

Redningsaksjonen for Vossolaksen

- Framdriftsrapport per 2017



Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske

Uni Research Miljø LFI

Nygårdsgaten 112

5006 Bergen

Telefon: 55 58 22 28

ISSN nr: ISSN-1892-889

LFI-rapport nr: 300

Tittel: Redningsaksjonen for Vossolaksen – framdriftsrapport per 2017

Dato: 25.01.2018

Redaktør: Bjørn T. Barlaup

Geografisk område: Nordhordland

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Hordaland, Miljødirektoratet

Antall sider: 274

Emneord: Vosso, laks, smolt, vassdragsregulering, habitattiltak, forsuring, gassovermetning, lakselus, rømt oppdrettslaks

Forsidefoto: Ukjent fotograf (øvtst til venstre), øvrige bilder tatt av LFI i regi av prosjektet om ikke annet er nevnt.

Forord

Vossoprosjektet ble igangsatt i år 2000 med Miljødirektoratet (den gang Direktoratet for naturforvaltning) som oppdragsgiver. Prosjektet har som målsetting å reetablere laksestammen, og er basert på årlige undersøkelser av laksens ulike livsstadier og miljøforhold i elv og fjord. Kunnskapen som ble opparbeidet i første del av prosjektet ga grunnlaget for «Redningsaksjonen for Vossolaksen». Denne pågår i perioden 2010-2020. Siden oppstarten har arbeidet med Vossolaksen utviklet seg til et bredt samarbeid mellom forskere, forvaltning, næringsaktører og lokale krefter. Dette har ført til en rekke konkrete tiltak for å styrke laksebestanden og for å redusere potensielle trusler. Målet for redningsaksjonen er at en i 2020 skal nå gytebestandsmålet med naturlig rekruttert fisk og at en på sikt får etablert en selvreproduserende og høstbar bestand av Vossolaks.

Undersøkelsene har i hovedsak vært finansiert av Miljødirektoratet og Fylkesmannen i Hordaland. Hordaland Fylkeskommune og Norges Forskningsråd har bidratt med å finansiere hhv. «Vosso områdetilnærming» og «Baselice». Havbruksnæringen har bidratt først ved opprettelsen av Nordhordland Fiskehelsenettverk i 2005 og deretter ved stiftelsen av Vossolauget i 2008. Flere delprosjekt er finansiert av Fiskeri og havbruksnæringens forskningsfond (FHF) og av Vossolauget. Fra 2017 gir Fiskeridirektoratet støtte til registreringene med kilenøter. I tillegg har prosjektet vært avhengig av en stor egeninnsats fra de utførende forskningsinstitusjonene, og ikke minst et omfattende dugnadsarbeid fra lokale krefter. Voss Klekkeri har hatt en sentral rolle i prosjektet og har gjennomført alle kultiveringstiltak, både produksjon og utsett av rogn, yngel og smolt. Utover kultiveringsarbeidet har klekkeriet bidratt med organisering, prøvetaking og feltinnsats.

En rekke institusjoner har opp gjennom årene deltatt i ulike faser av prosjektet; Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Havforskningsinstituttet (HI), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Veterinærinstituttet, Institutt for biologi ved Universitetet i Bergen, Rådgivende biologer og Uni Computing. LFI-Uni Research Miljø har ledet prosjektet. I tillegg har UMB og INAQ utført akustikkstudier av smolt i tilgrensende prosjekt.

Prosjektet er basert på et tett samarbeid og bidrag fra en rekke personer med lokal tilknytning til Vossovasdraget eller fjordene utenfor. Dette har gitt oss tilgang til svært viktig lokalkunnskap. Lokal medvirkning ved slep av molt, drift av smolthjul, smoltruser og kilenøter/sittenøter mm. har vært helt nødvendig for gjennomføringen av det omfattende feltarbeidet.

Redningsaksjonen for Vossolaksen går nå inn i sin siste fase. Foreliggende framdriftsrapport gir en status for arbeidet basert på resultatene fra undersøkelsene fram til og med 2017.

Vi takker alle for et godt samarbeid!

Bergen, 12. januar 2018

Bjørn T. Barlaup,
LFI Uni Research Miljø

Innhold

Forord	3
Sammendrag	9
1 Bakgrunn og hensikt	12
2 Vossolaksen – særtrekk, fangst- og bestandsutvikling	13
2.1 Livssyklus og karaktertrekk hos Vossolaksen	13
2.2 Historiske fangster og bestandsutvikling	14
2.2.1 Fangster i ferskvann.....	14
2.2.2 Fangster fra sitte- og kilenotfiske ved Stamnes	16
2.3 Bestandsutvikling for Vossolaksen i perioden etter fredningen og fram til idag.....	19
2.3.1 Registreringsfiske med sittenot og kilenot i årene 2000-2017.....	20
2.3.2 Fangster av villaks.....	23
2.3.3 Innslag av laks som stammer fra genbanken	26
2.3.4 Oppnåelse av gytebestandsmålet	29
2.3.5 Antall og innslag av rømt oppdrettslaks i vassdraget og i notfiske i fjordene.....	31
2.4 Referanser	36
3 Undersøkelser av ungfiskbestandene i Vossovassdraget	37
3.1 Materiale og metoder	37
3.1.1 Overvåking av ungfiskbestanden.....	37
3.1.2 Rognplanting som metode for å styrke rekrutteringen.....	39
3.2 Resultat av rognplantingen utført i årene 2004-2017	40
3.3 Tettheter av ungfisk i de ulike vassdragsavsnittene	40
3.3.1 Bolstadelva	40
3.3.2 Vosso	41
3.3.3 Teigdalselva	43
3.3.4 Strekningene oppstrøms Vangsvatnet	44
3.3.5 Strekingen oppstrøms Palmafossen	46
3.3.6 Strandavassdraget oppstrøms Voss	47
3.4 Samlet vurdering	47
3.5 Referanser	48
4 Undersøkelser av smoltutgangen i Vossovassdraget	49
4.1 Materiale og metoder	49
4.1.1 Undersøkelser av smoltutgangen i 2001-2017.....	49
4.2 Resultater fra smoltutgangen i perioden 2001-2017.....	50
4.2.1 Utvandringstidspunkt	50
4.2.2 Lengde- og aldersfordeling for utvandrende laksesmolt	54
4.2.3 Vurdering av potensial for smoltproduksjon.....	59
4.2.4 Innføring av Passive integrated transponder (PIT) som merkemethode	61
4.2.5 Merking og gjenfangst av smolt for estimering av smoltproduksjon i 2015 og 2016	62
4.2.6 Bruk av PIT-merking under smoltutgangen i 2016	64
4.2.7 Undersøkelse av predasjon på utvandrende laksesmolt i Evangervatnet	67
4.2.8 Analyse av sannsynligheten for deteksjon på flyteantennen på Bolstad.....	69
4.2.9 Resultater	70
4.2.10 Forutsetninger og mulige konklusjoner.....	71
4.3 Samlet vurdering	72
4.4 Referanser	73
5 Gjenfangster av laks fra smoltutsettinger i elv og fra slepeforsøk	75

5.1	Bakgrunn og hensikt.....	75
5.2	Materiale og metoder	75
5.2.1	Forsøksgrupper, merking og utsetting av smolt.....	75
5.2.2	Gjenfangster av forsøksfisk	79
5.3	Resultat og diskusjon.....	80
5.3.1	Generelle trekk i gjenfangster over tid og fra ulike lokaliteter	80
5.3.2	Sjøalder og vekst hos gjenfanget laks.....	81
5.3.3	Feilvandring	84
5.4	Referanser	87
6	Effekter av vassdragsreguleringer på laksebestanden	88
6.1	Vassdragsreguleringer.....	88
6.1.1	Teigdalselva	89
6.1.2	Bolstadelva	91
6.2	Endringer i strømforhold og effekter på smoltutvandring i Evangervatnet.....	98
6.3	Andre mulige effekter av reguleringen	100
6.3.1	Bunndyrproduksjon	100
6.3.2	Begroing og sedimentering	100
6.3.3	Endringer i ferskvannstilsig til Bolstadjorden og fjordsystemet rundt Osterøy.....	101
6.4	Samlet vurdering	103
6.5	Referanser	104
7	Erfaringar frå akustiske telemetristudier på laksesmolt frå Vossovassdraget i 2015 og 2016 – kvar er flaskehalsane?	106
7.1	Innleiing.....	106
7.2	Materiale og metodar	106
7.3	Resultat	108
7.3.1	Vassføringsauke stimulerar til nedvandring hjå villsmolten	108
7.4	Kvar er flaskehalsane for overleving hjå den utvandrande villsmolten?	111
7.5	Nøkkelen for å overleve: vandre natt, rask framdrift og vandre tidleg	115
7.6	Klekkjerifisken - suboptimal åtferd	122
7.7	Konklusjonar og framover.....	124
7.8	Referansar	125
8	Gassmetning i Evangervatnet 2015-2017	128
8.1	Innledning.....	128
8.2	Metoder	129
8.2.1	Gassmetningslogging.....	129
8.2.2	Vannstandsmåling	130
8.2.3	Analyse av resultater	130
8.3	Resultater	130
8.3.1	Gassovermetning ved utløp Evanger kraftverk	130
8.3.2	Gassovermetning i Vosso (Evanger bro).....	132
8.3.3	Gassovermetning ved Vassenden (utløpet av Evangervatnet)	133
8.3.4	Gassovermetning i Bolstad	135
8.3.5	Gassovermetning sammenlignet for alle 4 loggestasjoner.	136
8.4	Gassovermetning under smoltutvandring	141
8.5	Partialgasstrykk ved kraftverk og i Vosso under smoltutvandring.....	142
8.6	Diskusjon	144
8.6.1	Mulige årsaker - Gassmetning, kraftverksdrift og vannføring.....	144
8.6.2	Sammensetning av gassene.....	145

