Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) aggregated around Norwegian farms: Considerations for management strategies. Fisheries Management and Ecology 24: 265-273. https://doi.org/10.1111/fme.12219

Heino M., Svåsand T., Wennevik V. & Glover K.A. (2015). Genetic introgression of farmed salmon in native populations: quantifying the relative influence of population size and frequency of escapees. Aquaculture Environment Interactions 6, 185-90.

Hellberg, H., Duncan Colquhoun, D., Hanne Nilsen H., Britt Bang Jensen, B. B. (2011) Fiskehelserapporten 2010, Helsesituasjonen hos marin fisk 2010 (red Hege Hellberg) s 26-34, i Fiskehelserapporten 2010, Veterinærinstituttet

Henriksen, E., Heide, M., Hansen, Ø.J. & Mortensen, A. (2018). Kunnskaps- og erfaringsgrunnlag for torskeoppdrett. Nofima Rapport 23/2018. 127 pp. https://nofima.no/wp-content/uploads/2018/10/Rapport-23-2018-Kunnskaps-og-

erfaringsgrunnlag-for-torskeoppdrett.pdf

Heuch, P.A., Jansen, P.A., Hansen, H., Sterud, E., Mackenzie, K., Haugen, P. & Hemmingsen, W. (2011) Parasite faunas of farmed cod and adjacent wild cod populations in Norway: a comparison. Aquaculture Environment Interactions, 2, 1-13.

Hindar K., Fleming I.A., McGinnity P. & Diserud A. (2006). Genetic and ecological effects of salmon farming on wild salmon: modelling from experimental results. Ices Journal of Marine Science 63, 1234-47.

Holdway, D. A. & Beamish, F. W. H. (1984). Specific growth rate and proximate body composition of Atlantic cod, Gadus morhua L. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 81, 147-170.

Humborstad, O.-B., Utne-Palm, A.C., Breen, M., Løkkeborg, S., (2018). Artificial light in baited pots substantially increases the catch of cod (*Gadus morhua*) by attracting active bait, krill (Thysanoessa inermis). ICES J Mar Sci 75, 2257–2264. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy099

Hylen, A. (1964). Coastal cod and skrei in the Lofoten area. Fisk. Skr. Ser. Havunders. 13, 27–42

Iversen, S.A. & Danielsen, D.S. (1984). Development and mortality of cod (Gadus morhua L.), eggs and larvae in different temperatures. In (Eds) Dahl, E., Danielssen, D. S., Moksness, E., & Solemdal, P., The Propagation of Cod (*Gadus morhua* L.). Flødevigen rapportser., 1, 49-65.

Izquierdo, M. S., Fernández-Palacios, H. & Tacon, A. G. J. (2001). Effect of broodstock nutrition on reproductive performance of fish. Aquaculture 197, 25-42.

Jakobsen, T. (1987) Coastal cod in northern Norway. Fish. Res. 5, 223–234

Jensen, I., Seppola, M., Steiro, K., Sandaker, E., Mennen, S., & Sommer, A. I. (2009). Susceptibility of Atlantic cod Gadus morhua juveniles to different routes of experimental challenge with infectious pancreatic necrosis virus (IPNV). Diseases of Aquatic Organisms, 85(2), 105-113.

Jobling, M. (2004). Are modifications in tissue fatty acid profiles following a change in diet the result of dilution?: Test of a simple dilution model. Aquaculture 232, 551-562.

Jobling, M., Leknes, O., Sæther, B.-S. & Bendiksen, E. Å. (2008). Lipid and fatty acid dynamics in Atlantic cod, Gadus morhua, tissues: Influence of dietary lipid concentrations and feed oil sources. Aquaculture 281, 87-94.

Johansen, R., Bergh, Ø., Modahl, I., Dahle, G., Gjerset, B., Holst, J. C., & Sandlund, N. (2013). High prevalence of viral haemorrhagic septicaemia virus (VHSV) in Norwegian spring-spawning herring. Marine Ecology Progress Series, 478, 223-230. https://doi.org/10.3354/meps10208

Johansen, R., Sommerset, I., Tørud, B., Korsnes, K., Hjortaas, M. J., Nilsen, F., Nerland A. H, Dannevig, B. H. (2004). Characterization of nodavirus and viral encephalopathy and retinopathy in farmed turbot, *Scophthalmus maximus* (L.). Journal of Fish Diseases, 27(10), 591-601.

Johansen, S.D., Coucheron, D.H., Andreassen, M., Karlsen, B.O., Furmanek, T., Jørgensen, T.E., Emblem, Å., Breines, R., Nordeide, J.T., Moum, T., Nederbragt, A.J., Stenseth, N.C. & Jakobsen, K.S. (2009). Large-scale sequence analyses of Atlantic cod. New Biotechnology 25: 263-271. https://doi.org/10.1016/j.nbt.2009.03.014

Johansen, T., Besnier, F., Quintela, M., Jorde, P.E., Glover, K.A. Westgaard, J.-I., Dahle, G., Lien, S. & Kent, M.P. (2020). Genomic analysis reveals neutral and adaptive patterns that challenge the current management regime for East Atlantic cod *Gadus morhua* L. Evolutionary Applications 13: 2673-2688. https://doi.org/10.1111/eva.13070

Johansen, T., Westgaard, J.-I., Seliussen, B.B., Nedreaas, K., Dahle, G., Glover, K.A., Kvalsund, R., Aglen, A. (2017) “Real-time” genetic monitoring of a commercial fishery on the doorstep of an MPA reveals unique insights into the

interaction between coastal and migratory forms of the Atlantic cod. ICES Journal of Marine Science 75, 1093-1104 doi:10.1093/icesjms/fsx224

Jorde, P.E., Knutsen, H., Espeland, S.H., Stenseth, N.C. (2007). Spatial scale of genetic structuring in coastal cod *Gadus morhua* and geographic extent of local populations. Marine Ecology Progress Series 343: 229-237. https://doi.org/10.3354/meps06922

Jorde, P. E., Synnes, A., Espeland, S. H., Sodeland, M., Knutsen, H. (2018). Can we rely on selected genetic markers for population identification? Evidence from coastal Atlantic cod. Ecology & Evolution 8, 12547–12558 https://doi.org/10.1002/ece3.4648

Jorde, P.E., Huserbråten, M.B.O., Seliussen, B.B., Myksvoll, M.s., Vikebø, F.B., Dahle, G., Aglen, A., Johansen T. (2021). The making of a genetic cline: introgression of oceanic genes into coastal cod populations in the Northeast Atlantic. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 78: 958-968. https://cdnsciencepub.com/doi/abs/10.1139/cjfas-2020-0380

Jung, K.-M., Folkvord, A., Kjesbu, O.S., Agnalt, A.L., Thorsen, A. & Sundby, S. (2012). Egg buoyancy variability in local populations of Atlantic cod (*Gadus morhua*). Marine Biology 159: 1969-1980. https://doi.org/10.1007/s00227-012-1984-8

Jørstad, K.E., Otterå, H., van der Meeren, T., Dahle, G., Paulsen, Bakke, G. & Svåsand, T. (2014). Genetic marking of farmed Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) and detection of escapes from a commercial cod farm. ICES Journal of Marine Science 71: 574-584. https://doi.org/10.1093/icesjms/fst171

Jørstad, K.E., van der Meeren, T., Paulsen, O.I., Thomsen, T., Thorsen, A. & Svåsand, T. (2008). “Escapes” of eggs from farmed cod spawning in net pens: recruitment to wild stocks. Reviews in Fisheries Science 16: 285–295. https://doi.org/10.1080/10641260701678017

Karlsbakk, E., Otterlei E., Høie, H., Nylund, A. (2001). Parasites of cultured cod (*Gadus morhua*) postlarvae fed natural zooplankton. Bull. Eur. Ass. Fish Pathol. **21**: 63-70.

Karlsbakk, E., Iaksen, T.E., Ottem, K.F., Nylund, A., Korsnes, K., Nerland A. mfl. (2008). 1.10 Viktige patogener i kystsonen. Fisken & Havet (Kyst og havbruk): 48-51.

Karlsbakk, E., et al. (2008). CodPath prosjektet: kartlegging av sykdomsagens hos villtorsk - en kort presentasjon. Fiskehelse **10**(2): 10-18.

Karlsbakk, E., Isaksen, T.E., Nylund, A., Devold, M., Korsnes, K., Nylund, S., Ottem, K.F., Brevik, Ø., Andersen, L., Karlsen, M., Jørstad, K.E., Sleire, L., Johansen, L., Ranasinghe, M.P.N., Handeland, S.O., (2008). CodPath prosjektet: kartlegging av sykdomsagens hos villtorsk - en kort presentasjon. Fiskehelse. 10, 10-18.

Karlsbakk, E., Isaksen, T.E. & Hamre, L.A. (2009) 1.10 Hva vet vi om parasitter og oppdrett av torsk? Fisken og Havet (Kyst og havbruk 2009): 50-53.

Karlsbakk, E., et al. (2010). Smittespredning ved francisellose hos torsk. Fisken & Havet 2010 (Havforskningsrapporten): 101-102.

Karlsen, Ø. & van der Meeren, T. (2013). Kunnskapsstatus - plassering av oppdrettsanlegg og mulige interaksjoner med gytefelt og oppvekstområder for marin fisk og vandringsruter for laks. Fisken og Havet 6-2013: 47 pp. https://www.hi.no/filarkiv/2013/08/fh_6-2013_plassering_oppdrettsanlegg_til_web.pdf/nb-no

Karlsen, Ø., Hemre, G.-I., Tveit, K. & Rosenlund, G. (2006). Effect of varying levels of macro-nutrients and continuous light on growth, energy deposits and maturation in farmed Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). Aquaculture 255, 242-254.

Karlsen, Ø., Holm, J. C. & Kjesbu, O. S. (1995). Effects of periodic starvation on reproductive investment in first-time

spawning Atlantic cod (Gadus morhua). Aquaculture 133, 159-170.

Karlsen, Ø., van der Meeren, T., Rønnestad, I., Mangor-Jensen, A., Galloway, T.F., Kjørsvik, E. & Hamre, K. (2015). Copepods enhance nutritional status, growth and development in Atlantic cod (Gadus morhua L.) larvae – can we identify the underlying factors? PeerJ 3: e902. https://doi.org/10.7717/peerj.902

Karlsen, Ø., Taranger, G. L., Dahle, R., & Norberg, B. (2000). Effect of exercise and continuous light on early sexual maturation in cod. *In* Proceedings of the 6th International Symposium on the Reproductive Physiology of Fish Bergen, July 4e9, 1999, pp. 328-330. (Eds) Norberg, B. Kjesbu, O. S., Taranger, G. L., Andersson, E., & Stefansson. S. O.. John Grieg, Bergen. 499 pp.

Karlsson S., Diserud O.H., Fiske P. & Hindar K. (2016). Widespread genetic introgression of escaped farmed Atlantic salmon in wild salmon populations. Ices Journal of Marine Science 73, 2488-98.

Kennedy, D. A., Kurath, G., Brito, I. L., Purcell, M. K., Read, A. F., Winton, J. R., & Wargo, A. R. (2016). Potential drivers of virulence evolution in aquaculture. Evolutionary Applications, 9(2), 344-354. doi:10.1111/eva.12342

Khan, R. A. (2009). Parasites causing disease in wild and cultured fish in Newfoundland. ICEL. AGRIC. SCI. **22** : 29-35.

Kirubakaran T.G., Grove H., Kent M.P., Sandve S.R., Baranski M., Nome T., De Rosa M.C., Righino B., Johansen T., Ottera H., Sonesson A., Lien S. & Andersen O. (2016). Two adjacent inversions maintain genomic differentiation between migratory and stationary ecotypes of Atlantic cod. Molecular Ecology 25, 2130-43.

Kirubakaran, T,G, mfl. (2016) Two adjacent inversions maintain genomic differentiation between migratory and stationary ecotypes of Atlantic cod. Mol. Ecol. 25, 2130–2143

Kjesbu, O. S. & Holm, J. C. (1994). Oocyte recruitment in first-time spawning Atlantic cod (*Gadus morhua*) in relation to feeding regime. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51, 1893-1898.

Kjesbu, O. S., Klungsøyr, J., Kryvi, H., Witthames, P. R. & Greer-Walker, M. (1991). Fecundity, atresia, and egg size of captive Atlantic cod (*Gadus morhua*) in relation to proximate body composition. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48, 2333-2343.

Kjesbu, O. S., Solemdal, P., Bratland, P. & Fonn, M. (1996). Variation in annual egg production in individual captive Atlantic cod (*Gadus morhua*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53, 610-620.

Kjesbu, O.S., Righton, D., Krüger-Johnsen, M. Thorsen, A., Michalsen, K., Fonn, M., & Witthames, P.R. (2010). Thermal dynamics of ovarian maturation in Atlantic cod (*Gadus morhua*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 67, 605-625. https://doi.org/10.1139/F10-011

Knutsen H., Jorde P.E., Hutchings J.A., Hemmer-Hansen J., Gronkjaer P., Jorgensen K.E.M., Andre C., Sodeland M., Albretsen J. & Olsen E.M. (2018). Stable coexistence of genetically divergent Atlantic cod ecotypes at multiple spatial scales. Evolutionary Applications 11, 1527-39.

Knutsen, H. mfl. (2007). Egg distribution, bottom topography and small-scale cod population structure in a coastal marine system. Mar. Ecol. Prog. Ser. 333, 249–255

Knutsen, H. mfl. (2011). Are low but statistically significant levels of genetic differentiation in marine fishes 'biologically meaningful'? A case study of coastal Atlantic cod. Mol. Ecol. 20, 768–783

Knutsen, H. mfl. (2018). Stable coexistence of genetically divergent Atlantic cod ecotypes at multiple spatial scales. Evol. Appl. 11, 1527–1539

Korsøen, Ø.J., Dempster, T., Fosseidengen, J.E., Karlsen, Ø., Oppedal, F., Stien, L.H. Kristiansen, T.S. (2013).

Towards cod without spawning: artificial continuous light in submerged sea-cages maintains growth and delays sexual maturation for farmed Atlantic cod *Gadus morhua* . Aquaculture Environmental Interactions 3: 245-255. https://doi.org/10.3354/aei00067

Kvenseth, P. G. & Øiestad, V. (1984). Large-scale rearing of cod fry on the natural food production in an enclosed pond. In: Dahl, E., Danielssen, D. S., Moksness, E., & Solemdal, P. (Eds). The propagation of cod *Gadus morhua* L. Flødevigen rapportser. 1: 645-656.

Lambert, Y. & Dutil, J. D. (2000). Energetic consequences of reproduction in Atlantic cod (*Gadus morhua*) in relation to spawning level of somatic energy reserves. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57, 815-825.

Lambert, Y. & Dutil, J.-D. (1997). Can simple condition indices be used to monitor and quantify seasonal changes in the energy reserves of Atlantic cod (*Gadus morhua*)? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54, 104-112.

Marshall, C. T., Yaragina, N. A., Lambert, Y. & Kjesbu, O. S. (1999). Total lipid energy as a proxy for total egg production by fish stocks. Nature 402, 288-290.

Matschiner, M, mfl. (2022) Super gene origin and maintenance in Atlantic cod. *Nature Ecology and Evolution* https://doi.org/10.1038/s41559-022-01661-x Maurstad A, Dale T, Bjørn PA (2007) You wouldn't spawn in a septic tank, would you? Hum Ecol 35:601–610.

McConnell, A., Routledge, R., Connors, B.M.,(2010). Effect of artificial light on marine invertebrate and fish abundance in an area of salmon farming. Marine Ecology Progress Series 419, 147–156. https://doi.org/10.3354/meps08822

McGinnity P., Prodohl P., Ferguson K., Hynes R., O'Maoileidigh N., Baker N., Cotter D., O'Hea B., Cooke D., Rogan G., Taggart J. & Cross T. (2003). Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* , as a result of interactions with escaped farm salmon. Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 270, 2443-50.

McGinnity P., Stone C., Taggart J.B., Cooke D., Cotter D., Hynes R., McCamley C., Cross T. & Ferguson A. (1997). Genetic impact of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) on native populations: use of DNA profiling to assess freshwater performance of wild, farmed, and hybrid progeny in a natural river environment. Ices Journal of Marine Science 54, 998-1008.

Meager, J.J., Skjæraasen, J.E., Fernö, A. & Løkkeborg, S. (2010). Reproductive interactions between fugitive farmed and wild cod (*Gadus morhua*) in the field. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 67: 1221-1231. https://doi.org/10.3354/meps08670

Meager, J.J., Skjæraasen, J.E., Fernö, A., Karlsen, Ø., Løkkeborg, S., Michalsen, K. & Utskot, S.O. (2009). Vertical dynamics and reproductive behaviour of farmed and wild cod *Gadus morhua* . Marine Ecology Progress Series 389: 233-243. https://doi.org/10.3354/meps08156

Michalsen, K., Johansen, T., Subbey, S., Beck, A. 2014. Linking tagging technology and molecular genetics to gain insight in the spatial dynamics of two stocks of cod in Northeast Atlantic waters. ICES J. Mar. Sci, 71, 1417-1432. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu083

Mikkelsen, H.; Lund, V.; Martinsen, L.C.; Gravningen, K.; Schrøder, M.B. Variability among *Vibrio anguillarum* O2 isolates from Atlantic cod (*Gadus morhua* L.): Characterisation and vaccination studies. (2007) *Aquaculture* , *266* , 16-25, doi:DOI 10.1016/j.aquaculture.2007.02.041.

Munang'andu, H.M., S. Mutoloki, and Ø. Evensen (2016). Birnaviruses of Aquatic Organisms. Aquaculture Virology. p. 237-250.

Myksvoll, M. S., Jung, K.-M., Albretsen, J. & Sundby, S. (2014). Modelling dispersal of eggs and quantifying

connectivity among Norwegian coastal cod subpopulations. ICES J. Mar. Sci. 71, 957–969

Myksvoll, M.S., Jung, K.M., Albretsen, J. & Sundby, S. (2014). Modelling dispersal of eggs and quantifying connectivity among Norwegian coastal cod subpopulations. ICES Journal of Marine Science 71: 957-969. https://doi.org/10.1093/icesjms/fst022

Myksvoll, M.S., Sundby, S., Ådlandsvik, B. & Vikebø F.B. (2011). Retention of coastal cod eggs in a fjord caused by interactions between egg buoyancy and circulation pattern. Marine and Coastal Fisheries 3: 279-294. https://doi.org/10.1080/19425120.2011.595258

Mørkøre, T., Netteberg, C., Johnsson, L. & Pickova, J. (2007). Impact of dietary oil source on product quality of farmed Atlantic cod, *Gadus morhua* . Aquaculture 267, 236-247.

Nardi, G., Prickett, R., van der Meeren, T., Boyce, D. & Moir, J. (2021). Atlantic cod aquaculture: Boom, bust, and rebirth? Journal of World Aquaculture Society 52: 672-690. https://www.doi.org/10.1111/jwas.12811

Nedreaas, K. (2006). Kysttorsk nord for Stad. Artsdatabankens faktaark.

Neuenfeldt, S. mfl. (2013). Analysing migrations of Atlantic cod *Gadus morhua* in the north-east Atlantic Ocean: then, now and the future. J. Fish Biol. 82, 741–763

Norambuena, F., Morais, S., Estévez, A., Bell, J. G., Tocher, D. R., Navarro, J. C., Cerdà, J. & Duncan, N. (2013). Dietary modulation of arachidonic acid metabolism in *Senegalese sole* (Solea Senegalensis) broodstock reared in captivity. Aquaculture 372–375, 80-88.

Norberg, B., Brown, C.L., Halldorsson, O., Stensland, K. & Björnsson, B.T. (2004). Photoperiod regulates the timing of sexual maturation, spawning, sex steroid and thyroid hormone profiles in the Atlantic cod (*Gadus morhua*). Aquaculture 229: 451-467. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00393-4

Norberg, B., Kleppe, L., Andersson, E., Thorsen, A., Rosenlund, G. & Hamre, K. (2017). Effects of dietary arachidonic acid on the reproductive physiology of female Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). General and Comparative Endocrinology 250, 21-35.

Nordeide, J. T. & Båmstedt, U. (1998). Coastal cod and north-east Arctic cod - do they mingle at the spawning grounds in Lofoten? Sarsia 83, 373–379 (1998).

Nordeide, J. T. & Folstad, I. (2000). Is cod lekking or a promiscuous group spawner? Fish Fish. 1, 90–93

Nygaard, S.M.R. (2005) Skader av lus på torsk i merd. Norsk Veterinærtidsskrift 117: 34.

Nylund, A., Karlsbakk, E., Nylund, S. mfl. (2008). New clade of betanodaviruses detected in wild and farmed cod (*Gadus morhua*) in Norway. Arch Virol 153, 541–547 (2008). https://doi.org/10.1007/s00705-007-0015-4

Nylund, A., Ottem, K.F., Watanabe, K., Karlsbakk, E. & Krossøy, B. (2006). Francisella sp. (Family Francisellaceae) causing mortality in Norwegian cod (*Gadus morhua*) farming. Archives of Microbiology 185: 383-392. https://doi.org/10.1007/s00203-006-0109-5

Olesiuk, P.F., Lawson, J.W., Trippel, E.A., 2010. Pathways of effects of noise associated with aquaculture on natural marine ecosystems in Canada. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2010/017, 70.

Olsen, E.M., Knutsen, H., Gjøsæter, J., Jorde, P.E., Knutsen, J.A. and Stenseth, N.C. (2004), Life-history variation among local populations of Atlantic cod from the Norwegian Skagerrak coast. Journal of Fish Biology, 64: 1725-1730. https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00402.x

Olsen, S.A., Hansen, P.K., Givskud, H., Ervik, A. & Samuelsen, O.B. (2015). Changes in fatty acid composition and stable isotope signature of Atlantic cod (Gadus morhua) in response to laboratory dietary shifts. Aquaculture 435, 277–

285.

Omdal, L.M., (2009). Effekter av temperatur og alder ved badsmitte med Francisella noatunensis (isolat GM 2212) på tidlige stadier av torsk, University of Bergen. Bergen, pp. 1-83.

Ottem, K.F., Nylund, A., Isaksen, T.E., Karlsbakk, E., Bergh, Ø., (2008). Occurrence of Francisella piscicida in farmed and wild Atlantic cod, *Gadus morhua* L., in Norway. J. Fish Dis. 31, 525-534.

Otterå H., Agnalt A.L., Thorsen A., Kjesbu O.S., Dahle G. & Jorstad K. (2012). Is spawning time of marine fish imprinted in the genes? A two-generation experiment on local Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) populations from different geographical regions. Ices Journal of Marine Science 69, 1722-8.

Otterå, H., Heino, M., Sorvik, A. G. E., Svåsand, T., Karlsen, O., Thorsen, A., & Glover, K. A. (2018). Growth of wild and domesticated Atlantic cod *Gadus morhua* reared under semi-commercial conditions. Aquaculture Environment Interactions 10: 187-200. https://doi.org/10.3354/aei00262

Otterå, H., Jørstad, K.E., Svåsand, T. & Kristiansen, T.S. (1999). Migration patterns and recapture rates of North-east Arctic and Norwegian coastal cod reared and released under similar conditions. Journal of Fish Biology 54: 213–217. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1999.tb00625.x

Ouellet, P., Lambert, Y. & Bérubé, I. (2001). Cod egg characteristics and viability in relation to low temperature and maternal nutritional condition. ICES Journal of Marine Science 58, 672-686.

Paulsen, N. (2018). Skottelus (*Caligus elongatus*). En litteraturgjennomgang. MSc thesis, Dept. Bioscienses, Univ. Bergen. 53 s

Persson, H. L. (2021). The sea louse *Caligus elongatus* (Caligidae). Genetic variation and host use by its two genotypes. MSc thesis, Dept. Bioscienses, Univ. Bergen. 71 s.

Pickova, J., Dutta, P. C., Larsson, P.-O. & Kiessling, A. (1997). Early embryonic cleavage pattern, hatching success, and egg-lipid fatty acid composition: comparision between two cod (*Gadus morhua*) stocks. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54, 2410-2416.

Pulkkinen, K., Suomalainen, L. R., Read, A. F., Ebert, D., Rintamaki, P., & Valtonen, E. T. (2010). Intensive fish farming and the evolution of pathogen virulence: the case of columnaris disease in Finland. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences, 277(1681), 593-600. doi:10.1098/rspb.2009.1659

Puvanendran, V., Mortensen, A., Johansen, L.-H., Kettunen, A., Hansen, Ø.J. Henriksen, E., & Heide, M. (2021). Development of cod farming in Norway: Past and current biological and market status and future prospects and directions. Reviews in Aquaculture 14, 308-342. https://doi.org/10.1111/raq.12599

Rahman, M.M., Gasparini, C., Turchini, G.M. & Evans, J.P. (2014). Experimental reduction in dietary omega-3 polyunsaturated fatty acids depresses sperm competitiveness. Biol. Lett. 10.

Rogers, L. A., Olsen, E. M., Knutsen, H. & Stenseth, N. C. (2014). Habitat effects on population connectivity in a coastal seascape. Mar. Ecol. Prog. Ser. 511, 153–163

Rognerud, C. (1887). Hatching cod in Norway. Bulletin of the United States Fish Commission 7(8): 113-119.

Rowe, S., Hutchings, J.A., (2008). A link between sound producing musculature and mating success in Atlantic cod. Journal of Fish Biology 72, 500–511. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01713.x

Røjbek, M. C., Støttrup, J. G., Jacobsen, C., Tomkiewicz, J., Nielsen, A. & Trippel, E. A. (2014). Effects of dietary fatty acids on the production and quality of eggs and larvae of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). Aquaculture Nutrition 20, 654-666.

Salinas, S. & Munch, S.B. (2012). Thermal legacies: transgenerational effects of temperature on growth in a vertebrate. Ecology Letters 15, 159-163. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01721.x

Salze, G., Tocher, D. R., Roy, W. J. & Robertson, D. A. (2005). Egg quality determinants in cod (*Gadus morhua* L.): egg performance and lipids in eggs from farmed and wild broodstock. Aquaculture Research 36, 1488-1499.

Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Uglem, I., Arechavala-Lopez, P., Dempster, T., Bayle-Sempere, J., Pérez, C., Izquierdo-Gomez, D., Bjørn, P.-A., Nilsen, R., (2011). Coastal Fish Farms as Fish Aggregation Devices (FADs), in: Bortone, S.A., Pereira, B.F., Fabi, G., Otake, S. (Eds.), Artificial Reefs in Fisheries Management. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 187–208.

Sanchez-Jerez, P.M, García-García, B., Aguado-Giménez, F., (2015). Husbandry and environmental conditions explain temporal variability of wild fish assemblages aggregated around a Mediterranean fish farm. Aquacult. Environ. Interact. 7, 193–203. https://doi.org/10.3354/aei00148

Sandlund, N., Gjerset, B., Bergh, Ø., Modahl, I., Olesen, N. J., & Johansen, R. (2014). Screening for viral hemorrhagic septicemia virus in marine fish along the Norwegian coastal line. PLoS ONE, 9(9), e108529. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0108529

Sandlund, N.; Johansen, R.; Fiksdal, I.U.; Einen, A.C.B.; Modahl, I.; Gjerset, B.; Bergh, Ø. (2021) Susceptibility and pathology in juvenile Atlantic cod *Gadus morhua* to a marine viral haemorrhagic septicaemia virus isolated from diseased rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* . Animals, 11, 3523.

Sargent, J., McEvoy, L., Estevez, A., Bell, G., Bell, M., Henderson, J. & Tocher, D. (1999). Lipid nutrition of marine fish during early development: current status and future directions. Aquaculture 179, 217-229.

Sawanboonchun, J., Roy, W. J., Robertson, D. A. & Bell, J. G. (2008). The impact of dietary supplementation with astaxanthin on egg quality in Atlantic cod broodstock (*Gadus morhua* , L.). Aquaculture 283, 97-101.

Serra-Llinares, R.M., Nilsen, R., Uglem, I., Arechavala-Lopez, P., Bjørn, P.A. & Noble, C. (2013). Post-escape dispersal of juvenile Atlantic cod *Gadus morhua* from Norwegian fish farms and their potential for recapture. Aquaculture Environmental Interactions 3: 107−116. https://doi.org/10.3354/aei00051

Schönherz, A.A.; Hansen, M.H.H.; Jorgensen, H.B.H.; Berg, P.; Lorenzen, N.; Einer-Jensen, K. (2012). Oral transmission as a route of infection for viral haemorrhagic septicaemia virus in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). Journal of Fish Diseases, 35, 395-406, doi:10.1111/j.1365-2761.2012.01358.x.

Sierra-Flores, R., Atack, T., Migaud, H., Davie, A., (2015). Stress response to anthropogenic noise in Atlantic cod *Gadus morhua* L. Aquacultural Engineering 67, 67–76. https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2015.06.003 (Godø, 2003)

Sitjà-Bobadilla, A., Oidtmann B. (2017). Integrated Pathogen Management Strategies in Fish Farming. Fish Diseases. p. 119-144.

Skaala O., Besnier F., Borgstrom R., Barlaup B., Sorvik A.G., Normann E., Ostebo B.I., Hansen M.M. & Glover K.A. (2019). An extensive common-garden study with domesticated and wild Atlantic salmon in the wild reveals impact on smolt production and shifts in fitness traits. Evolutionary Applications 12, 1001-16.

Skaala Ø., Glover K.A., Barlaup B.T., Svåsand T., Besnier F., Hansen M.M. & Borgstrøm R. (2012). Performance of farmed, hybrid, and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) families in a natural river environment. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69, 1994-2006.

Skjæraasen, J.E., Meager, J.J., Karlsen, Ø., Mayer, I., Dahle, G., Rudolfsen, G. & Fernö, A. (2010). Mating competition between farmed and wild cod *Gadus morhua* . Marine Ecology Progress Series 412: 247-258. https://doi.org/10.3354/meps08156

Skog, T. E., Hylland, K., Torstensen, B. E. & Berntssen, M. H. G. (2003). Salmon farming affects the fatty acid composition and taste of wild saithe *Pollachius virens* L. Aquaculture Research 34, 999-1007.

Skulstad, O.F., Taylor, J., Davie, A., Migaud, H., Kristiansen, T., Mayer, I., Taranger, G.L., Olsen, R.E. & Karlsen, Ø. (2013). Effects of light regime on diurnal plasma melatonin levels and vertical distribution in farmed Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). Aquaculture 414-415: 280-287. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.08.007

Snow, M., Cunningham, C. O., & Bricknell, I. R. (2000). Susceptibility of juvenile Atlantic cod *Gadus morhua* to viral haemorrhagic septicaemia virus isolated from wild-caught Atlantic cod. Diseases of Aquatic Organisms, 41(3), 225-229.

Snow, M., King, J. A., Garden, A., & Raynard, R. S. (2005). Experimental susceptibility of Atlantic cod, *Gadus morhua* (L.), and Atlantic halibut, *Hippoglossus hippoglossus* (L.), to different genotypes of viral haemorrhagic septicaemia virus. Journal of Fish Diseases, 28(12), 737-742.

Sodeland, M. mfl. (2016). "Islands of Divergence" in the Atlantic cod genome represent polymorphic chromosomal rearrangements. Genome Biol. Evol. 8, 1012–1022

Sorensen, P.W., Caprio, J. (1998). Chemoreception. In: D.H. Evans (Ed), The Physiology of Fishes. 2nd ed. Marine Science Series. CRC Press, Boca Raton, Florida. 519 pp.

Svåsand, T., Grefsrud, E.S., Karlsen, Ø., Kvamme, B.O., Glover, K.S., Husa, V., Kristiansen, T.S., (2017). Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2017 (No. Særnummer 2), Fisken og havet.

Svåsand, T., Otterå, H. & Taranger, G.L. (2004). The status and perspective for the species. In: Moksnes, E., Kjørsvik, E. & Olsen, Y. (Eds). Culture of cold-water marine fish. Blackwell Publishing, Oxford, UK.

Sæther BS, Bjørn PA, Dale T (2007). Behavioural responses in wild cod (*Gadus morhua* L.) exposed to fish holding water. Aquaculture 262, 260-267.

Sæther, B.-S., Løkkeborg, S., Humborstad, O.-B., Tobiassen, T., Hermansen, Ø., Midling, K.Ø., (2012). Fangst og mellomlagring av villfisk ved oppdrettsanlegg (No. 8/2012). Nofima, Tromsø.

Taranger G.L., Karlsen O., Bannister R.J., Glover K.A., Husa V., Karlsbakk E., Kvamme B.O., Boxaspen K.K., Bjorn P.A., Finstad B., Madhun A.S., Morton H.C. & Svasand T. (2015). Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming. Ices Journal of Marine Science 72, 997-1021.

Taranger, G.L., Aardal, L., Hansen, T. & Kjesbu, O.S. (2006). Continuous light delays sexual maturation and increases growth of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in sea cages. ICES Journal of Marine Science 63: 365-375. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.10.014

Thorsen, A., Marshall, C. T. & Kjesbu, O. S. (2006). Comparison of various potential fecundity models for north-east Arctic cod *Gadus morhua* , L. using oocyte diameter as a standardizing factor. Journal of Fish Biology 69, 1709-1730.

Tocher, D. R. (2010). Fatty acid requirements in ontogeny of marine and freshwater fish. Aquaculture Research 41, 717-732.

Uglem I, Karlsen, Ø, Sanches-Jerez P, Sæther BS (2014). Impacts of wild fishes attracted to open-cage salmonids in Norway. Aquacult Environ Interact 6: 91-103.

Uglem, I., Berg, M., Varne, R., Nilsen, R., Mork, J. & Bjørn, P.A. (2011). Discrimination of wild and farmed Atlantic cod (*Gadus morhua*) based on morphology and scale-circuli pattern. ICES Journal of Marine Science 68: 1928-1936. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr120

Uglem, I., Bjørn, P.A., Dale, T., Kerwath, S., Økland, F., Nilsen, R., Aas, K., Fleming, I. & McKinley, R.S. (2008). Movements and spatiotemporal distribution of escaped famed and local wild Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in a

Norwegian fjord. Aquaculture Research 39: 158–170. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2007.01872.x

Uglem, I., Bjørn, P.A., Mitamura, H. & Nilsen, R. (2010). Spatiotemporal distribution of coastal and oceanic Atlantic cod *Gadus morhua* sub-groups after escape from a farm. Aquaculture Environment Interactions 1: 11-19. https://doi.org/10.3354/aei00003

Uglem, I., Dempster, T., Bjørn, P.-A., Sanchez-Jerez, P., Økland, F., (2009). High connectivity of salmon farms revealed by aggregation, residence and repeated movements of wild fish among farms. Marine Ecology Progress Series 384, 251–260.

Uglem, I., Knutsen, Ø., Kjesbu, O.S., Hansen, Ø.J., Mork, J., Bjørn, P.A., Varne, R., Nilsen, R., Ellingsen, I. & Dempster, T. (2012). Extent and ecological importance of escape through spawning in sea-cages for Atlantic cod. Aquaculture Environment Interactions 3: 33-49. https://doi.org/10.3354/aei00049

Urquhart, K & Bowden, Timothy & Buckett, B-E & Garcia, Jose & Fryer, Rob & Ellis, A. (2009). Experimental study of the susceptibility of Atlantic cod, *Gadus morhua* (L.), to infection with an IPNV strain pathogenic for Atlantic salmon, *Salmo salar* L. Journal of fish diseases. 32. 447-56. https://doi.org/10.1111/j.1365-2761.2009.01036.x.

van der Meeren, T. & Ivannikov, V.P. (2006). Seasonal shift in spawning of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) by photoperiod manipulation: Egg quality in relation to temperature, and intensive larval rearing. Aquaculture Research 37: 898-913. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2006.01510.x

van der Meeren, T. & Naas, K.E. (1997). Development of rearing techniques using large enclosed ecosystems in the mass production of marine fish fry. Reviews in Fisheries Science 5: 367-390. https://doi.org/10.1080/10641269709388606

van der Meeren, T., Jørstad, K.E., Paulsen, O.I., & Dahle G. (2012). Offspring from farmed cod (*Gadus morhua*) spawning in net pens: documentation of larval survival, recruitment to spawning stock, and successful reproduction. ICES CM 2012/P:11. (in mimeo). https://www.ices.dk/sites/pub/CM%20Doccuments/CM-2012/P/P1112.pdf

van der Meeren, T., Meier, S., Myksvoll, M.S., Dahle, G., Karlsen, Ø., Staby, A., Mjanger, H., Engevik, A., Dunlop, K.M., Bannister, R. & Skjæraasen, J.E. (2021). Sluttrapport fra ICOD-prosjektet. Arbeidspakke 2: Egg- og yngelundersøkelser på gyte- og oppvekstområder på Smøla og i Aure i forbindelse med etablering av oppdrettsanlegg nær lokale gyteområder for kysttorsk. Rapport fra Havforskningen Nr. 2021-32. 88pp. https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2021-32

Varne, R. (2016). Tracing the fate of escaped farmed cod (*Gadus morhua* L.) in a Norwegian fjord system. Norwegian University of Science and Technology, Doctoral theses at NTNU, 2016:116, 169 pp. https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2390705

Varne, R., Kunz, K.L., Johansen, T., Westgaard, J.-I., Uglem, I. & Mork, J. (2015). Farmed cod escapees and net-pen spawning left no clear genetic footprint in the local wild cod population. Aquaculture Environment Interactions 7: 253-266. https://doi.org/10.3354/aei00153

Westernhagen, H. (1970). Erbrütung der eier von Dorsch (*Gadus morhua*), Flunder (*Pleuronectes flesus*) und Scholle (*Pleuronectes platessa*) unter kombinierten temperature- und salzgehaltsbedingungen. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchen, 21: 21–102.

Wiklund, T. (1995) Survival of atypical *Aeromonas salmonicida* in water and sediment microcosms of different salinities and temperatures. Diseases of Aquatic Organisms, 21, 137-143, doi:10.3354/dao021137.

Wroblewski, J.S., Hiscock, H.W. & Bradbury, I.R. (1999). Fecundity of Atlantic cod (*Gadus morhua*) farmed for stock enhancement in Newfoundland bays. Aquaculture 171: 163–180. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(98)00407-4

Xu, H., Turchini, G.M., Francis, D.S., Liang, M., Mock, T.S., Rombenso, A. & Ai, Q. (2020). Are fish what they eat? A fatty acid's perspective. Progress in Lipid Research 80, 101064.

Zakeri, M., Kochanian, P., Marammazi, J. G., Yavari, V., Savari, A. & Haghi, M. (2011). Effects of dietary n-3 HUFA concentrations on spawning performance and fatty acids composition of broodstock, eggs and larvae in yellowfin sea bream, Acanthopagrus latus. Aquaculture 310, 388-394.

Øiestad, V., Kvenseth, P. G., & Folkvord, A. (1985). Mass production of Atlantic cod juveniles *Gadus morhua* in a Norwegian saltwater pond. Transactions of the American Fisheries Society 114: 590-595. https://doi.org/10.1577/1548-8659(1985)114<590:MPOACJ>2.0.CO;2

Øines, Ø. og T. Schram (2008). Intra- or inter-specific difference in genotypes of *Caligus elongatus* Nordmann 1832? Acta Parasitologica 53: 93-105.

# 10 - Dyrevelferd hos fisk i oppdrett

**Forfatter(e): Lars Helge Stien, Jonatan Nilsson, Nina Sandlund, Øystein Sæle og Tore Kristiansen (HI)**

*Trenging av laks før termisk avlusing. Foto: Lars Helge Stien/Havforskningsinstituttet*

Les mer om risikorapporten

Kapittel 12 i risikorapporten

## 10.1 - Innledning

Fisk er beskyttet av Lov om Dyrevelferd på samme måte som andre produksjonsdyr. Loven sier bl.a. at: «Dyr har egenverdi uavhengig av den nytteverdien de måtte ha for mennesker. Dyr skal behandles godt og beskyttes mot fare for unødige påkjenninger og belastninger» (§3) og at «Dyreholder skal påse at driftsformer, metoder, utstyr og tekniske løsninger som brukes til dyr er egnet til å iv areta hensynet til dyrenes velferd» (§8). Dette er klare krav, men hva som menes med «dyrenes velferd» og «unødige påkjenninger og belastninger» eller hvor grensene går, er uklart og har store rom for fortolkning.

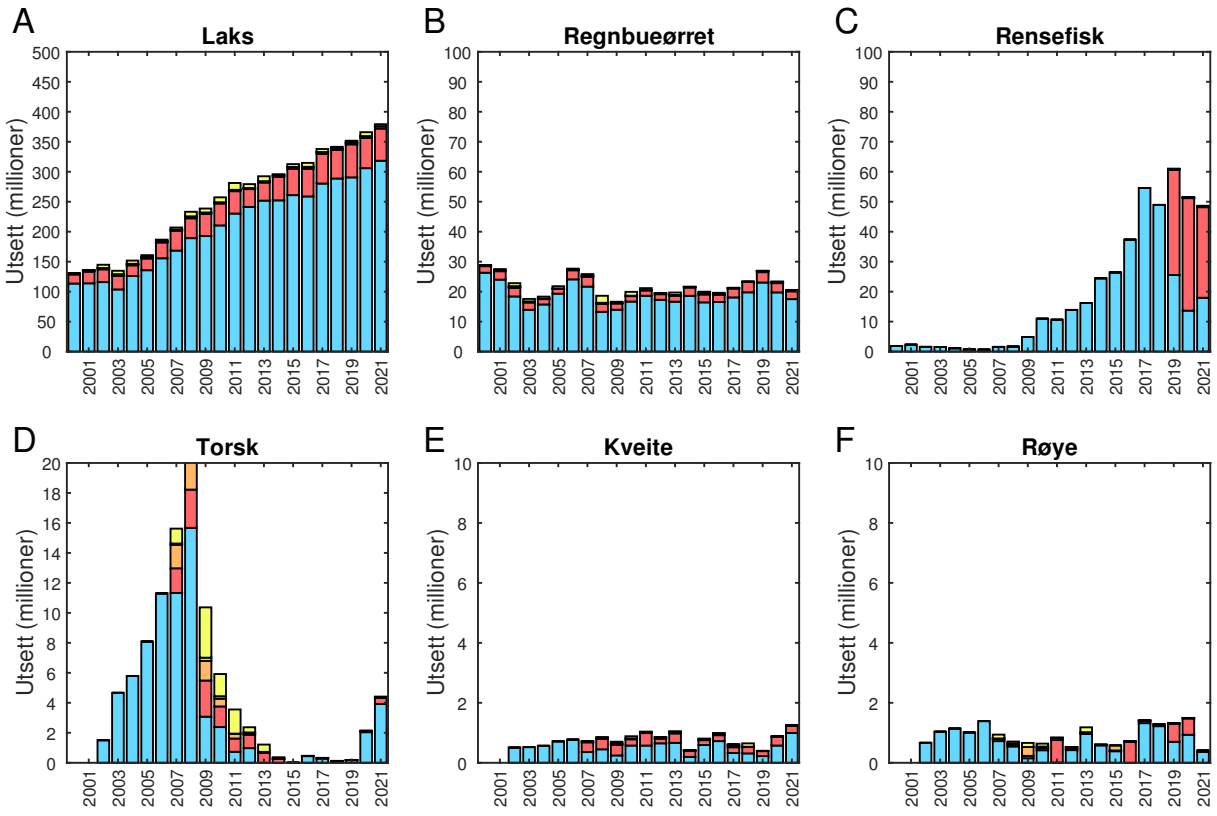
Allerede på 1960 tallet ble i Storbritannia reist svært kritiske spørsmål rundt dyrevelferden i industrielt husdyrhold (Harrisson 1964). For å svare opp disse satte myndighetene ned en kommisjon for å gjøre en systematisk gjennomgang av dyrevelferd i det moderne landbruket (Brambell 1965). Kommisjonens rapport inneholdt også mange forslag til forbedringer, inkludert fem beskjedne minste krav for konstruksjon av kalvebinger: 1) dyret må ha mulighet til å snu seg, 2) slikke og klø seg, 3) reise seg opp, 4) legge seg ned og 5) strekke seg ut. Disse kravene ble senere utvidet av Farm Animal Welfare Council (FAWC), til fem mer omfattende behov som gjaldt alle produksjonsdyr: 1) Frihet

fra tørst, sult, og feilernæring, 2) egnet komfort og ly, 3) forebygging, eller rask diagnose og behandling av skader eller sykdom, 4) frihet til å utføre de mest normale atferdsmønstrene, 5) frihet fra frykt (FAWC, 1979). Disse kravene har senere blitt raffinert til "de fem friheter" vi kjenner i dag (se FAWC 1992). FAWC (nå AWC) understreker imidlertid at de fem frihetene er minstekrav for velferd og har gått videre til å fremme et grunnprinsipp om at dyr skal ha et liv som er verdt å leve (FAWC, 2009). Dette stemmer overens med definisjonen av dyrevelferd som er brukt i FISHWELL-håndbøkene for velferdsindikatorer hos laks og regnbueørret (Noble mfl. 2018, 2020): «dyrevelferd er livskvalitet som oppfattet av dyret selv». Denne definisjonen samsvarer også godt med hvordan folk flest oppfatter begrepet dyrevelferd, der særlig dyrenes selvopplevde lidelser er hovedgrunnen til at de bekymrer seg for dyrenes velferd. Den samsvarer også svært godt med grunnprinsippet fra Dyrevelferdsloven om at dyr har en egenverdi uavhengig av nytteverdi for mennesker. Enkelte praktikere vil imidlertid innvende at en følelsesbasert definisjon av dyrevelferd ikke er nyttig siden vi ikke kan vite hvordan dyr opplever sitt liv. Vi kan imidlertid få gode indikasjoner på hvordan dyr har det ved å observere dyrenes adferd, helse og fysiologiske tilstand, samt om oppdrettsmiljøet oppfyller dyreartens kjente miljøkrav (Noble mfl. 2018, 2020, Kristiansen mfl. 2020). Dette blir da indikatorer for dyrevelferd, i.e. velferdsindikatorer (VI-er).

For at fiskene skal oppleve god velferd må de tilbys miljøforhold og omgivelser de er i stand til å tilpasse seg og mestre. Indikatorer på god mestring er for eksempel at de er friske og sunne, vokser normalt og har normal atferd. Ved håndtering av fiskene må det brukes metoder som ikke er smertefulle eller skader fiskene, og de må ikke utsettes for miljøforhold som påfører de langvarig stress og belastning. Indikatorer på dårlig velferd er sykdom, parasitter, sår og skader, dårlig vekst og avmagring, og avvikende atferd, som f.eks. at de står og sturer langs noten og viser liten respons på fôring (Noble mfl. 2018, 2020). At noen fisk dør er selvfølgelig også en indikator på dårlig velferd, da vi må anta at de har opplevd kortere eller lengre perioder med dårlig velferd før de døde. Dødelighet gir også informasjon om velferden til fisken som fortsatt er i oppdrettsenheten, der vedvarende høy dødelighet tyder på at det er dårlig velferd og mange syke og/eller skadete individ også blant fisken som fortsatt er i live (Noble mfl. 2018).

### 10.1.1 - Mål og omfang

Viktige arter i norsk oppdrett inkluderer laks, regnbueørret, torsk, kveite, røye og i tillegg flere arter rensefisk (rognkjeks, berggylt, bergnebb, grøngylt og gressgylt). Særlig laks, regnbueørret og rensefisk er tallrike og representerer mange individ (figur 10.1). Antall torsk i oppdrett har vært nede på et minimum siden toppen i 2008, men kan nå være på vei opp igjen (figur 10.1D). Som et grunnlag for risikovurderingen, vil vi videre i teksten gå gjennom kunnskapsstatus for velferd hos oppdrettslaks i settefiskfasen og i sjøfasen, velferd for rensefisk i sjø og nytt av årets rapport velferd til torsk i oppdrett. I fremtidige versjoner av rappor ten ønske r vi også å inkludere velferd til rensefisk i settefiskfasen, og velferd til regnbueørret og kveite.




*Figur 10.1. Data per år fra 2000-2021 over antall oppdrettsfisk satt ut og andel rapportert tapt (Rød = død. Oransje = utkast. Grønn = rømt. Gul = annet tap). A) Laks, B) Regnbueørret, C) Rensefisk, D) Torsk, E) Kveite og F) Røye. Datakilde: Fiskeridirektoratet, 2021-dataene er foreløpige. NB: for torsk, kveite og røye ble ikke tap rapportert inn til databasen før 2007, og for rensefisk ikke før 2019.*

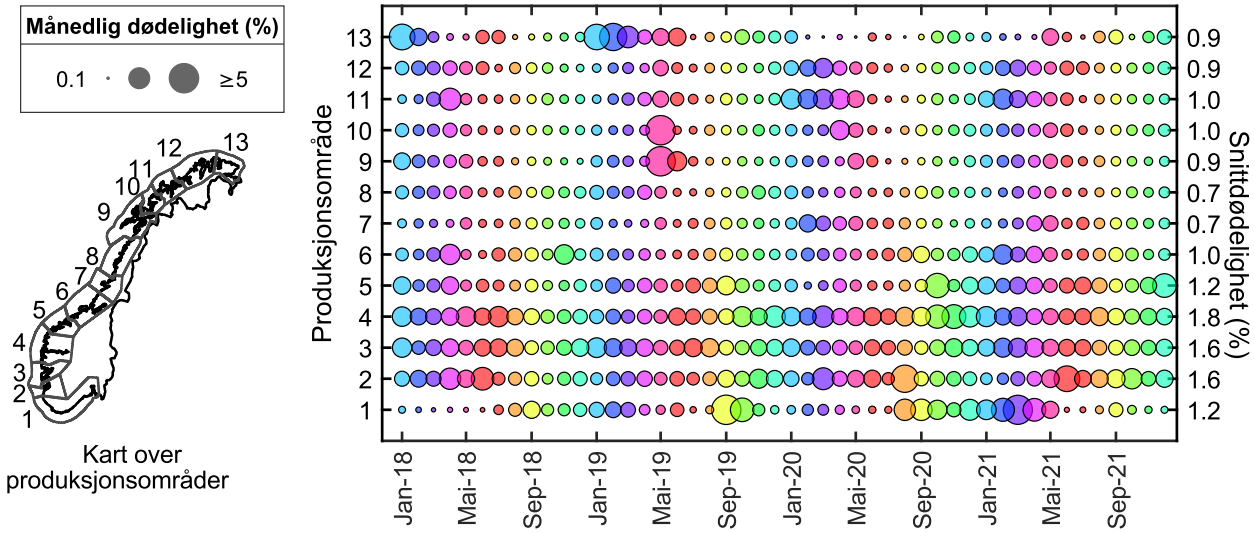
## 10.2 - Dødelighet som velferdsindikator

### 10.2.1 - Datakilder

Den eneste velferdsindikatoren som oppdretterne rapporterer regelmessig til Fiskeridirektoratet er antall oppdrettsfisk (fra 2019 inkludert rensefisk) som dør i oppdrettsenhetene. Antall fisk og estimert snittvekt i begynnelsen av måneden og antall døde og destruerte fisk i måneden før rapporteres hver måned for hver enkelt oppdrettsenhet som er i drift. I tillegg rapporteres lusetellinger og –behandlinger, og temperatur på 3 m dyp, ukentlig til Mattilsynet. Hvis fisk blir flyttet fra en oppdrettsenhet til en annen (f.eks. i forbindelse med en avlusing) er det vanskelig eller umulig å følge en fiskegruppe gjennom en hel produksjon og beregne dødeligheten for hele produksjonsperioden. For å omgå dette problemet har vi i de fleste tilfellene valgt å benytte månedlig dødelighet som velferdsindikator i dataanalysene under. Disse analysene kunne ha blitt gjort betydelig mer nøyaktig og gitt bedre informasjon hvis hver fiskegruppe hadde hatt en “fiskegruppe-ID” som fulgte de gjennom produksjonen. Dette er informasjon som allerede ligger tilgjengelig i de ulike fagsystemene som brukes i næringen og å inkludere en fiskegruppe-ID i forbindelse med rapporteringene til Mattilsynet og Fiskeridirektoratet behøver dermed ikke medføre noe vesentlig økt rapporteringsbyrde for oppdretter. Ved å ha en fiskegruppe-ID i dataene som rapporteres til Fiskeridirektoratet vil en f.eks. kunne analysere totaldødelighet for fiskegrupper som blir oppdrettet frem til 1 kg i en semi-lukket enhet og deretter flyttet til en åpen merd på en mer eksponert lokalitet. En vil også få bedre kontroll med hvor mye rensefisk som blir gjenbrukt på en ny lokalitet og hva den reelle produksjonstiden er for laks med mer.

### 10.2.2 - Dødelighet per produksjonsområde

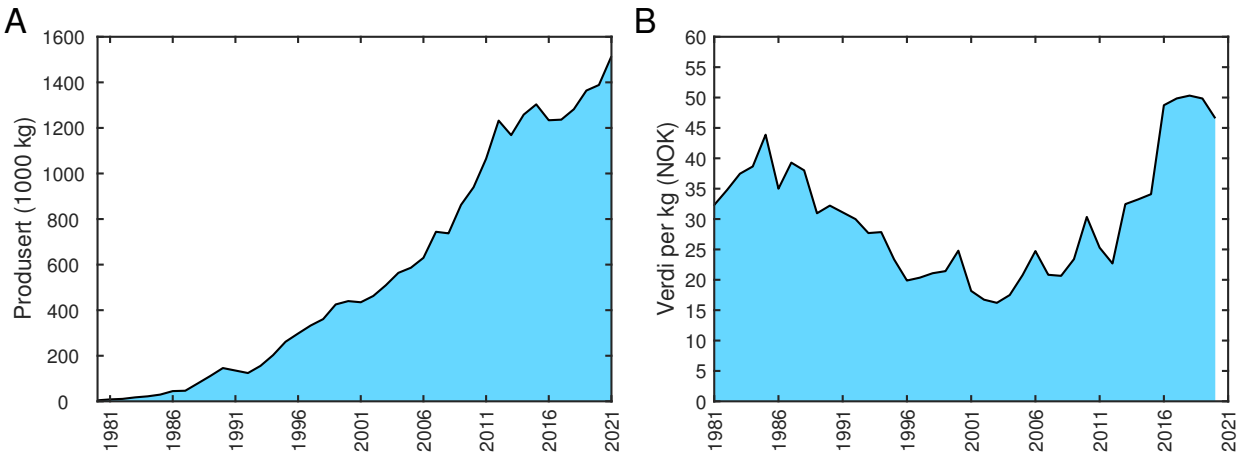
Dødelighetsmønsteret for laks i merder i sjø var relativt stabilt fra 2018 til 2021 (figur 10.2). Gjennomsnittsdødeligheten per måned kan variere noe fra år til år på grunn av variasjon i hvilke produksjonsfaser og fiskestørrelser som dominerer i det aktuelle produksjonsområdet de ulike årene. Dette gjelder særlig for PO 1 og 13 der det er relativt få anlegg. Innenfor hvert produksjonsområde vil det også være anlegg som har vesentlig høyere eller lavere dødelighet enn snittet. Snittdødeligheten for hele perioden 2018-2021 er høyest i PO 2-4 og lavest i PO 7-8. Den høyde dødeligheten i PO 9-10 i mai 2019 skyltes oppblomstring av giftalger. Dette gir disse PO-ene en høyere snittdødelighet enn de ellers ville hatt. Hvis en ser isolert for 2021 så var snittdødeligheten for PO 9 og 10 på henholdsvis 0,7 og 0,8 %. Også PO 11-12 har relativt lav snittdødelighet i forhold til PO 2-4, men her er det et tydelig mønster med økt dødelighet hver vinter-vår (figur 10.2). Lave temperaturer gir redusert immunforsvar og sårheling. Mye av denne dødelighet kan derfor være fisk som dør av bakterieinfiserte sår. Den relativt høye snittdødeligheten for PO 2-4 samvarierer med at det her er tillat med PD-smitte og mer hyppig behandling mot lakselus, som igjen kan ha sammenheng med høyere temperaturer og at anleggene ligger tettere på Vestlandet. Til tross for at det rapporteres om lavere forekomst av PD i 2021 i PO 3 og 5, så er snittdødeligheten for disse PO-ene ikke lavere i 2021 enn foregående år. Mønsteret for gjennomsnittlig månedlig dødelighet for PO 5 ser dessverre ut til å bli mer likt mønsteret til PO 2-4 enn PO 7-10, mens PO 6 fortsatt har et dødelighetsmønster mest likt PO 7-10 (figur 10.2).




*Figur 10.2. Gjennomsnittlig månedlig prosent oppdrettslaks rapportert som død eller destruert per merd per produksjonsområde fra 2018 til 2021. Størrelsen til sirklene angir prosent (0.1 til over 5 %) og fargen angir kalendermåned. Snitt dødelighet per måned for hele perioden er angitt på høyre y-akse. Data: Fiskeridirektoratet, filter: kun merder med mer enn 50 000 laks inkludert i analyse.*

# 10.3 - Oppdrettslaks

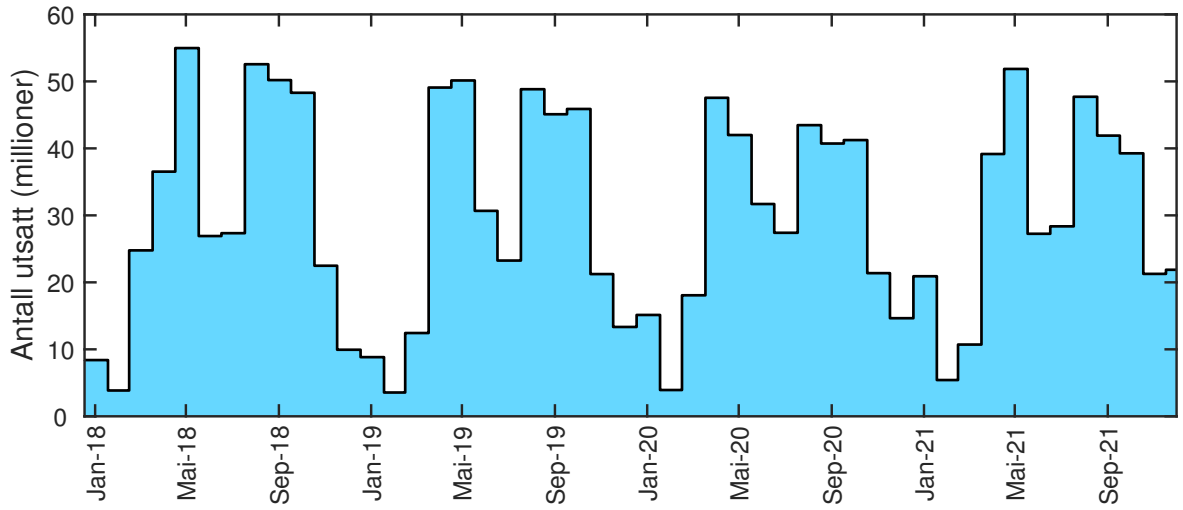
## 10.3.1 - Atlantisk laks som oppdrettsart




*Figur 10.3. Mengde slaktet laks (A) og pris per kg (B) siden 1980 og frem til i dag. Kilde: Fiskeridirektoratet og Statistisk Sentral Byrå. 2021 dataene er foreløpige.*

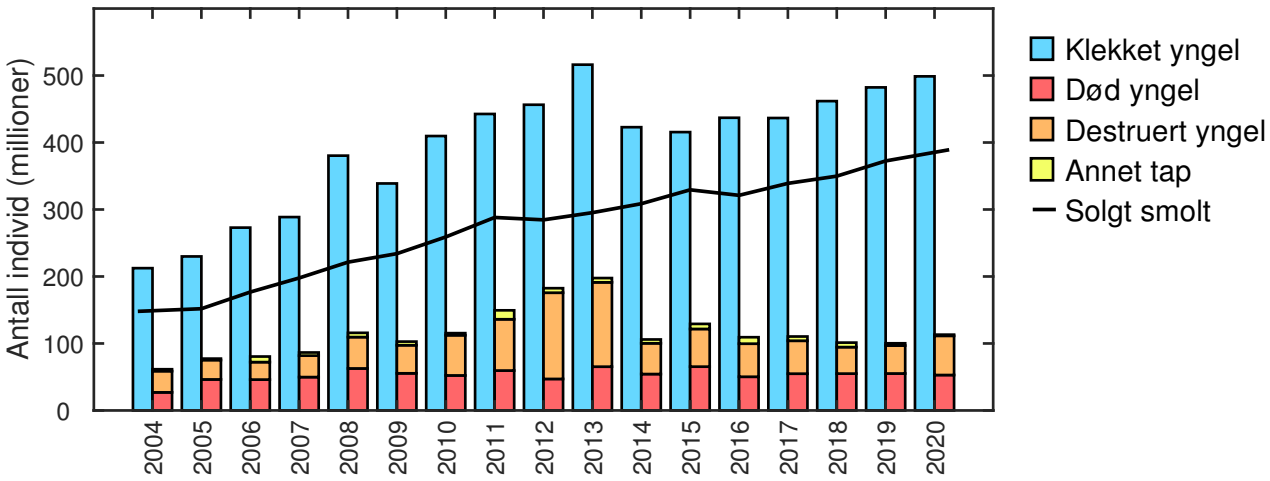
Laks er relativt stor ved klekking, tåler store miljøforskjeller og vokser raskt i oppdrett. Dette, kombinert med gode priser, gode natur gitte miljøforhold, langsiktig avlsarbeid og forskning, og mange driftige innovatører, har gitt en nesten eksponentiell produksjonsvekst fra oppstarten på 1970-tallet og frem til dagens produksjon av mer enn 1,3 millioner tonn oppdrettslaks (figur 10.3A). Veksten var særlig stor i perioden 1992 til 2012, men til tross for høye priser og mål om videre vekst var veksten betydelig lavere fra 2012-2021 (figur 10.3). Årsaken til dette kan i stor grad forklares med begrensninger i forhold til nye etableringer pga. for mye lakselus i de ulike produksjonsområdene. Selv om det nå utvikles nye oppdrettsteknologier, så er industrien fortsatt altoverveiende bygd på at yngelen først klekkes og oppdrettes i ferskvann i kar på land (settefiskfasen), før den etter å ha gjennomgått sjøvannstilpasning (smoltifisering) flyttes til merder i sjø (matfiskfasen/sjøfasen), hvor den vokser fra rundt 100 g til den når slaktestørrelse ved 4-7 kg.

Oppdrettslaks er tilpasset livet i oppdrett gjennom mange generasjoner av selektivt utvalg av familier med de beste egenskapene, og vokser nå langt raskere i settefiskfasen enn avkom fra vill laks (Solberg mfl. 2013). Raskere vekst kan imidlertid komme med kostnader som ryggrads-deformiteter, unormal hjertemorfologi og at fisken blir mindre robust (Jonsson mfl. 2006). Ved å ho lde stamfisken og lakseyngelen innendørs kan en manipulere daglengde og temperatur og omstille laksens biologiske klokker. På denne måten vil laksen vokse rask ere og smoltifisere på andre årstider enn i naturen. Det har i de seneste årene også blitt vanlig å tilsette salt til fôret for å gjøre fisken tidligere tilpasset saltvann (Striberny mfl. 2021). Som resultat av dette settes det nå ut laks i sjøen året rundt (figur 10.4). Dette kan gi oppdrettssmolten nye utfordringer i forhold til at den møter en årstid med andre vannmiljø og patogener enn vill laksesmolt. Oppdrettslaksen blir også holdt i et fjord- eller kystmiljø med store årstidsvariasjoner, mens villaksen drar på lange vandringer i havet for å finne gode oppvekstmiljø.




*Figur 10.4. Antall laks registrert satt ut i merder januar til desember 2018-2021. Kilde: Fiskeridirektoratet, filter: fisk under 500g lagt til merd.*

### 10.3.2 - Velferd til laks i settefiskfasen




*Figur 10.5. Produksjon av lakseyngel og laksesmolt i årene 2004-2020. Stolpediagrammet viser totalt antall klekt yngel per år (blå stolper), antall rapportert som død (røde stolper), antall rapportert som destruert (oransje stolper) og antall rapportert som rømt og annet svinn (lilla stolper). Linjen indikerer antall laksesmolt solgt for utsett i sjø det angitte året. Kilde: Fiskeridirektoratet, tall for 2020 er oppgitt som foreløpige.*

Antall solgte laksesmolt har blitt mer enn doblet fra 148 millioner i 2004 til 389 millioner i 2020 (figur 10.5). For å produsere laksesmolten har det siden 2010 årlig bli tt klekket over 400 millioner lakseegg, hvor 75-80 % vokste opp til salgbar smolt (figur 10.5). Dødeligheten i klekkeriene varierte i perioden 2004-2020 fra 27 til 65 millioner individ pe r år. I tillegg ble omtrent like mye av settefisken destruert, både av kvalitetsårsaker (størrelse, deformiteter og skader), sykdom og trolig også på grunn av markedsmessige årsaker og produks jonsbegrensninger i matfiskfasen. Mellom 3 og 13 millioner lakseyngel og parr er også oppgitt som rømt eller som “annet svinn” ulike år. Totalt sett betyr det at antall fisk som dør i settefiskanleggene er høyere enn i sjøfasen, noe som indikerer betydelige velferdsproblemer også her.