8.6.3	Gassmetningsnivå og mulige effekter på fisk.....	145
8.7	Konklusjoner:.....	146
8.8	Referanser	147
9	Effekter av gassovermetning på migrerende laksesmolt (<i>Salmo salar</i>) i Evangervatnet.....	149
9.1	Innledning.....	149
9.1.1	Luft oppløst i vann	149
9.1.2	Biologiske virkninger av gassmettet vann	150
9.1.3	Giftige nivåer av gassmetning på laks	151
9.1.4	Gassovermetning i Evangervatnet.....	151
9.2	Metoder	152
9.2.1	Feltstudie 1: Burforsøk	152
9.2.2	Feltstudie 2: Elektrofiske og snorkling.....	154
9.2.3	Feltstudie 4: Smoltslep	154
9.3	Resultater	155
9.3.1	Gasslogging ved burlokalitetene	155
9.3.2	Feltstudie 1: Burforsøk	157
9.3.3	Feltstudie 2: Elektrofiske og snorkling.....	158
9.3.4	Feltstudie 4: Smoltslep	159
9.4	Diskusjon	161
9.4.1	Stressmålinger	162
9.4.2	Observasjoner av villfisk	163
9.4.3	Smoltslep	164
9.5	Konklusjoner.....	164
9.6	Referanser	165
10	Gjennomførte biotopjusteringer	168
10.1	Habitattiltak i Teigdalselva.....	168
10.2	Restaurering av gyteplassen ved Lilandsosen.....	170
10.2.1	Restaurering	170
10.2.2	Resultater og vurdering	172
10.3	Effekter av storflommen i Vosovassdraget høsten 2014.....	172
10.4	Utlegg av gytegrus i forbindelse med flomsikring av E 16.....	173
10.4.1	Etablering av et nytt gyteområde i forbindelse med flomsikringen.....	173
10.5	Flomsikring av jernbanelinjen - sårbare lokaliteter i tiltaksområdet.....	174
10.5.1	Viktig nøkkelhabitat for fiskeproduksjon – gyteområder i Bolstadelva	175
10.5.2	Vurdering av krysningspunktene	177
10.5.3	Kompenserende tiltak	177
10.6	Referanser.....	178
11	Forsuring og aluminium som trusselfaktorer	180
11.1	Bakgrunn	180
11.2	Forsuring som trusselfaktor i ferskvann	180
11.3	Aluminium som trusselfaktor i brakkvann.....	181
11.4	Effekter av forsuring i ferskvann.....	183
11.4.1	Undersøkelser utført tidlig på 1990-tallet.....	183
11.4.2	Undersøkelser i perioden 1998-2017	183
11.5	Tungmetalldata fra Elvetilførselsprogrammet.....	189
11.6	Samlet vurdering.....	190
11.7	Aluminium som trusselfaktor i brakkvann.....	191
11.7.1	Eksponeringsforsøk med smolt 1994-2017	191

11.8.2	Gjellealuminium.....	193
11.8.3	Aluminium og sjøvannstilpasning.....	194
11.9	Eksponeringsforsøk av PIT-merkede smolt.....	195
11.10	Samlet vurdering/diskusjon	196
11.11	Referanser.....	197
12	Lakselus som trusselfaktor for Vossolaksen.....	201
12.1	Introduksjon.....	201
12.2	Metoder for å kartlegge lakselus som trusselfaktor for Vossolaksen	201
12.2.1	Forsøksgrupper behandlet mot lakselus	201
12.2.2	Detaljer rundt slipp.....	202
12.2.3	Oppsummering av rapport fra 2012.....	204
12.2.4	MetaLice	204
12.2.5	Effekt på størrelse og alder ved kjønnsmodning.....	205
12.2.6	BaseLice	206
12.2.7	Oppdatert analyse av slippgruppe forsøk fra Vosso.....	207
12.2.8	Overføringsverdi fra slipp forsøk med settesmolt til naturlig utvandrende villsmolt... ..	210
12.2.9	Konklusjon fra forsøk med slippgrupper	211
12.3	Overvåkning av sjøaure.....	212
12.3.1	Materialer og metoder	212
12.3.2	Dataanalyse	213
12.3.3	Resultater	215
12.3.4	Konklusjoner lusepåslag på sjøaure	219
12.4	Innfangning av laksesmolt	219
12.5	Overvåkning ved bruk av bur.....	223
12.6	Kan sjøaure brukes som proxy for laksesmolt?	225
12.7	Konklusjoner fra luseovervåkning i Vossoprosjektet.....	226
12.8	Referanser.....	227
13	Erfaringer med utvikling av videonot med PIT-antenne.....	229
13.1	Bakgrunn og hensikt	229
13.2	Metoder	229
13.3	Resultat og diskusjon	231
13.3.1	Antall dager med videosystemet i drift og antall fisk observert	231
13.3.2	Registrering av PIT-merket laks	236
13.3.3	Sjøaure.....	236
13.3.4	Smolt.....	239
13.4	Konklusjon.....	241
14	Vossolaugget – bidrag til berging av Vossolaksen.....	243
14.1	Bakgrunn	243
14.1.1	Iverksetting	243
14.2	Gjennomføring.....	245
14.3	Videreføring av Vossolaugget.....	247
14.4	Følgeforskning.....	247
14.5	Samlet finansiering – produksjon og forskning	248
14.6	Resultater og hovedkonklusjoner	249
14.7	Forskning.....	253
14.8	Rapporter fra Vossolaugget	253
14.9	Forskningsrapporter og relaterte publikasjoner.....	254
15	Klekkeidrift og kultivering med døme frå Voss klekkeri i 2014.....	255

16	Levende genbank som tiltak for å bevare norske laksestammer	265
16.1	Prinsipp og generelle prosedyrer i levende genbank	267
16.2	Administrasjon av genetikk, fisk og rognleveranser	268
16.3	Kontroll av opphavsfisk.....	269
16.4	Genbankanlegg	270
16.5	Frysing av melke.....	270
16.6	Vossolaksen i levende genbank	271

Sammendrag

Status redningsaksjonen for Vossolaksen per 2017

- Med grunnlag i en omfattende dokumentasjon av bestandssituasjon og trusselfaktorer er det iverksatt en storstilt redningsaksjon for å få tilbake Vossolaksen. Basert på resultatene fra de årlige undersøkelsene, som har pågått siden år 2000, tok Fylkesmannen i Hordaland (FM) i 2010 initiativ til en redningsaksjon som har som målsettingen å gjenoppbygge og reetablere bestanden i løpet av tiårsperioden 2010-2020. Prosjektet har utviklet seg til et bredt samarbeid mellom forskning, forvaltning, lokale interessenter og flere næringsaktører, spesielt fiskeoppdrettsnæringen gjennom Vossolauget og kraftprodusenten BKK. På sikt er målsettingen at de iverksatte tiltakene skal gi grunnlaget for en selvreproduserende og høstbar bestand som ikke er genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks. Et første mål er at gytebestandsmålet skal nås med naturlig rekruttert laks når redningsaksjonen avsluttes i år 2020.

Per 2017 kan bakgrunn og status for redningsaksjonen summeres opp i følgende hovedpunkt:

- Etter bestandssammenbruddet på slutten av 1980-tallet fulgte to tiår med høyt innslag av rømt oppdrettslaks i den fåtallige gytebestanden. Dette førte til at den opprinnelige Vossolaks stammen ble erstattet med en bestand som var genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks. Dette er svært uheldig siden viktige lokale tilpasninger kan gå tapt. I Vosso har slike tilpasninger resultert i en spesielt storvokst laks.
- Den opprinnelige Vossostammen ble tatt inn i den nasjonale genbanken på slutten av 1980-tallet. For å reetablere Vossolaksen er dette genbankmaterialet tilbakeført til vassdraget i form av rogn, yngel og smolt. Yngel er satt ut siden 1990, rogn siden 2004 og smolt siden år 2000.
- Utsettingene viser at klekkerismolt som slepes ut og slippes i fjordområdene overlever betydelig bedre enn klekkerismolt satt ut i vassdraget. Årsaken til dette er trolig at klekkerismolt satt i vassdraget har en avvikende atferd som gjør at den ikke gjennomfører en synkronisert smoltutvandring om våren slik villsmolten gjør. Klekkerismolten vandrer isteden ut gjennom hele sommeren og det bidrar trolig til lav overlevelse.
- Med bakgrunn i forskningsresultatene tok Vossolauget initiativet til å oppskalere smoltslepene i femårsperioden 2009-2013 da det årlig ble slept ut fra 86000-184000 smolt. Disse slepene bidro til et betydelig økt innsig av Vossolaks fra og med 2011, og har sikret at gytebestandsmålet ble oppnådd i årene 2011-2017. I denne perioden stammet 80-90 % av den tilbakevandrende gytelaksen fra smoltslepene. Årene 2011-2017 med oppnådd gytebestandsmål etterfølger en periode på over tjue år, siden begynnelsen av 1990-tallet, hvor gytebestanden har vært kritisk lav med et høyt innslag av rømt oppdrettslaks.
- Den betydelige økningen av gytebestanden fra 2011 har ført til økt gyting og økt produksjon av ungfisk. Det er derfor ventet en økning i den naturlige smoltutgangen fra 2014 til 2019.
- Tidspunktet for de storskala smoltslepene var gunstig siden de sammenfalt med en periode med generelt bedre sjøoverlevelse. Dette ga økt innsig av laks til Vestlandselvene i årene 2011-2017 sammenliknet med perioden 2005-2010.
- Etter at de storskala slepene opphørte fra og med 2013, reduseres nå kultiveringstiltakene betydelig fram mot 2020. Dette gjøres for å prioritere naturlig gyting og rekruttering framfor kultiveringstiltak. Vossolaksen kan da tilpasses og formes av de naturgitte forholdene ved naturlig seleksjon gjennom hele livssyklusen.
- Etter femårsperioden 2011-2015 da gytebestandsmålet ble nådd ved hjelp av storskala smoltslep, ble det som ventet registrert en betydelig nedgang i gytebestanden i 2016 og 2017. Det samlede innsiget var trolig stort nok til at gytebestandsmålet ble nådd. I disse to årene er det estimert at naturlig rekruttert laks sto for hhv. 22-44 % og 28-56 % av gytebestandsmålet gitt en

antagelse om at 10-20 % av innvandrende laks registreres i kilenøtene i Bolstadfjorden. Målet for 2020 er at gytebestandsmålet skal nås med naturlig rekruttert laks.

- Estimert av smoltutgangen ved utløpet av Bolstadelva i 2016 viser at det med stor sannsynlighet vandret ut minst 30 000 smolt. En lav eller moderat sjøoverlevelse på ca 2-3 % skal da være nok til å nå gytebestandsmålet som tilsvarer et innsig på ca 2100 kg holaks. F.eks. vil en utgang på 30000 smolt med 3 % sjøoverlevelse gi 900 laks tilbake. Om 50 % er holaks med en snittvekt på 5 kg vil en slik smoltutgang gi ca 2200 kg holaks i gytebestanden. For å nå målet om en livskraftig og høstbar bestand er det viktig å opprettholde fokus på tiltak i både elv og fjord som kan bidra til økt smoltproduksjon og/eller økt smoltoverlevelse.
- Resultatene peker på at det fortsatt er flere aktive trusler i elv og fjord; Fysiske inngrep i vassdraget i forbindelse med flomsikring, effekter av vassdragsregulering, effekter av sur nedbør som fører til giftig aluminium, angrep fra lakselus på utvandrende smolt og innkryssning av rømt oppdrettslaks i gytebestanden. Alle disse truslene kan helt eller delvis håndteres gjennom koordinerte tiltak, og flere av truslene er per i dag redusert som følge av iverksatte tiltak.
- Ved storflommen i slutten av oktober 2014 steg vannføringen til over 800 m³/s ved utløpet av Vangsvatnet. Dette er den høyeste vannføringen målt i Vossovassdraget siden registreringene begynte i 1892. Massetransport førte da trolig til økt dødelighet for ungfisk som søkte skjul i hulrom nede i elvegrusen. Omfanget av denne uheldige effekten er ikke kjent men dette kan ha redusert smoltproduksjonen for flere av årsklassene som var tilstede under flommen, og gitt redusert smoltantall i årene 2015-2017.
- I forbindelse med inngrep knyttet til flomsikring og vassdragsregulering er det gjort tiltak for å restaurere eller sikre en rekke gyte- og oppvekstområder. Slike hensyn til laksehabitatet må fortløpende vurderes i forbindelse med eldre inngrep som ikke er restaurert, og ved nye inngrep i vassdraget.
- Under smoltutgangen er det de senere årene gjort undersøkelser med smolt merket med akustiske merker. Studiene viser at forsøkssmolten har høy dødelighet i innsjøene Vangsvatnet og Evangervatnet og på strekningen Straume-Stamnes, noe som trolig skyldtes at den blir spist av annen fisk. Vandringshastigheten til forsøkssmolten i Evangervatnet var spesielt lav og knyttes til mulig påvirkning fra utløpet av Evanger kraftverk. Så langt er det gjennomført undersøkelser som viser at kraftverksutløpet ikke forårsaker skadelig gassovermetning, men det er viktig med oppfølgende studier for å få avklart om det er andre forhold ved kraftverksutløpet (som strøm- og temperaturforhold) som påvirker smoltens vandring.
- Sur nedbør fører til episoder med surt, aluminiumsrikt vann som kan være skadelig for smolten i ferskvann. I brakkvann gir dette økte nivåer av giftig aluminium. Disse forholdene overvåkes årlig og det er iverksatt forsøk med merket smolt for å måle eventuelle effekter på sjøoverlevelse.
- Resultatene fra mange års overvåking av lakselus viser at dette arbeidet må videreføres og forsterkes for å redusere risikoen for høy dødelighet under smoltutvandringen. Hovedeffekten av lus synes å ramme smolt som vandrer ut fjordene i juni de årene oppdrettsanleggene har høy biomasse i andre års produksjonssyklus. Det har vært mye oppmerksomhet rundt lakselus de siste årene, og innsatsen for å kontrollere denne trusselfaktoren har vært betydelig både fra Mattilsynet og fra oppdrettsselskapene som har anlegg i utvandringens ruten for Vossolaksen. Resultatene viser at lakselus stadig er en aktiv trussel, og at det derfor er viktig å opprettholde et høyt fokus. Samtidig viser forsøk med slep og slipp av merket klekkerismolt at effekten av lus gjennomgående har vært mindre i årene fra og med 2009 sammenliknet med perioden 2001-2008 og at lusenivået har vært lavt i flere av årene fra 2009 til 2014. Den samlede innsatsen fra Mattilsynet og oppdretterne har trolig vært viktig for å oppnå denne endringen. Det er likevel de siste årene (siden 2014) observert økende og urovekkende høye nivåer av lus på sjøaure. Dette rammer høyst sannsynlig også utvandrende laksesmolt, og fokus bør være på tiltak for å snu

denne trenden. Dette arbeidet er samtidig svært viktig for sjøaurebestandene i området. Ut fra undersøkelsene i Vossoprosjektet konkluderer vi derfor med at det er svært viktig å videreføre og videreutvikle effektive tiltak mot lus for på sikt å kunne stabilisere nivåene av lakselus på et bærekraftig nivå. Dette støttes av resultatene fra slippgruppene med klekkerismolt, estimert lusedødelighet basert på innfanget sjøørret, smolt i laksebur, og tellinger av lus på laksesmolt fanget i ruser på Herdla.

- I de kommende årene blir det svært viktig med tiltak slik at andelen rømt oppdrettslaks holdes på et lavest mulig nivå. Et lavt innslag av rømt oppdrettslaks i elva er en av de mest avgjørende faktorene for å lykkes med strategien for å få tilbake en livskraftig Vossolaks. Forebyggende tiltak mot rømming fra oppdrettsanleggene, og aktivt uttak av rømt fisk i fjord og elv, er de viktigste tiltakene for å håndtere denne trusselen. De lange tidsseriene fra Vosso viser klart at rømt oppdrettslaks er en alvorlig trussel for arbeidet med å reetablere Vossolaksen. I årene 2011-2015 var det kunstig mye villaks i Vosso på grunn av de storskala slepene, og andelen rømt oppdrettslaks var følgelig lav. Når de storskala slepene nå er opphørt, vil antallet villaks gå betydelig ned og bestanden vil være sårbar for genetisk innkryssing fra rømt fisk. En slik innkryssing vil kunne hindre den lokale tilpasningen som Vossolaksen nå trenger, etter at den har blitt hjulpet tilbake ved storstilte utsettinger.
- Samlet sett er det flere forhold som peker i riktig retning for bestanden. En videreføring og forsterking av det omfattende samarbeidet for Vossolaksen både i elv- og fjordfasen gir grunnlag for betinget optimisme fram mot år 2020. Foreløpige resultat fra 2016 og 2017, viser at det hver av disse årene har vandret opp flere hundre villaks som stammer fra naturlig reproduksjon, men likevel ikke nok til å oppnå gytebestandsmålet uten bidraget fra gytefisk som stammer fra smoltslepene. Utviklingen fram til år 2020 vil gi svar på om de iverksatte tiltakene er tilstrekkelige og om en lykkes med redningsaksjonen for den unike Vossolaksen.

1 Bakgrunn og hensikt

Laksebestanden i Vossovassdraget ble kraftig redusert på slutten av 1980-tallet og tok seg ikke opp på tross av fredning av fisket i elv og fjord fra og med 1992. Et tverrfaglig FoU prosjekt, kalt Vossoprojektet, ble igangsatt i 2000 for å sammenstille og oppdatere informasjon om bestandssituasjonen, trusselfaktorer og tiltak. I 2010 gikk så prosjektet over i en ny fase med etableringen av «Redningsaksjonen for Vossolaksen» som pågår i perioden 2010-2020.

Prosjektet har utviklet seg til et bredt samarbeid mellom forvaltning, forskning, lokale krefter og flere næringsaktører, spesielt fiskeoppdrettsnæringen gjennom Vossolauget og kraftprodusenten BKK. Prosjektet har omfattet årlige undersøkelser av ungfisk, smolt, og tilbakevandrende laks.

Prosjektet er basert på tilbakeføring av levende materiale fra den nasjonale genbanken til Voss klekkeri. Fra klekkeriet benyttes deretter genbankmaterialet til utplanting av øyerogn, utsetting av ensomrig yngel, og utsetting av ettårig smolt som i stor grad blir slept ut fjordene før den slippes. Dette materialet brukes både som kultiveringsmateriale for å bygge opp gytebestanden og som grunnlag for forsøk for å evaluere tiltak eller måle effekter av ulike trusselfaktorer. Smoltproduksjonen ved Voss klekkeri har pågått siden år 2000, rognplantingen siden 2004 og det er satt ut yngel siden 1990. Innsiget av laks og gjenfangster fra merkeforsøk registreres ved bruk av kilenøter og sittenøter i de indre fjordområder og registreringsfisket i vassdraget.

Den overordnede målsettingen for arbeidet med Vossolaksen er å reetablere laksestammen ved å gjennomføre konkrete kultiveringstiltak og samtidig redusere effekten av mulige trusselfaktorer. Målet for redningsaksjonen er at en i 2020 skal nå gytebestandsmålet med naturlig rekruttert fisk og at en på sikt får etablert en høstbar bestand.

Foreliggende framdriftsrapport sammenstiller resultatene fra undersøkelsene i perioden 2000 til 2016/2017, mens sluttrapporten vil foreligge etter at redningsaksjonen er avsluttet i 2020. Generelt er det i rapporten lagt vekt på 1) bestandsutviklingen, 2) evaluering av de ulike kultiveringstiltak og 3) en vurdering av de ulike trusselfaktorene og iverksatte tiltak. For å sette resultatene i sammenheng er noe bakgrunnsstoff fra tidligere Vossoutredninger tatt med og det henvises til disse for ytterligere informasjon (Barlaup 2004; 2008; 2013).

Første del av rapporten omtaler bestandsutviklingen utfra registreringsfiske i fjord og elv med vekt på innsiget av umerket villaks, gytelaks med opphav fra genbanken og rømt oppdrettslaks fram til og med 2017. Utviklingen i ungfiskbestanden (fra ensomrig yngel til smolt) i vassdraget er basert på en sammenstilling av materialet fra overvåkingen av ungfisk som har pågått årlig fra 1990 og fram til 2016. I tillegg rapporteres undersøkelser av smoltutgangen fra årene 2000-2016 og resultat fra merkeforsøk med smolt fra Voss klekkeri. Andre del av rapporten omtaler ulike påvirkninger og tiltak. Først kommer kapitlene som omhandler påvirkningene i ferskvannsfasen; vassdragsregulering med undersøkelser av gassovermetning fra Evanger kraftverk, habitattiltak, forsuring i ferskvannsfasen og forekomst av giftig aluminium i brakkvannsområdene og påvirkning fra lakselus, patogener og rømt fisk. Deretter følger kapitler om Voss klekkeri, Vossolauget og levende genbank.