#### 10.3.2.1 - Naturlig atferd

I sitt naturlige miljø i elvene lever lakseparr nær bunnen hvor de er territorielle og viser aggresjon og forsvarer området mot andre individer som kommer for nær. Parren står i stor grad på samme sted og venter på insekter og andre byttedyr

som kommer drivende med strømmen, for å pile opp å ta de når de kommer innen rekkevidde (Metcalfe mfl. 1997). Lakseparr kan også være aggressive i ka r, men aggresjonsnivået reduseres ved høyere tetthet (Cañon Jones mfl. 2001), trolig fordi det ikke lønner seg eller er mulig å forsvare territorier når det er for mange andre fisk til stede. I oppdrettskar oppfører parr seg mer som en stimfisk, hvor de aller fleste individene står mot strømmen og stimen er fordelt i hele vannsøylen. Spiseatferden med raske utfall mot drivende fôrpartikler (pellets) fra en posisjon i vannstrømmen finner en også i kar, og parr samler seg ikke i fôringsområdet på samme måte som postsmolt (Folkedal mfl. 2012). Mengden fôr, både sett i forhold til hvor ofte et individ treffer på en fôrpartikkel, og hvor mye energi det inneholder, er svært forskjellig i oppdrett og i naturen. Dette fører til at oppdrettet parr normalt har kontinuerlig tilgang på mat og har rask vekst, i motsetning til hos vill parr hvor fôrtilgangen er svært variabel og usikker og veksten er betraktelig lavere. I tillegg er oppdrettslaksen avlet frem for å spise mer og vokse raskere i ferskvannsfasen (Harvey mfl. 2016). Det fører også til at oppdrettsparr i mindre grad opplever positive overraskelser som aktiverer hjernens belønningssystem. Studier har og så v ist at parr i kar med miljøberikelse har lavere stressnivå enn parr i vanlige kar med nakne vegger (Näslund mfl. 2013).

#### 10.3.2.2 - Forutsetninger for liv i kar

Laks er en robust fiskeart som tåler å o ppdrettes i høye tettheter helt fra klekking. Med robusthet mener vi her den fysiologiske og mentale evnen til å hå ndtere ulike miljøforhold og miljøforandringer. Dette avhenger både av den fysiologiske tilstanden fisken er i og hvilke energireserver den har, men også hvilken erfaring den har med lignende endringer og om den er i stand til å tilpasse stressresponsen til den aktuelle trusselen. F.eks. ser en at første gang en laks utsettes for en stressor (som kosting i karet) vil de ha et svært høyt oksygenforbruk, men denne responsen reduseres gradvis hvis dette gjentas over flere dager og fisken lærer at dette er noe den kan mestre (Madaro mfl. 2016).

Laksen klekkes med en solid matpakke som varer i 6-7 uker før de må finne sin egen mat. Ved startfôring er laksen bare rundt 0,2 g, men likevel relativt stor i forhold til andre fiskelarver og kan startfôres med tørrfôr. En kombinasjon av selektiv avl, stor tilgang til energirikt fôr og manipulering av lys og temperatur for å m aksimere vekst har ført til at vekstraten til oppdrettsparr er flere ganger raskere i forhold til vill parr. Mens de fleste ville laks lever flere år i elva før de smoltifiserer og vandrer ut i sjøen, kan en oppdrettslaks vokse fra nyklekket yngel til en hundregrams smolt på under 10 måneder. De siste årene har også mange oppdrettere tatt i bruk et saltholdig “smoltfôr” som hevdes å gi raskere sjøvannstoleranse og behov for kortere eller ingen periode med lange mørke netter (“vintersignal”).

Selv om rask vekst ofte brukes som en indikator for god velferd er det mye som tyder på at hurtig og sesonguavhengig smoltproduksjon kan medføre at noen organer og funksjoner ikke rekker å henge helt med i utviklingen, og smoltifiseringsprosessen kan være ufullstendig (Striberny mfl. 2021). Høy vekst i ferskvannsfasen øker for eksempel sannsynligheten for skjelettdeformasjoner (Fjelldal mfl. 2006) og avvikende hjertemorfologi (Frisk mfl. 2020). Laks som har hatt langsommere vekst i ferskvannsfasen vil ofte helt eller delvis kompensere for dette med raskere vekst seinere i livet (Vindas mfl. 2016; Frisk mfl. 2020).

#### 10.3.2.3 - Stress og skader

I løpet av settefiskfasen sorteres, telles og flyttes fisken flere ganger til nye og større kar ettersom den vokser til, og ved vaksinering vil den bli pumpet fra karet til en vaksineringsstasjon, men utenom dette håndteres typisk fisken minst mulig. Vaksinering av oppdrettslaks i Norge skjer ved via intraperitoneal (i.p.) injeksjon med oljebaserte vaksiner. Det rapporteres stort sett om lav andel av både akutte og langtids bivirkninger som følge av vaksinering (Sommerset mfl. 2022). Selve vaksineringsprosedyren gir økt sannsynlighet for feilstikk, i tillegg til at selve vaksinen kan gi økt plasmakortisol i minst 72 timer etter vaksinering (Noble mfl. 2018). Kjente bivirkninger er ulike grader av sammenvoksinger mellom indre organer i bukhulen eller mellom indre organer og bukveggen i tillegg til melaninavleiringer. Fisk kan også oppleve tap av appetitt og dermed tilvekst i etterkant av vaksinering (Sommerset mfl. 2022).

Den høye tettheten kan være en kilde til kronisk stress og aggresjon fra andre fisk kan føre til finnebiting og sår (Näslund mfl. 2013), men det finnes også studier som ikke finner negative effekter på velferd ved tettheter i området

21-86 kg/m $^3$ så lenge vannkvaliteten og fôrrasjoner blir holdt som anbefalt (Hosfeld mfl. 2009). Særlig ved stopp i fôrtilførselen er det observert økt frekvens i finnebiting (Vindas mfl. 2012).

Dagens rapportering av dødelighet skjer månedlig og det er derfor ikke mulig å knytte disse tallene opp mot konkrete hendelser som vaksinering, men i en spørreundersøkelse svarte settefiskoppdrettere at vaksinering, sortering og transport medfører økt sannsynlighet for dødelighet (Småfiskvel, Tørud mfl. 2019). Det ble også påpekt at (i utekar) kan predatorer være svært stressende for fisken. I 2018 var det 184 settefisktillatelser i drift (Kilde: Fiskeridirektoratet), og dette året mottok Mattilsynet 58 meldinger om velferdsmessige hendelser i settefiskanlegg (Tørud mfl. 2019). To av disse var relatert til vaksinering, en til telling, en til pumping, en til naturkrefter og resten som 'uavklart dødelighet' eller 'annet'. I spørreundersøkelsen til settefiskanlegg oppga 87 % av anleggene at de hadde forekomst av sår, og at sår og finneslitasje var blant de velferdsindikatorene settefiskoppdretterne brukte mest (Tørud mfl. 2019).

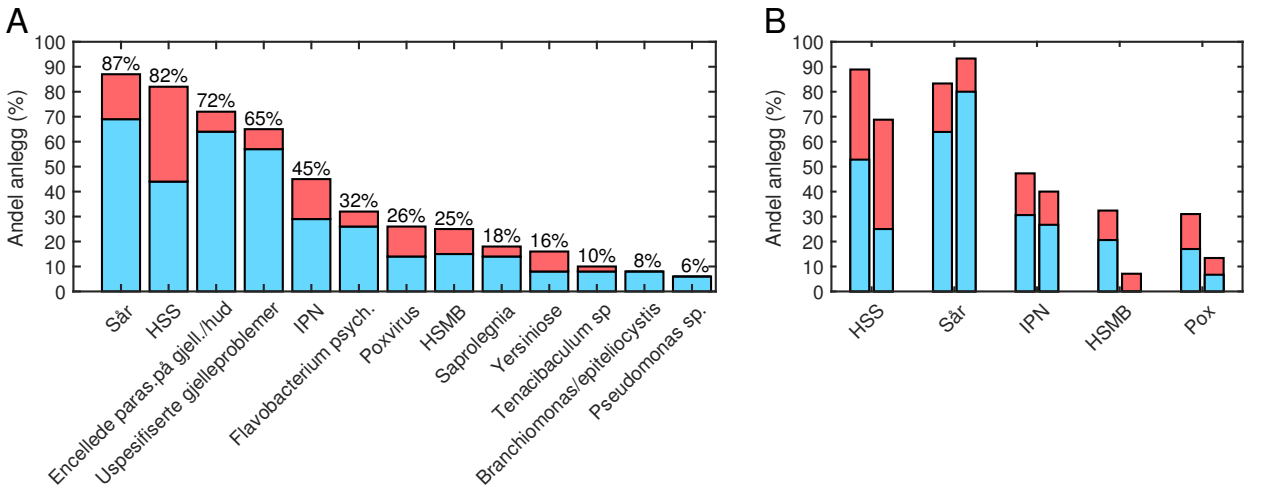
### 10.3.2.4 - Sykdom og parasitter

Laks lever en relativt beskyttet tilværelse i settefiskanlegg (i ferskvann) og i forhold til sjøfasen er settefiskfasen forbundet med færre sykdomsproblemer. Rett etter klekking kan dårlig eggkvalitet og sopp gi høy dødelighet og fisk som dør før de er 3 g stod for 44 % av den totale dødeligheten i settefiskfasen (Tørud mfl. 2019). Soppsykdommer forekommer fra tid til annen og fisken eksponeres jevnlig for dette gjennom vannet. Problemer med eggsporesoppen *Saprolegnia* sp. forekommer og 18 % av respondentene i Småfiskvel-undersøkelsen svarte at dette hadde vært påvist på deres settefiskanlegg (figur 10.6), men at utbrudd ofte er knyttet til svekket fisk (Tørud mfl. 2019).

Av sykdommer av ikke infeksiøs årsak, trekker Fiskehelserapporten til Veterinærinstituttet frem nefrokalsinose og hemoragisk smoltsyndrom (HSS) som de to lidelsene som har økt mest i omfang (Sommerset mfl. 2020) og disse lidelsene rapporteres fortsatt å utgjøre de største ikke infeksiøse problemene i settefiskfasen (Sommerset mfl. 2022). HSS ble identifisert som den alvorligste dødelighetsårsaken i Småfiskvel-prosjektet (figur 10.6). HSS oppstår gjerne i forbindelse med smoltifisering og gir blant annet blødninger i fettvev og indre organer og fisken blir anemisk. Nefrokalsinose er deponering av kalkholdig materiale i nyrevevet og urinveiene og er blitt kalt fiskens nyrestein. Årsakene er ikke klarlagt, men dårlige miljøforhold som høyt $CO_2$ nivå er sett på som risikofaktor. Sykdommen regnes som en produksjonslidelse og det er så langt ikke knyttet noe patogen til den. Problemene synes å være økende både i RAS og gjennomstrømningsanlegg.

I Midt- og Nord-Norge har man inntil nylig hatt en del problemer med utbrudd av yersiniose (forårsaket av bakterien *Yersinia ruckeri* ). Utbruddene har ofte vært knyttet til spesifikke anlegg som har slitt med problemet, og de fleste utbrudd i sjø kan spores tilbake til settefiskanlegg. Vaksinering ser nå ut til å ha bedret situasjonen og den har nå stabilisert seg (Sommerset mfl. 2022).

I settefiskanlegg som har tilgang til saltvann for å bufre vannet, og også i forbindelse med smoltifiseringen, utsettes settefisken for marine patogener. Til tross for dette kom det ikke fram tydelige forskjeller i smittestoff og lidelser i Småfiskvel-undersøkelsen, bortsett fra høyere forekomst av HSMB, i anlegg med vs. uten sjøvannsinntak (figur 10.6). Samtlige av anleggene i Småfiskvel-undersøkelsen oppga at de desinfiserte sjøvannet. Problemene man tidligere hadde med infeksiøs pankreas nekrose (IPN) er mer eller mindre forsvunnet med utviklingen av den resistente «QTL-fisken» (Sommerset mfl. 2020). Til tross for dette var det likevel nesten halvparten av respondentene Småfiskvel-undersøkelsen som svarte at IPN hadde vært påvist (figur 10.6). Spørsmålet var imidlertid stilt slik at det er mulig at respondentene svarte ut fra et historisk perspektiv. Selv om antallet utbrudd med IPN ser ut til å være stabilt rapporteres det gjennom veterinærinstituttets spørreundersøkelse i 2021 at IPN oppleves som et viktigere problem enn foregående år og det er også påvist en ny IPNV-variant (Sommerset mfl. 2022).

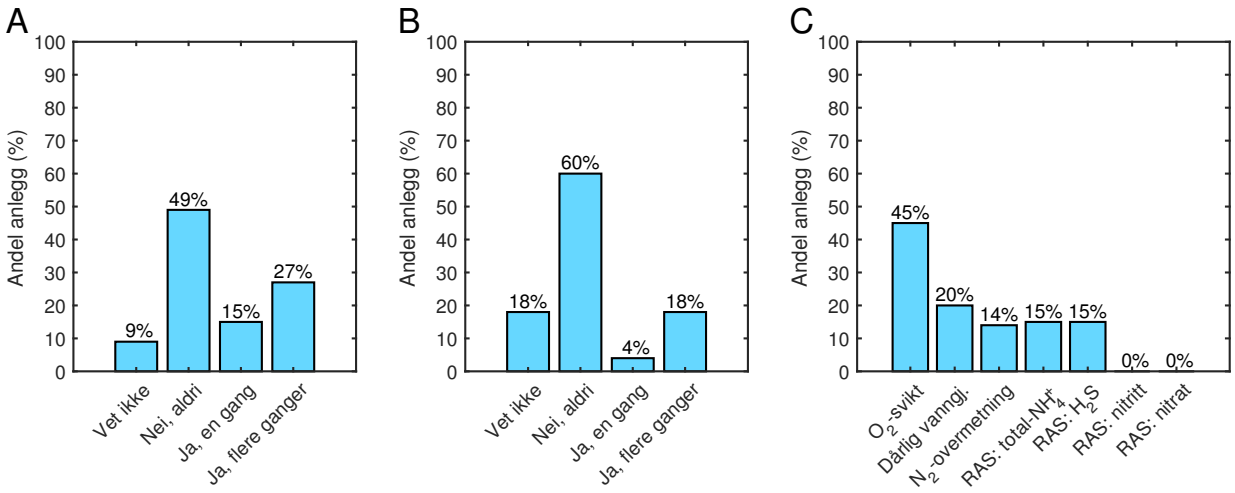



*Figur 10.6. A) Forekomst av utvalgte smittestoff eller lidelser påvist i settefiskanleggene som responderte i spørreundersøkelsen til Småfiskvel prosjektet. (blå – andel påvist, men lav dødelighet; rød – andel påvist med moderat til høy dødelighet) B) Sammenlikning av utvalgte lidelser med moderat eller høy dødelighet i anlegg med (venstre søyle) eller uten sjøvannsinntak (høyre søyle). Figurer og data er reprodusert med tillatelse fra Tørud mfl. 2019.*

### 10.3.2.5 - Vannmiljø i settefiskanleggene

Det er grovt sett to ulike former for settefiskanlegg: gjennomstrømmingsanlegg og resirkuleringsanlegg (RAS). I gjennomstrømmingsanlegg erstattes vannet som renner gjennom anlegget fortløpende med nytt friskt vann. De fleste anlegg har ikke nok vanntilførsel til å gi fisken nok oksygen og tilsetter derfor ekstra oksygen. Produksjonen av karbondioksid fra fiskens respirasjon øker proporsjonalt med oksygenforbruket, men siden $CO_2$ nivåer over 15ppm er skadelig for fisken bør dette reduseres vha. med $CO_2$-luftere i karene. I resirkuleringsanlegg (RAS) filtreres, luftes og oksygeneres store deler av vannet slik at det kan gjenbrukes, og bare en liten del av vannet erstattes daglig. Gjennomstrømmingsanlegg kan være sårbare overfor sesongmessige variasjoner og plutselige endringer i vannkvaliteten, f.eks. ved snøsmelting, mye nedbør, eller langvarig varme. RAS-anlegg er avhengig av gode vannrensingssystemer, stabile biofiltre og at det ikke er for mye fisk i vannet i forhold til biofiltrenes kapasitet.

I Småfiskvel-undersøkelsen oppga nesten 75 % av gjennomstrømmingsanleggene at de hadde system for kontinuerlig overvåking av temperatur og oksygen, og minst ukentlig måling av $CO_2$ (Tørud mfl. 2019). Ca. 20 % av anleggene i undersøkelsen rapporterte at de til tider målte for høye $CO_2$-verdier i avløp. Selv om 85 % rapportere at de målte pH i innløpsvann og noen færre i avløpsvannet, var det kun 50 % som målte pH-ukentlig. En annen risikofaktor er at oppvarming av kaldt inntaksvann, eller lekkasjer med innsuging av luft, fører til $N_2$-overmetting. For RAS-anlegg er det i tillegg avgjørende å måle totalt ammonium-nitrogen, nitritt og nitrat for å vite om biofilteret fungerer som det skal (Tørud mfl. 2019). I undersøkelsen var det nesten 40% av RAS-anleggene som målte dette daglig (Tørud mfl. 2019). Over 40 % av anleggene rapporterte at de hadde hatt akutte hendelser der vannkvaliteten hadde gitt dårlig fiskevelferd, og over 20% at de hadde hatt kronisk dårlig vannkvalitet (figur 10.7). Oksygensvikt var den klart vanligste årsaken til dødelighet sammen med dårlig vanngjennomstrømning (figur 10.7), men også nitrogenovermetning og i RAS-anleggene ammonium- og svoveldioksid-forgiftning ble angitt som årsaker til akutt dødelighet i 15 % av anleggene (figur 10.7).




*Figur 10.7. Hendelser der akutt dårlig vannkvalitet (A) eller kronisk dårlig vannkvalitet (B) har gitt dårlig fiskevelferd. C) Årsak til dødelighet. Prosentene angir hvor mange av anleggene i spørreundersøkelsen som har opplevd dette de siste 3-5 årene. Figurer og data er reprodusert med tillatelse fra Tørud et al. 2019.*

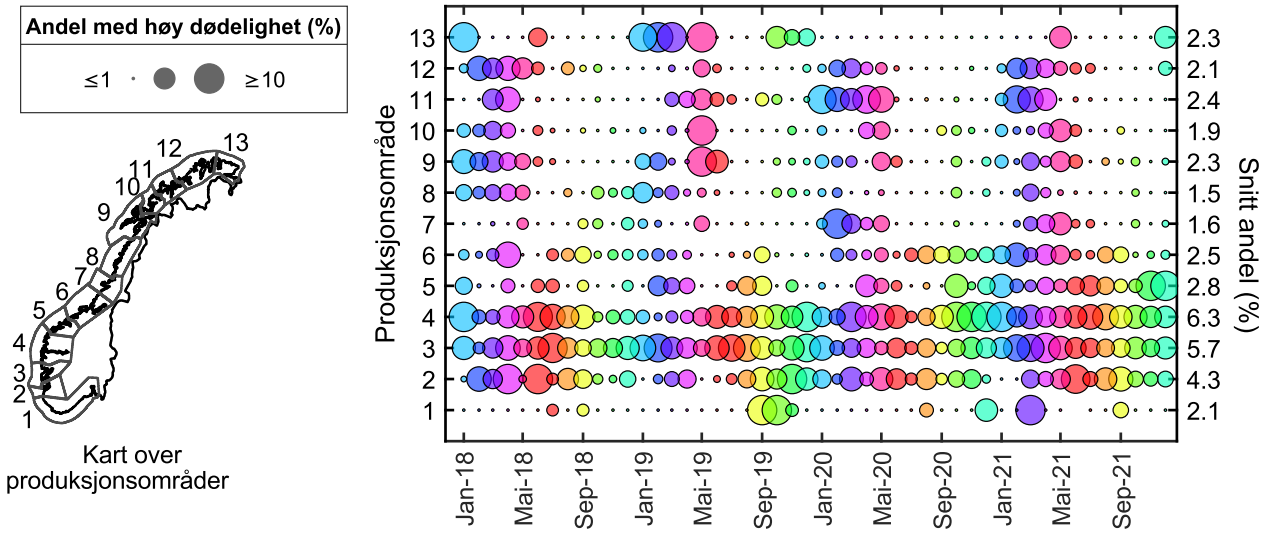
### 10.3.2.6 - Fôr og fôring

For at fisk i oppdrett skal ha god velferd må de ha tilgang til næringsrik og sunn mat som tilfredsstiller deres fysiologiske behov gjennom hele produksjonen. Dette betyr at de må få mat av en størrelse den kan spise, riktig sammensetning av næringsstoffer, og i tilstrekkelige mengder og riktig fordeling til at alle fiskene får tilgang til mat. Tidligere ble fôret i hovedsak produsert av marine råvarer og bestod essensielt av det samme som oppdrettsfisken spiser i vill tilstand. Det siste tiåret har det imidlertid på grunn av råvaremangel vært en overgang til mer bruk av planteproteiner og –oljer (Aas mfl. 2019), men vi ser at også andre ingredienser som insektmel, oljer fra alger samt gjær og bakterier er i økende grad tatt i bruk i laksefôr (pers kom. sentrale aktører i fôr industrien). Dette gjør seg mest gjeldende i fôr til laks i sjøfasen, da fôr-volumet til stor fisk nødvendigvis er mye større enn til liten pre-smolt.

Behovet for de energigivende og essensielle næringsstoffene varierer med fiskens alder og livsfaser, med antakelse om at yngre fisk trenger mer proteinrike fôr som er rikere i mikronæringsstoffer. Dette ble delvis bekreftet i et nylig avsluttet EU prosjekt ARRAINA, som blant annet studerte behov hos næringsstoff hos laks i ferskvann og saltvann (Hamre mfl. 2016; Hemre mfl. 2016; Prabhu mfl. 2020). Dette er basert på høyere vekstrate og metabolisme, utviklingen av fordøyelsessystemet, forskjellig forhold mellom de energigivende næringsstoffene i fôret hos yngre fisk, og metabolske endringer gjennom smoltifiseringen.

Det er liten sannsynlighet for direkte mangel av essensielle næringsstoffer i fôr til laks i ferskvann. Årsaker til mangel kan komme av endringer i råvarer, manglende eller feil i tilsetning, interaksjoner mellom fôrkomponenter eller antinæringsstoffer, tap under produksjon og lagring av fôret eller utlekking fra småpartikulært fôr. Mangel på aminosyren histidin er satt i sammenheng med utvikling av katarakt (grå stær) hos oppdrettslaks (Waagbø og Remø 2020). Sannsynligheten for kataraktutvikling hos parr er lavere enn hos smolt i sjø. Hos smolt vil sannsynligheten i hovedsak variere avhengig av histidintilsetning i fôret og vanntemperatur.

### 10.3.3 - Velferd til laks i sjøfasen




*Figur 10.8. Andel merder med svært høy dødelighet (>5 % månedlig dødelighet) i hvert produksjonsområde (PO) fra januar 2018 til desember 2021. Størrelsen til sirklene angir prosentandelen (mindre enn 1 til over 10 %) og fargen angir kalendermåned. Snittandel for hele perioden er angitt på høyre y-akse. Data: Fiskeridirektoratet*

For PO 2-4 er det relativt stor andel merder med svært høy dødelighet (>5 % månedlig dødelighet) gjennom hele året, mens det varierer mer for de andre PO-ene (figur 10.8). PO 11-12 har typisk relativ høy andel merder med månedligdødelighet over 5% i vinter- og vår-månedene. Dette gjelder også PO 7-10, men her er mønsteret mindre tydelig (figur 10.8). Sommer- og høst-månedene har generelt lavt innslag av merder med høy dødelighet i PO 5-11, men fortsatt relativt høyt i PO 2-4. PO 1 og 13 har for få anlegg til at det utkrystalliseres et klart mønster for hvilke måneder som har høyest andel merder med høy dødelighet. En interessant observasjon er at den høye andelen registrert i mai 2019 gjentar seg delvis i 2020 og 2021 (figur 10.8). Dødeligheten i mai 2019 sammenfaller med den kjente oppblomstringen av algen *Chrysochromulina leadbeateri* i deler av Ofoten og Lofoten.

#### 10.3.3.1 - Naturlig atferd

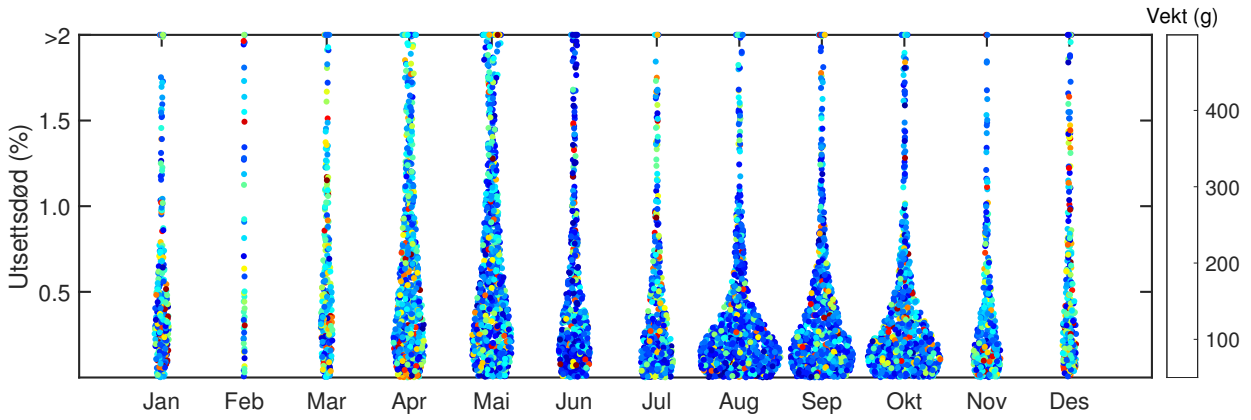
Laks i merder har relativt stor bevegelsesfrihet i forhold til i kar på land og kan svømme opp og ned i merden for å finne sitt foretrukne miljø i den grad det er variasjon i dypet (Oppedal mfl. 2011). En oppdrettsmerd er typisk 50 m i diameter og 20–50 m dyp (40.000-100.000 m³) med maksimalt 25 kg fisk per kubikkmeter vann. Sterk strøm, særlig i kombinasjon med liten fiskestørrelse, kan begrense bevegelsesfriheten noe, men i stor grad kan laksen kompensere for strømhastighet ved å endre svømmemønster og stimatferd, ved å posisjonere seg bak hverandre mens de står på strømmen, for å finne mer hvile (Johansson mfl. 2014).

Vill laks vandrer over store avstander fra elva til Norskehavet og Barentshavet på næringssøk, og deretter tilbake til elva den kom fra for å gyte. Hvorvidt næringsvandring er et reelt behov som laks har, og som dermed gir redusert velferd dersom det ikke blir oppfylt, er ikke kjent. Laks i merd har også rikelig tilgang til fôr. Laks som blir kjønnsmoden vil ofte stå på strømmen mot notveggen som et tydelig signal at den har et atferdsbehov mot å vandre inn fjorden og opp i elv for å gyte (Noble mfl. 2018). Ikke-kjønnsmoden laks vil imidlertid normalt stime rundt og rundt i merden. Under dårlige miljøforhold vil sannsynligvis laksen ønske å komme seg bort fra området. Laks er en art som svømmer langt og lenge for å finne bedre vilkår og er en fisk som trolig opplever redusert velferd under suboptimale miljøforhold. For eksempel, så tåler laks som har stått i merder dårlig å bli flyttet fra merdene tilbake til små kar på land. Dette er også vist ved flytting av laks fra store til små kar (Espmark mfl. 2017).

### 10.3.3.2 - Forutsetninger for liv i merd

Det brukes i dag i hovedsak fire ulike metoder for å sikre at fisken går gjennom smoltifisering og blir tilpasset et liv i sjøvann før den settes ut: naturlig lys og temperatur, ulike former for temperatur- og lysstyring, smoltfôr og sjøvannstilsetning, og kombinasjoner av disse. I Småfiskvel-undersøkelsen svarte 27 % at de benyttet naturlig lys, 65 % lysstyring, 44 % smoltfôr, 29 % sjøvannstilsetning og 11 % annet (Tørud mfl. 2019). Det eksisterer imidlertid ikke noen statistikk over hvor godt de ulike metodene fungerer i praksis.

Hvor godt laksesmolten tåler overgangen fra settefiskanlegg til sjø er en indikator på hvor robust fisken er for livet i merdene. Denne overgangen medfører nødvendigvis økt sannsynlighet for stress og skader i forbindelse med overføring til bil eller brønnbåt, transporttid, vær og sjø -og veiforhold under transport, vannkvalitet i transporttanker, utpumping til merdene. Overføring til en merd medfører også et helt nytt miljø når det gjelder lysforhold, temperatur, vannkvalitet, organismer og patogener og fysiske forhold som laksen må både fysiologisk og atferdsmessig tilpasse seg. Laks som er svekket av transportstress, tidligere sykdom eller som har opplevd suboptimale oppdrettsbetingelser i ferskvannsfasen har dårligere forutsetninger for å mestre summen av de overnevnte stressfaktorer. Generelt sett synes det å være mest gunstig å sette ut fisk august-oktober (figur 10.9), mindre gunstig i april-juli og minst gunstig i vinterhalvåret (figur 10.9). En stor risikofaktor for forøket dødelighet er også at ikke alle individene er smoltifisert og kan regulere salt- og vannbalansen i cellene. Utsett med laks der deler av populasjonen er ufullstendig smoltifisert, eller er forbi «smoltvinduet» og har resmoltifisert, vil få langvarig osmotisk ubalanse ved overføring til sjøvann og sannsynlighet for høy dødelighet, særlig ved lav sjøvannstemperatur (Sigholt og Finstad, 1990). Dette samsvarer med at det er særlig stor sannsynlighet for høy utsettsdødelighet desember til mars (figur 10.9).



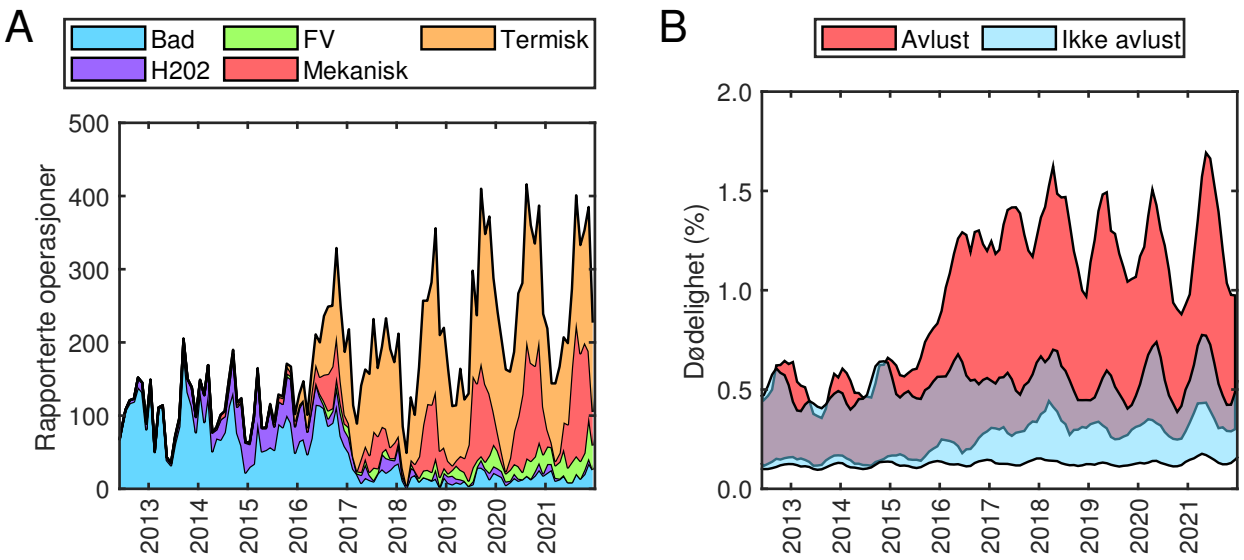

*Figur 10. 9 . Dødelighet samme kalendermåned som utsett for årene 2018-2021. Hver prikk representerer en merd, og fargen på merden snittvekt på fisken ved utgang av måned. Data: Fiskeridirektoratet.*

### 10.3.3.3 - Stress og skader

Selv om det rapporteres enkelte tilfeller der stormer, predatorer, forstyrrelser fra røkting og utstyr har stresset fisken og ført til skader, antar vi at dette kun angår en liten del av all oppdrettslaks. Etter 2012 har metodene for lusebehandling endret seg fra badebehandling med innsektgifter (pyretroider eller organofosfater), via hydrogenperoksid til hovedsakelig ikke-medikamentelle metoder (IMM) (figur 10.10A). Figuren viser også en stor økning i antall innrapporterte behandlinger fra 2016. Dette samvarierer med endring i avlusingsmetode til IMM, men også med at Mattilsynet desember 2015 kom med en presisering om at en kan behandle enkeltmerder i anlegget med mye lus for å holde smittepresset nede og ha en mer målrettet tilnærming til lusebehandling. Før denne presiseringen var mer enn 50 % av innrapporteringene for hele anlegget, men har siden ligget på kun 30 – 40 %.