2 Vossolaksen – særtrekk, fangst- og bestandsutvikling

Av Bjørn T. Barlaup, Eirik Straume Normann, Tore Wiers og Helge Skoglund
LFI Uni Miljø

2.1 Livssyklus og karaktertrekk hos Vossolaksen

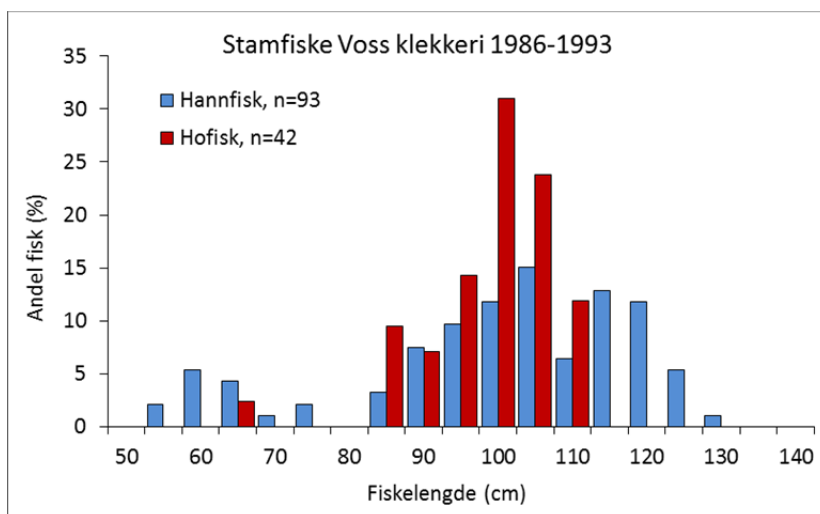
Laksens evne til å finne tilbake til elva den ble født i gjør at laksebestander i ulike vassdrag i stor grad er reproduktivt isolert fra hverandre, noe som er grunnlaget for utviklingen av ulike laksestammer. Med unntak av enkelte feilvandrerere, er det med andre ord lite utveksling av genetisk materiale mellom bestander. Over mange generasjoner har derfor hver laksebestand kunnet tilpasse seg de rådende forholdene i det enkelte vassdrag ved at de individene med de gunstigste egenskapene etterlater seg flest avkom (naturlig seleksjon). En rekke grunnleggende egenskaper som gytetidspunkt, vekst, atferd, sykdomsresistens, tidspunkt for smoltutgang, og alder ved kjønnsmodning kan derfor innenfor hver bestand ha blitt tilpasset de lokale forholdene (Taylor 1991; Garcia de Leaniz m.fl. 2007).

Det fremste kjennetegnet ved laksestammen i Vossovassdraget er at en uvanlig stor andel av bestanden har et sjøopphold over flere år og at den er spesielt storvokst (Figur 1). Dette illustreres klart ved at gjennomsnittsvekten på laks rapportert fra fangstene i Bolstadelva for perioden 1965-1991 var på hele 10,9 kg, og tilsvarende 9,8 kg for laks fisket i sjøen og omsatt av Stamnes Handelslag (Barlaup 2008). Den største fisken som visstnok er tatt i vassdraget veide 35 kg og ble tatt på garn. Den største laksen tatt på sjøfiske ble tatt i kilenot ved Vaksdal og veide hele 36 kg. Ellers er det notert fisk på 34 og 32 kg og en rekke fisk mellom 25 og 30 kg (Tveit 2002). Til tross for at det muligens har vært fisket mer selektivt på storlaks og at andelen av smålaks kan være underrapportert, er det liten tvil om at gjennomsnittlig størrelse på Vossolaks står i en særklasse når det gjelder atlantisk laks, selv på verdensbasis. I Bolstadelva ble det sagt å være like vanlig å få laks over 20 kg som å få smålaks (tert) (Karl Magne Bolstad pers. medd.).

Den karakteristiske størrelsen til Vossolaksen er høyst sannsynlig et resultat av at stor fisk over generasjoner har blitt favorisert gjennom naturlig seleksjon i vassdraget. Dette betyr at Vossolaksens størrelse er genetisk forankret. Hvilke fysiske eller biologiske faktorer som gjør denne strategien mer fordelaktig i Vossovassdraget i forhold til mange andre større elver er ikke kjent men både den relativt store vannføringen og den lange fjordvandringen kan gjøre det fordelaktig å være stor.

Med sitt lange sjøopphold og store individstørrelse representerer Vossolaksen et ytterpunkt i mangfoldet en finner blant stammer av atlantisk laks. Det store Vossovassdraget gjør også at Vossolaksen har potensiale for en relativt stor bestandsstørrelse. Norge er en av de få nasjonene på verdensbasis som fortsatt har mange tallrike laksebestander og har dermed et internasjonalt ansvar for å bevare villaksen. Dette gjelder spesielt storlaksstammer, der Norge har det klart største antallet gjenlevende bestander (Størkensen 1992). Da Villaksutvalget la fram sin utredning, ble det lagt vekt på viktigheten av både å bevare den atlantiske laksen som art, men også å bevare de enkelte bestandene med sine særtrekk (NOU 1999). I denne sammenheng bør Vossolaksen med sine helt spesielle egenskaper stå i en særstilling.

Stortinget vedtok i mai 2007 å innlemme Vossovassdraget som nasjonalt laksevassdrag og fjordene ved Osterøy (Molviki - Tyssø og Skreaneset – Olsnesnipa) som nasjonal laksefjord. Hensikten med nasjonale laksevassdrag og laksefjorder er å gi laksebestandene i Norge særlig beskyttelse mot skadelige inngrep og aktiviteter i vassdragene og i de nærliggende fjord og kystområder (Stortingsproposisjon nr. 32. 2006, Energi- og miljøkomiteen. 2007).



Figur 1. Lengdefordeling for hann- og hunnfisk blant et utvalg av villaks fanget under stamfiske i regi av Voss klekkeri i perioden 1986-1993. Lengdefordelingen viser at de største og minste individene i hovedsak er hanner, mens hunnfisken ofte er noe mindre enn de største hannene.

2.2 Historiske fangster og bestandsutvikling

Det er et velkjent fenomen at størrelsen på laksebestander kan variere kraftig mellom år. Årsakene til variasjonen kan være både naturlige og menneskeskapte. Hos atlantisk laks er det som regel en god sammenheng mellom antall smolt som går ut og antall laks som kommer tilbake. Variasjon i smoltproduksjonen som følge av varierende forhold i vassdraget vil derfor bidra til svingninger i gytebestanden. Tetthetsavhengig dødelighet i ferskvannshabitatet setter den øvre grensen for smoltproduksjonen. I havet vil ikke tetthetsavhengig dødelighet være begrensende, men andre forhold vil her kunne påvirke overlevelse og føre til store svingninger i gytebestanden. En viktig faktor i denne sammenheng synes å være havtemperaturen på oppvekstområdene, siden gunstige havtemperaturer har vist seg å gi sterke årsklasser av tilbakevandret laks (Friedland et al. 1998) og også påvirke sjøveksten (Jensen mfl. 2011). I tillegg vil en lang rekke andre naturlige (f.eks. predasjon og parasitter) og menneskeskapte (forurensing og fiske) faktorer kunne påvirke bestandsutviklingen. For å kunne vurdere svingningene på bestandsnivå og eventuelt avdekke om bestanden er unormalt lav, er det nødvendig med lange tidsserier som gjenspeiler årlige variasjoner i størrelsen på gytebestanden.

Fangststatistikk, basert på innrapporterte fangster fra laksefiske i vassdraget, er for de fleste vassdrag det eneste grunnlaget en har for å vurdere endringer på bestandsnivå. En god fangststatistikk er derfor et svært viktig redskap for å overvåke bestandene. Imidlertid er det klare begrensninger ved å bruke fangststatistikk til dette formålet. Variasjon i fangsttinningsgrad og innrapportering vil føre til mellomårsvariasjon i fangstene som ikke gjenspeiler endringer på bestandsnivå. Disse feilkildene gjør seg gjeldende for de fleste fangststatistikker, også for statistikkene angående fiske av Vossolaks.

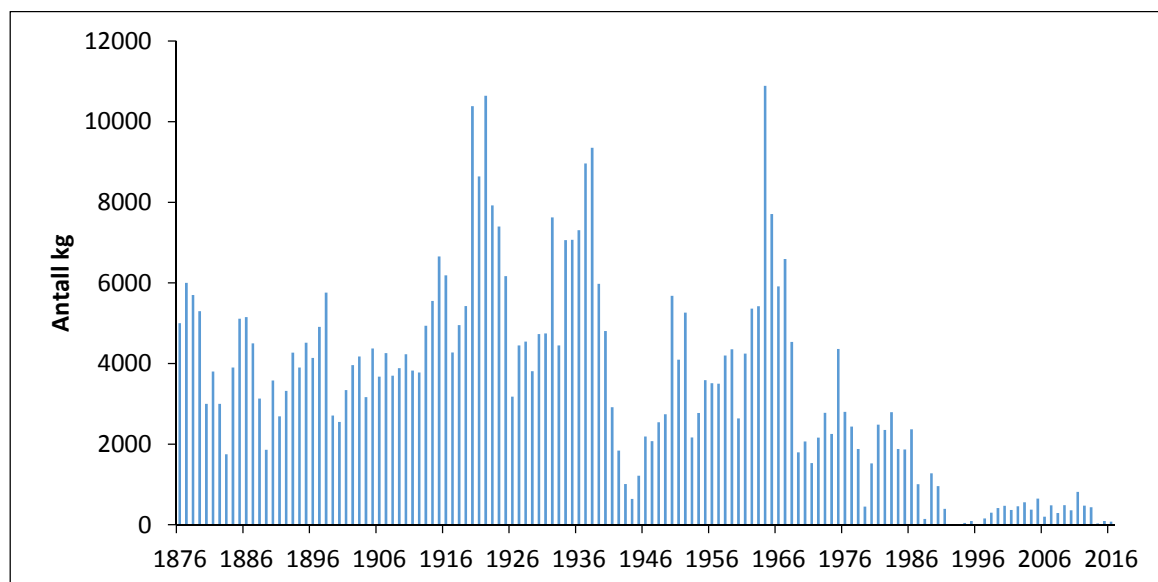
2.2.1 Fangster i ferskvann

Den offisielle fangststatistikken for fangst av laks i Vossovassdraget, perioden 1876-2016, er gitt i Figur 2 og viser at fangstene varierer en god del over hele perioden på 140 år. Den gjennomsnittlige

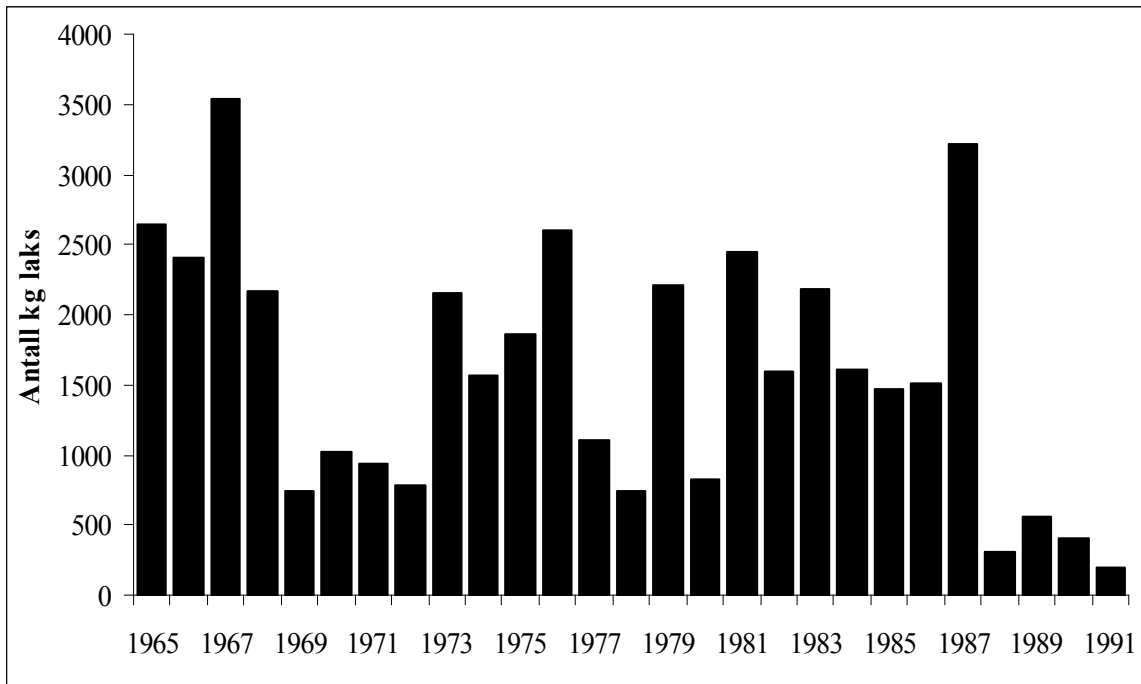
årlige fangsten for perioden er på 3422 kg (sd=2472). Den høyeste innrapporterte fangsten er på 10 887 kg, tatt i 1964. Statistikken må anses som et minimumstall for fangstene grunnet en generell lav innrapportering fra deler av fisket. Dette gjelder særlig fangstene tatt med kjerr, not og garn som trolig i liten grad er blitt innrapportert. Fra slutten av 1960-tallet gir fangststatistikken et inntrykk av at utviklingen går gradvis nedover fram til slutten av 1980-tallet, hvor fangstene når et historisk bunnivå. Feilkilder i form av variabel fangstinnsats og innrapportering gjør det imidlertid høyst usikkert om den generelle nedgangen i fangstene fra slutten av 1960-tallet gjenspeiler en reell nedgang i bestandstørrelsen i samme tidsperiode.

Bolstadelva Grunneigarlag har holdt en detaljert og tilnærmet fullstendig fangstjournal for laks tatt ved sportsfiske i vassdragsavsnittet i perioden 1965-1991. Denne statistikken har en langt lavere feilmargen med tanke på fangstinnsats og innrapportering enn den offisielle fangststatistikken. Siden dette er den nederste delen av vassdraget passerer all laks Bolstadelva på vei videre opp i vassdraget. Fangstene herfra kan derfor brukes som et relativt mål på hvor mye laks som gikk opp i vassdraget årlig.

Den gjennomsnittlige fangsten i Bolstadelva i perioden 1965-1991 var på 1586 kg (sd=886) (Figur 3). De to årene som skiller seg ut ved å ha de høyeste fangstene er 1967 og 1987, da fangstene var hhv. 3543 og 3217 kg. Selv om fangstene varierte en del mellom år, tyder ikke fangstutviklingen i Bolstadelva på en gradvis nedgang fra midten av 1960-tallet og frem til 1987, slik den offisielle fangststatistikken (Figur 2) gir inntrykk av. Fra 1987 til 1988 var det derimot en dramatisk nedgang fra den nest høyeste til den laveste fangsten så langt i perioden. Fangstene i de påfølgende årene frem til fredning i 1992 var alle dårligere enn noen av de foregående årene. Et slikt fall i fangstutviklingen gir en klar indikasjon på at bestandsnedgangen på slutten av 1980-tallet var svært brå. Dette illustreres ved at de gjennomsnittlige fangstene i årene 1965-1987 var 1797 kg (sd=785) mens tilsvarende gjennomsnitt for årene 1988-1991 var 368 kg (sd=131). Denne dramatiske nedgangen kan karakteriseres som et bestandssammenbrudd, og tyder på en dramatisk økt dødelighet på et eller flere av laksens livsstadier. Gitt at nedgangen fant sted i 1988, og at mye av laksen oppholder seg tre år i sjøen, tyder dette på en unormalt dårlig smoltproduksjon eller unormalt høy dødelighet for smoltårgangene som gikk ut fra og med 1985.



Figur 2. Offisiell fangststatistikk for anadrome laksefisk i Vossovassdraget 1876-2016 (kilde: Statistisk sentralbyrå). Både laks og sjøaure kan inngå i rapporteringsgrunnlaget, men fangstene består hovedsaklig av laks. Etter fredningen i 1992 har det bare vært sportsfiske etter sjøaure og oppdrettslaks.



Figur 3. Fangst av laks i Bolstadelva i perioden 1965-1991 (data fra Bolstad Grunneierlag v/Karl Magne Bolstad).

2.2.2 Fangster fra sitte- og kilenotfiske ved Stamnes

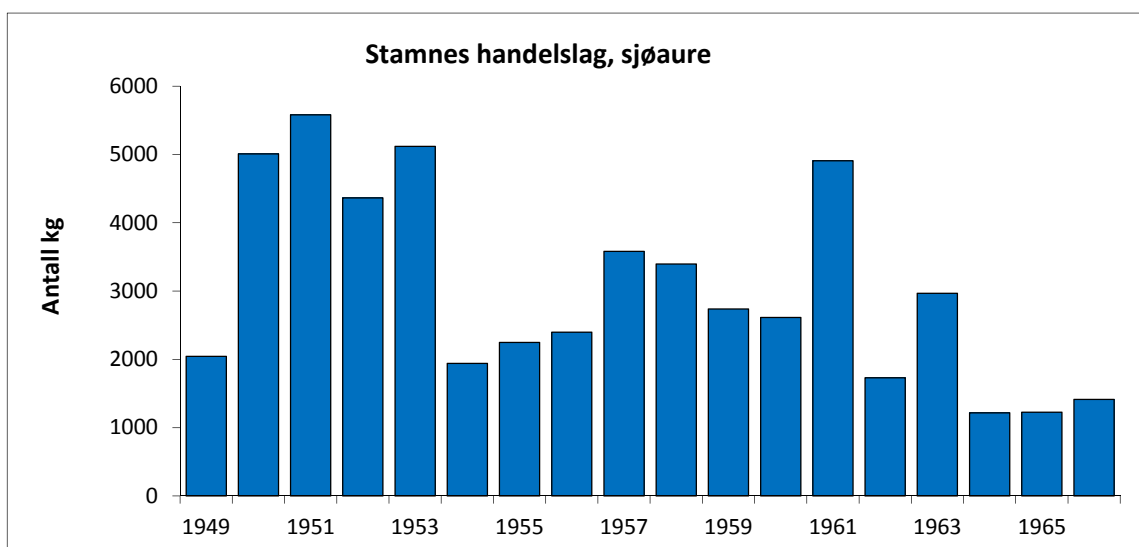
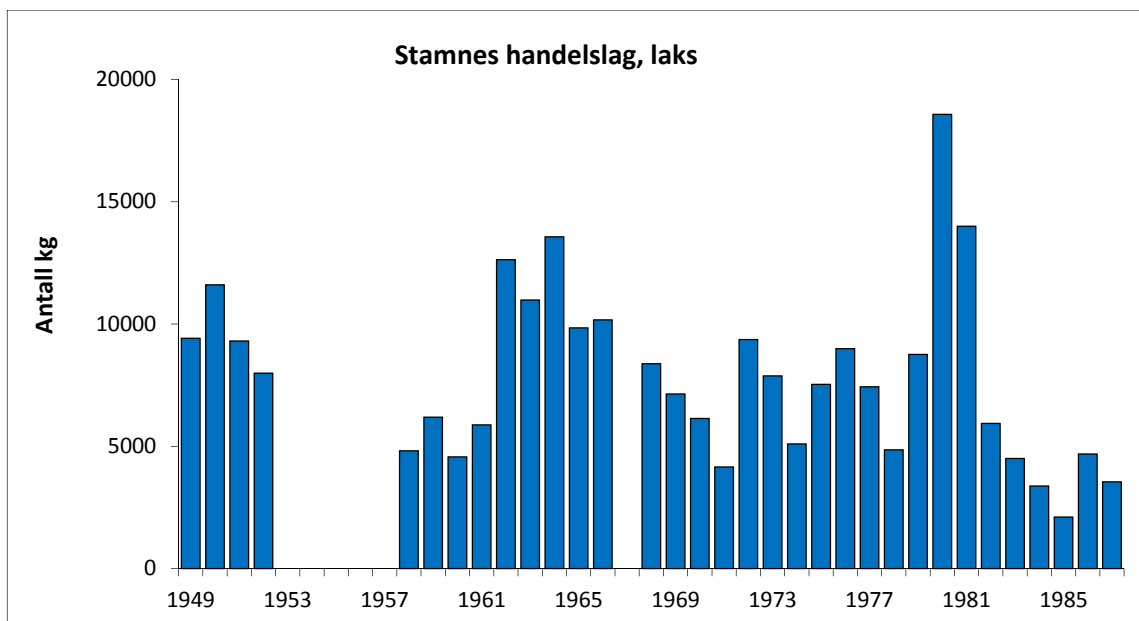
I tillegg til fisket i Vossovassdraget ble det også drevet et omfattende sjøfiske etter Vossolaks i fjordene rundt Osterøy. Fangstene fra dette sjøfisket ble omsatt gjennom en rekke oppkjøpere og det har ikke latt seg gjøre å få en samlet oversikt over dette fangstvolumet. En del av fangsten ble omsatt av Stamnes Handelslag som årlig kjøpte laks fra sittener og kilenøter fra slutten av 1940-tallet og fram til 1991. I forbindelse med denne sammenstillingen har vi fått tilgang til handelslagets bokføring av omsetningen av laks for perioden 1949-1987. Materialet fra perioden 1964-1987 er systematisert og bearbeidet av Halstein O. Leiren, mens materialet i perioden tilbake til 1949 er bearbeidet av LFI.

Stamnes Handelslag kjøpte laks fra fiskere i området ved Straume, Stamnes, indre Osterfjorden og Sørfjorden. Antall nøter og hvilke nøter som inngikk i omsetningen varierte fra år til år. Fangststinsatsen og fangsteffektiviteten som ligger til grunn for omsetningen det enkelte år varierer derfor mye, og endringer i den årlige omsetningen er derfor ikke et egnet mål på bestandsutviklingen.

På den annen side gir omsetningen et svært viktig mål på hvor mye laks som ble tatt ved sjøfiske. I denne sammenheng er det viktig å være klar over at Stamnes Handelslag bare utgjorde en av mange oppkjøpere. Selv om handelslaget kanskje var den største oppkjøperen, er det klart at omsetningen herfra bare representerte en begrenset del av det totale sjøfisket etter Vossolaks i områdene rundt Osterfjorden.