Etter at IMM ble mest vanlig fra 2016 økte den innrapporterte dødeligheten for samme måned som rapportert avlusing markant (figur 10.10B). Før 2016 var innrapportert dødelighet for anlegg som rapporterte avlusing overlappende med anlegg som ikke rapporterte avlusing for gitte kalendermåned, mens det etter 2016 er en tydelig forskjell (figur 10.10B). Hver avlusing medfører at fisken først blir trengt og deretter pumpet gjennom rørsystem med ulike komponenter som

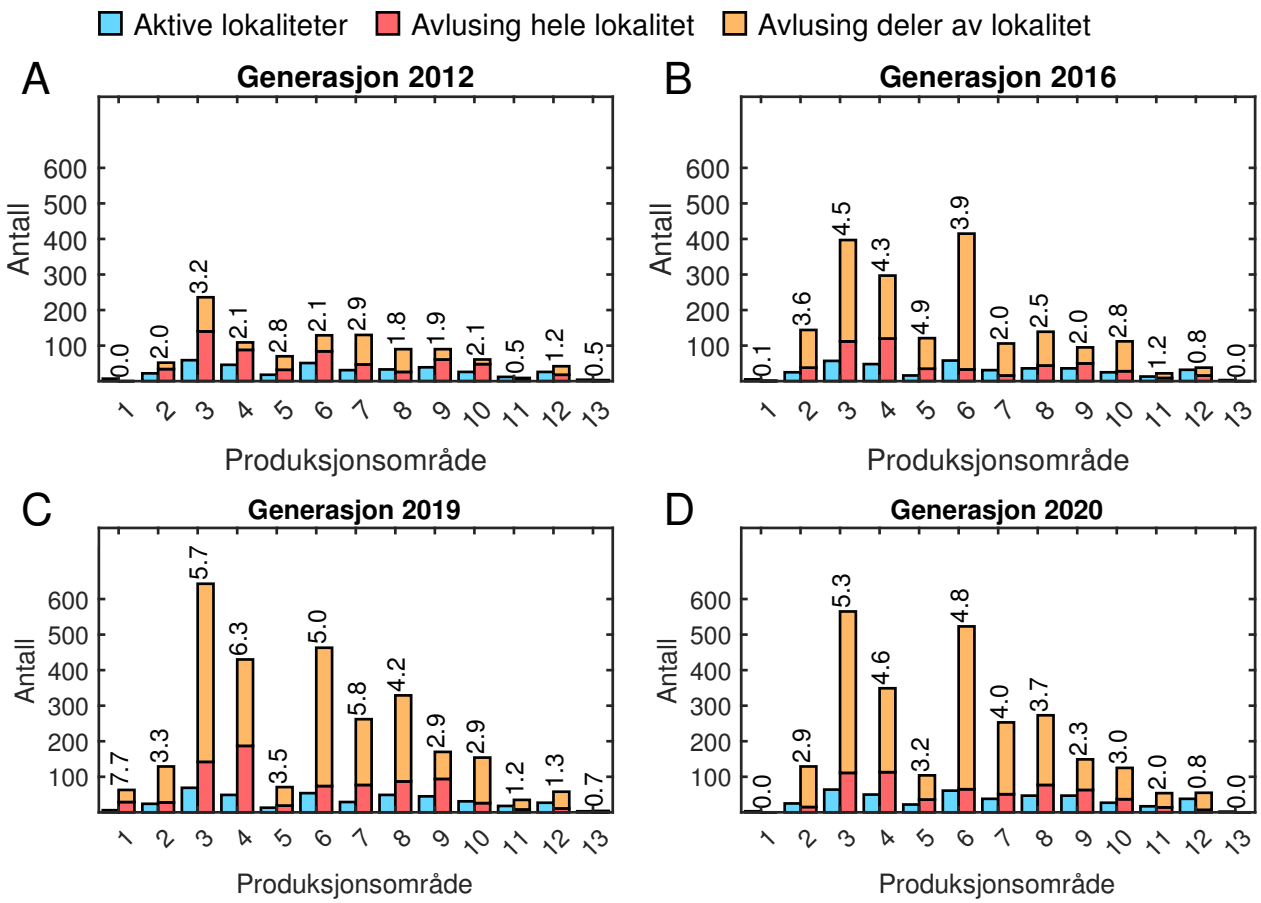
vannavsilere, spylere og varmtvannsbad. Alle disse komponentene og operasjonene har potensiale til å stresse fisken og at fisken skader seg mot utstyret eller mot hverandre (Grøntvedt mfl. 2015, Roth 2016, Holan mfl. 2017, Poppe mfl. 2018, Erikson mfl. 2019, Hjeltnes mfl. 2019, Salvesen mfl. 2021, Sommerset mfl. 2022).




*Figur 10.10. A) Antall avlusingsoperasjoner rapportert til Mattilsynet 2012-2021. B) Innrapportert månedlig dødelighet mellom 25- og 75-persentilen for «verste» merd (75-persentil) i lokaliteter som har rapportert avlusing (rød) og lokaliteter som ikke har rapport avlusing (blå) i gitte kalendermåned. Når grafene er overlappende er dette angitt som lilla.*

I 2012 var 95 % av alle innrapporterte avlusingsoperasjoner medikamentell badebehandling, 5 % badebehandling med hydrogenperoksid og i tillegg noen få mekaniske avlusinger, mens i 2021 var nær 50 % termisk, 28 % mekanisk, 10% ferskvann (FV), 7 % medikamentell badebehandling og kun 1 % behandling med hydrogenperoksid. De siste årene har andel ferskvannsbehandlinger vært økende fra rundt 3 % i perioden 2016-2018, til over 10 % i 2021, mens andel termisk behandlinger har gått ned fra nær 65 % i 2018 til under 50 % i 2021. For hydrogenperoksidbehandling og ferskvannbehandling må det bemerkes at disse behandlingen også brukes mot amøbe gjellesykdom (AGD).

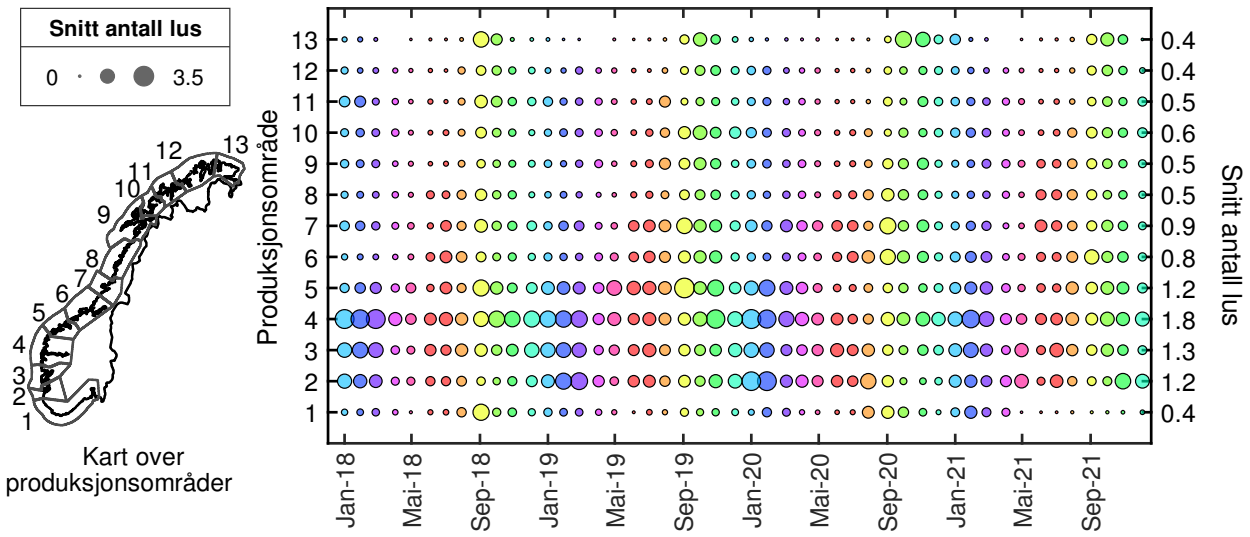
Siden det i innrapporteringen til Mattilsynet ikke oppgis hvor mange merder eller fisk som blir avlust, bare at det er gjennomført en avlusing på deler eller hele anlegget, er det vanskelig å få et presist anslag på hvor mange ganger en laks som blir satt ut i et produksjonsområde avluses i løpet av et år. Normalt vil det også være færre avlusinger den første tiden i sjø enn mot slutten av produksjonen. Siden avlusinger innrapporteres til Mattilsynet som enten hele eller deler av anlegget, har vi ikke nøyaktige tall på hvor mange ganger en laks blir behandlet i løpet av en produksjon. Vi har derfor laget en indeks der antall avlusinger per generasjon = ‘antall rapportert avlusing hele lokalitet’+0.5 ´ ’antall rapportert avlusing deler av lokalitet’) / ‘antall lokaliteter med gitte generasjon laks’. Det kan argumenteres for eller imot å bruke 0.5 (halve anlegget) i beregningen av denne indeksen, men beregningen er gjort likt for alle produksjonsområder. Indeksen viser at laksen før overgangen til IMM typisk ble avlust 1-3 ganger per generasjon (figur 10.11A), mens dette er betydelig økt for generasjonene fra og med 2016 (figur 10.11BCD). Det er også tydelige at laks satt ut i PO 11-12 typisk blir avlust rundt 1-gang per generasjon, mens denne indeksen er fra 3 og oppover for PO-ene lenger sør, særlig PO 3,4, 6 og 7 har høy avlusingsindeks for 2019-generasjonen (figur 10.11C). Mye av 2020-generasjonen er fortsatt i sjø og beregningene for denne generasjonen er derfor foreløpige (figur 10.11D).




*Figur 10.11. Antall lokaliteter med A) 2012-, B) 2016, C) 2019- og D) 2020*-generasjons laks med respektive antall innrapporterte avlusinger for hele lokaliteten eller deler av lokaliteten. Forholdstallet over søylene er ('antall rapportert avlusing hele lokalitet'+0.5 ´ 'antall rapportert avlusing deler av lokalitet') / 'antall lokaliteter med gitte generasjon laks' og må kun anses som en indeks for antall avlusinger per generasjon. * Data for 2020-generasjonen er foreløpige siden det her fortsatt er mye laks som ikke har blitt slaktet ved utgangen av 2021.*

### 10.3.3.4 - Sykdom og parasitter

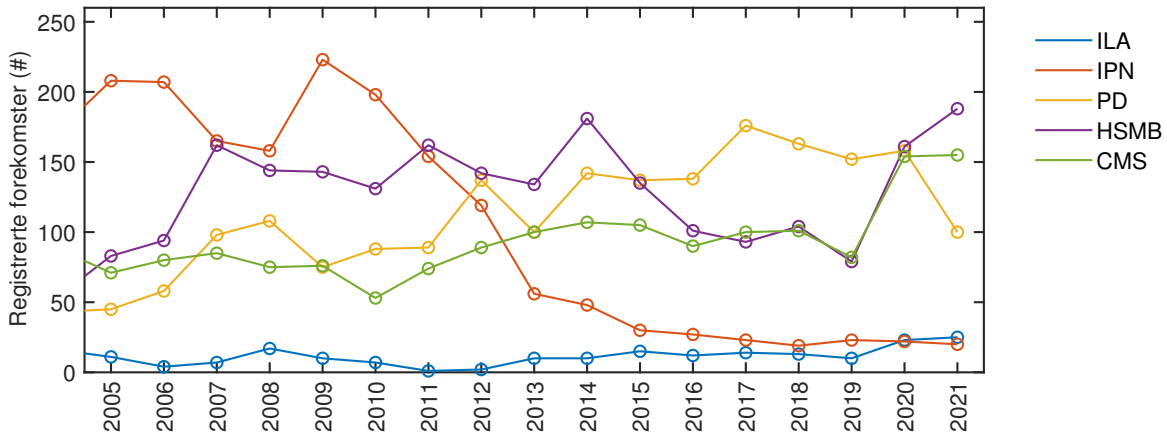
Fravær av alvorlig sykdom og skadelige mengder parasitter er en forutsetning for god velferd. Særlig infeksjoner som er antatt smertefulle og langvarige og fører til nedsatt organfunksjon medfører trolig sterkt redusert velferd. Lakselus er den mest problematiske parasitten i norsk lakseoppdrett og det gjøres en enorm innsats for å bekjempe denne, samt utvikle nye metoder for å begrense påslag og behandle mot denne parasitten (FHF 2020). Selv om lusenivåene i oppdrett grunnet regulering sjeldent blir høye nok til å forårsake store skader så vil de likevel trolig oppleves som plagsom for fisken og føre til at laksen må bruke mer energi (Hvas og Bui, 2022). Det er et tydelig mønster at oppdretterne avventer med å avluse i vinterhalvåret og dermed har høyere lusetall i denne perioden enn ellers i året, særlig i PO 2-4 (figur 10.12). Selv om skottelus (*Caligus elongatus*) ikke er regulert, kan det til tider, særlig i Nord-Norge, være så stor forekomst at fisken må avluses. I nord er også parasitten *Parvicapsula pseudobranchicol* a relativt vanlig for fisk som settes ut sommer og tidlig høst og kan ved utbrudd gi svært høy dødelighet (Stien mfl. 2019).




*Figur 10.12. Snitt innrapportert antall lus (alle stadier) per produksjonsområde per kalendermåned fra januar 2018 til desember 2021. Størrelsen til sirklene angir prosentandelen (mindre enn 1 til over 3.5 %) og fargen an gir kalendermåned. Snittandel for hele perioden er angitt på høyre y-akse. Data: Mattilsynet*

Det rapporteres inn en rekke sykdommer for laksefisk i oppdrett, og med unntak av IPN er det lite som tyder på at sykdomsbildet har bedret seg de siste årene. Bruk av DNA-vaksine kan imidlertid se ut som å ha redusert PD-smitten i 2021 (figur 10.13) og kan være et gjennombrudd i kampen mot denne sykdommen (Sommerset mfl. 2022). Årene fremover vil vise om effekten er vedvarende. Blant andre virussykdommer kan hjerte og skjelettmuskelbetennelse (HSMB) og hjertesykdommen kardiomyopatisyndrom (CMS) se ut til å være økende (figur 10.13), men den økte rapporteringen kan også skyldes bedre datainnsamling de siste par årene (Sommerset mfl. 2022).

Symptomer på PD inkluderer tap av appetitt, muskelskader (inkludert spiserørmuskulatur), celledød i pankreas og redusert produksjon av fordøyelsesenzymer, endret adferd (fisken stiller seg i overflaten) og økt dødelighet. Særlig PD forårsaket av Salmon Alpha Virus 3 (SAV3), som er vanligst på Vestlandet, er forbundet med økt dødelighet. Fisk med SAV3 nord for PO 5 skal destrueres, eller flyttes sørover (Forskrift om tiltak for å forebygge, begrense og bekjempe PD hos akvakulturdyr). For PO 6-7 er det i hovedsak varianten SAV2 som blir registrert. I 2019 ble det ikke registrert noen forekomster av SAV3 i PO 2, men det ble registrert enkelttilfeller av SAV2 (Sommerset mfl. 2020). Utbredelsen av SAV2 og SAV3 rapporteres fortsatt å være innenfor de forskriftsmessige definerte endemiske sonene (figur 10.14A). HSMB rapporteres fra hele landet, men med en overvekt fra PO 6 og nordover (tabell 9.1). Både PD, HSMB og CMS gir varierende dødelighet, og dødelighet forårsakes gjerne av stress i forbindelse med håndtering.

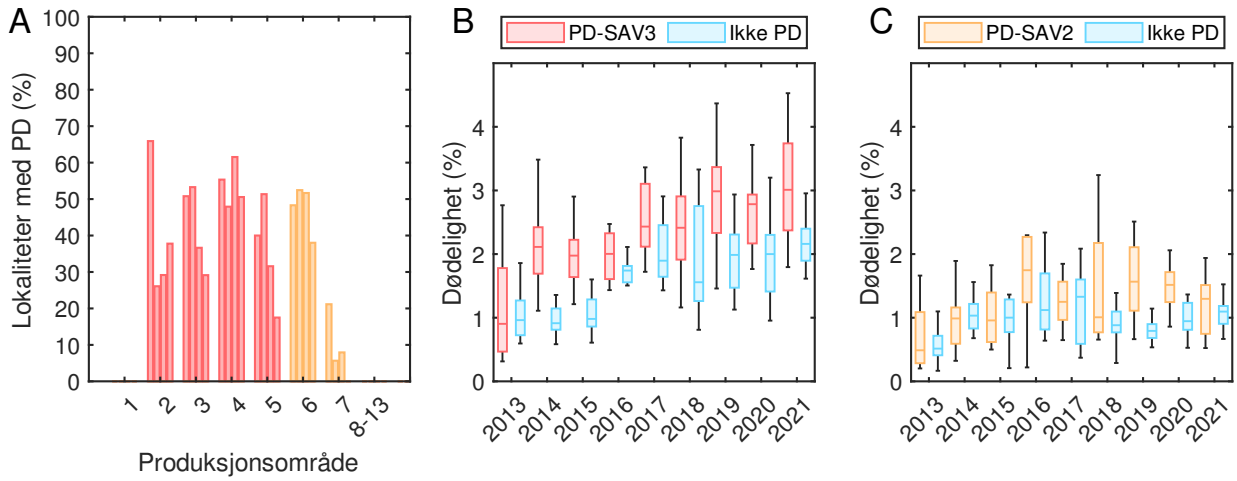



*Figur 10.13. Registrert forekomst av ulike virussykdommer hos laks i oppdrett i perioden 2005 – 2021 diagnostisert av Veterinærinstituttet (Sommerset mfl. 2020,2021,2022). I tillegg er det diagnostisert sykdommer i private laboratorier, og en må anta at mange forekomster ikke er registrert i denne statistikken.*

*Tabell 9.1. Antall diagnoser for laks og regnbueørret per produksjonsområde i 2021, Sommerset mfl. 2022.*

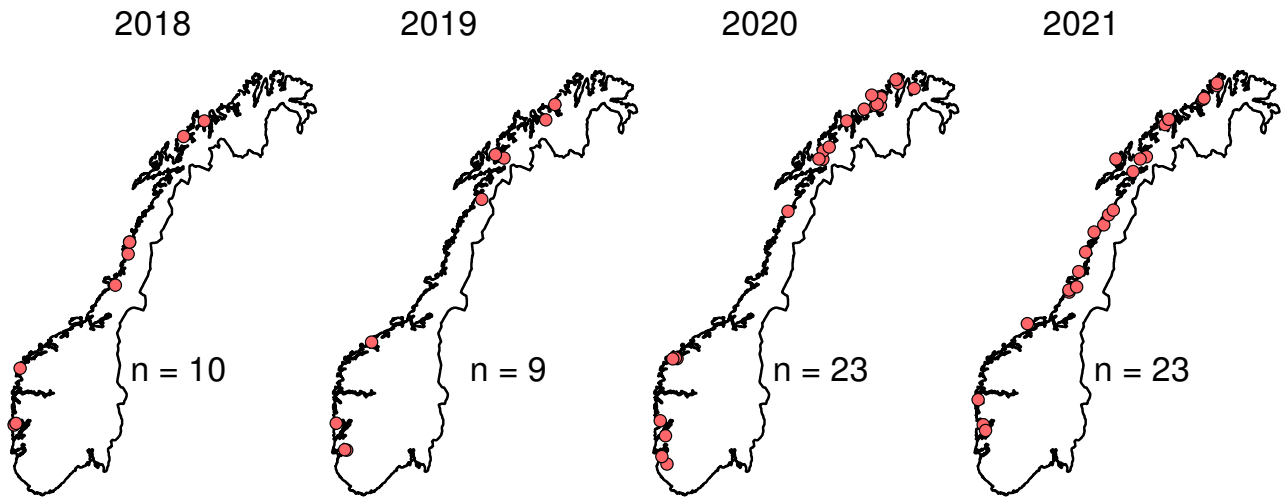
| **Produksjonsområde:** | **1** | **2** | **3** | **4** | **5** | **6** | **7** | **8** | **9** | **10** | **11** | **12** | **13** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **IPN** | 0 | | 3 | 3 | 2 | 6 | 1 | 0 | 3 | 1 | 0 | 1 | |
| **HSMB** | 10 | | 5 | 6 | 6 | 40 | 20 | 32 | 21 | 20 | 14 | 14 | |
| **CMS** | 16 | | 28 | 12 | 9 | 39 | 10 | 10 | 11 | 5 | 9 | 6 | |
| ***M. viscosa*** | 81 | | | | | 35 | | 88 | | | | | |
| ***Tenacibaculum* spp.** | 60 | | | | | 27 | | 72 | | | | | |
| **Pasteurellose** | 6 | | 22 | 12 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| **AGD** | 5 | | 22 | 12 | 8 | 20 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Siden PD er en meldepliktig sykdom, har vi gode data for denne, og en stor andel av anleggene sør for PO 7 rapporterer om PD infeksjoner også i 2021, selv om det kan synes å være en nedadgående trend i PO 3 og 5 (figur 10.14A). Ved å plotte gjennomsnittlig månedlig dødelighet for anlegg i PO2-5 med og uten rapportert PD-SAV3 kommer den forhøyede sannsynligheten for redusert fiskevelferd og økt dødelighet ved utbrudd av pankreassykdom tydelig frem (figur 10.14B). PD-SAV2 gir typisk et mildere sykdomsforløp enn PD-SAV3 (Sommerset mfl. 2022). Dødelighetsdataene rapportert til Fiskeridirektoratet tyder likevel på at også denne varianten forårsaker mye dødelighet (figur 10.14C).




*Figur 10.14. A) Hver stolpe representerer prosentandel aktive lokaliteter med PD registrert (bekreftet) for årene 2018-2021 per produksjonsområde. I PO 2-5 dominerer SAV3 (røde stolper), mens i PO 6-7 destrueres eller flyttes lokaliteter med SAV3. Her vil det derfor være i hovedsak SAV2 som blir stående i sjø (oransje stolper). B) Snitt månedlig dødelighet for lokaliteter med bekreftet diagnose (røde bokser) vs. lokaliteter uten bekreftet diagnose (blå bokser) gitte kalenderår for PO2-5. C) Snitt månedlig dødelighet for lokaliteter med bekreftet diagnose (oransje bokser) vs. lokaliteter uten bekreftet diagnose (blå bokser) gitte kalenderår for PO 6-7.Datakilde sykdom : Barentswatch.no . Datakilde dødelighet: Fiskeridirektoratet, filter: fisk>2kg.*

Infeksiøs lakseanemi (ILA) er som PD en meldepliktig virussykdom. Hvis ILA blir påvist på en lokalitet medfør dette at det iverksettes en rekke tiltak for å forhindre smittespredning, normalt inkludert nødslakt for å slå ned viruset. I 2020 og 2021 har det vært en dobling av antall lokaliteter som fikk bekreftet ILA-smitte i forhold til 2018 og 2019 (figur 10.15). Sykdommen gir sirkulasjonsproblemer, alvorlig anemi, blødninger i organer og dødelighet. ILA er svært smittsomt og hvis spredningen vedvarer kan dette ha store følger for norsk lakseoppdrett.




*Figur 10.15. Sjølokaliteter som fikk bekreftet ILA-smitte 2018-2021. Data hentet fra Mattilsynet.*

Blant bakteriesykdommene er spesielt vintersår (*Moritella viscosa*) og sår forårsaket av *Tenacibaculum* spp. et stort velferdsproblem. Vintersår forekommer langs hele kysten, men særlig i Nord-Norge. I slike områder med lange kalde vintre kan fisken ha infiserte åpne sår i lange perioder. Utfordringene med sår ser også ut til å øke i omfang og mye tyder på at *M. viscosa* -infeksjoner er mer jevnlig forekommende langt hele kysten enn tidligere antatt. I tillegg viser nye

undersøkelser at det er ulike varianter (genotyper) av *M. viscosa* -bakterien som forårsaker sår. Det er ennå uvisst hva dette kan ha å si for vaksinebeskyttelsen (Sommerset mfl. 2022).

AGD som forårsakes av gjelleamøben *Paramoeba perurans* ble påvist på flere lokaliteter fra PO 1 til PO 7 i 2021 (tabell 10.1). AGD er ofte en del av et sammensatt sykdomsbilde med flere sykdomsdagens til stede.

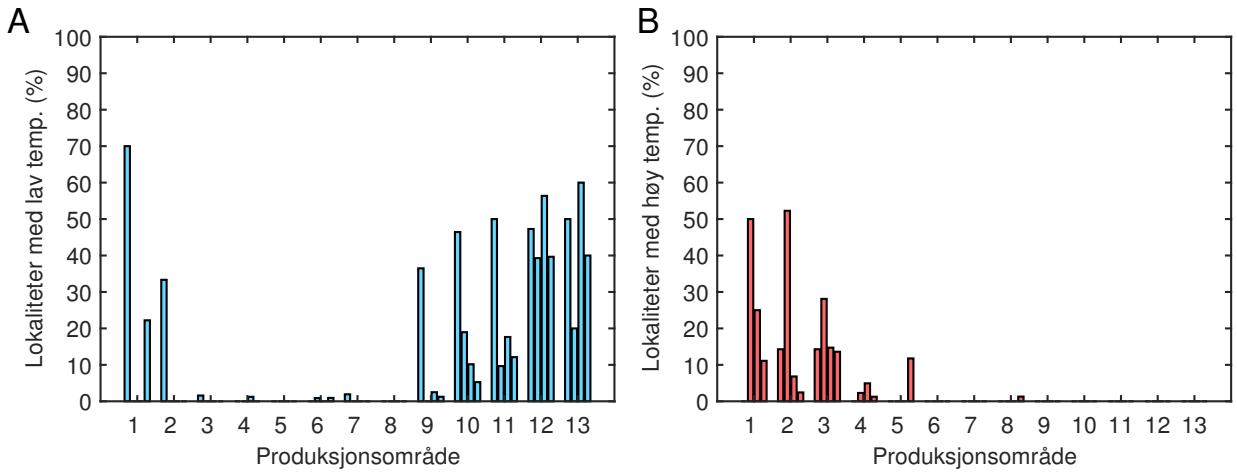
For sykdom er det også hele tiden viktig å være oppmerksom på at det kan komme nye patogen, eller at patogen som lenge har vært borte kommer tilbake (såkalte «svarte svaner»). Et eksempel på dette er parasitten S*pironucleus barkhanus / Spironucleus salmonicida* – «Laksedreperen» som har dukket opp med ujevne mellomrom i nord (Skjelstad mfl. 2008).

En grundig gjennomgang av status for de ulike fiskesykdommene finnes i Fiskehelserapporten 2021 (Sommerset mfl. 2022).

#### 10.3.3.5 - Vannmiljø

En oppdrettsmerd består typisk av en stor ring av flytende plastrør som holder oppe og spenner ut en stor notpose som sperrer inne fisken. Ringen er typisk 40-50 m i diameter og noten kan være 10-50 m dyp. Bunnen er kremmerhusformet og dypere på midten slik at død fisk samles i midten og kan pumpes eller håves opp. Sjøvannet flyter fritt gjennom noten og utskiftingsgraden varierer med vannstrøm på ulike dyp, maskevidde og begroing på notveggene. En har derfor ingen kontroll eller rensing av vannet som fisken blir eksponert for. Vanntemperaturen varierer sterkt med årstid, og i perioder, spesielt på vår og sommer, kan det være store temperaturforskjeller mellom ulike dyp. Det kan da oppstå høye fisketettheter i de foretrukne temperaturområdene (Oppedal mfl. 2011). Svært lave eller høye temperaturer er særlig problematisk når fisken er stresset, og i tiden etter sjøutsett. Lave temperaturer øker også sannsynligheten for visse sårsykdommer (se forrige delkapittel). I figur 10.16 vises antall lokaliteter som har registrert svært høye (>18°C) eller svært lave temperaturer (<4°C). Høye temperaturer forekommer relativt sjeldent nord for PO 3, men i opptil 30-50% av lokalitetene i område 2 og 3 (figur 10.16) mens svært kalde perioder forekommer naturlig nok mest i nord og i opptil 50% av lokalitetene, men i 2019 var det også perioder med <4°C i en tredjedel av lokalitetene på Sør-Vestlandet (PO2). Merdene er som regel så dype at fisken kan unnvike det varmeste vannet i overflaten, men det rapporteres kun inn data fra 3 meters dyp så vi har ikke tilgang til data som bekrefter dette.

Vannmiljøet blir også påvirket av fiskens oksygenforbruk og utslipp av avfallsstoffer og ekskrementer. Mengden tilgjengelig oksygen i merdene blir ikke rapportert, men studier viser at det kan oppstå perioder med lave oksygenverdider i merder med mye fisk i perioder med lav vannstrøm (Oppedal mfl. 2011). Risikoperioder er her perioder hvor tidevannet snur, og områder med tidevannsdrevet strøm er mest utsatt. De siste årene har en tatt i bruk såkalte «luseskjørt», som er lusetette presenninger som dekker merdene i de øverste 4-10 meterne for å beskytte mot lakselus. Disse reduserer også vannutskiftingen og det kan oppstå lave oksygenverdier hvis mye fisk står innenfor skjørtene (Stien mfl. 2012, 2018). Opphopning av avfallsstoffer fra fisken, som ammoniakk og $CO_2$, kan føre til skadelige konsentrasjoner i kar, men i åpne merder er vannutskiftingen så stor at det ikke blir høye nok konsentrasjonene til å bli et problem.




*Figur 10.16. Andel lokaliteter med rapportert månedstemperatur under 4°C A) eller over 18°C B). Hvert produksjonsområde har en søyle for henholdsvis 2018, 2019, 2020 og 2021. Temperaturen er målt på 3 meter dyp, og i mange tilfeller vil det kunne være varmere eller kaldere dypere nede.*

Vi vet lite om hvilke effekter partikler og organismer som flyter gjennom merdene har på fisken, og hvor mye de varier i typer og konsentrasjon. Vi vet imidlertid at det er en svært høy forekomst av gjelleskader (Sommerset mfl. 2020). Merdene holdes rene ved å bruke spylemaskiner som fjerner alger og organismer som vokser på notveggene. Omfanget av dette har økt for å gjøre rensefisken mer effektive ved at de har mindre alternativ mat tilgjengelig. Ulempen er at algefragmenter og særlig nesleceller fra hydroider kommer ut i merdene og kan skade gjellene til fisken. Fiskehelsetjenestene melder om utfordringer med algeoppblomstringer på seinsommer og tidlig høst. Når det er høye algeforekomster kan algene skade gjellene direkte ved mekanisk påvirkning, og noen algetyper er direkte giftige og kan føre til fiskedød også ved lave tettheter. Disse algegruppene har skjøre celler, som kan løse seg opp når de treffer fiskegjellene og slippe ut skadelige stoffer. Eksempler på slike arter i våre farvann er *Chrysochromulina leadbeateri* som drepte mye laks i Nordland i 2019, og *Prymnesium parvum og Pseudochatonella farcimen* . Andre mindre studerte giftige arter er alger fra slektene *Dictyocha* and *Vicicitus*. Alle disse artene skader gjellene ved at en får nekrotiske endringer i gjellefilamentene. Den mekanistiske forklaringen bak fiskedød på grunn av alger er lite utforsket, men det eksisterer mange teorier. Disse inkluderer frie fettsyrer, reaktive oksygentyper og spesielle algetoksiner. Virkelige algegifter er bare kjent fra noen få arter som f.eks. prymnesiner fra *P. parvum* eller brevetoxiner fra *Karenia brevis.*

### 10.3.3.6 - Fôr og fôring

Risikobildet knyttet til fôring av laks i merder og velferd er tilsvarende som for laks i ferskvann. Fisken må til enhver tid få pellet av en størrelse den kan spise, med riktig sammensetning av næringsstoffer, og i tilstrekkelige mengder og riktig fordeling til at all fisk i oppdrettsmerden får tilgang til mat. Her ligger utfordringen i å etablere måltidsfôring som ivaretar fiskens behov og samtidig hindrer fôrspill og miljøbelastninger. For fisk i merd øker innslaget av ikke-fisk ingredienser, altså nye råvarer, betraktelig.