Omsetningen fra Stamnes Handelslag er gitt i Figur 4 og viser at laksefangstene fra sjøfisket har vært betydelig høyere enn fangstene innrapportert fra Vossovassdraget. Handelslaget omsatte i gjennomsnitt 7,9 tonn laks ($sd=3,6$) i perioden 1949-1987. Den største omsetningen i et enkelt år stammer fra 1980 og var på hele 18,6 tonn. Den gjennomsnittlige vekten på laksen omsatt i perioden 1949-1987 var på 9,8 kg ($sd=0,8$) (Figur 1), og viser med all tydelighet hvor spesielt storvokst

Vossolaksen er. I tillegg til laks omsatte handelslaget i perioden 1949-1966 i gjennomsnitt 3,0 (sd=1,4) tonn sjøaure, med en gjennomsnittsstørrelse på 1,4 kg (sd=0,1). Sammenstilles fangstene gitt i den offisielle fangststatistikken fra vassdraget og fangstene fra sjøfiske omsatt gjennom Stamnes Handelslag får en et mest mulig realistisk mål på hvor mye Vossolaks som er høstet årlig i perioden 1949-1987. I disse årene ble det fra Vossovassdraget rapportert inn en årlig gjennomsnittlig fangst på 3486 kg (sd=2026). Tilsvarende gjennomsnittsfangst fra sjøfiske omsatt gjennom Stamnes Handelslag var 7861 kg (sd=3568) for de årene det finnes data. Fangstene av laks fra sitte- og kilenotfiske i fjordområdene like utenfor vassdraget var således mer en dobbelt så høye som fangstene rapportert inn fra sportsfiske i vassdraget. Sammenstilles fangstene fra elve- og sjøfiske i perioden 1949-1987, gir dette en årlig gjennomsnittlig fangst på 11310 kg (sd=4843) (Figur 5). Årene med de høyeste fangstene er 1964 og 1980, da det totalt ble tatt hhv. 24 453 og 20 090 kg laks. Med en gjennomsnittlig fiskevekt på om lag 10 kg, slik det ble rapportert både fra fangstene i Bolstadelva og fra sjøfiske, vil en årlig fangst på om lag 11 tonn utgjøre om lag 1100 laks. I toppårene 1964 og 1980 tilsier fangstkvantumet at det tilsvarende ble tatt om lag hhv. 2500 og 2000 laks.

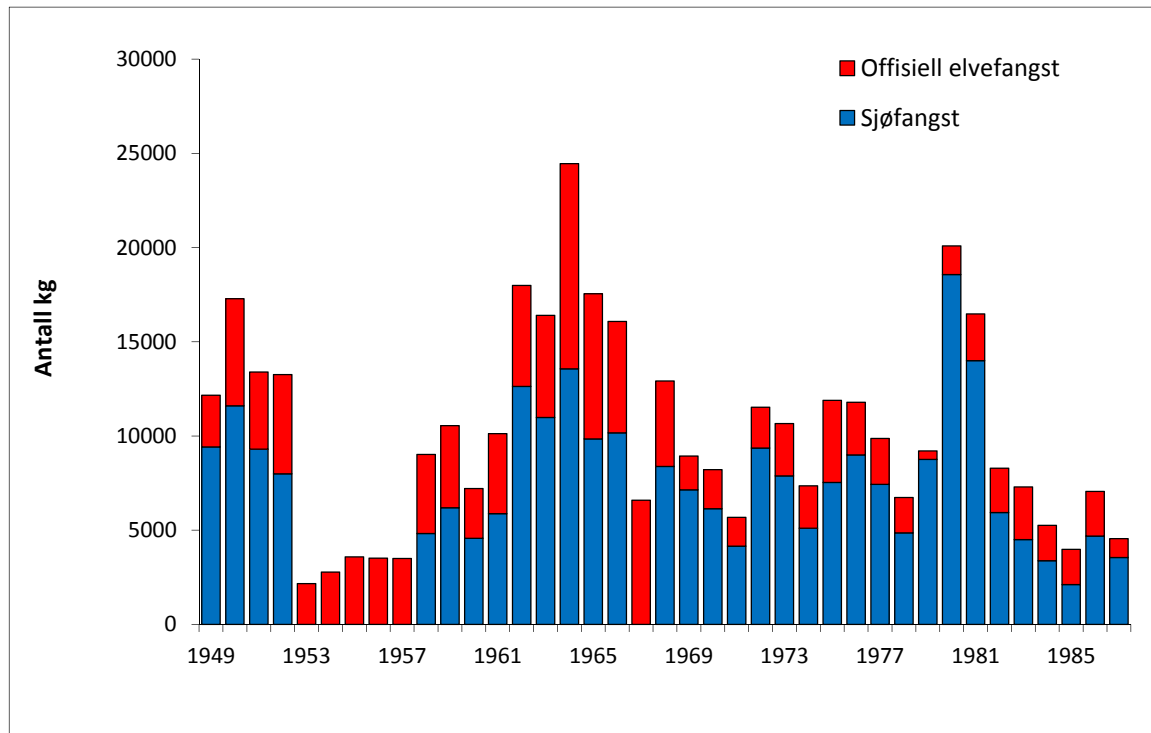


Figur 4. Oversikt over antall kg laks for perioden 1949-1987 og sjøaure for perioden 1949-1966 omsatt av Stamnes Handelslag. Data fra handelslaget er bearbejdet av Hallstein O. Leiren og LFI. For årene 1953-1957 og 1967 mangler det data for laksen.

Fangstene fra sportsfiske i ferskvann og sjøfiske i perioden 1949 til 1987 viser at Vossovasdraget kan opprettholde en gjennomsnittlig årlig fangst på om lag 11 tonn over tid. I denne perioden er det riktignok relativt store mellomårsvariasjoner i fangstmengde (fra om lag 5 til 25 tonn), men det synes ikke som år med høye fangster representerer en overbeskatning som fører til dramatisk lavere fangster i etterfølgende år. Den relativt store mellomårsvariasjonen i statistikkene skyldes trolig naturlig variasjon i forhold som kan påvirke størrelsen på smoltutgangen og sjøoverlevelsen, og ikke minst variasjon i fangsttinnssatsen og fangsttinnrapporteringen som ligger til grunn for statistikkene.

I perioden 1949-1987 er det god grunn til å tro at de årlige fangstene av Vossolaks var betydelig høyere enn de om lag 11 tonn som ble rapportert i de to statistikkene som her er benyttet. Årsaken til dette er som tidligere nevnt en betydelig underrapportering av fangstene i ferskvann og at fangstene av Vossolaks tatt i sjøfiske rundt Osterfjorden også ble omsatt av andre oppkjøpere enn

Stamnes Handelslag. I tillegg ble Vossolaksen beskattet ved fiske på blandete bestander som foregikk med drivgarn i havet og med landfaste redskaper ute ved kysten og ytre fjordområder. Når disse forholdene tas i betraktning synes derfor et totalt uttak på 11 tonn årlig å være et klart underestimat på hvor mye Vossolaks som totalt ble høstet i denne perioden.



Figur 5. Sammenstilling av fangster fra fjordene i Stamnesområdet og fangster fra vassdraget. Tallgrunnlaget for figuren er den offisielle fangststatistikken for Vossovassdraget og kvantum av laks omsatt av Stamnes Handelslag. For årene 1953-57 og 1967 finnes det ikke data fra sjøfangst.

De samlede statistikkene som her er presentert gir også et grunnlag for å anslå det økonomiske potensiale dersom laksebestanden i Vossovassdraget tar seg opp. I 1995 ble de lokale ringvirkningene av den årlige fangsten på om lag 5 tonn laks og sjøaure i Lærdalselva beregnet til om lag 11 millioner kroner. Senere er det beregnet at tap av laksefiske som følge av lakseparasitten *G. salaris* fører til et årlig tap for Lærdal kommune på om lag 10 millioner kroner (NOU 1999). Disse overslagene innebærer en omsetning på om lag kr. 2000 pr. kilo laks, og kan trolig også overføres til Vossovassdraget. Denne prissettingen, sammen med fangststatistikkene og etterfølgende prisstigning, gjør det rimelig å anta at et fiske på en normal bestand av Vossolaks vil representere en årlig omsetning på minst 10 millioner kroner, og det er senere gjort beregninger som tilsier at lokalsamfunnet på Voss årlig taper 20-30 millioner på at Vossolaksen er borte.

2.3 Bestandsutvikling for Vossolaksen i perioden etter fredningen og fram til idag

Etter den dramatiske nedgang i laksefangstene på slutten av 1980-tallet ble Vossolaksen fredet fra og med 1992. Da opphørte både sjøfiske og fiske av villaks i vassdraget. All innrapportert fangst i de etterfølgende årene stammer fra sportsfiske etter sjøaure og oppdrettslaks. Denne fangststatistikken kan ikke brukes som et mål på utviklingen i gytebestanden etter fredningen. For å følge bestandsutviklingen ble det derfor fra år 2000 iverksatt et årlig registreringsfiske med sitte- og kilenøtter. I tillegg foreligger det en lang tidsserie for årlige fangster fra stamfiske utført av Voss klekkeri tilbake til 1990 og også data fra registreringsfiske utført i vassdraget i perioden 2013-2017.