Disse har annen sammensetning av næringsstoffer enn de marine fiskebaserte råvarene, både i mengde og kjemisk form. Det er derfor viktig at behovet for de enkelte næringsstoffer oppfylles gjennom riktig sammensetning av råstoff og eventuelle tilsetninger av spesielle næringsstoff som det lett kan blir for lite av ved bruk av planter eller andre fôrråstoff. Planteråstoff har også andre risiki enn marine ressurser med tanke på uønskete stoffer, for eksempel plantevernmidler, soppgifter og naturlige antinæringsstoff som kan gjøre enkelte næringsstoff lite tilgjengelig (Glencross mfl. 2020). Det naturlige antinæringsstoffet som har forårsaket de største problemene er sannsynligvis saponiner som det finnes spesielt mye av i belgfrukter, som soya. Saponiner forårsaker lekkasje i tarmen slik at bakterier trenger inn og forårsaker betennelsesreaksjoner. Derfor renses alt soyamel for disse stoffene før det kan brukes i fiskefôr i dag. Rent historisk har de fleste store endringer i fôrmidler til oppdrettsfisk medført uønskete innslag av velferdslidelser som

beindeformiteter, katarakt og redusert motstand mot stress og infeksiøse sykdommer (Waagbø 2008). Dette er ofte knyttet opp mot interaksjoner mellom ernæring og miljøbetingelser i et intensivt oppdrett (Waagbø mfl. 2020). Ved bruk av planteråstoff har man sett økte innslag av beindeformiteter og endret motstand mot stress og infeksiøse sykdommer (Waagbø 2006; 2008; Bæverfjord mfl. 2019). Dette har vært knyttet opp mot redusert mengde og tilgjengelighet av fosfor og andre mineraler, samt endret balanse av essensielle fettsyrer med relativt mer omega-6 fettsyrer og mindre omega-3 fettsyrer i fôret (Torstensen mfl. 2013; Sissener mfl. 2016). Det er usikkert hvor stor betydning endringene i næringsstoffer og uønskete stoffer har å si for fiskens velferd. Her vil store variasjoner i innhold kunne øke usikkerheten.

Perioder uten fôring forekommer i løpet av produksjonen for å ivareta fiskens velferd under ulik håndtering som vaksinasjon, behandlinger og transport. Dette er også knyttet til utfordringer med vannkvalitet under transport og fiskens respons til fysisk stress. For eksempel skal sulting før transport og slakt ivareta vannkvaliteten under lukket transport (mindre ammoniumutskilling, oksygenforbruk, akkumulert karbondioksid), øke fisken kapasitet for å håndtere trenging og stress, og ivareta hygieniske forhold med tom tarm ved slakt.

Som i ferskvannsfasen er det liten sannsynlighet for direkte mangel av essensielle næringsstoffer i fôr til laks i saltvannsfasen. Utenom produksjonsfeil, er det største faren for næringsstoffmangler hos laks i sjøvannsfasen bruk av ingredienser som ikke er grundig nok studert. Hamre mfl. 2016; Hemre mfl. 2016; Prabhu mfl. 2020 har avdekket suboptimalt innhold av utvalgte næringsstoff i fôrene. Basert på den benyttede forsøksdesignen i disse fôringsforsøkene må det mer kunnskap til for å klarlegge det optimale innholdet av disse næringsstoffene for å ivareta vekst og velferd. Fokuset har vært spesielt rettet mot næringsstoff som knyttes til hyppig forekommende velferdslidelser i næringen, som beindeformitet og kataraktutvikling.

For lavt innhold og tilgjengelighet av beinmineralet fosfor i fôret fører til beindeformiteter, spesielt hos rasktvoksende laks og triploid laks. Fosfor kan tilsettes fôret, men man må samtidig ha kontroll over de lokale miljøeffektene som gir seg utslag i eutrofiering av høyt fosfor i fôret. Fosforutslipp fra lakseoppdrett i Norge var estimert til 9400 tonn i 2009, tilsvarende 9,3 Kg per tonn produsert laks. Dette ble evaluert til å ikke påvirke miljøet negativt (Wang et al., 2012). Mange mineraler har etter Matloven og Forskrift om fôrvarer en øvre grenseverdi satt av nasjonale og internasjonale myndigheter (Mattilsynet og EFSA). For mineralet sink ble denne grenseverdien nylig redusert fra 200 til 180 mg/kg for laksefisk, hovedsakelig med bakgrunn i miljøhensyn. Nyere forskning har på den annen side vist et økt behov for sink opp mot grenseverdien i stor laks gitt plantebaserte fôr i sjøvann. Dette illustrerer et dilemma mellom å dekke fiskens behov for sink og samtidig beskytte det lokale miljøet mot unødig utslipp. En ideell mer bærekraftig løsning ligger i å gjøre fôrets og fôringrediensenes naturlige innhold av sink mer tilgjengelig eller benytte mer tilgjengelige former for sink i fôret. Et studium med økende menger av mineralet mangan, tilsatt i uorganisk eller organisk form til plantebaserte fôr viste at organisk mangan hadde dobbelt så god tilgjengelig som uorganisk mangan (Prabhu mfl. 2019). Med tanke på fôrmengdene som benyttes i norsk lakseoppdrett per år (ca 1,8 millioner tonn) og gjennomsnittlig innhold av mangan i norske fôr (47 mg/kg; Sele mfl. 2019), er potensialet en reduksjon i utslipp i norske fjorder fra ca. 80 til 32 tonn per år. Unødig høye nivå av mineraler i fôret har potensielt velferdsmessige utfordringer knyttet til interaksjoner på opptak og status med andre mineraler hos fisken, noe som kan føre til suboptimal ernæringsstatus.

Som nevnt i 10.9.2.6 kan mangel på aminosyren histidin settes sammenheng med katarakt (grå stær) (Waagbø og Remø 2020). Dette er knyttet opp til lave nivå av en histidinforbindelse (NAH) i laksens linse. I praktisk oppdrett vil laksesmolt gitt kommersielle fôr uten tilsetning av histidin ha økt sannsynlighet for utvikling av katarakt når temperaturen stiger, selv om behovet for vekst er dekket (Remø mfl. 2014). Regnbueørret gitt samme fôr er ikke tilsvarende sensitiv, mens triploid laks er mer sensitiv enn vanlig laks (Sambraus mfl. 2018). Med alvorlig kataraktutvikling reduseres fôrinntaket og fisken risikerer å få sekundære lidelser og sykdommer. Ettersom tilsetning av histidin fordyrer fôret, blir det en avveiing for oppdretter om når og hvor lenge man bør gi histidinrikt fôr for å redusere kataraktutviklingen. Hos post-smolt vil sannsynligheten for kataraktutvikling i hovedsak variere avhengig av histidintilsetning i fôret og vanntemperatur.

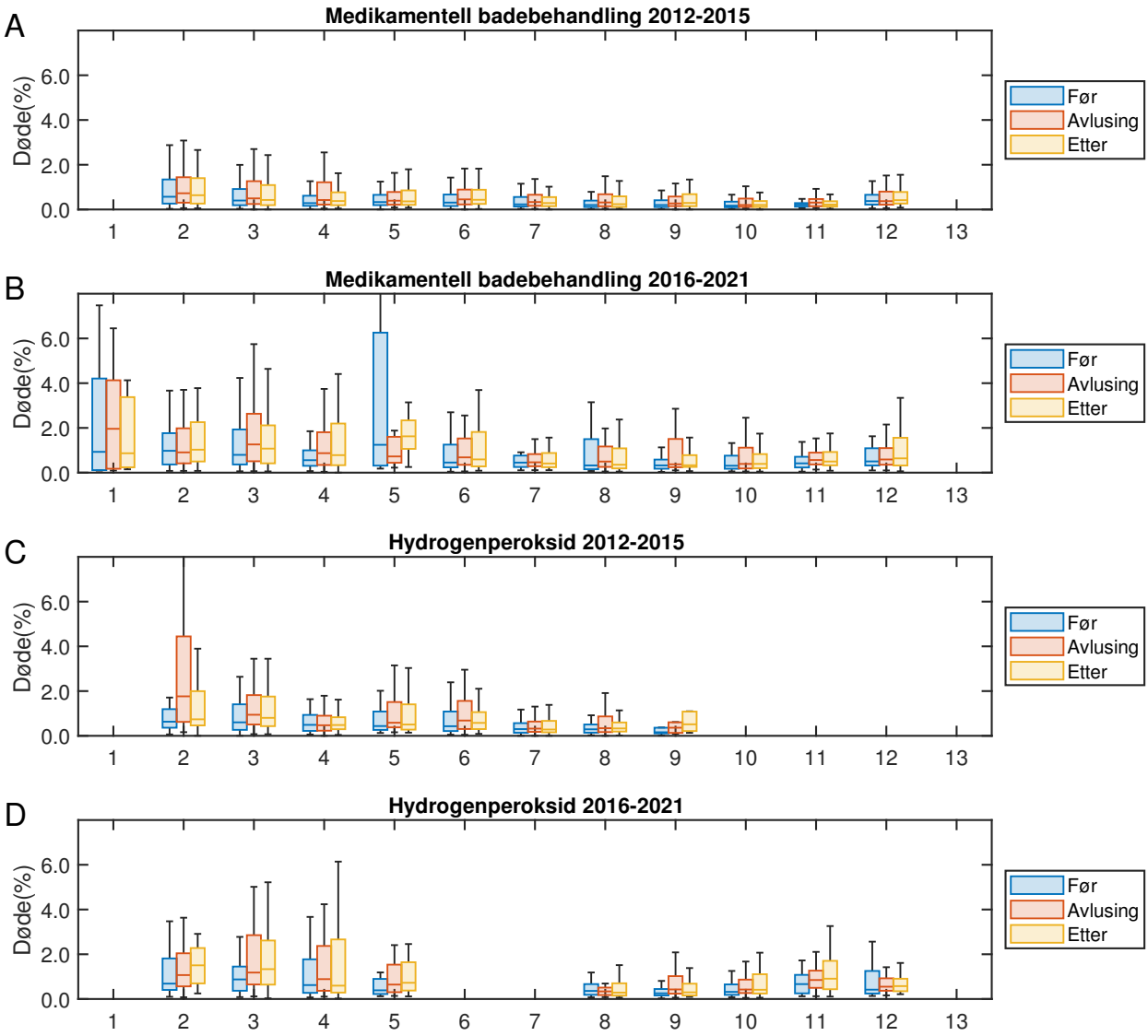
For å ha kunnskap om potensielle risikofaktorer og trygge øvre grenser av uønskede stoffer i dagens og fremtidens

fiskefôr blir uønskede stoffer som kan påvirke mattrygghet, fiskehelse og miljø i overvåket og studert. Nyere fokus har vært på pesticider og mykotoksiner fra planteråvarer som har blitt produsert og lagret under ugunstige forhold. Stoffene blir undersøkt både med tanke på direkte negative helseeffekter og samspillseffekter med andre gifter eller næringsstoff. Overvåkningen av fiskefôr som Havforskningsinstituttet gjør for Mattilsynet viste i 2018 og 2019 ingen overskridelser av øvre grenseverdier for uønskete stoffer i fôr eller fôrmidler, verken for organiske eller uorganiske (Sele mfl. 2019; Ørnsrud mfl. 2020). Noen av de undersøkte mykotoksinene har imidlertid ikke etablerte grenseverdier ennå. Sannsynligheten for uønskete hendelser med kontaminanter og giftstoffer i fôr og fôrmidler til laks i ferskvann ansees i dag som liten. Kunnskapen om laksens behov for næringsstoffer studeres kontinuerlig. Dessverre er kunnskapen om det faktiske næringsinnholdet i kommersielle fôr i dag full av hull, her trengs bedre overvåkning.

### 10.3.4 - Dødelighet til laks i ulike avlusingsmetoder

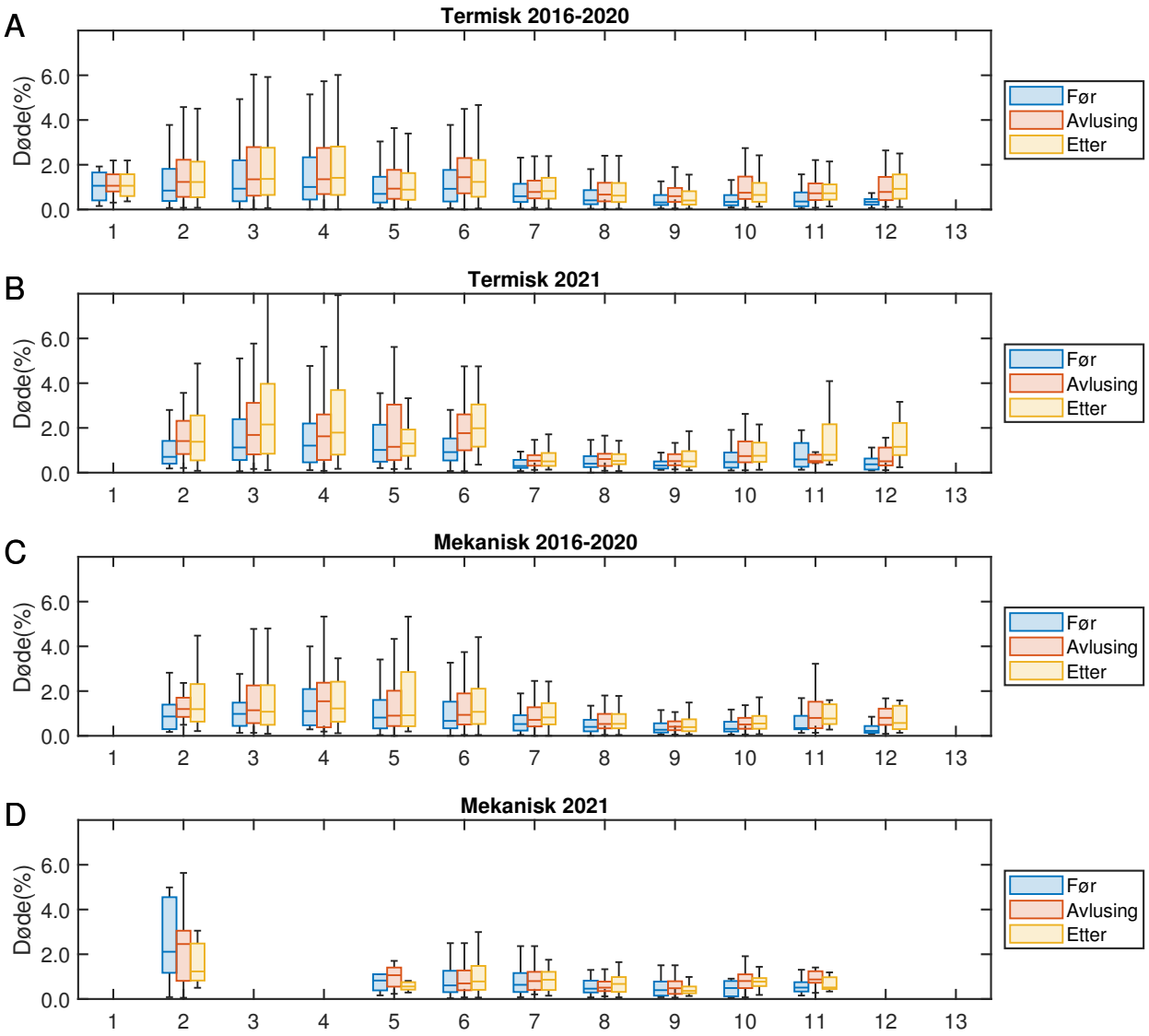
#### 10.3.4.1 - Medikamentell badebehandling og behandling med hydrogenperoksid

Når oppdretter og ansvarlig helsebiolog / veterinær skal velge avlusingsmetode er det mange hensyn som må tas. Dette inkluderer både helsen og tilstanden til fisken, men også mer praktisk hensyn som lokale restriksjoner (f.eks. pålegg av bruk av brønnbåt hvis rekefelt) og tilgjengelighet av avlusingslekter / avlusingsbåt. Hvis en sammenligner dødelighet ved medikamentell badebehandling da denne type behandling ble brukt i over 90% av tilfellene (figur 10.17A) med dødelighet ved medikamentell badebehandling etter at ikke-medikamentelle metoder ble dominerende 2016-2021 (figur 10.17B) er det tydelig at medikamentell badebehandling nå ofte blir brukt til å behandle fisk som allerede har økt dødelighet. Det samme gjelder også til dels hydrogenperoksid (figur 10.17CD). Per nå er det ikke tilstrekkelig data i databasen til å analysere nye medikamentelle badebehandlinger som Ectosan Vet (imidakloprid) for seg.




*Figur 10.17. Lokalitetsdødelighet i kalendermåned før, under, og etter avlusing for produksjonsområde 1-13. Avlusing med medikamentell bad (azamethiphos, cypermethrin, deltamethrin eller imidakloprid) i årene 2012-2015 A) da medikamentell avlusing var dominerende og B) i årene 2016-2021 da ikke medikamentelle metoder har vært dominerende. C) og D) angir lokalitetsdødelighet i måneden før, under og etter avlusing med hydrogenperoksid bad i respektivt årene 2012-2015 og 2016-2021. Data: Mattilsynet og Fiskeridirektoratet, filter: >50 000 fisk i merd.*

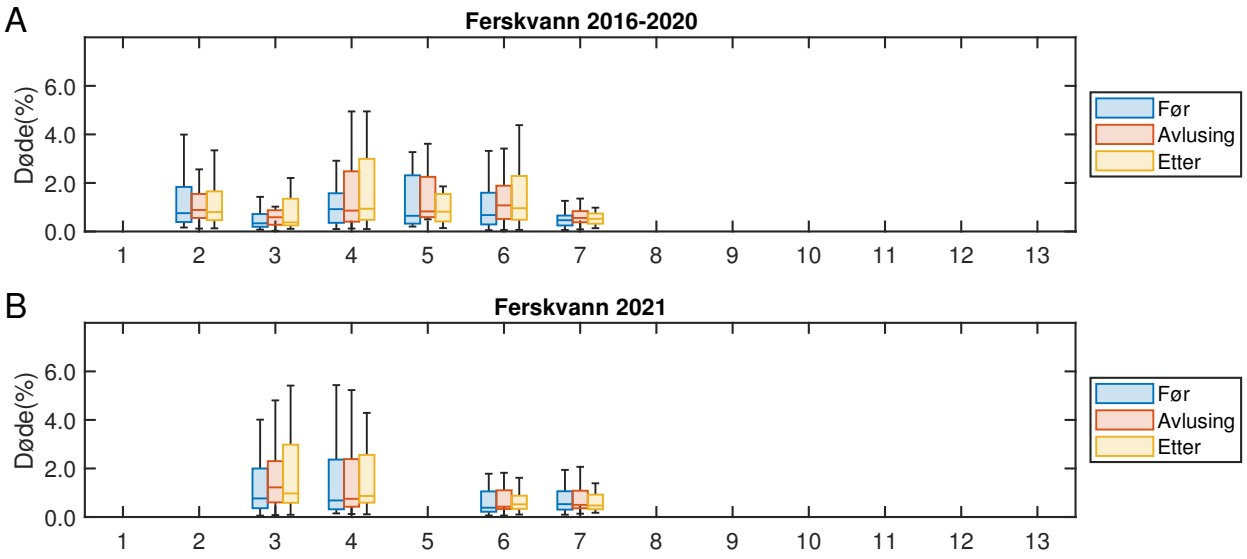
### 10.3.4.2 - Ikke-medikamentelle metoder




*Figur 10.18. Lokalitetsdødelighet i kalendermåned før, under, og etter avlusing for produksjonsområde 1-13. Avlusing med varmt vann (termisk) i årene 2016-2020 A) vs. B) 2021. C) og D) angir lokalitetsdødelighet i måneden før, under og etter mekanisk avlusing. Data: Mattilsynet og Fiskeridirektoratet, filter: >50 000 fisk i merd.*

Effekt på fiskevelferd ved termisk avlusing ble vurdert av uavhengige forskningsinstitutt under utviklingen av begge de to meste brukte systemene i næringen (Grøntvedt mfl. 2015, Roth 2016). Til tross for dette er det tydelig at termisk avlusing i mange tilfeller kan gi høy dødelighet (figur 10.18AB), og det har blitt rapportert om blødninger og sårskader (Poppe mfl. 2018) og fisk som kolliderer i vegger i behandlingskammeret (Hjeltnes mfl. 2019). På oppdrag fra Mattilsynet har Havforskningsinstituttet sammen med Veterinærinstituttet avdekket at laks som blir eksponert for temperaturer over 28 °C viser tydelig flukt- og smerteatferd (Nilsson mfl. 2019). For mekanisk avlusing blir det rapportert om at både spylingen og børsting kan påføre fisken skjelltap og blødninger (Holan mfl. 2017, Erikson mfl. 2019, Sommerset mfl. 2022). Effekt av skjelltap, og når fisken er mest sårbar for dette vet vi lite om og er et område hvor det bør fremskaffes ny kunnskap (Noble mfl. 2018). I en studie under kontrollerte forhold fant Moltumyr mfl. (2021) ingen tydelig tegn til at eksponering til varmt vann (~34 ° C) i 30 sekunder forårsaker akutte skader på fisken, men at fisken hadde en sterk adferdsrespons som mest sannsynlig førte til finneskader. Men i en oppfølgingsstudie fant Moltumyr mfl. (2022) økt frekvens av skader på den varmtvannsbehandlete fisken i forhold til kontroll tre uker etter siste eksponering. Igjen kunne skadene relateres til fiskens atferdsrespons i behandlingskammeret. I kontrast til de overnevnte kontrollerte studiene på varmtvannsbehandling fant Østevik mfl. (2022) signifikant økning i gjelleskader etter industriell mekanisk og etter industriell termisk avlusing i felt.

Hvis en sammenligner dødelighet før, under og etter termisk avlusing så er det store forskjeller mellom PO (figur 10.18AB). I PO2-6 er det typisk høy dødelighet før, og en videre økning i dødelighet i samme kalendermåned som rapporter avlusing og i måneden etter (figur 10.18A). For PO 7-12 synes termisk avlusing generelt å bli brukt på fisk med lavere utgangsdødelighet (figur 10.18AB), og for PO 7-9 synes dette å gi utslag i mindre negative effekter på fisken. For PO 10-12 er det imidlertid tydelig økning i dødelighet i måneden med og etter avlusing i forhold til dødelighet måneden før. PO 7 og 9 synes å ha oppnådd bedre resultat for 2021 enn snittet for årene før (figur 10.18B vs. 10.18A), mens det for de andre PO-ene ikke er noe tydelig tegn til forbedring. Det generelle bildet er lignende for mekanisk avlusing, men økningen i dødelighet under og etter avlusing er ikke like tydelig som for termisk (figur 10.18CD). Mekanisk avlusing synes derfor mer skånsomt ut fra disse dataene enn termisk. Men her må det tas store forbehold om at dette er innrapporterte data med mange feilkilder og som derfor må tolkes forsiktig. For å få gode data på hva som er mest skånsomt på fisken er det nødvendig med kontrollerte forsøk med mange ulike fiskegrupper som gjennomgår de samme behandlingene.




*Figur 10.19. Lokalitetsdødelighet i kalendermåned før, under, og etter avlusing for produksjonsområde 1-13. Avlusing med ferskvann i årene 2016-2020 A) og 2021 B). Data: Mattilsynet og Fiskeridirektoratet, filter: >50 000 fisk i merd.*

Behandling med ferskvann påvirker ione-balansen til fisken (Powell mfl. 2015), og medfører også her at fisken først trenges, pumpes og så oppbevart i en brønnbåt over flere timer for at effekten mot lakselus og AGD skal bli god, før de pumpes tilbake i merd. Alt dette stresser fisken og gir økt sannsynlighet for dårlige miljøforhold, fysisk skade og økt dødelighet (figur 10.19).

Generelt kan det synes som det har blitt mindre forskjell mellom de ulike behandlingsprinsippene. Dette kan skyldes at det har blitt mer vanlig å benytte brønnbåt også ved kjemisk avlusing, og at helsetilstanden til fisken som blir avlust har blitt dårligere.

### 10.3.5 - Velferd til laks i nye driftsformer

Norsk oppdrettsnæring er under stadig utvikling. Særlig lakselus er en driver av innovasjon og det testes i dag ut flere ulike system for å unngå påslag av lakselus. Dette inkluderer produksjon av post-smolt i landbaserte resirkuleringsanlegg, semi-lukkede merder i sjø, snorkelmerder, merder med skjørt og nedsenkede merder. Alle disse nye driftsformene medfører nye livsbetingelser for fisken som kan ha konsekvenser for dyrevelferden.

#### 10.3.5.1 - Luseskjørt

Dette er et relativt enkelt tiltak hvor en lusetett presenning blir plassert rundt de øverste meterne av merden for å sperre luselarvene ute. Luseskjørt brukes på mange oppdrettsanlegg og det finnes flere vitenskapelige publikasjoner på bruk av luseskjørt og effekt fra luseskjørt på vannkvalitet og fiskevelferd (Frank mfl. 2015, Lien mfl. 2014, Grøntvedt mfl. 2018, Stien mfl. 2012, 2018). Studiene viser at luseskjørt har en reduserende effekt på lusepåslag, men at dette varierer mellom lokaliteter og reduseres ved høy strøm. Studiene viser også at luseskjørt ikke trenger å gi negative effekter på fisken, men at det kan oppstå lave oksygenforhold og dårlig vannkvalitet i skjørtvolumet (Stien mfl. 2012). I Veterinærinstituttet sin spørreundersøkelse til fiskehelsepersonell for 2019 var det flere som rapporterte at de hadde observert utfordringer med luseskjørt knyttet til lave oksygenverdier og negativ påvirkning på gjellehelse (Sommerset mfl. 2020). Det advares også om at lav vannutskifting kan føre til at fisken utsettes for høye konsentrasjoner av gift fra not-impregnering (Sommerset mfl. 2020). I Fiskehelserapporten 2021 rapporteres det at bruk av luseskjørt kan gi større utfordringer i forhold til AGD enn i åpne merder (Sommerset mfl. 2022).

#### 10.3.5.2 - Nedsenket merd

Det har vært forsket på å benytte nedsenkede merder for å oppdrette laks i flere tiår og det finnes mange vitenskapelige publikasjoner på dette (f.eks. Dempster mfl. 2009, Korsøen mfl. 2012, Glaropoulos mfl. 2019, Oppedal mfl. 2020). Å senke ned laksen har imidlertid flere utfordringer, både rent praktisk og for laksen selv. Laksefisk har en åpen (fysostom) svømmeblære og må gå til overflaten for å svelge luft for å fylle svømmeblæren nok til å opprettholde nøytral oppdrift der den svømmer. For å løse dette problemet har det blitt forsket på undervannsmerder med luftlommer i taket, regelmessig løfting av undervannsmerden til overflaten og bruk av luftbobler. Nå har forskere fulgt laks gjennom en hel produksjon med nedsenket merd med luftkuppel (Warren-Myers mfl. 2022). Studiet som ble gjort i mellomskala merder viste at laksen som ble produsert i undervannsmerd fikk betydelig mindre lusepåslag enn kontrollaksen i vanlig merd, men hadde lavere vekst, mer enn dobbel så høy dødelighet, og høyere innslag av fisk med øye- og snuteskader. Warren-Myers mfl. (2022) peker på ugunstig miljø i dypet, periodevis kaldt og/eller oksygenfattig vann, som mulige forklaringer for at det ikke gikk så bra som håpet. Uttesting av undervannsmerd med kuppel i fullskala har gitt betydelig bedre resultat, men viser likevel noen av de samme tendensene (Olafsen mfl. 2020, 2021). Det er tydelig at undervannsmerd fungerer mot lus, men introduserer nye risikofaktorer som oppdretter må være oppmerksom på for at produksjonen skal gå bra.

#### 10.3.5.3 - Snorkelmerd

Snorkelmerd, eller tubenot, er i prinsippet en nedsenket merd, men hvor der er en lusetett tunell («snorkel») fra merdvolumet til overflaten hvor laksen kan svømme opp for å fylle svømmeblæren i overflaten. Det er vist at laksen mestrer å svømme opp snorkelen og fylle luft i overflaten for deretter å svømme ned igjen i merdvolumet (Stien mfl. 2016, Oppedal mfl. 2017). Effekten snorkelen har mot lusepåslag avhenger av hvor dyp snorkelen er, dyp av eventuelt brakkvanslag og strømforhold (Samsing mfl. 2016, Oppedal mfl. 2019). Det har også vært tilfeller med økt innslag av AGD (*Neoparamoeba perurans*) hos fisk i snorkelmerd, men det har blitt vist at dette kan behandles ved å tilsette ferskvann i de øverste meterne av snorkelen. Snorkelmerd er mer krevende å drifte og er fortsatt bare i begrenset bruk i næringen til tross for til dels svært god effekt mot lusepåslag (Geitung mfl. 2019), og det har nå også blitt vist at snorkelmerd har effekt mot bendelorm (Geitung mfl. 2021).

#### 10.3.5.4 - Semi-lukket anlegg

Dette er enheter i sjøen med en tett barriere mellom vannvolumet med fisken og omgivelsene. Det kalles semi-lukket fordi det fortsatt er kontakt med det omliggende vannet via vannet som pumpes inn fra dypet, og vannet som pumpes ut. Slike enheter gir en effektiv beskyttelse mot lakselus (Nilsen mfl. 2017), men det er også krevende teknologi der alt må fungere som det skal til enhver tid for at fiskevelferd skal være sikret (Holan mfl. 2017, Noble mfl. 2018). På grunn av høye kostnader blir fisken også holdt i høyere tettheter i semi-lukkede anlegg kontra åpne sjømerder (Nilsen 2019) og en må derfor hele tiden overvåke og tilsette oksygen (Holan mfl. 2017). En rekke ulike former for semi-lukkede anlegg er under uttesting, men bortsatt fra noen få enkeltstudier vet vi lite om risiko for teknisk eller menneskelig svikt når de kommer i mer allmenn bruk.

#### 10.3.5.5 - Stor post-smolt

Produksjon av post-smolt i semi-lukkede anlegg i sjø (typisk opptil 1 kg), gjennomstrømmingsanlegg eller i resirkuleringsanlegg på land er en måte å redusere tiden laksen er i sjøen, og dermed redusere faren for lusepåslag og påfølgende avlusing. Alle disse produksjonsformene er sårbare for uregelmessigheter i driften og oppblomstringer av patogener, i tillegg til redusert vannkvalitet og velferdsproblemer knyttet til dette (Holan mfl. 2017, Noble mfl. 2018, Sommerset mfl. 2020). Det kan også være velferdsutfordringer i forbindelse med transport av fisken til sjømerdene og i overgangen fra et kontrollert karmiljø til et mer eksponert miljø i åpne merder. Det er imidlertid fortsatt svært få lokaliteter som rendyrker dette prinsippet (færre enn 10 de siste to årene), og det er derfor vanskelig å si noe sikkert om hvor godt stor post-smolt fungerer som produksjonsstrategi i praksis.

#### 10.3.5.6 - Eksponert oppdrett

Ved å flytte merdene til havs kan det bli lenger mellom lokalitetene og mindre lusesmitte. Sterk strøm og høye bølger kan imidlertid skape problemer for laksen (Hvas og Oppedal 2017), og i enda større grad for rensefisk (Hvas mfl. 2018, Yuen mfl. 2019, Jónsdóttir mfl. 2019). Ved langvarig sterk strøm vil fisken over tid bli utmattet, stresset, danne melkesyre i muskulaturen og til slutt dø. Store fisk kan tollere sterke strøm enn små, og det er også forskjell mellom individer av samme størrelse. Hvas og Oppedal. (2017) estimerte grenseverdien 0,60 m/s for 80 grams laks og 0,85 m/s for 850 grams laks. Bølger kan skape bevegelser i not og oppdrettssystem og dermed føre til at fisken får fysiske skader. Det er også flere logistiske utfordringer, og lange perioder med dårlig vær kan hindre oppdretter adgang til anlegget. Det utvikles nå systemer for oppdrett til havs, men disse er fortsatt under utprøving og det er foreløpig lite erfaringsdata tilgjengelig.

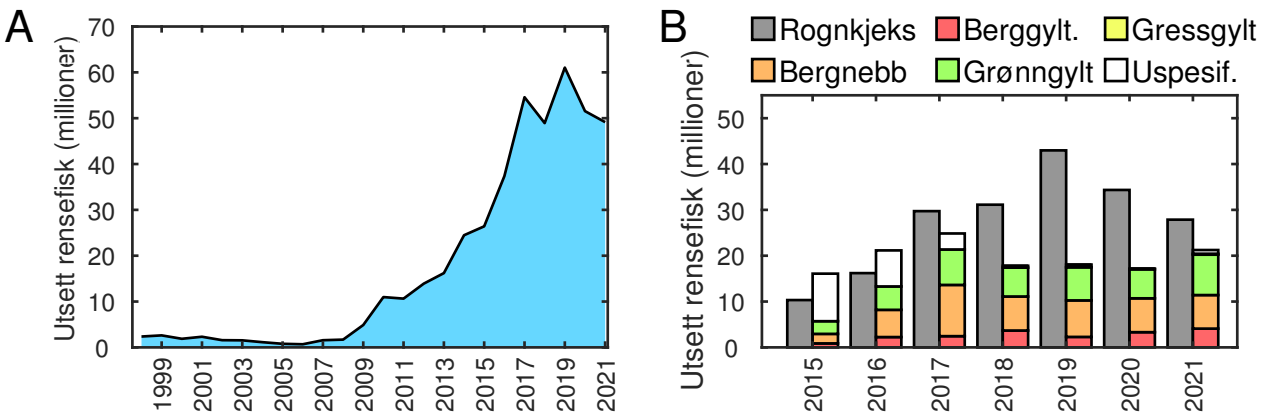
#### 10.3.5.7 - Triploid laks

Triploid laks er steril og har blitt tatt i bruk som et miljøtiltak i forbindelse med «grønne tillatelser» for å hindre genetisk påvirkning av ville laksestammer ved en eventuell rømning. Triploid laks har økt forekomst av deformiteter og katarakt, men dette kan motvirkes ved å inkubere eggene ved lave temperatur og ved å tilsette mer fosfor og histidin til fôret. Havforskningsinstituttet har fulgt uttesting av triploid laks i flere samarbeidsprosjekt med næringen (Madaro mfl. 2021, Stien mfl. 2020,2021ab). Resultatene fra disse oppfølgingene viser at triploid laks er mer sårbar for infeksjoner som resulterer i sår og høy dødelighet, men det har også vært flere utsett der den triploide laksen har oppnådd tilsvarende eller bedre fiskevelferd som fisken i referansemerder med diploid («normal») laks. Typisk for disse utsettene er at laksen har blitt satt ut i sjø om våren, mens for triploid laks satt ut om sommeren har det vært høyt innslag av parvikapsulose (*Parvicapsula pseudobranchicola)* , og triploid laks satt ut om høsten har vært plaget av *Tenacibaculum*-infeksjoner («munnråte») og vintersår. Erfaringene fra uttestingene i industrien viser også at triploid laks er mer sårbar under håndtering enn diploid laks og total sett synes den også mer sårbar for ILA-smitte (Stien mfl. 2020,2021ab).

## 10.4 - Rensefisk

### 10.4.1 - Rensefiskarter

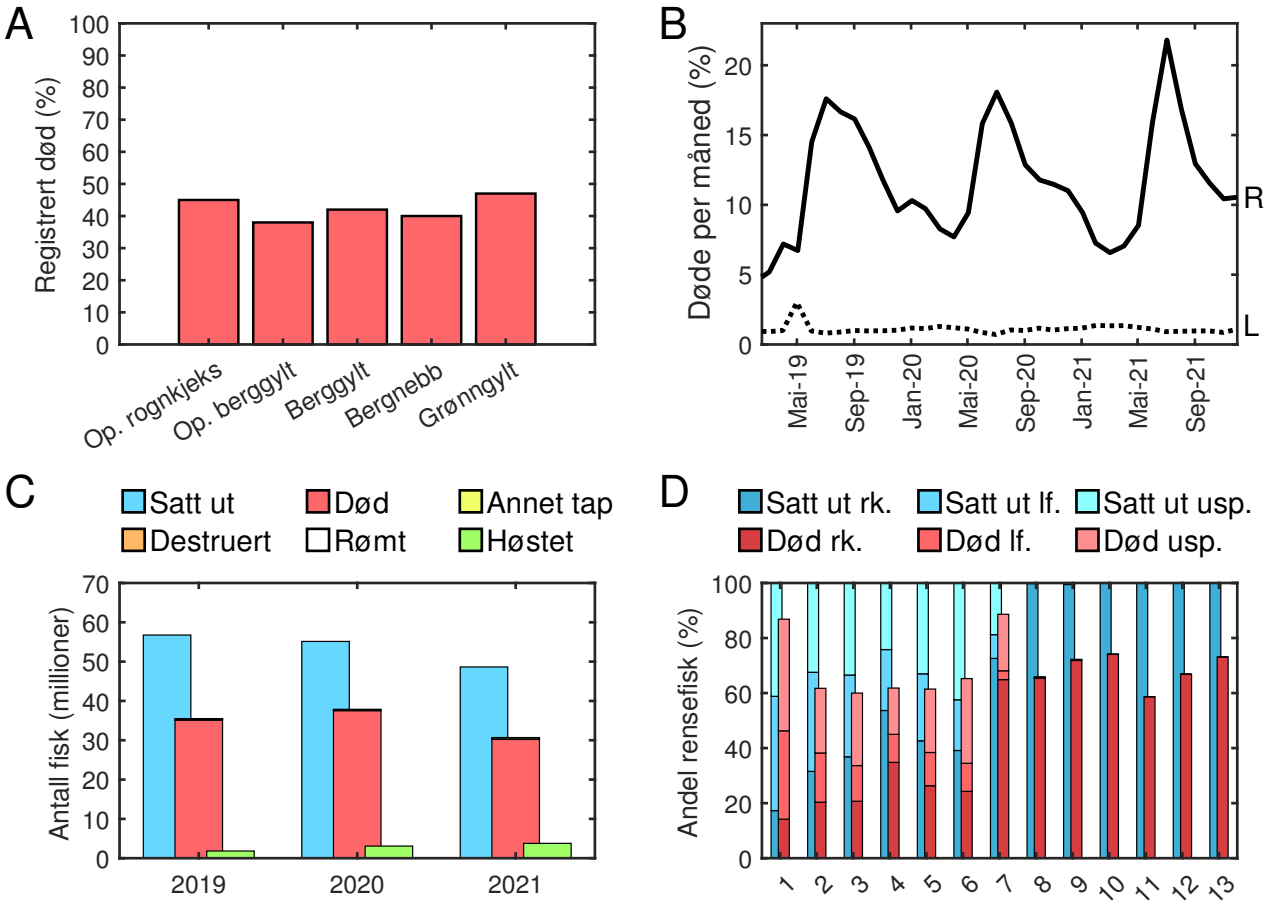
Rognkjeks og flere arter leppefisk/gylter blir benyttet som rensefisk for å holde nede tallet på lakse- og skottelus på oppdrettslaks og -ørret (Imsland mfl. 2014). Bruken av rensefisk har steget kraftig siden 2008 og i toppåret 2019 kom antallet opp i 60 millioner (figur 10.20A). Mesteparten var rognkjeks, og av leppefiskene dominerer bergnebb, grønngylt og berggylt (figur 10.20B). De siste årene er det rapportert en nedgang i bruken av rensefisk, i all hovedsak rognkjeks. I 2020 var det totale forbruket nede i 51,5 millioner, og tallene for 2021 (foreløpige) viser en ytterligere reduksjon i 2021 (figur 10.20).




*Figur 10.20. A) Utsett (kjøp/interne mottak) av oppdrettet og villfanget rensefisk til lakselusbekjempelse. B) Utsett fordelt på rognkjeks, og leppefiskartene berggylt, gressgylt, bergnebb, grønngylt, og rensefisk registrert som uspesifisert. Kilde Fiskeridirektoratet. Dataene for 2021 er foreløpige.*

### 10.4.2 - Velferd til rensefisk i laksemerder

Oppdrettet rognkjeks og berggylt, og flere arter villfangete leppefiskarter blir brukt som rensefisk i laksemerdene for å spise lakselus. Mattilsynet gjennomførte en nasjonal tilsynskampanje med helse og velferd hos rensefisk 2018-2019 (Stien mfl. 2020). Som del av denne kampanjen utarbeidet de en spørreundersøkelse om fiskevelferd og dødelighet hos rensefisk. Svarene viste at rundt 42 % av rensefisken som ble satt ut i merdene ble registrert som døde i merden (figur 10.21A). Forfatterne påpeker imidlertid at den reelle dødeligheten sannsynligvis er vesentlig høyere siden død rensefisk ofte ikke faller ned i dødfiskhåven, men blir hengende fast i notveggen, hvor de råtner og går i oppløsning, eller blir spist av predatorer på utsiden.




*Figur 10.21 A) Andel døde rensefisk i laksemerder rapportert fra oppdrettere til Mattilsynets tilsynskampanje 2018-2019. B) Prosent månedlig dødelighet hos rensefisk (heltrukket linje - R) og prosent månedlig dødelighet hos oppdrettslaks (stiplet linje - L) rapportert til Fiskeridirektoratet sin database i 2019-2021. C) Andel rensefisk i samme periode rapportert som 'satt ut, ulike former for tap, og høstet fra merden («overlevende»). D) Andel rensefisk i samme periode rapportert som satt ut eller død per produksjonsområde 1-13 og delt opp i om rapportert for rognkjeks (rk.), en av leppefisk artene (lf.) eller om det er uspesifisert hvilken rensefisk art som er talt (usp).*

Siden våren 2019 har oppdretterne rapportert inn estimert antall rensefisk i merdene og antall registrert døde rensefisk siste måned på samme måte som for oppdrettslaks. Disse dataene viser at mellom 5 og 22 % av rensefisken som står i merdene blir rapportert som dødfisk hver måned (figur 10.21B). Videre så viser dataene at i forhold til antall rensefisk satt ut hvert år så er antall rapportert som tapt hvert år over 60% for alle årene fra 2019-2021 (figur 10.21C). Mens det bare er minimale antall rensefisk som blir innrapportert som destruert, annet tap eller rømt. Hvis en ser hele perioden under ett varier forholdet mellom antall innrapportert som satt ut, med antall rapportert som død fra 59 til 89 % avhengig av produksjonsområde (figur 10.21D). Det er med andre ord ingen tydelige tegn til at dødeligheten er på veg ned eller at noen PO-er har lave dødelighetstall for rensefisk. Det er imidlertid tegn til at flere rensefisk blir registrert som høstet. Dette kan være overlevende fisk som blir avlivet eller tatt vare på for gjenbruk på annen lokalitet.

### 10.4.2.1 - Naturlig atferd

Rensefiskene settes sammen med laks i et miljø tilpasset laksen. Mens laks kan svømme med stor utholdenhet i sterk vannstrøm over lengre tid, er leppefisken tilpasset mer rolige omgivelser og har behov for skjul. Laksemerder kan være plassert på lokaliteter med høy vannstrøm som gir gode forhold for laksen, men som overstiger leppefiskens svømmekapasitet. Leppefiskartene som brukes er hovedsakelig villfanget bergnebb, grønngylt og berggylt, samt 0,7-1 millioner oppdrettet berggylt. Disse er mer varmekjære enn laks, der de mindre artene er typisk tilpasset et relativt rolig liv blant alger, klipper og steiner, mens berggylt og bergnebb ofte også finnes i tareskog på mer eksponerte lokaliteter.

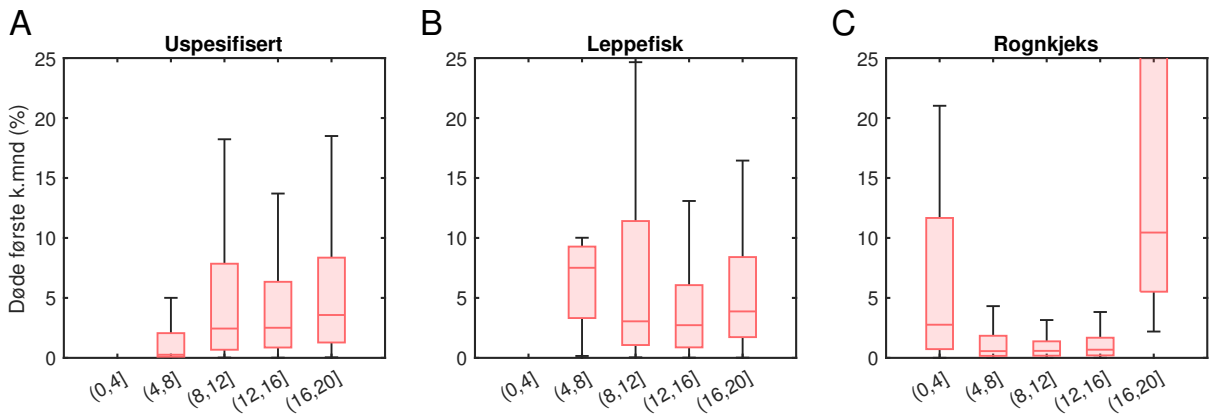
Likevel har berggylt og andre gylter dårlig kapasitet for å stå på sterk vannstrøm over tid (Yuen mfl. 2019). Mange oppdrettsmerder har antatt gode forhold for leppefisk med plasttarevegger og rikelig med skjul. Det er også forskjeller i atferd mellom artene, mens bergnebb liker å være nært skjul eller vegger hele tiden, svømmer berggyltene ofte ute blant laksen.

Leppefiskene har lukket svømmeblære og fyller og tømmer gass fra svømmeblæren gjennom blodbanen, noe som er en relativt langsom prosess. Dette begrenser evnen til vertikalvandring og toleranse for raske trykkendringer. Dette gjelder i særlig grad rask trykkreduksjon, f.eks. i forbindelse med dødfiskoppsamling og trenging, som kan føre til at leppefiskene flyter opp med buken i været og mister all atferdskontroll. I en merd med store mengder raskt-svømmende laks er miljøet mer «hektisk» enn i naturen, med i hvilken grad dette påvirker leppefiskenes naturlige adferd vites ikke. Det er heller ikke kjent i hvilken grad tilstedeværelsen av hundretusener av potensielle predatorer (laks) oppleves som stressende for rensefisken, og i hvilken grad predasjon fra laks faktisk forekommer. Videre vil leppefiskene bli mindre aktive ved lave temperaturer og holde seg rolige i skjul. Ved operasjoner hvor skjulene må flyttes vil leppefisken da bli forstyrret

Også rognkjeks er dårlige svømmere og trenger renger glatte overflater for å kunne feste seg og hvile og motstå høye strømhastigheter. Kunstige skjul laget av tare-lignende plastremser og plastrør brukes i merdene for å lage mer komplekst miljø for leppefisk og hvilemuligheter for rognkjeks. Disse skjulene kan også skjerme noe for sterk vannstrøm. I en merd må rognkjeksene unnvike kollisjon med raskt svømmende laks, og det hektiske miljøet kan derfor hindre dem i å utføre mye av sin naturlige adferd

### 10.4.2.2 - Forutsetninger for liv i laksemerd

Den villfangede leppefisken blir utsatt for stress og skader under fiske og transport, så overlevelse ved utsett er avhengig av i hvilken tilstand de er i når den kommer fram til anlegget. Noe fisk blir fanget lokalt og blir overført til merdene samme dag som de fiskes, mens andre blir lagret i oppsamlingstanker og kan bli transportert i bil over lange avstander, for eksempel fra Sørlandet til Trøndelag. Den oppdrettede rensefisken er utsatt for sykdommer i klekkeriene og kan være svekket før transport. Utsettdødeligheten er en indikator på hvor gode forutsetninger rensefisk har for et liv i laksemerder, og ifølge spørreundersøkelsen til Mattilsynet svarte oppdretterne at det dør mer enn 10% av villfanget leppefisk første måned i merdene. Særlig grønngylt har høy utsettdødelighet, mens den er lavere for oppdrettet berggylt og oppdrettet rognkjeks, men noe lavere dødelighet (Stien mfl. 2020). Dataene fra Fiskeridirektoratets database for 2019-2021 viser lavere utsettdødelighet for rognkjeks, unntatt ved lave og høye temperaturer (figur 10.22). Dessverre har denne databasen hatt en samlekategori 'Rensefisk oppdrett' som gjør det vanskelig å skille mellom artene, men der art er oppgitt er det en tydelig forskjell i dødelighet første kalendermåned i sjø mellom leppefisk-artene og rognkjeks.




*Figur 10.22. Dødelighet samme kalendermåned som utsett 2019-2021 ved temperaturer mellom 0 og 4°C, 4 og 8°C, 8 og 12°C, 12 og 16°C og 16 og 20°C der art er oppgitt som A) 'Rensefisk (oppdrett)', B) en leppefisk art B) og C) som rognkjeks.*

Som nevnt tidligere har rensefisk mye dårligere svømmekapasitet enn laks (Hvas mfl. 2018; Yuen mfl. 2019), og at de som regel er av betydelig mindre størrelse enn laksen gjør forskjellen enda større. Rognkjeks og leppefisk, har derfor ikke forutsetninger for å leve på de mest eksponerte lokalitetene (Jónsdóttir mfl. 2019).

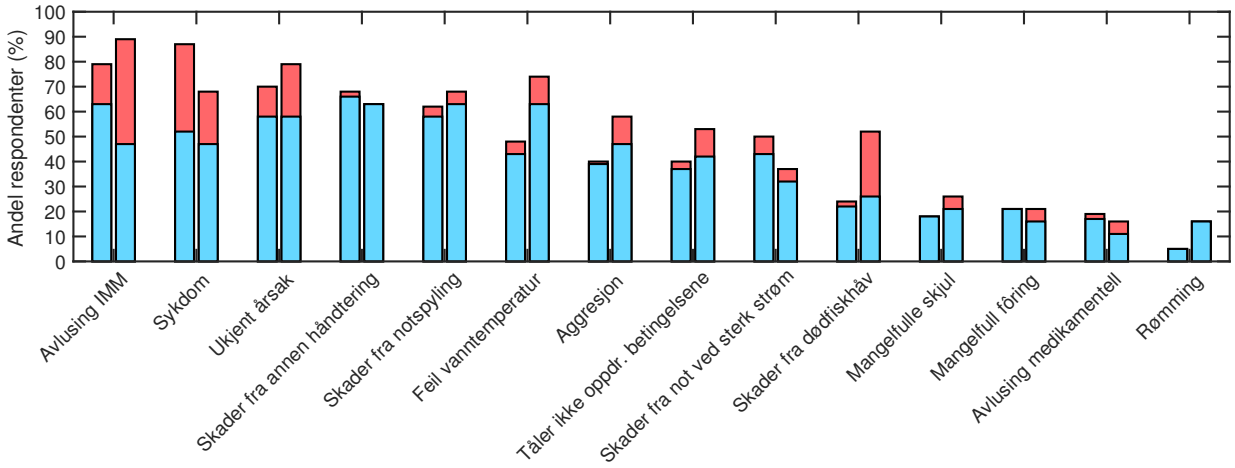
### 10.4.2.3 - Stress og skader

Under lusebehandling, notskift og andre operasjoner må fisken som regel tvinges mot eller over overflaten, hvilket medfører trykkreduksjon. Flytting med vakuumpumpe medfører ytterligere trykkreduksjon. Når trykket minker øker volumet på gassen i svømmeblæren. Laksen sin åpne svømmeblære gjør at den tåler rask reduksjon i trykk, da overflødig gass vil lekke ut. Leppefisk har lukket svømmeblære, og reduksjon av gassmengden må skje fysiologisk (via blodbanen) over tid. Ved stort trykkfall på kort tid risikerer derfor svømmeblæren å sprekke, eller fisken kan bli flyte opp og miste oppdriftskontrollen, dvs. uten mulighet for å komme seg ned på dypere vann for å utjevne trykket. Rognkjeks har ikke svømmeblære og vil derfor være mindre påvirket av selve trykkreduksjonen.

Ifølge Akvakulturdriftsforskriften §28 skal rensefisk sorteres ut før det utføres operasjoner som kan føre til belastning, skade og unødvendig påkjenning på rensefisken. På bakgrunn av dette har Mattilsynet presisert at rensefisken må utsorteres før mekanisk og termisk avlusing. Unntaket er hvis rensefisken selv behøver avlusing. Mange lokaliteter, særlig i Finnmark, har fortalt om til tider store mengder skottelus på rognkjeks og at dette har ført til dødelighet. Noen av de ikke-medikamentelle metodene (IMM) hevdes å være skånsom for rognkjeks (Roth 2016), men det finnes lite dokumentasjonen av velferdseffekter av ikke-medikamentell avlusing av rensefisk. Foreløpig er det også et alternativ å behandle mot skottelus via fôret eller ved kjemisk badebehandling siden det foreløpig ikke har vært den samme resistensutviklingen for skottelus.

Å fiske ut rensefisken fra merden, før laksen skal trenges og gjennomgå avlusing, er krevende. Noen mekaniske systemer har derfor inkludert avsilere for å sortere ut rensefisen, men det er lite dokumentasjon på hvor godt disse virker i praksis og hvor stressende dette er for fisken. Selv om noen oppdrettere forteller at de lykkes godt med utfiskingen anser vi det som sannsynlig at mye av rensefisken i praksis gjennomgår avlusing sammen med laksen. Rognkjeks er ansett som en relativt hardfør fisk, men leppefisk er betydelig mer sårbar. Samtidig kan det være lettere å utsortere den lille smale leppefisken før den går inn i avlusingssystemet enn den mer tykke rognkjeksen.

I Mattilsynets spørreundersøkelse til oppdretterne oppga 16 % av respondentene at IMM var en hyppig dødsårsak for rognkjeks, og hele 42% at det var det for leppefisk (figur 10.23). Skader fra dødfiskhåv var en annen hyppig oppgitt kilde til dødelighet hos leppefisk (figur 10.23).




*Figur 10.23. Prosentvis fordeling av besvarelser på spørsmål: Hvor hyppig er de følgende årsakene til dødelighet/«svinn» av [oppdrettet rognkjeks/leppefisk]. Fra Mattilsynet sin rensefiskkampanje 2019 (Stien mfl. 2020). Rognkjeks er kolonnen til venstre, og leppefisk kolonnen til høyre i hvert kolonnepar. Blå = Av og til, Rød = Svært hyppig/ alltid.*

#### 10.4.2.4 - Sykdom

En stor andel av rensefisk i merd dør som følge av sykdom og det er særlig bakteriesykdommene som dominerer hos både leppefisk og rognkjeks (Erkinharju mfl. 2020). I tillegg kommer både virus og parasitter. Det er per i dag ikke gode nok vaksiner for rensefisk. I spørreundersøkelsen til Mattilsynet i forbindelse med rensefiskkampanjen oppga 35 % av respondentene at sykdom var en hyppig dødsårsak hos rognkjeks og 21 % at det var en hyppig dødsårsak hos leppefisk (figur 10.23). For oppdrettet berggylt fant Fjelldal mfl. (2021) alvorlige ryggradsdeformiteter i 17-53% av fisken, mot 11 % hos vill berggylt. Posisjon til deformitetene harmonerte med de skyltes kronisk stress. For oppdrettet rognkjeks, derimot, fant Fjelldal mfl. (2021) betydelige lavere innslag av ryggradsdeformiteter enn hos vill rognkjeks. I en småskala studie med ulike familier av rognkjeks fant Imsland mfl. (2021) at innslaget av rognkjeks med katarakt varierte fra 0-10% mellom familier ved utsett, og at dette hadde økt til 10-21 % etter 69 dager.

#### 10.4.2.5 - Vannmiljø

Som beskrevet ovenfor står rognkjeks og leppefisk står langt fra laks og ørret i både miljøbehov, svømmeevne og biologi, og siden oppdrettsmerdenes design og lokaliseringen er tilpasset laksefisk er de mindre egnet til å dekke rensefiskenes miljøbehov. Miljøpreferanser og -tålegrenser for leppefisk varierer med både art og størrelse. Vannmiljøet i en laksemerd er i mange tilfeller ikke innenfor toleranseområdet til rensefisk. Rognkjeksen vandrer også ut i havet (utenom gytetiden), og voksne individ finnes vanligvis dypere 50 m og foretrekker kaldt vann (Powell mfl. 2018), mens leppefiskene foretrekker varmere vann og er lite aktive på vinteren i Norge. Det vil være sesongmessige variasjoner som i perioder gir for lav temperatur for leppefisk eller for høy temperatur for rognkjeks. I spørreundersøkelsen til Mattilsynet oppga 5 % av respondentene feil vanntemperatur som en hyppig dødsårsak for rognkjeks og 11 % for leppefisk (figur 10.23). Syv prosent oppga skader fra kontakt med not i forbindelse med høy strøm for rognkjeks og 5 % oppga dette som en hyppig årsak for dødelighet hos leppefisk.

Når det gjelder svømmekapasitet skiller rensefiskartene seg mye fra laks og ørret. Både rognkjeks og leppefiskartene har dårlig kapasitet for å motstå sterk strøm over tid, mens laks kan tåle betydelig høyere hastigheter (Remen mfl. 2016, Hvas mfl. 2018, Yuen mfl. 2019). Da rensefisken vanligvis er av betydelig mindre størrelse enn laksen gjør den relative strømhastigheten (kroppslengde/s) forskjellen i toleranse for vannstrøm enda større. Selv om rognkjeks til en viss grad kan beskytte seg mot sterk strøm ved å bruke «sugekoppen» under buken hvis den har substrat til dette, gjelder dette bare opp til et visst nivå (Hvas mfl. 2018). På eksponerte lokaliteter kan vannstrømmen være for sterk for rensefisk, og hvis den ikke kommer seg i ly for strømmen vil den ende opp i notveggen.

#### 10.4.2.6 - For og fôring

Av rensefiskene våre er det kun de artene det drives oppdrett av, rognkjeks og berggylt, hvor det forskes på hvilke ernæringskrav som oppfyller god velferd. Rognkjeks og leppefisk har behov for en annen sammensetning av fôret enn laks, og for disse finnes det egne kommersielle spesialfôr. Det er betydelig forskningsaktivitet for å optimalisere sammensetningen av fôret mot bedre velferd for rensefisk, tilpasset deres anatomi, fysiologi og helse.

Oppdrett av berggylt startet før rognkjeks og derfor har en mer kunnskap om denne arten. Anatomi og fysiologi er svært ulik hos disse artene, og det er dermed vurdert at de har ulike ernæringsbehov. Rognkjeksen gyter store egg som gir godt utviklede larver. Disse er store nok til å startfôres på formulert fôr. Den har god appetitt og vokser raskt. Berggylten gyter små egg som gir små (4 mm) larver, disse trenger levendefôr i oppimot 2 mnd. Denne arten er vanskelig å få til å spise, så smakelighet på fôret et svært viktig. Dette gjør fôret svært dyrt og gir begrensinger med tanke på sammensetning.

Berggylt er en saktevoksende art (Dipper mfl. 1977) som i naturen beiter på snegl, skjell, krepsdyr, og kråkeboller, mm (Figueiredo mfl. 2005). Den har velutviklede tenner i forkjeven, som gjør den velegnet til å skrape byttet av overflater. Deretter følger kraftige svelgbeinsplater med tenner for å knuse byttet før det svelges direkte ned i tarmen, da denne arten mangler mage. Tarmen er kraftig og veldig kort, kun 2/3 av fiskens totale lengde (Le mfl. 2019b). Selv om tarmen er kort fordøyes formulerte pellets av høy kvalitet godt, 74 % av protein og 50 % av fettet er absorbert i første ¼ av

tarmen etter 4 timer. Innen fôret et passert gjennom tarmen etter 10 til 14 timer er henholdsvis 90 og 80 % protein og fett absorbert (Le mfl. 2019b). Fremre del av tarmen har en videre diameter enn midt og baktarm, ofte kalt bulbus. Bulbusen har vært referert til som pseudogaster, altså et reservoar for spist mat som kan bearbeides og fordøyes, men uten en ekte mages lave pH og pepsinogen drevne proteinfordøyelse. Det finnes ikke observasjoner som tilsier at bulbusen har en slik funksjon (Le mfl. 2019b, Lie mfl. 2018) Det berggylten har er et intrikat peristaltisk system som aktivt bringer fordøyelige deler av maten tilbake til første del av tarmen for optimal fordøyelse, mens ikke-fordøyelige komponenter evakueres raskere (Le mfl. 2019a). Med bakgrunn i kunnskap om adferd, fordøyelsessystemets fysiologi og anatomi er det anbefalt å fôre berggylten hyppig i alle livsstadier.

Vi vet lite om ernæringskrav til berggylt under larvestadiene. Praksis har vært å tilby anrikete rotatorier fram til 30 dager etter klekking, for deretter å tilby *Artemia* med noen dagers overlapp med rotatorier. Larvene tilvennes så et formulert fôr etter 50 dager etter klekking eller senere. Tidligere har en tilvendt larvene tørrfôr rett etter rotatoriefôring (Hansen mfl. 2013), men denne praksisen har en gått bort fra, da en periode med *Artemia* ser ut til å redusere deformiteter. Det har vært spekulert i om levendefôr var bedre for larvene da fôrdyrets egne fordøyelsesenzymer kunne bidra til å tilgjengelig gjøre næringsstoffer fra seg selv. Denne hypotesen er imidlertid forkastet. Det er derfor næringssammensetningen i fôrdyret som er overlegen det formulerte fôret (Hansen mfl. 2013).

Grunnen til at formulert fôr har utilstrekkelig næringssammensetning er at overflate til volum ratio i så små partikler gjør at vannløselige næringsstoffer lekker. Det finnes nå alternativer til rotatorier og *Artemia* på marked nå. Både nauplier av hoppekrepsen (copepoden) *Arcatia tonsa* og av rur har gitt positiv utvikling i vekst, overlevelse og deformiteter hos berggyltlarver (Øie mfl. 2015) (pers com Espen Grøtan ved MOWI). Dette er et felt det jobbes med. Det er utfordrende å få denne arten over på formulert fôr. Så langt er det nødvendig med rekemel i fôret for å få larvene til å vise interesse (Kousoulaki mfl. 2015). Det er også viktig å holde nivået av fiskemel lavt. Berggylt har høyere apetitt når fiskemel er erstattet med torskemuskel, men vi har nylig demonstrert at torskemuskel kan erstattes av insektmel. Så vidt vi vet i dag handler dette om smakelighet og ikke ernæringskrav.

Også større fisk trenger rekemel og lavt innslag av fiskemel i fôret for å vise interesse. Det er generelt et problem med å opprettholde appetitten hos denne arten. Dette er et komplekst felt der en fortsatt har mye upløyd mark. Vi vet at evolusjonært tap av mage i denne arten har ført til tap av enkelte appetitt stimulerende gener. Dette har sannsynligvis ført til at andre stimuli, som lukt/smak er desto viktigere for appetitt (Lie mfl. 2018).

Berggyltens behov for protein er ca. 65 %, for lipid ca. 12 %, og den tåler karbohydratinnhold på 16 % av fôret (Hamre mfl. 2013). Utfordringen i merd er å kunne presentere et smakelig fôr til fisken i skjulet. Her har det heldigvis kommet løsninger med fôrblokker som fisken liker å spise av, samtidig som disse fôrblokkene er utilgjengelig for laksen. De representerer derfor en mulighet for selektiv medisinering av leppefisk uten at laksen får i seg dette fôret.

Rognkjeks er en forholdsvis hurtigvoksende art. En årsak til den raske veksten er nok det lave tørrstoffinnholdet i fisken, hvor hele 87,1 ± 0,2 % av juvenil fisk er vann (Sæle mfl. upubliserte data). Dette er en strategi den har for å erstatte svømmeblæren (Davenport og Kjørsvik 1986). Den legger store egg som gir forholdsvis velutviklede larver (Brooker mfl. 2018). Disse kan startfôres med tørrfôr, men vanlig praksis i dag er å starte med *Artemia* de 20 til 30 første dagene etter klekking før tilvenning med tørrfôr. Den trenger fôr med lettfordøyelig og delvis hydrolysert protein frem til 2 g, da det er ved denne størrelsen den får en funksjonell mage (Hamre mfl. 2022). Dette er en art som er enkel å få til å spise.

Rognkjeks i størrelsesorden 10 til 55 g vokser raskest med en diett bestående av 55 % protein, 17 % fett og 6 % karbohydrat. Da det ikke er rask vekst som er å foretrekke for denne arten, og basert på velferdsindikatorer foreslår forfatteriene en sammensetning av 55 % protein, minimum 10 % lipid og maksimum 10 % karbohydrat (Hamre mfl. 2022). Denne sammensetningen vil også egne seg til mindre fisk fra 1,7 til 10 g. Vi har indikasjoner på at veldig høye lipidnivå, som i fôr til større laks (opp mot 38 %) kan være skadelig for rognkjeksen. Erfaring tilsier at den er meget opportunistisk og vil ta til seg den føden som er lettest tilgjengelig. Den vil derfor like gjerne spise laksefôr som et spesialtilpasset fôr, om pelletstørrelsen tillater det. Dette er ikke bare uheldig for fiskens helse, men også for fiskens

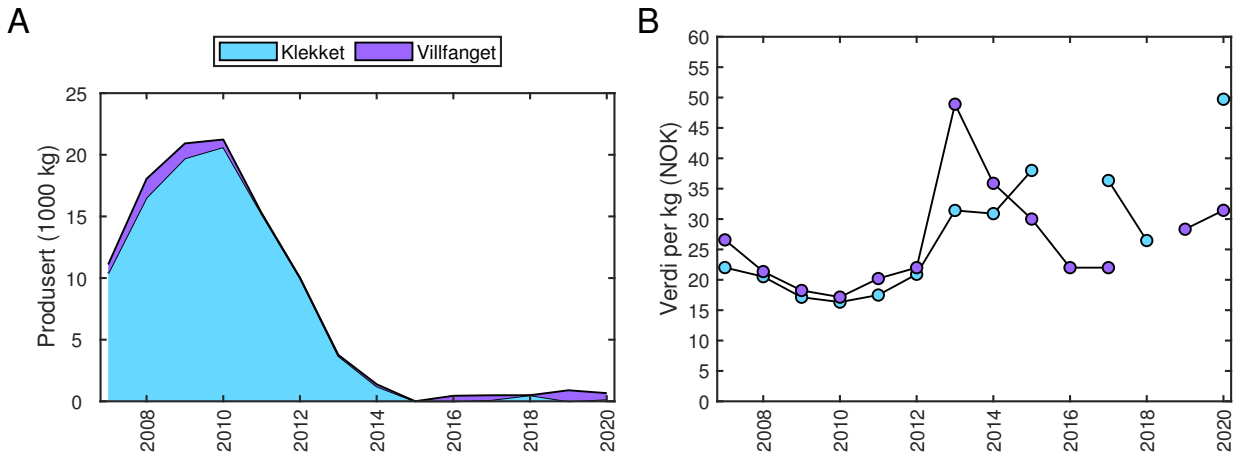
funksjon som rensefisk. Det ser ut som om rognkjeks beiter mindre på lus når den kan spise laksefôr. For best mulig velferd for fisken, er det anbefalt å fôre fisken med tilpasset fôr i eller ved skjul. Praksis der man bruker samme utfôringspunkt som til laks kan derfor være stressende for rognkjeksen, spesielt i lokaliteter med mye strøm.