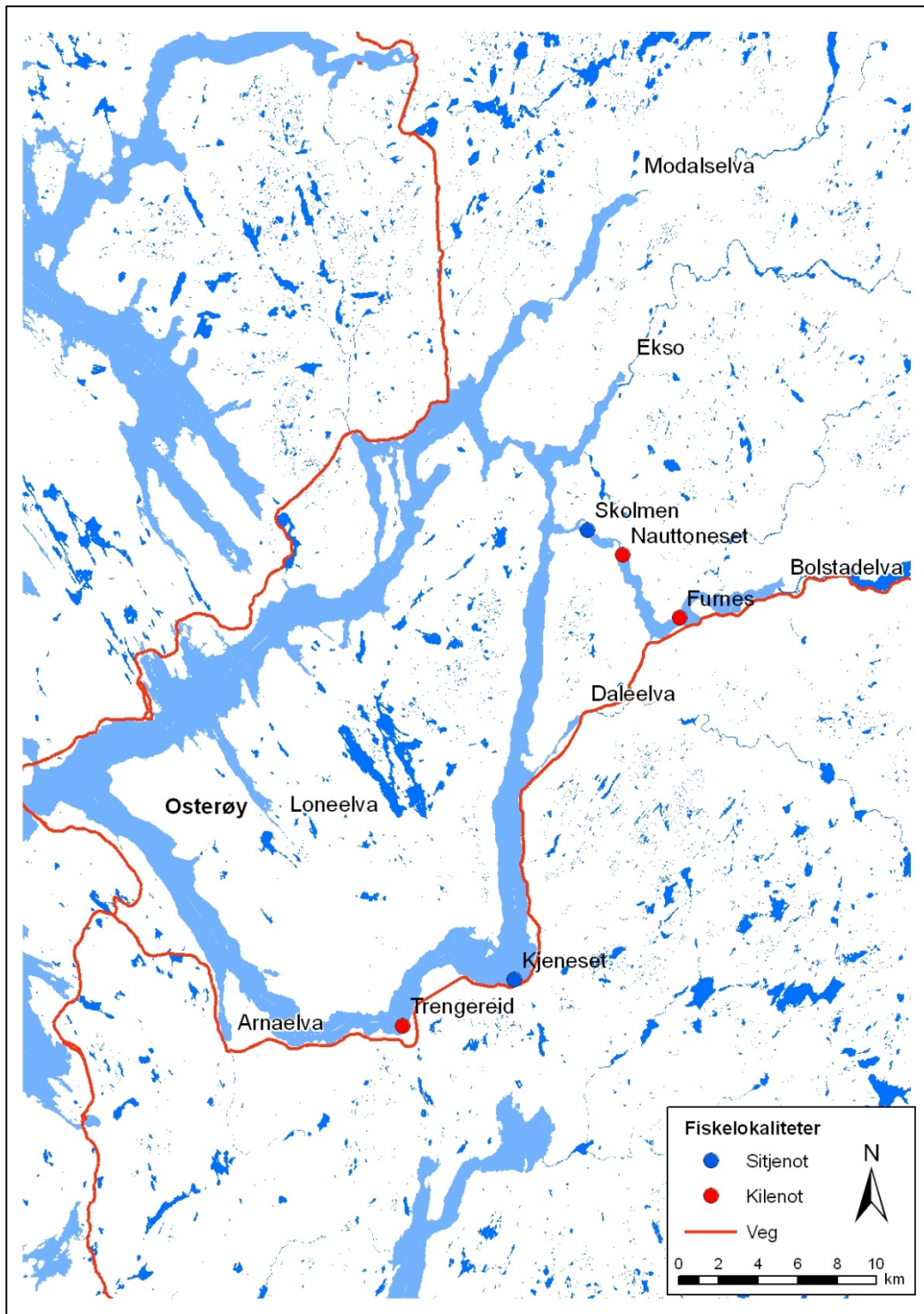
2.3.1 Registreringsfiske med sittenot og kilenot i årene 2000-2017

Registreringsfiske med nøter har hatt følgende målsettinger:

- Gi et relativt mål på størrelsen og sammensetningen av gytebestanden av laks som går opp i Vossovassdraget
- Identifisere innslaget av laks som stammer fra kultiveringstiltak og gjenfange merket laks som inngår i forsøk
- Identifisere og fjerne rømt oppdrettslaks fra gytebestanden
- Identifisere og fjerne rømt regnbueaure

Registreringsfiske med nøter er utført i fjorden nær utløpet av Vossovassdraget (dvs. på strekningen Stamnes-Bolstadfjorden) og ved Trengereid i Sørfjorden (Figur 6). En oversikt over lokalitet og redskap som har vært benyttet de ulike årene er gitt i Tabell 1 og Figur 6. Kilenot fisker passivt og virker som en ruse ved at fisken kommer inn i et fangstkammer som den ikke finner veien ut av. Sittenoten har en noe mer aktiv karakter, da den må overvåkes kontinuerlig og fiskes stenges inne manuelt. Ingen av redskapene er beregnet for masking av fisken, men for levende fangst. Behandlingen av fisken ble gjort på en så skånsom måte som mulig, og lengdemålinger og skjellprøver ble tatt mens laksen ble holdt i en laksebag eller oppbevart i en stamp/tønne i båten. En fordel med notfangst er at laksen generelt fanges på en skånsom måte slik at den kan settes ut igjen uskadet. Det vurderes fortløpende tiltak for å gjøre fangsten så skånsom som mulig. Det er bl.a. satt inn not med finere maskevidde i det innerste fangstkammeret for å redusere skader, og hyppigheten av tilsyn oppjusteres i perioder med mye fisk.

Ved kile- og sittenøtene var det satt ut oppbevaringsmerker for midlertidig oppbevaring av fisk. Skjellprøver ble tatt med en gang fisken var fanget og plassert i laksebag. Den ble deretter merket med Floy-merke (fra og med sesongen 2013) og sluppet fri. Et annet alternativ var at laksen midlertidig ble oppbevart før prøvetaking i merd ved kilenøtene, mens den ved sittenøtene i hovedsak ble samlet opp i merden for analyse og prøvetaking ved ukeslutt (fredag). Skjellanalysene av fisk med fettfinne ble utført før fisken ble sortert for å skille mellom villaks og rømt oppdrettslaks og for genetiske analyser av bestanden. Villaks og fettfinneklippet laks ble sluppet ut, mens oppdrettslaksen ble avlivet. Snutemerket (CWT) fettfinneklippet laks som stammer fra forsøk ble avlivet for lesing av merket. I første del av prosjektet ble en del av den merkede laksen også benyttet til stamfisk, dvs. fram til sesongen 2012. Når det var fanget inn nok laks til å fylle behovet for stamfisk, ble overskytende snutemerkete laks avlivet for dissekering og lesing av snutemerket. Etter endt sesong ble all fettfinneklippet laks fra de indre fjordområdene (Bolstadfjorden) skjellanalysert for å skille laks som stammet fra hhv. ensomrig settefisk satt i vassdraget og settesmolt som stammet fra merdanlegget i Evanger eller fra Voss klekkeri.



Figur 6: Lokalisering av stasjonene for kilenøter og sitjenøter som har vært benyttet i prosjektet i løpet av perioden 2000 til 2017.

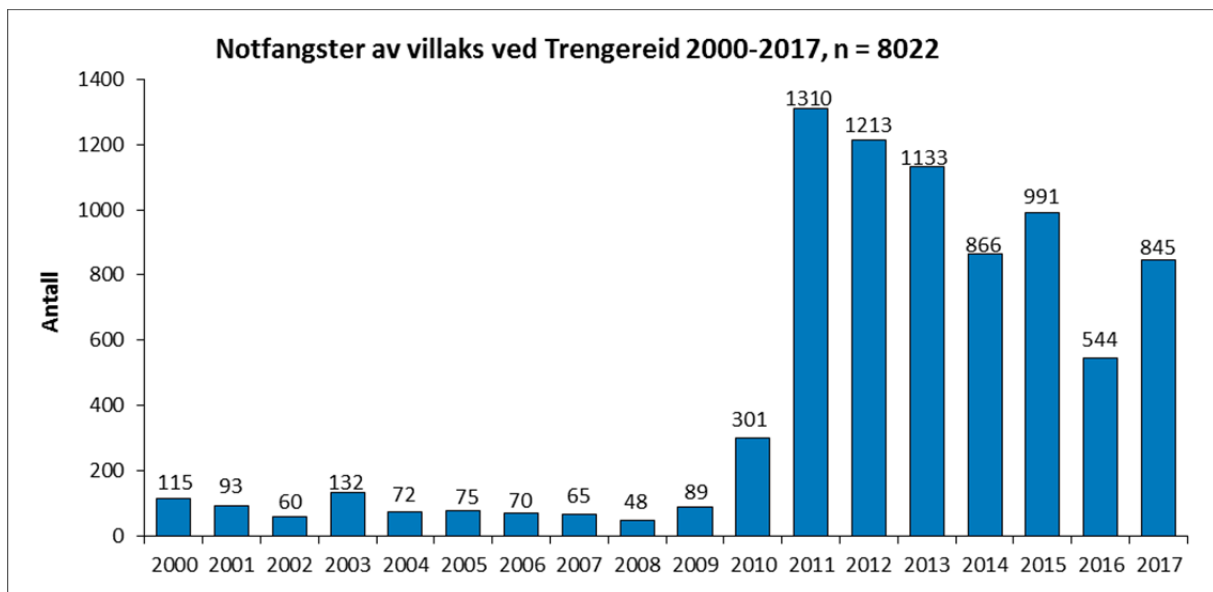
Tabell 1. Oversikt over fangstredskap og fangster av innvandrende laks på de ulike lokalitetene for perioden 2000-2017. Det er skilt mellom villaks, oppdrettslaks, usikre, sjøaure og regnbueaure. Villaks inkluderer her både naturlig rekruttert laks og fisk med ulik kultiveringsbakgrunn, mens usikre er laks som ut i fra skjellanalysene ikke kunne identifiseres som oppdrettslaks eller villaks. Redskapstyper: K = Kilenot, S = Sittenot, R = Ruse (lakseruse, storruse). Lokaliteten ved Stamnes er Skolmen. Lokalitetene i Bolstadfjorden er Nauttoneset og Furnes.

Lokalitet	År	Redskap (antall)	Periode	Villaks	Oppdr.laks	Laks usikre	Sjøaure	Regnbue
Vikne	2009	K (1)	07.07-31.08	25	28	5	25	68
Trengereid	2000	K (1)	03.07-01.09	115	95	6	140	93
	2001	K (1)	01.07-09.09	93	88	5	45	46
	2002	K (1)	01.07-31.08	60	169	9	65	52
	2003	K (1)	14.07-30.08	132	84		18	85
	2004	K (1)	16.07-27.08	72	18	3	11	55
	2005	K (1)	16.07-29.08	75	31		165	37
	2006	K (2)	01.07-14.08	70	43	2	39	52
	2007	K (2)	03.07-31.08	65	41	4	22	165
	2008	K (2)	21.06-31.08	48	79	0	21	65
	2009	K (2)	20.06-31.08	89	78	0	77	223
	2010	K (2)	11.06-03.09	301	43	1	83	86
	2011	K (1)	11.06-22.08	1310	26	26	44	6
	2012	K (1)	11.06-18.08	1213	26	33	34	17
	2013	K (1)	10.06-21.08	1125	21	6	61	7
	2014	K (1)	21.06-19.08	914	33	4	68	5
	2015	K (1)	16.06-14.08	991	27		37	17
	2016	K (1)	16.06-15.08	544	64	2	19	11
	2017	K (1)	15.06-15.09	826	34	4	17	2
Kjenes	2011	S (1)	04.07-18.08	565	9	9	4	3
	2012	S (1)	26.06-15.08	268	8	11	3	8
Stamnes	2000	S (1)	18.07-25.08	7	20	2	204	0
	2001	S (1)	02.07-26.08	19	24	5	182	0
	2002	S (1)	24.06-04.09	40	107	6	125	1
	2003	S (1)	30.06-30.08	41	38	8	99	1
	2008	S (1)	19.06-22.08	31	52	0	92	0
	2009	S (1)	07.07-17.08	14	15	0	74	0
	2010	S (1)	30.06-27.08	47	12	1	34	0
	2011	S (1)	17.07-25.08	574	33	3	22	0
	2012	S (1)	05.07-24.08	197	11	1		0
	2013	S (1)	05.07-22.08	173	2	0	35	0
	2014	S (1)	05.07-19.08	156	6	0	19	0
Bolstadfjorden	2002	R (1)	01.07-06.09	3	10	0	152	0
	2003	K (1), R (1)	12.06-30.08	25	47	7	144	0
	2004	K (2)	01.06-20.09	49	37	5	127	3
	2005	K (3), R (1)	01.06-13.09	31	21	6	749	1
	2006	K (3)	26.05-08.09	43	48	5	138	0
	2007	K (3), R (1)	30.05-04.10	17	35	1	547	0
	2008	K (2)	22.05-01.10	23	89	0	18	2
	2009	K (2)	24.05-01.10	13	18	3	74	0
	2010	K (2)	28.05-28.09	96	39	5	203	1
	2011	K (2)	04.06-30.09	535	38	2	184	1
	2012	K (2), R (1)	01.05-21.09	403	16	4	197	1
	2013	K (2)	17.06-19.09	277	11	3	96	0
	2014	K (2)	04.06-07.09	137	9	1	57	0
	2015	K (2)	06.06-26.09	348	22	0	118	0
	2016	K (1)	14.06-16.09	103	22	0	31	0
	2017	K (2)	14.06-15.09	113	6	0	75	0