## 10.5 - Oppdrettstorsk

### 10.5.1 - Atlantisk torsk som oppdrettsart

Hele den lange historien om oppdrettstorsken utvikling, vekst og fall er forbilledlig gjenfortalt og analysert i dr. avhandlingen til Ken Harald Enoksen (2017), og nylig publiserte også Nardi mfl. (2021), samt i to ferske oppsummeringer av historien og utfordringer og nye muligheter knyttet til torskeoppdrett i Norge, (Henriksen mfl. 2018, Puvanendran mfl. 2022). Metoder for klekking av plommesekklarver i stor skala ble utviklet allerede på 1800 tallet, og metoder for oppdrett av torskeyngel ble utviklet ved Havforskningsinstituttets forskningsstasjoner på 1970 og 80 tallet. Yngelen ble oppdrettet i sjøvannspoller hvor annen fisk var utryddet med plantegiften rotenon (Øiestad mfl. 1985; Enoksen 2017). Torsken levde de første par månedene av naturlig plankton til de var store nok til å spise tørrfôr. Torsken var av god kvalitet, men overlevelsen i pollene variete, særlig på grunn av at matmangel og stor størrelsesforskjell som førte til kannibalisme. I regi av ulike forskningsprosjekter ble mesteparten av den pollproduserte torsken satt ut på havbeite i forsøk på å styrke lokale torskebestander (Svåsand mfl. 2000). På denne tiden startet også de første forsøkene med intensiv yngelproduksjon i tette poser i sjøen eller kar på land tilført filtrert plankton, og etter hvert ble det tatt i bruk dyrket plankton (hjuldyr også kalt rotatorier og saltkrepsen Artemia). Dyrket plankton ga imidlertid dårligere yngelkvalitet og vekst, og det var særlig problemer med ryggradsdeformasjoner. På 1980-tallet begynte også de første eksperimentelle forsøkene med matfiskoppdrett, og mange søkte konsesjoner for oppdrett av torsk, men mangel på yngel og egnet fôr gjorde at bare noen få startet opp og i relativt liten skala. Torsken vokste bra i merdene, men ble kjønnsmoden og tapte vekt og kvalitet før den nådde salgsstørrelse, samt at den utviklet en svært stor lever som gjorde at det ble mye sløyesvinn. Disse utfordringene ble senere delvis løst ved at en kunne forsinke kjønnsmodningen ved bruk av lys i merdene og magrere fôr reduserte leverprosenten, men nye sykdomsproblemer, rømming, og varierende yngelkvalitet gjorde dette totalt sett lite lønnsomt.

På 1990 tallet ble det utviklet effektive intensive metoder for oppdrett av sea bream og havabbor i Sør-Europa basert på dyrket levendefôr (hjuldyr og *Artemia* ) anriket med alger, gunstige fettsyrer og andre næringsstoffer. Mye av denne teknologien og kunnskapen kunne overføres til torsk, og det ble mulig å oppskalere yngelproduksjon. Dette, sammen med gode torskepriser, et samlet engasjement fra stat, forskning og næringsliv “Sats på torsk” nettverket skapte ny interesse for torskeoppdrett etter årtusenskiftet, og i 2004 var det gitt hele 560 tillatelser til torskeoppdrettere som ville kastet seg på den nye «torskebølgen». Dette tiåret ble det investert flere milliarder i fullskala yngel- og matfiskanlegg og i 2008 ble 25 millioner torsk ble satt ut i merdene (figur 10.1). De tidligere problemene med varierende yngelkvalitet, deformasjoner, dødelighet, sykdommer, rømming og tidlig kjønnsmodning var imidlertid ikke løst, og selv om noe ble bedre etter hvert som en lærte raskt av gamle feil ble det dyrt å feile i stor skala. Særlig den nye sykdommen francicellose ble et stort problem på Vestlandet og spredde seg nordover. I tillegg ble de økonomiske problemene ble ytterligere forverret av den globale finanskrisen i 2008-9 og av at store fangster av vill torsk som begge medførte nedgang i torskeprisene (figur 10.24B). Etter en topp i 2010 på nesten 21 tusen tonn, dalte produksjonen raskt og i 2015 var det så godt som tomt for oppdrettstorsk i merdene (figur 10.24A). I 2010 ble det i regi av Forskningsrådet laget en plan for videre nasjonal satsing på torskeoppdrett (Norges forskningsråd 2009) og forskningsbehovene relatert til oppdrett av marine fisk ble utredet (Helvik mfl. 2009) , men røde tall i torskeoppdretternes regnskaper og magre utsikter for lønnsomhet gjorde at de meste av planene og forskningen ble lagt på is.




*Figur 10.24. A) Mengde produsert torsk av villfanget og settefisk (klekket opprinnelse). B) Verdi per kg ved salg for henholdsvis villfanget oppdrettstorsk (lilla) og ren oppdrettstorsk (turkis). Kilde: Fiskeridirektoratet*

Et unntak var imidlertid avlsarbeidet. Ved Nofima i Tromsø ble det i 2003 etablert en avlsstasjon for torsk, og på tross av kollapsen i næringen i ble dette arbeidet videreført med statlig finansiering og drives fortsatt. Også ved Havlandet Marin Yngel i Florø ble selskapets avlsarbeid siden 2000 tallet videreført frem til i dag, der en nå har avlet frem 7. generasjon av oppdrettstorsk. Disse avlsselskapene mener å ha løst mye av problemene med overlevelse og deformasjoner i yngelfasen, samt at bedre overleving og raskere vekst i matfiskfasen gjør at en større andel når slaktestørrelse før de blir kjønnsmodne. Torsk over to kilo (hodekappet og sløyd) oppnår betydelig høyere pris, og er ansett som minimum slaktestørrelse (Henriksen mfl. 2018). Det hevdes også at torsken er roligere og langt mindre rømmingsvillig, og at det ikke er problemer med kannibalisme (Puvanendran mfl. 2022).

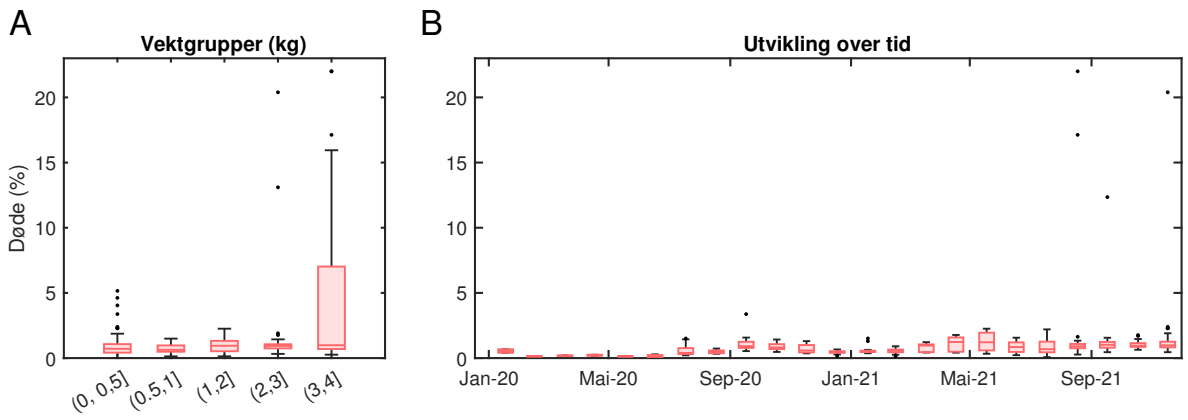
Eventyrlig inntjening i laksenæringen og mangel på nye laksekonsesjoner gjør også at det finnes mye risikovillig kapital og framgangen i torskeavlen og gode torskepriser de siste årene har igjen gjort at interessen for torskeoppdrett økt kraftig. Med dagens tillatelser og søknader vil det være en potensiell totalproduksjon på omtrent 170 000 tonn. Selv om det er gjort fremskritt siden forrige torskebølge er ikke alle problemer løst, og det vil fortsatt være risiko for dyrevelferdsproblemer i alle faser av oppdrettssyklusen når produksjonen oppskaleres, men kanskje særlig i matfiskfasen, siden det er vanskelig å kontrollere sykdom og smittespredning i åpne merdsystemer.

### 10.5.2 - Velferd til torsk i oppdrett

En nyklekt torskelarve er lite utviklet og bare 4 millimeter lang og har en plommesekk som varer de første 3-5 dagene. På disse dagene utvikler den en funksjonell kjeve og tarm og blir klar til å spise levende byttedyr (Sæle mfl. 2017). I naturen starter de å spise de minste stadiene (nauplie) av hoppekreps, mens de i intensivt oppdrett får servert oppdrettede fôrdyr (se 10.112.6). De små larvene er naturligvis sårbare for sult, stress og feilernæring, og ved ugunstige fôringsrutiner kan kannibalisme forekomme. Torsk som ble fôret med hjuldyr og *Artemia* var utsatt for ryggradsdeformasjoner av ulike typer, særlig det en kalte nakkeknekk, noe som omtrent ikke fantes hos torsk som fikk naturlig plankton. Dette viser tydelig hvor viktig riktig ernæring er på de tidligste stadiene. Dødeligheten i torskeyngelproduksjonen var naturlig nok langt høyere enn i lakseoppdrett, og 10% overlevelse var et akseptabelt resultat. I dag melder både Havlandet Marin yngel og Nofima om overlevelse opp mot 50%, og at problemene med deformasjoner er så godt som løst.

I sjø ligger den månedlige dødeligheten på nivå med oppdrettslaks (figur 10.25). Generelt kan det synes å være økt sannsynlighet for unormal høy dødelighet første tid i sjø (uteliggere vektklasse 0-0.5 kg, figur 10.25A), og for hendelser som gir månedlig dødelighet over 10% når torsken passerer 2-3 kg (figur 10.25A). Men, denne dødeligheten over 10% samvarierer med økt innslag av slike uteliggere i datasettet mot slutten av 2021 (figur 10.25B). Alt i alt, baserer, analysen seg på svært få produksjoner og kan dermed gi et feilaktig bilde av den reelle sannsynligheten for forøkt dødelighet i produksjon av oppdrettstorsk i sjø. Statistikken vil bli bedre i årene fremover ettersom det blir produsert

flere generasjoner torsk å basere analysen på og særlig hvis næringen vokser videre med flere lokaliteter som produserer oppdrettstorsk fra utsett til slakt.




*Figur 10.25. Rapportert månedsdødelighet 2020-2021 for oppdrettstorsk i merder for A) ulike vektgrupper og B) som utvikling fra jan 2020 til desember 2021. Per nå er det svært få produksjoner å basere denne statistikken på og resultatene må derfor tolkes med forsiktighet. Data: Fiskeridirektoratet.*

### 10.5.2.1 - Naturlig atferd

I havet blir torskelarvene spredt med strømmen over store områder, og mindre enn 1 av 100 000 overlever til de når kjønnsmodning (Kristiansen mfl. 1997). Når de er rundt 5 cm søker de mot bunnen og kan finnes på grunne områder både enkeltvis og i stimer. Torsken er i utgangspunktet ikke en stimfisk, og ungtorsken lever naturlig alene eller i små grupper (Meager mfl. 2018). Unntaket er gytesesongen og når de er på næringsvandring og kan samle seg i større stimer. Torsken bruker mye av tida på å lete etter mat på og nær bunnen, og er nysgjerrig, kommuniserer med hverandre med kroppssignaler og lyd (Meager mfl. 2018) og har god hukommelse (Nilsson mfl. 2008). I oppdrett lever de i høye tettheter, og spiser pellet som fôres i overflaten, og er tilsynelatende forhindret fra mye naturlig atferd.

### 10.5.2.2 - Forutsetninger for liv i oppdrett

Startfôringsfasen frem til stadiet kalt metamorfose, når de har fått finner og fasong som en torsk, er naturlig nok den mest kritiske fasen. De ørsmå larvene vokser opp til 20% per dag og må skaffe alt de trenger for å overleve og mye kan gå galt på vegen. Bare den første måneden i oppdrett dør mer enn halvparten av matmangel, feilernæring, sykdom og kannibalisme. Suboptimal ernæringsverdi og suboptimalt vannmiljø gjør gjerne at fiskene blir svekket og får ryggradsdeformasjoner, og de er utsatt for virussykdommer. I de få settefiskanleggene som er i drift i 2022 meldes det om at økt biosikkerhet, bedre ernæring og fôringsrutiner, gode driftsrutiners og protokoller, og ikke minst erfarne røktere har gjort at disse problemene er sterkt redusert, og ikke ses på som en flaskehals lengre. Etter at de er godt tilvent tørrfôr i tomånedersalderen, er oppdrette relativt uproblematisk og dødeligheten relativt lav. Både oppdrettet og vill torsk vokser og trives tilsynelatende godt i kar og merder, dersom vannkvalitet, temperatur, oksygennivå og ernæring er tilfredsstillende, også på høye tettheter.

Torsken har lukket svømmeblære og kan balansere oppdriften slik at de kan være nøytrale og “henge i vannet” på ethvert dyp. Justeringen av gassfyllingen av svømmeblæren er imidlertid en langsom prosess via blodbanen og de er derfor sårbare for trykkreduksjon og kan miste oppdriftskontroll hvis merden heves og trykket reduseres mer enn ca. 40% (Korsøen mfl. 2010, Kristiansen mfl. 2011). Torsken er nysgjerrig og vil bite på løse trådender og kunne utvide hull i merden og rømmer lett dersom de finner åpninger. Torsken er også en mer tilpasningsdyktig, lærevillig og sosial art en laks og er lettere å temme. Det hevdes at torsken som er avlet frem over 5-7 generasjoner er tammere og tilpasser seg bedre oppdrettsforholdene.

### 10.5.2.3 - Stress og skader

Torsken er en relativ robust art som er mindre utsatt for hudskader og skjelltap og tåler sortering og annen håndtering bedre enn laksefiskene. De er naturligvis mest sårbare i de tidligste stadiene og tåler da lite håndtering før de er rundt 5 cm. Torsken er en fisk som har god læringsevne og lar seg temme på en annen måte enn laks og kan tilvenne seg gjentatte stressorer (Nilsson mfl. 2012). Siden torsken, som nevnt, har en lukket svømmeblære kan raske trykkreduksjoner føre til tap av oppdriftskontroll og dermed stress og potensielle skader på fisken. Det ble både på 2000 tallet og i 2021 meldt om hendelser dere oppdrettere fant store mengder torsk flytenede med buken i været i merdene, og det ble spekulert i om fisken hadde blitt skremt opp til overflaten av hval eller at sterk strøm og fiskens atferd hadde løftet nota og dermed fisken raskt til overflaten. Torsk behandles ikke mot torskelus, men dette kan muligens bli et økende problem, og evt. Lusebehandling eller andre typer håndtering og behandling kan på samme måte som for laks gi stress og skader.

### 10.5.2.4 - Sykdom, parasitter og produksjonslidelser

I yngelproduksjon av torsk har det tradisjonelt sett vært larvefasen med levendefôr og overgangen til tørrfôr (weaning) som har vært de mest utfordrende også med tanke på sykdom. Problemer med bakteriell enteritt (ulike *Aliivibrio* - og *Vibrio* -bakterier) og ustabil mikroflora var store (Sandlund 2008). I miljøer med høy organisk belastning er det ofte utfordrende å holde et stabilt mikrobielt miljø over tid og interaksjonen mellom larvene og det mikrobielle miljøet er ofte utfordrende (Vadstein mfl. 2018ab; Vestrum mfl. 2018, Attramadal mfl. 2016 og 2014). Hos marin fisk er det store variasjoner i når immunsystemet utvikles og fisken kan vaksineres. Hos torsk regner man at lymfoide organer er funksjonelle mot slutten av larvestadiet (9-11 mm ca. 28-35 dager etter klekking. IgM er verifisert å være til stede ca. 28 dager etter klekking (Falk-Petersen 2005). Til sammen gjør dette det utfordrende å finne gode vaksineringsstrategier og optimalisere vaksiner for marine yngel (Brudeseth mfl. 2013). Probiotika har vært og er derfor sett på som et hjelpemiddel for å skape en mer fordelaktig mikroflora i larvetankene og også for å bekjempe patogene bakterier. Selv med lav torskeproduksjon de siste 10 årene, har det fortsatt vært jobbet noe med disse problemstillingene (Skjermo mfl. 2015, Puvenendran mfl. 2021, Yilmaz mfl. 2022).

Sist det var større produksjon av oppdrettstorsk i Norge sto bakterielle sykdommer for de største sykdomsproblemene i sjøfasen. Vibriose (*Vibrio* spp.), atypisk furunkulose (*Aeromonas salmonicidae* subsp. *achromogenes*) og francisellose (*Francisella noatunensis*) var de hyppigste årsakene til sykdom og dødelighet. I tillegg var gjellebetennelse, forårsaket av ulike parasitter, blant annet *Triodina,* vanlig (Hellberg mfl. 2011, Puvanendran mfl. 2022). Dagens bruk av forbedrede vaksiner i tillegg til screening av og stamfisk for blant annet *Francisella* sp. ser ut til å holde dette i sjakk i dagens situasjon.

Produksjonen av oppdrettstorsk i dag er lav og det rapporteres generelt sett om få sykdomsproblemer, men at produksjonslidelser, av ulik art og årsak, fører til det meste av dødeligheten hos torsk i oppdrett. I dages torskeoppdrett listes følgende utfordringer som de mest fremtredende: Sår, tarmslyng og tapersyndrom. I tillegg utgjør «uspesifikk» dødelighet en stor utfordring. Det er ikke knyttet et spesifikt agens til de tre sistnevnte, men de fører til velferdsproblemer for fisken som rammes. Det kan heller ikke utelukkes at sykdomsfremkallende agens står for deler av denne dødeligheten, særlig i kategoriene «tapersyndrom» og «uspesifikk». Sårproblemer forårsaket av bakterien *Moritella viscosa* skapte også utfordringer sist det var torskeoppdrett i større skala (Hellberg mfl. 2011).

Tapersyndrom kan være knyttet til agens og sykdom, selv om ikke noe spesifikt er påvist. Det er uansett et stort velferdsproblem og påfører i tillegg et økonomisk tap for oppdretter.

«Diverse tarmlidelser» hos torsk ble også rapportert sist runde med torskeoppdrett som: glasstarm, tarmbetennelse, tarmslyng og kraftig utspilt tarm. Veterinærinstituttet rapporterte i Fiskehelserapporten 2010 videre at «I anlegg uten sykdom utgjorde slik fisk om lag halvparten av dødfisken totalt» (Hellberg mfl. 2011). Hos dagens oppdrettstorsk er tarmslyng en av dødelighetsårsakene som trekkes frem. Hva som forårsaker dette er usikkert, og sannsynligvis sammensatt. Foreløpig har vi flere hypoteser om hva som forårsaker tarmslyng, som at fôringredienser kan gi problemer med fordøyelsen, eller at pellet størrelse kan påvirke mengden chyme som introduseres i tarm. Det finnes foreløpig ingen forskning på problemet som kan belyse årsak.

For mer detaljert gjennomgang av sykdom hos torsk, se kapittel 9.5.4 - Spredning av sykdomsfremkallende organismer-parasitter, bakterier og virus

### 10.5.2.5 - Vannmiljø

**Vannmiljø i settefiskanlegg.** Torskelarvene startfôres med levende byttedyr i små kar med lav vanngjennomstrømming. I denne fasen er torskelarvene lite svømmedyktige og tåler derfor lite vannstrøm. De ørsmå larvene utgjør ingen nevneverdig biomasse i starten og har lite oksygenforbruk, slik at vanngjennomstrømmingen er hovedsakelig for å holde nede bakterievekst på grunn av fôring i karet. Det tilførte levendefôret er den viktigst kilden til organisk belastning og bakterievekst den første måneden. Høye byttedyrtettheter og hyppig fôring gjør at den organiske belastningen er betydelig, og siden byttedyrene raskt får redusert ernæringsverdi må det kontinuerlig tilføres nye (Skjærmo og Vadstein 1999). Ved å tilsette alger i karene kan en opprettholde ernæringsverdien lengre, og algene kan være med å opprettholde bedre vannkvalitet (Van der Meeren mfl. 2007). Bruk av modnet vann med langsomtvoksende bakterier (K-selekterte) fører også til mer stabil mikroflora, og hindre vekst av skadelige rasktvoksende opportunistiske bakterier (Attramadal mfl. 2014. 2016). Bruk av resirkulert "modnet" vann gir imidlertid en større sannsynlighet for ammoniumforgiftning. Ettersom larvene vokser, økes vanngjennomstrømmingen gradvis og det er viktig å finne den riktige balansen mellom vannkvalitet og fôring. Torskelarvene er også sårbare for total gassovermetning som kan oppstå når en varmer opp vannet eller ved at luft suges inn i vannpumpene. Gassovermetning er også mistenkt for å medføre overfylling av svømmeblæra som igjen kan gi ryggradsdeformasjoner (Grotmol mfl. 2005; Gunnarsli mfl. 2009)

Å øke turbiditeten i vannet ved tilsetting av alger, algepasta, eller leire, har vist seg å være positivt for overlevelse og vekst, trolig på grunn av mindre interaksjoner mellom larver og at det blir lettere å fokusere på byttedyrene som er nærmest (van der Meeren mfl. 2007)

Det er også viktig å hindre at det legger seg en fetthinne på overflaten som hindrer larvene å ta opp fylle svømmeblæren første gang, og det brukes derfor "skimmere" med luftbobling som bryter ned denne hinnen.

En enda større organisk belastning og årsak til bakterievekst er det finmalte tørrfôret som gis fra larvene er 35-40 fager gamle i den såkalte «weaning» - perioden. Det kreves derfor at en holder balansen mellom vannkvalitet og fôring, og at en har gode metoder for å redusere mengden organisk materiale fra bunn og vegger (van der Meeren mfl. 2000).

**Vannmiljø i påvekstfasen.** Den Atlantiske torsken er en tilpasnings dyktig art og kan tolerere fra –1.5 til 19 °C (Righton mfl. 2010). Optimal temperatur for vekst er antatt å være i området 10-14. Hvilke temperaturer som er optimale avhenger også av hva de er tilpasset til, men høye sommer-temperaturer på Sør- og Vestlandet over 18 °C kan være mer enn torsken tolererer. De kan kortvarig tåle høyere temperaturer og lavere salinitet dersom de har fluktveier til kaldere og mer oksygenrikt vann, slik at dype merder kan være en løsning i disse områdene (Righton mfl. 2010). Torsken er relativt tolerant for lave oksygennivåer, og reduserer aktiviteten ved lave verdier. Kritiske nivåer er rundt 20% metning, men torsk vil unnvike verdier rundt 40% metning. Torsken ble ikke stresset av lavt oksygennivå før den nærmet seg kritiske nivåer (Herbert og Steffensen 2005).

### 10.5.2.6 - Fôr og fôring

Startfôringsklar torsk er kun 4 mm lang og har et veldig enkelt fordøyelsessystem. Som beskrevet i 10.10.2.6 for berggylt, trenger den levende små fôrdyr i starten. Også for denne arten er det vanlig å fôre med anrikete rotatorier i starten frem til ca. 32 dager etter klekking (stadium 3), deretter anriket *Artemia* frem til 60 dager etter klekking (stadium 4) før tørrfôrtilvenning. Tørrfôret må ha lettfordøyelig protein, og da med høyt innslag av pre-hydrolysert protein. Dette er viktig da torskelarvene ikke har noen funksjonell mage før rundt 80 dager etter klekking da torsken er for juvenil å regne (Pedersen & Falk-Petersen 1992).

Selv om mange torskelarver vil klare seg, og vokse opp med en startdiett av rotatorier og *Artemia* er det vist at en zooplankton diett, som torsken spiser i naturen gir en langt raskere vekst og tilsynelatende mer robust fisk, men dødeligheten var den samme (Karlsen mfl. 2015). Størrelsesforskjellene initiert av forskjellene i levendefôret holdt seg

imidlertid gjeldende resten fiskens levetid i fangenskap (ca. 2 år frem til slakt). De viktigste faktorene for denne forskjellen i vekst er trodd å komme fra den lave mengden protein i rotatorier og at rotatoriene ikke inneholder taurin. Dette er faktorer det ikke er mulig å manipulere gjennom anrikning til fôrdyrene. Andre faktorer som kan ha en effekt er lave nivå av sink og karatenoider i rotatorier (Karlsen mfl. 2015). Sæle mfl. (2017) viste også at torskelarver gitt innfanget zooplankton hadde langt lavere tilfeller av skjelettdeformiteter senere i livet, enn torsk som fikk rotatorier og *Artemia* .

Fra 0,26 g til ca. 4 g har Hamre & Mangor-Jensen (2000) vist at juvenil torsk ikke bør ha mer enn 50 % protein, men man kan øke denne andelen etter 4 g fiskevekt. Samme studie viste at lipid nivå bør ligge på 15 til 20 % og karbohydratnivå på 15 % er uproblematisk. For større fisk ser det ut til at optimal makronæringsstoffsammensetning er tilnærmet lik den for liten fisk (Grisdale-Helland mfl. 2008).

Det finnes lite kunnskap om behov for vitaminer og mineraler hos torsk i påvekstfasen. Juvenil fisk (ca. 2 til 60 g) har et behov på 10 mg/kg vitamin K (Ghral-Madsen & Lie, 1997). Kousoulaki mfl. (2010) kunne ikke konkludere på omtrentlig behov, men fant at P-behovet er høyere enn 5,4 g/Kg.

Herland mfl. (2011) fôret torsk i to år med 3 dietter med høyere Cu og Zn i diett 3. Her fant de at Cu økte i filet nå fôret økte fra 3 til 10 mg/Kg, mens Zn sank selv om fôrene økte fra 42 til 73 mg/Kg. Dette er langt ifra nok til å evaluere behov, men viser at Cu har negativ effekt på Zn opptak et sted mellom 3 til 10 mg/Kg i fôret. Det er store kunnskapshull på behov for vitaminer og mineraler hos større torsk.

## 10.6 - Referanser

Attramadal KJK, Minniti, G, Oie G, Kjorsvik E, Ostensen MA, Bakke I, Vadstein O 2016. Microbial maturation of intake water at different carrying capacities affects microbial control in rearing tanks for marine fish larvae. *Aquaculture* , *457* , 68-72.

Attramadal KJK, Truong TMH, Bakke I, Skjermo J, Olsen Y, Vadstein O 2014. RAS and microbial maturation as tools for K-selection of microbial communities improve survival in cod larvae. *Aquaculture* , *432* , 483-490.

Aas TS, Ytrestøyl T, Åsgård T 2019. Utilisation of feed resources in the production of Atlantic salmon ( *Salmo salar* in Norway: An update for 2016. Aquaculture 15, 1-10.

Brambell FWR 1965. Report of the Technical Committee to Inquire into the Welfare of Animals Kept under Intensive Livestock Husbandry Systems. Her Majesty's Stationary Office, London, UK.

Brooker AJ, Papadopoulou A, Gutierrez C, Rey S, Davie A, Migaud H 2018. Sustainable production and use of cleaner fish for the biological control of sea lice: recent advances and current challenges. Vet Rec 183, 383.

Brudeseth BE, Wiulsrød R, Fredriksen BN, Lindmo K, Løkling K-E, Bordevik M, Steine N, Klevan A, Gravningen K (2013) Status and future perspectives of vaccines for industrialised fin-fish farming. Fish & shellfish immunology 35:1759-1768

Bæverfjord G, Antony JPP, Fjelldal PG, Albrektsen S, Hatlen B, Denstadli V, Ytteborg E, Takle H, Lock E, Berntssen MH, Lundebye A, Åsgård T. Waagbø R 2019. Mineral nutrition and bone health in salmonids. Rev Aquacult. 11, 740-765.

Cañon Jones HA, Noble C, Damsgård B, Pearce GP 2001. Social network analysis of the behavioural interactions that influence the development of fin damage in Atlantic salmon parr (*Salmo salar*) held at different stocking densities. Applied Animal Behaviour Science 133, 117– 126.

Davenport J, Kjørsvik E 1986. Buoyancy in the lumpsucker *Cyclopterus lumpus* . Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 66, 159–174.

Dempster T, Korsøen Ø, Folkedal O, Juell J-E, Oppedal F 2009. Submergence of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in commercial scale sea-cages: A potential short-term solution to poor surface conditions. Aquaculture 288, 254-263.

Dipper FA, Bridges CR, Menz A 1977. Age, growth and feeding in the ballan wrasse *Labrus bergylta* Ascanius 1767. Journal of Fish Biology.

Enoksen KH 2017. Å temme torsken – fremveksten av norsk torskeoppdrettsnæring En beretning om kollektivt entreprenørskap. Dr, avhandling, Norges fiskerihøgskole. Universitetet i Tromsø.

Erikson U, Solvang T, Schei M, Ag S, Strand A, Aalberg K 2019. Hydrolicer - Utredning av system, stress og velferd ved avlusing. SINTEF, rapport nr 2018:01081

Erkinharju T, Dalmo RA, Hansen M, Seternes T 2020. Cleaner fish in aquaculture: review on diseases and vaccination. Reviews in Aquaculture 13, 189-237

Espmark ÅM, Kolarevic J, Åsgård T, Terjesen BF 2017. Tank size and fish management history matters in experimental design. Aquaculture Research 2017, 2876-2894.

FAWC 1979. Press statement. Dec 5th 1979 p1. Farm Animal Welfare Council, Surrey, UK.

FAWC 1992. FAWC updates the five freedoms. Veterinary Record 17: 357.

FAWC 2009. Farm Animal Welfare in Great Britain: Past, Present and Future. Farm Animal Welfare Council, London, UK.

Folkedal O, Torgersen T, Olsen RE, Fernö A, Nilsson J, Oppedal F, Stien LH, Kristiansen TS 2012. Duration of effects of acute environmental changes on food anticipatory behaviour, feed intake, oxygen consumption, and cortisol release in Atlantic salmon parr. Physiology & Behavior 105, 283–291

Falk-Petersen IB 2005. Comparative organ differentiation during early life stages of marine fish. *Fish & Shellfish Immunology*, *19*, 397-412.

Fjelldal PG, Lock E-J, Grotmol S, Totland GK, Nordgarden U, Flik G, Hansen T 2006. Impact of smolt production strategy on vertebral growth and mineralisation during smoltification and the early seawater phase in Atlantic salmon (*Salmo salar* , L.). Aquaculture 261, 715-728

Fjelldal PG, Madaro A, Hvas M, Stien LH, Oppedal F, Fraser TWK 2021. Skeletal deformities in wild and farmed cleaner fish species used in Atlantic salmon Salmo salar aquaculture. Journal of Fish Biology 98, 1049-1058.

Frank K, Gansel LC, Lien AM, Birkevold J 2015. Effects of a Shielding Skirt for Prevention of Sea Lice on the Flow Past Stocked Salmon Fish Cages. Journal of Offshore Mechanics and Arctic Engineering 137, 011201.

Figueiredo M, Morato T, Barreiros JP, Afonso P, Santos RS 2005. Feeding ecology of the white seabream, *Diplodus sargus* , and the ballan wrasse, *Labrus bergylta* , in the Azores. Fisheries Research 75, 107–119.

FHF 2020. Oppsummering LAKSELUS. https://www.fhf.no/resultater/utvalgte-tema/lakselus/

Frisk M, Høyland M, Zhang L, Vindas MA, Øverli Ø, Johansen IB, 2020. Intensive smolt production is associated with deviating cardiac morphology in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Aquaculture 529, 735615

Geitung L, Oppedal F, Stien LH, Dempster T, Karlsbakk E, Nola V, Wright DW 2019. Snorkel sea-cage technology decreases salmon louse infestation by 75% in a full-cycle commercial test. International Journal for Parasitology 49, 843-846.

Geitung L, Wright DW, Stien LH, Oppedal F, Karsbakk E 2021. Tapeworm (*Eubothrium sp.*) infestation in sea caged Atlantic salmon decreased by lice barrier snorkels during a commercial-scale study. Aquaculture 541, 736774,

Glaropoulos A, Stien LH, Folkedal O, Dempster T, Oppedal F 2019. Welfare, behaviour and feasibility of farming Atlantic salmon in submerged cages with weekly surface access to refill their swim bladders. Aquaculture 502, 332-337.

Glencross BD, Baily J, Berntssen MHG., Hardy R, MacKenzie S, Tocher DR 2020. Risk assessment of the use of alternative animal and plant raw material resources in aquaculture feeds. Reviews in Aquaculture, 12, 703–758.

Grahl-Madsen E, Lie Ø 1997. Effects of different levels of vitamin K in diets for cod (*Gadus morhua*). Aquaculture 151, 269–274.

Grisdale-Helland B, Shearer KD, Gatlin DM, Helland SJ 2008. Effects of dietary protein and lipid levels on growth, protein digestibility, feed utilization and body composition of Atlantic cod (*Gadus morhua*). Aquaculture 283, 156–162 .

Grotmol, S., Kryvi, H., & Totland, G. K. (2005). Deformation of the notochord by pressure from the swim bladder may cause malformation of the vertebral column in cultured Atlantic cod Gadus morhua larvae: A case study. *Diseases of Aquatic Organisms* , *65* (2).

Grøntvedt RN, Nerbøvik I-KG, Viljugrein H, Lillehaug A, Nilsen H, Gjerve A-G. 2015. Termisk avlusing av laksefisk – dokumentasjon av fiskevelferd og effekt, In: Veterinærinstituttets rapportserie nr. 13/2015. Veterinærinstituttet, Oslo.

Grøntvedt RN, Kristoffersen AB, Jansen PA 2018. Reduced exposure of farmed salmon to salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis* L.) infestation by use of plankton nets: Estimating the shielding effect. Aquaculture 495, 865-872.

Gunnarsli, K. S., Toften, H., & Mortensen, A. (2009). Effects of nitrogen gas supersaturation on growth and survival in larval cod (Gadus morhua L.). *Aquaculture* , *288* (3–4).

Hamre K, Mangor-Jensen A 2006. A multivariate approach to optimization of macronutrient composition in weaning diets for cod (*Gadus morhua*). Aquacult Nutr 12, 15–24.

Hamre K, Nordgreen A, Grotan E, Breck O 2013. A holistic approach to development of diets for Ballan wrasse (*Labrus berggylta*) - a new species in aquaculture. PeerJ 1, e99.

Hamre K, Sissener NH, Lock EJ, Olsvik PA, Espe M, Torstensen B, Silva J, Waagbø R, Hemre G-I 2016. Antioxidant nutrition in Atlantic salmon (Salmo salar) parr and smolt, fed diets with high inclusion of plant ingredients and graded levels of micronutrients and selected amino acids. PeerJ. 4:e2688, 1-26.

Hamre K, Berge GM, Sæle Ø, Holen E, Kousoulaki K, Remø SC, Krogdahl Å, Lein I 2022. Optimization of the Balance between Protein, Lipid and Carbohydrate in Diets for Lumpfish (*Cyclopterus lumpus*). Aquaculture Nutrition 2022, 1–15.

Hansen TW, Folkvord A, Grotan E, Sæle Ø 2013. Genetic ontogeny of pancreatic enzymes in *Labrus bergylta* larvae and the effect of feed type on enzyme activities and gene expression. Comparative Biochemistry and Physiology B-Biochemistry & Molecular Biology 164, 176–184

Harrison R (1964) Animal Machines – The New Factory Farming Industry. Vincent Stuart, London. 186 pp.

Harvey CH, Solberg MF, Troianou E, Carvalho GR, Taylor MI, Creer S, Dyrhovden L, Matre IH, Glover KA 2016. Plasticity in growth of farmed and wild Atlantic salmon: is the increased growth rate of farmed salmon caused by evolutionary adaptations to the commercial diet? BMC Ecology and Evolution 16: 264

Haugse, B, mfl. (2010). Plan for koordinert satsing på torsk. Forskningsrådet. ISBN 978-82-12-02684-1 (pdf)

Hellberg, H., Duncan Colquhoun, D., Hanne Nilsen H., Britt Bang Jensen, B. B. (2011) Fiskehelserapporten 2010, Helsesituasjonen hos marin fisk 2010 (red Hege Hellberg) s 26-34, i Fiskehelserapporten 2010, Veterinærinstituttet

Helvik JV, mfl. 2009. The fish larvae: a transitional life form, the foundation for aquaculture and fisheries. Report on

research on early life stages of fish. Norges Forskningsråd. ISBN 978-82-12-02681-0 (printed version) ISBN 978-82-12-02682-7 (pdf

Hemre G.-I., Lock E.J., Olsvik P.A., Hamre K., Espe M., Torstensen B., Silva J., Hansen A.-C., Waagbø R., Johansen J., Sanden M. & Sissener N.H. (2016) Atlantic salmon (Salmo salar) require increased dietary levels of B-vitamins when fed diets with high inclusion of plant-based ingredients. PeerJ, 4:e2493, 1-28.

Henriksen E, Heide M, Hansen ØJ, Mortensen A 2018. Kunnskaps- og erfaringsgrunnlag for torskeoppdrett. NOFIMA Rapportnr. 23/2018.

Herbert, N. A., & Steffensen, J. F. (2005). The response of Atlantic cod, Gadus morhua, to progressive hypoxia: Fish swimming speed and physiological stress. Marine Biology, 147(6), 1403–1412. https://doi.org/10.1007/s00227-005-0003-8

Herland H, Cooper M, Esaiassen M, Olsen RL 2011. Effects of Dietary Mineral Supplementation on Quality of Fresh and Salt-Cured Fillets from Farmed Atlantic Cod, Gadus morhua. J World Aquacult Soc 42, 261–267

Hjeltnes B, Bang Jensen B, Bornø G, Haukaas A, Walde C S (red) 2019. Fiskehelserapporten 2018, utgitt av Veterinærinstituttet 2019

Holan AB, Roth B, Breiland MSW, Kolarevic J, Hansen ØJ, Iversen A, Hermansen Ø, Gjerde B, Hatlen G, Mortensen A, Lein I, Johansen L-H, Noble C, Gismervik K, Espmark AM 2017. Beste praksis for medikamentfrie metoder for lakseluskontroll (MEDFRI). Nofima, Rapport 10/2017

Hosfeld CD, Hammer J, Handeland SO, Fivelstad S, Stefansson SO 2009. Effects of fish density on growth and smoltification in intensive production of Atlantic salmon (Salmo salar L.). Aquaculture 294, 236-241.

Hvas M, Oppedal F 2017. Sustained swimming capacity of Atlantic salmon. Aquaculture Environment Interactions 9, 361-369.

Hvas M, Folkedal O, Imsland A, Oppedal F 2018. Metabolic rates, swimming capabilities, thermal niche and stress response of the lumpfish, *Cyclopterus lumpus* . Biology open 7, bio036079

Hvas M, Bui S 2022. Energetic costs of ectoparasite infection in Atlantic salmon. Journal of Experimental Biology 225, jeb24300.

Imsland, AKD, Reynolds P, Eliassen G, Hangstad TA, Foss A, Vikingstad E, Elvegård TA 2014. The use of lumpfish (*Cyclopteruslumpus* L.) to control sea lice (*Lepeophtheirus salmonis* Krøyer) infestations in intensively farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Aquaculture 425-426,18–23.

Imsland AKD, Reynolds P, Hangstad TA, Kapari L, Maduna SN, Hagen SB, Jónsdóttira ÓDB, Spetland F, Lindberg KS 2021. Quantification of grazing efficacy, growth and health score of different lumpfish (*Cyclopterus lumpus* L.) families: Possible size and gender effects. Aquaculture 530, 735925.

Jónsdóttir KE, Hvas M, Alfredsen JA, Føre M, Alver MO, Bjelland HV, Oppedal F 2019. Fish welfare-based classification method of ocean current speeds at aquaculture sites. Aquaculture Environment Interactions 11, 249-261.

Johansson D, Laursen F, Fernö A, Fosseidengen JE, Klebert P, Stien LH, Vågseth T, Oppedal F 2014. The Interaction between Water Currents and Salmon Swimming Behaviour in Sea Cages. Plos One https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097635

Jonsson B, Jonsson N 2006, ultured Atlantic salmon in nature: a review of their ecology and interaction with wild fish. ICES Journal of Marine Science 63, 1162–1181.

Karlsen Ø, Meeren T van der, Rønnestad I, Mangor-Jensen A., Galloway TF, Kjørsvik E, Hamre K 2015. Copepods

enhance nutritional status, growth and development in Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) larvae — can we identify the underlying factors? PeerJ 3, e902-27.

Korsøen ØJ, Dempster T, Fosseidengen JE, Fernö A, Heegaard E, Kristiansen TS 2010. Behavioural responses to pressure changes in cultured Atlantic cod (*Gadus morhua*): Defining practical limits for submerging and lifting sea-cages. Aquaculture 308, 106-115.

Korsøen ØJ, Fosseidengen JE, Kristiansen TS, Oppedal F, Bui S, Dempster T 2012. Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a submerged sea-cage adapt rapidly to re-fill their swim bladders in an underwater air-filled dome. Aquacultural Engineering 51, 1-6.

Kousoulaki K, Fjelldal PG, Aksnes A, Albrektsen S 2010. Growth and tissue mineralisation of Atlantic cod ( *Gadus Morhua*) fed soluble P and Ca salts in the diet. Aquaculture 309, 181–192.

Kousoulaki K, Bogevik AS, Skiftesvik AB, Jensen PA, Opstad I 2015. Marine raw material choice, quality and weaning performance of Ballan wrasse (*Labrus bergylta*) larvae. Aquaculture Nutrition 21, 644–654.

Kristiansen, T.S., Jørstad, K.E., Otterå, H., Paulsen, O.I., Svåsand, T. (1997) Estimates of larval survival of cod (*Gadus morhua* L.) by releases of genetically marked yolk-sac larvae. *Journal of Fish Biology* 51(Suppl. A), 264 283.

Kristiansen TS, Stien LH, Fosseidengen JE, Strand E, Juell J-E 2011. Voluntary responses and limits of tolerance to pressure reduction and swimbladder expansion in farmed Atlantic cod. Aquaculture International 19, 625-636.

Kristiansen TS, Madaro A, Stien L, Bracke M, Noble C 2020. Theoretical basis and principles for welfare assessment of farmed fish. Fish Physiology Vol. 38 https://authors.elsevier.com/a/1c4E05VehWUmiY

Le HTMD, Lie KK, Etayo A, Rønnestad I, Sæle Ø 2019a. Nutrient sensing; transcriptomic response and regulation of gut motility in an agastric vertebrate. Biorxiv 827659.

Le HTMD, Shao X, Krogdahl Å, Kortner TM, Lein I, Kousoulaki K, Lie KK, Sæle Ø 2019b. Intestinal Function of the Stomachless Fish, Ballan Wrasse (*Labrus bergylta*). Frontiers Mar Sci 6, 140.

Lie KK, Tørresen OK, Solbakken MH, Rønnestad I, Tooming-Klunderud, A., Nederbragt, A.J., Jentoft, S., Sæle, Ø., 2018. Loss of stomach, loss of appetite? Sequencing of the ballan wrasse (*Labrus bergylta*) genome and intestinal transcriptomic profiling illuminate the evolution of loss of stomach function in fish. Bmc Genomics 19, 186.

Lien AM, Volent Z, Jensen Ø, Lader P, Sunde LM 2014. Shielding skirt for prevention of salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) infestation on Atlantic salmon ( *Salmo salar L* .) in cages – A scaled model experimental study on net and skirt deformation, total mooring load, and currents. Aquacultural Engineering 58, 1-10.

Madaro A, Fernö A, Kristiansen TS, Olsen RE, Gorissen M, Flik G, Nilsson J 2016. Effect of predictability on the stress response to chasing in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr. Physiology & Behavior 153, 1–6

Madaro A, Kjøglum S, Hansen T, Fjelldal PG, Stien LH 2021. A comparison of triploid and diploid Atlantic salmon (Salmo salar) performance and welfare under commercial farming conditions in Norway. Journal of Applied Aquaculture , DOI: 10.1080/10454438.2021.1916671

Meager JJ, Fernö A, Skjæraasen JE 2018. The behavioural diversity of Atlantic cod: insights into variability within and between individuals. Reviews in Fish Biology and Fisheries 28, 153-176.

Metcalfe NB, Valdimarsson SK, Fraser NHC 1997. Habitat profitability and choice in a sit-and-wait predator: juvenile salmon prefer slower currents on darker nights. J Anim Ecol 66, 866–75.

Moltumyr L, Gismervik K, Gåsnes SK, Kristiansen TS, Rønnestad I, Nilsson J, Stien LH 2021. Does the thermal component of warm water treatment inflict acute lesions on Atlantic salmon (*Salmo salar*)? Aquaculture 532, 736048.

Moltumyr L, Nilsson J, Madaro A, Seternes T, Winger FA, Rønnestad I, Stien LH 2022. Long-term welfare effects of repeated warm water treatments on Atlantic salmon (*Salmo salar*). Aquaculture 458, 737670.

Nardi G, Prickett R, Meeren T, Boyce D, Moir J 2021. Atlantic cod aquaculture: Boom, bust, and rebirth? Journal of the World Aquaculture Society, January, 1–19.

Nilsen A, Nielsen KV, Biering E, Bergheim A 2017. Effective protection against sea lice during the production of Atlantic salmon in floating enclosures. Aquaculture 466, 41-50.

Nilsen A, 2019. Production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in closed confinement systems (CCS) - salmon lice, growth rates, mortality and fish welfare. PhD thesis, Department of Food Safety and Infection Biology, Norwegian University of Life Sciences.

Nilsson J, Kristiansen TS, Fosseidengen JE, Fernö A, van den Bos R 2008. Learning in cod (*Gadus morhua*): long trace interval retention. Animal Cognition 11. 215–222.

Nilsson, J., Stien, L. H., Fosseidengen, J. E., Olsen, R. E., & Kristiansen, T. S. (2012). From fright to anticipation: Reward conditioning versus habituation to a moving dip net in farmed Atlantic cod (Gadus morhua). Applied Animal Behaviour Science. https://doi.org/10.1016/j.applanim.2012.02.014

Nilsson J, Moltumyr L, Madaro A, Kristiansen TS, Gåsnes SK, Mejdell CM, Gismervik K, Stien LH 2019. Sudden exposure to warm water causes instant behavioural responses indicative of nociception or pain in Atlantic salmon. Veterinary and Animal Science 8, 100076 .

Noble C, Nilsson J, Stien LH, Iversen MH, Kolarevic J, Gismervik K 2018. Velferdsindikatorer for oppdrettslaks: Hvordan vurdere og dokumentere fiskevelferd. 328pp. ISBN 978-82-8296-531-6.

Noble C, Gismervik K, Iversen MH, Kolarevic J, Nilsson J, Stien LH, Turnbull JF 2020. Velferdsindikatorer for regnbueørret i oppdrett: Hvordan vurdere og dokumentere fiskevelferd 309 pp.

Norges forskningsråd 2009. HAVBRUK 2009. Plan for koordinert satsing på torskeoppdrett 2010 - 2020. Sider 56. ISBN 978-82-12-02684-1

Näslund J, Rosengrem M, Villar DD, Gansel L, Norrgård JR, Persson L, Winkowski JJ, Kvingedal E 2013. Hatchery tank enrichment affects cortisol levels and shelter-seeking in Atlantic salmon (Salmo salar). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 70, 585-590.

Olafsen T, Holm H, Sekkenes H, Mork A, Tjølsen JI, 2020. Rapport fra produksjon 2020 på lokalitet Skrubbholmen. Atlantis subsea farming.

Olafsen T, Holm H, Ottesen E, Tjøslen JI 2021. Rapport fra produskjon på lokalitet Otervika 2021. Atlantsis subsea farming

Oppedal F, Dempster T, Stien LH 2011. Environmental drivers of Atlantic salmon behaviour in sea-cages: a review. Aquaculture 311, 1-18.

Oppedal F, Samsing F, Dempster T, Wright DW, Bui S, Stien LH 2017. Sea lice infestation levels decrease with deeper ‘snorkel’ barriers in Atlantic salmon sea - cages. Pest Management Science 73, 1935-1943.

Oppedal F, Bui S, Stien LH, Overton K, Dempster T 2019. Snorkel technology to reduce sea lice infestations: efficacy depends on salinity at the farm site, but snorkels have minimal effects on salmon production and welfare. Aquaculture Environment Interactions 11, 445-457.

Oppedal F, Folkedal O, Stien LH, Vågseth T, Fosse JO, Dempster T, Warren-Myers F 2020. Atlantic salmon cope in submerged cages when given access to an air dome that enables fish to maintain neutral buoyancy. Aquaculture 525,

735286.

Overton K, Dempster T, Oppedal F, Kristiansen TS, Gismervik K, Stien LH 2018. Salmon lice treatments and salmon mortality in Norwegian aquaculture: A review. Reviews in Aquaculture, 1–20.

Pedersen T, Falk-Petersen IB 1992. Morphological-changes during metamorphosis in cod (*Gadus-morhua* L), with particular reference to the development of the stomach and pyloric ceca. J. Fish Biol. 41, 449–461

Poppe TT, Dalum AS, Røislien E, Nordgreen J, Helgesen KO 2018. Termisk behandling av laks. Norsk veterinærtidsskrift 3, 148–156.

Powel MD, Reynolds P, Kristensen T 2015. Freshwater treatment of amoebic gill disease and sea-lice in seawater salmon production: Considerations of water chemistry and fish welfare in Norway. Aquaculture 448, 18-28.

Powell A, Treasurer JW, Pooley CL, Keay AJ, Lloyd R, Imsland AK, Garcia de Leaniz C 2018. Use of lumpfish for sea - lice control in salmon farming: challenges and opportunities. Reviews in Aquaculture 10, 683-702.

Prabhu PAJ, Silva MS, Kröeckel S, Holme M-H, Ørnsrud R, Amlund H, Lock E-J, Waagbø R 2019. Effect of levels and sources of dietary manganese on growth and mineral composition of post-smolt Atlantic salmon fed low fish meal, plant-based ingredients diets. *Aquaculture* 512, 734287, 1-9.

Prabhu PAJ, Holen E, Espe M, Silva MS, Holme M-H, Hamre K, Lock E-J, Waagbø R 2020. Dietary selenium required to achieve body homeostasis and attenuate pro-inflammatory responses in Atlantic salmon post-smolt exceeds the present EU legal limit. Aquaculture 735413.

Puvanendran V, Rud I, Msw, B, Arnesen JA, Axelsson L, 2021. Probiotic *Carnobacterium divergens* increase growth parameters and disease resistance in farmed Atlantic cod (*Gadus morhua*) larvae without influencing the microbiota. *Aquaculture* , *532* , 736072.

Puvanendran V, Mortensen A, Johansen, L-H, Kettunen A, Hansen ØJ, Henriksen E, Heide M 2022 Development of cod farming in Norway: Past and current biological and market status and future prospects and directions. Reviews in Aquaculture 14, 308-342.

Righton DA, Andersen KH, Neat F, Thorsteinsson V, Steingrund P, Svedäng H, Michalsen K, Hinrichsen H H, Bendall V, Neuenfeldt S, Wright P, Jonsson P, Huse G, Van Der Kooij J, Mosegaard, H, Hüssy K, Metcalfe J 2010. Thermal niche of Atlantic cod Gadus morhua: Limits, tolerance and optima. Marine Ecology Progress Series.

Remen M, Solstorm F, Bui S, Klebert P, Vågset T, Solstorm D, Hvas M, Oppedal F 2016. Critical swimming speed in groups of Atlantic salmon *Salmo salar* . Aquaculture Environment Interactions 8, 659-664.

Remø SC, Hevrøy EM, Olsvik PA, Fontanillas R, Breck O, Waagbø R 2014. Dietary histidine requirement to reduce the risk and severity of cataracts is higher than the requirement for growth in Atlantic salmon smolt, independently of the dietary lipid source. *Brit. J. Nutr.,* 111, 1759-1772.

Roth B 2016. Avlusing av laksefisk med Optilice: Effekt på avlusing og fiskevelferd. Nofima, Inc., Tromsø, Norway.

Salvesen Ø, Kvinnsland HH, Bjerke HS 2021. Vurdering av velferd og effect under kombinasjonsbehandling med varmtvann og spyling – en pilotstudie. Fiskehelse- og Miljø AS.

Sambraus F, Remen M, Olsen RE, Hansen TJ, Waagbø R., Torgersen T., Lock E-J, Imsland A, Fraser TWK, & Fjelldal PG 2018. Changes in water temperature and oxygen: the effect of triploidy on performance and metabolism in large farmed Atlantic salmon. *Aquacult Environ Interact* 10,157-172.

Samsing F, Johnsen I, Stien LH, Oppedal F, Albretsen J, Asplin L, Dempster T 2016. Predicting the effectiveness of depth-based technologies to prevent salmon lice infection using a dispersal model. *Preventive Veterinary Medicine* 129,

48-57

Sandlund N, 2008. The role of opportunistic bacteria in marine cold-water larval cultures. PhD thesis, University of Bergen.

Sele V, Sanden M, Berntssen MHG, Storesund J, Lie KK, Espe M, Lundebye A-K, Hemre G-I, Waagbø R, Ørnsrud R 2019. *Program for overvåking av fiskefôr – Årsrapport for prøver innsamlet i 2018* . Mattilsynets overvåkningsprogram. Rapport fra Havforskningen 30-2019, ISSN 1893-4536 (online), 56 pp.

Sigholdt F, Finstad B 1990. Effect of low temperature on seawater tolerance in Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Smolts. Aquaculture 84, 167-172.

Sissener N, Torstensen BE, Ruyter B, Østbye T-K, Waagbø R, Jørgensen SM, Hatlen B, Liland NS, Ytteborg E, Sæle Ø, Rud I, Remø SC, Mørkøre T, Dessen J-E, Skjerven K, Ytrestøyl T, Holen E, Berge GM, Adam A-C 2016. Utredning: Effekter av endret fettsyresammensetning i fôr til laks relatert til fiskens helse, velferd og robusthet (Fett for fiskehelse - 2016): Oppdatering 2016: NIFES, Nofima og FHF 2016 99 s. NIFES NOFIMA.

Skjelstad HR, Bornø G, Flesjå K, Hansen H, Nilsen H, Wasmuth MA, Hjeltnes M 2007. Helsesituasjonen hos oppdrettsfisk 2007. Veterinærinstituttet

Skjermo J, Vadstein O. Techniques for microbial control in the in- tensive rearing of marine larvae. Aquaculture. 1999;177:333- 343.

Skjermo J, Bakke I, Dahle SW, Vadstein O 2015. Probiotic strains introduced through live feed and rearingwater have low colonizing success in developing Atlantic cod larvae. Aquaculture, 438, 17-23.

Skulstad OF, Karlsen Ø, Fosseidengen JE, Kristiansen TS, Taranger GL, Oppedal F. Vertical distribution and sexual maturation in cage- farming of Atlantic cod (Gadus morhua L.) exposed to natural or continuous light. Aquac Res. 2013;44:903- 917

Solberg MF, Skaala Ø, Nilsen F, Glover KA 2013. Does Domestication Cause Changes in Growth Reaction Norms? A Study of Farmed, Wild and Hybrid Atlantic Salmon Families Exposed to Environmental Stress. PLoS ONE 8(1): e54469.

Sommerset I, Walde CS, Bang Jensen B, Bornø B, Haukaas A, Brun E 2020. Fiskehelserapporten 2019, utgitt av Veterinærinstituttet 2020.

Sommerset I redaktør, Bang Jensen B, Bornø B, Haukaas, Brun E (2021) Fiskehelserapporten 2020, utgitt av Veterinærinstituttet 2021.

Sommerset I, Walde CS, Bang Jensen B, Wiik-Nielsen J, Bornø G, Oliveira VHS, Haukaas A, Brun E 2022. Fiskehelserapporten 2021, Veterinærinstituttets rapportserie nr. 2a/2022, utgitt av Veterinærinstituttet 2022

Stien LH, Nilsson J, Hevrøy EM, Oppedal F, Kristiansen TS, Lien AM, Foledal O 2012. Skirt around a salmon sea cage to reduce infestation of salmon lice resulted in low oxygen levels. Aquacultural Engineering 51, 21-25.

Stien LH, Dempster T, Bui S, Glaropoulod A, Fosseidengen JE, Wright DW, Oppedal F 2016. 'Snorkel' sea lice barrier technology reduces sea lice loads on harvest-sized Atlantic salmon with minimal welfare impacts. Aquaculture 458, 29-37.

Stien LH, Lind MB, Oppedal F, Wright DW, Seternes T 2018. Skirts on salmon production cages reduced salmon lice infestations without affecting fish welfare. Aquacultlure 490, 281-287.

Stien LH, Størkersen KV, Gåsnes SK, 2020. Analyse av dødelighetsdata fra spørreundersøkelse om velferd hos rensefisk. Rapport fra Havforskningen NR. 2020-6.

Stien LH, Sæther PA, Kristiansen TS, Fjelldal PG og Sambraus F 2019. Første samlerapport: Velferd for triploid laks i Nord-Norge — Fra utsett til slakt, utsett 2014-2017. Rapport fra Havforskningen 2019-47.

Stien LH, Sambraus F, Sæther PA, Lind M, Kristiansen T, Nilsson J, Fjelldal PG 2021a. Andre samlerapport: velferd for triploid laks i Nord-Norge - Sluttrapport, utsett 2018. Rapport fra havforskningen 2021-13.

Stien LH, Sambraus F, Kristiansen T, Fjelldal PG, Sæther PA, Martinsen L 2021b. Tredje samlerapport: Velferd for triploid laks i Nord-Norge - Sluttrapport, utsett 2019. Rapport fra havforskningen 2021-44.

Striberny A, Lauritzen DE, Fuentes J, Campinho MA, Gaetano P, Duarte Vm Hazlerigg DG, Jørgensen EH 2021. More than one way to smoltify a salmon? Effects of dietary and light treatment on smolt development and seawater growth performance in Atlantic salmon. Aquaculture 532, 736044

Svåsand T, Kristiansen TS, Pedersen T, Salvanes AGV, Engelsen R, Nævdal, G. Nødtvedt M 2000. The enhancement of cod stocks. *Fish and Fisheries* 1, 173–205.

Sæle Ø, Haugen T, Karlsen Ø, Meeren T van der, Bæverfjord, G, Hamre K, Rønnestad I, Moren M, Lie, KK 2017. Ossification of Atlantic cod (*Gadus morhua*) Developmental stages revisited. Aquaculture 468, 524–533.

Torstensen, BE, Ruyter B, Sissener N, Østbye, T-K, Waagbø R, Jørgensen SM, Ytteborg E., Rud I, Liland NS, Mørkøre T, Dessen J-E 2013. Utredning: Effekter av endret fettsyresammensetning i fôr til laks relatert til fiskens helse, velferd og robusthet (Fett for fiskehelse): NIFES, Nofima og FHF 2013, 80 s. NIFES NOFIMA rapport.

Tørud B, Bang Jensen B, Gåsnes S, Grønbech S, Gismervik K. m.fl. 2019: Dyrevelferd i settefiskproduksjonen – SMÅFISKVEL. VI Rapport 14-2019

Vadstein O, Attramadal KJK, Bakke I, Forberg T, Olsen Y, Verdegem M, Giatsis C, Skjermo J; Aasen IM, Gatesoupe FJ mfl. 2018a. Managing the Microbial Community of Marine Fish Larvae: A Holistic Perspective for Larviculture. Front Microbiol 2018, 9, 1820, doi:10.3389/fmicb.2018.01820.

Vadstein O, Attramadal K, Bakke I, Olsen Y 2018b. K-Selection as microbial community management strategy: A method for improved viability of larvae in aquaculture; 2018; Volume 9, p. 2730.

Van der Meeren, T., Harboe, T., Holm, J. C., & Solbakken, R. (2000). A new cleaning system for rearing tanks in larval fish culture.

Van der Meeren, T., Mangor-Jensen, A., & Pickova, J. (2007). The effect of green water and light intensity on survival, growth and lipid composition in Atlantic cod (Gadus morhua) during intensive larval rearing.

Van der Meeren, T., Brunvold, L., Sandaa, R. A., Bergh, Ø., Castberg, T., Thyrhaug, R., & Mangor-Jensen, A. (2011). Water quality and microbial community structure in juvenile Atlantic cod (Gadus morhua L.) cultures. Aquaculture. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.03.016

Vestrum RI, Attramadal KJK, Winge P, Li KS, Olsen Y, Bones AM, Vadstein O, Bakke I, 2018. Rearing water treatment induces microbial selection influencing the microbiota and pathogen associated transcripts of cod (*Gadus morhua*) larvae. Front. Microbiol., 9, 13.

Vindas MA, Folkedal O, Kristiansen TS, Stien LH, Braastad BO, Mayer I, Øverli Ø, 2012. Omission of expected reward agitates Atlantic salmon (*Salmo salar*). Animal Cognition 15, 903-911.

Vindas MA, Madaro A, Fraser TWK, Höglund E, Olsen RE, Øverli Ø, Kristiansen TS 2016. Coping with a changing environment: the effects of early life stress. Royal Society Open Science 3, 160382

Waagbø R 2006. Chap 13 Feeding and disease resistance in fish, In Mosenthin, R., Zentek, J. & Zebrowska, T. (eds.) *Biology of growing animal* : Elsevier Limited, pp. 387-415.

Waagbø R 2008. Reducing production related diseases in farmed fish. In: Lie, Ø. (ed.) *Improving farmed fish quality and safety* : VS Woodhead Publishing, pp. 363-398.

Waagbø R, Remø SC 2020. Chap 7. Functional diets in fish health management. In *Aquaculture Health Management* (edited by Fred Kibenge and Mark Powell), Elsevier pp 187-234.

Waagbø R., Jørgensen SM., Timmerhaus G., Breck O. & Olsvik PA. 2017. Short-term starvation at low temperature prior to harvest does not impact the health and acute stress response of adult Atlantic salmon. *PeerJ 5* :e3273; DOI 10.7717/peerj.3273

Waagbø R., Olsvik P.A. & Remø SC 2020. Chapter 6. Nutritional and Metabolic Disorders. In *Climate Change and Non-infectious Fish Disorders (CCNFD)* (Editors Patrick TK Woo and George K Iwama), CAB International, Wallingford, Oxfordshire, UK, 102-124.

Wang X, Olsen L, Reitan K, Olsen Y. Discharge of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. Aquacult Env Interac. 2012;2: 267–283. doi:10.3354/aei00044

Warren-Myers F, Vågseth T, Folkedal O, Stien LH, Fosse JO, Dempster T, Oppedal F 2022. Full production cycle, commercial scale culture of salmon in submerged sea-cages with air domes reduces lice infestation, but creates production and welfare challenges. Aquaculture 458, 737570

Yilmaz S, Yilmaz E, Dawood MAO, Ringo E, Ahmadifar E, Abdel-Latif HMR, 2022. Probiotics, prebiotics, and synbiotics used to control vibriosis in fish: A review. Aquaculture, 547, 15.

Yuen JW, Dempster T, Oppedal F, Hvas M 2019. Physiological performance of ballan wrasse (*Labrus bergylta*) at different temperatures and its implication for cleaner fish usage in salmon aquaculture. Biological Control 135, 117-123.

Øie G, Galloway T, Sørøy, M., Hansen, M.H., Norheim, I.A., Halseth, C.K., Almli, M., Berg, M., Gagnat, M.R., Wold, P.-A., Attramadal, K., Hagemann, A., Evjemo, J.O., Kjørsvik, E., 2015. Effect of cultivated copepods (*Acartia tonsa*) in first feeding of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and ballan wrasse (*Labrus bergylta*) larvae. Aquacult Nutr 23, 3–17.

Øiestad V, Kvenseth PG, Folkvord A, 1985. Mass production of Atlantic cod juveniles (Gadus morhua) in a Norwegian saltwater pond. Trans Am Fish Soc 114:590–595

Ørnsrud R, Silva M, Berntssen MHG, Lundebye A-K, Storesund J, Lie KK, Waagbø R & Sele V 2020. Program for overvåking av fiskefôr – Årsrapport for prøver innsamlet i 2019. Mattilsynets overvåkningsprogram. Rapport fra Havforskningen 2020-34, ISSN 1893-4536 (online), 44 pp.

Østevik L, Stormoen M, Evensen Ø, Xu C, Lie K-I, Nødtvedt A, Rodger H, Skagøy A, Manji F, Alarcón M 2022. Effects of thermal and mechanical delousing on gill health of farmed Atlantic salmon (Salmo salar L.). Aquaculture 552, 738019

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes
5817 Bergen
Tlf: 55 23 85 00
E-post: post@hi.no
www.hi.no