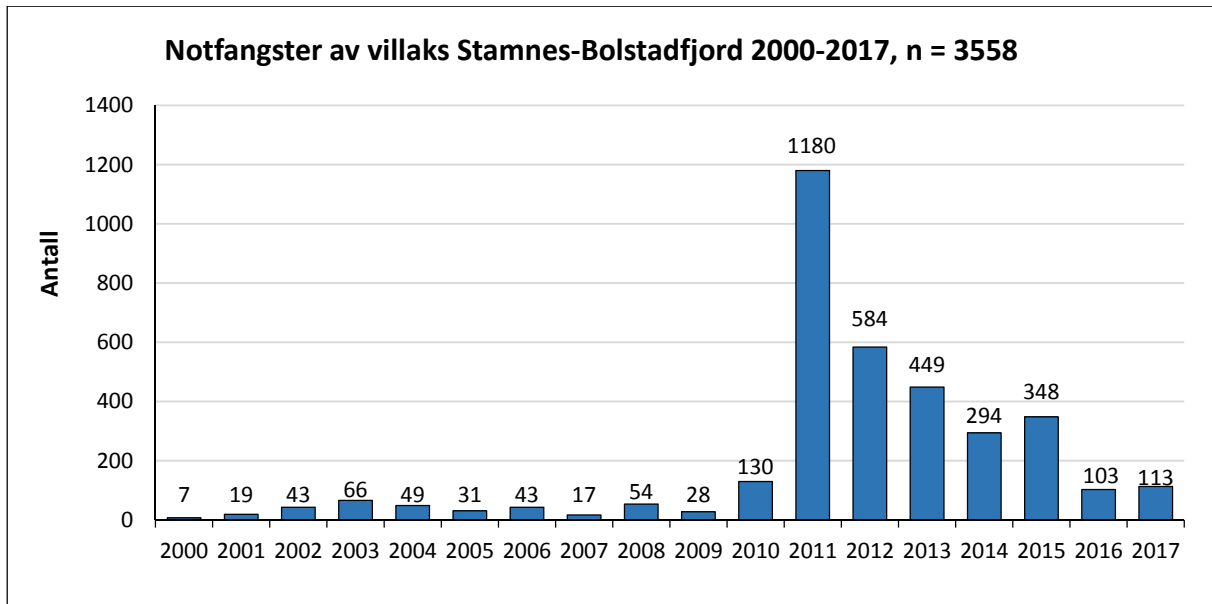
2.3.2 Fangster av villaks

Fangstene ved registreringsfiske gjenspeiler større endringer i innsig av laks mellom år. Men varierende fangstforhold og noe ulike fangsttinningsmetoder gjør ikke metoden egnet til å fange opp mindre endringer mellom år. Fangstene fra nøtene ved hhv. Trengereid og på strekningen Stamnes-Bolstad viser en markert økning fra og med 2011 da det i hovedsak ble tatt tosjø vinterlaks (mellomlaks) som stammet fra slepene i 2009 (Figur 7 og Figur 8). Dette skyldtes effekten av økt antall smolt slept ut, i kombinasjon med en uvanlig god sjøoverlevelse for smolten som ble slept ut i 2009. Dette sammenfaller med resultat som viser god sjøoverlevelse for denne smoltårgangen på hele Vestlandet (ICES 2013; Skoglund m.fl. 2016; Anon. 2017b). Året 2009 var også første året med oppskalerte smoltslep, da det ble slept ut 60000 smolt fra merdanlegget i Evangervatnet. Smoltårgangen i 2009 har senere vist seg å gi den beste gjenfangsten til tross for at økte mengder smolt ble slept ut i femårsperioden 2009-2013, da det ble slept ut hhv. 60000, 75 000, 140000, 86000, 85000 smolt.

Generelt synes det å være god samvariasjon mellom fangstene i de ulike nøtene. Dette er spesielt tydelig fra 2011 og de etterfølgende årene da det har vært et markert høyere innsig enn i de foregående år. Dette illustreres ved at det i årene 2000 til 2010 i nøtene på strekningen fra Stamnes til Bolstad i gjennomsnitt ble fanget 44 villaks per år, mens det på de samme nøtene i perioden 2011-2016 ble fanget i gjennomsnitt 493 villaks (både merket og umerket) per år (Tabell 1, Figur 8). Resultatene fra 2017 viser et betydelig oppsving i fangstene ved Trengereid uten at dette sees igjen i notfangstene på strekningen Bolstad-Stamnes. Årsaken til dette er ikke kjent men kan skyldes ulike fangbarhet gjennom sesongen eller at andre elver i Osterfjordsystemet viser et oppsving i 2017. Dette vil bli undersøkt nærmere ved tellinger av gytetisk høsten 2017.



Figur 7. Fangster av villaks i kilenotfiske ved Trengereid som her omfatter både merket laks (kultivert bakgrunn) og umerket laks. Økningen fra 2011 og utover skyldes i stor grad det økte antallet smolt slept ut som følge av produksjonen i Evangervatnet i femårsperioden 2009-2013. Data fra sesongen 2017 er foreløpige. Se Figur 6 for lokalisering av notplassene.



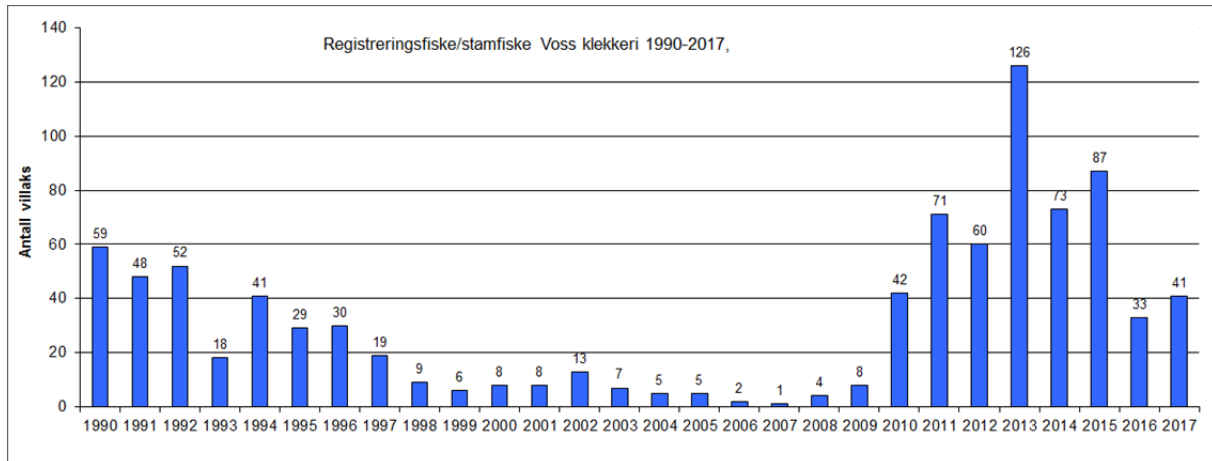
Figur 8. Fangster av villaks i kilenotfiske på strekningen Stamnes-Bolstadfjorden (dvs. Skolmen, Nautoneset & Furnes) i årene 2000-2017. Fangstene omfatter både merket laks (kultivert bakgrunn) og umerket laks. Økningen fra 2011 og utover skyldes i stor grad det økte antallet smolt slept ut som følge av produksjonen i Evangervatnet i femårsperioden 2009-2013. For lokalisering av notplassene se figur 6.

I hele perioden er det generelt slik at det relativt sett registreres høyest antall laks på Trengereid. Dette gjenspeiler trolig en høy fangbarhet for kilenotstasjonen ved Trengereid og at en her fisker på flere bestander i forhold til på strekningen Stamnes-Bolstad hvor en i all hovedsak fisker på laks som er på vei opp i Vossovasdraget. Det er også antatt at fangbarheten generelt er høyere lengre ute i fjordsystemet da den generelle oppfatning er at når laksen begynner å vandre opp Bolstadstraumen går den dypere i vannsøylen og slik lettere kan vandre på undersiden av fangstredskapene. For årene 2011-2015 viser fangstene en større nedgang for nøtene ved Stamnes-Bolstadfjorden sammenliknet med Trengereid. Noe av årsaken til denne forskjellen skyldtes at de store fangstene på Trengereid i sesongen 2011 førte til at nøtene i perioder måtte stenges fordi fangstene ble for store til at de kunne håndteres på en forsvarlig måte. Om dette ikke hadde vært tilfelle ville en trolig sett en klarere avtagende trend fra 2011 til de etterfølgende årene ved Trengereid og utviklingen i fangstforløpet mellom de ytre og indre nøtene ville vært mer like.

Nivået på fangstene i registreringsfisket sier også litt om hvordan bestandssituasjonen har vært på 2000-tallet i forhold til før sammenbruddet i bestanden. I sittedata på Skolmen ved Stamnes ble det tatt over 200 laks i enkelte sesonger og med en fangst på 88 laks i snitt i perioden 1952-1991. På denne tiden konkurrerte sittedata på Skolmen med en rekke sitte- og kilenøtter i fjordområdene utenfor. Basert på de innmeldte fangstene fra årene 1949-1987 (jmf. Figur 5), da det i gjennomsnitt ble innrapportert 7,9 tonn per år, representerer dette anslagsvis 790 laks per år i det samlede kilenotfiske som pågikk i de indre fjordene som fører inn til Vossovasdraget.

For å få et mål på bestandsutviklingen har vi foruten fangstene ved notfiske brukt resultater fra stamfiske etter laks i regi av Voss klekkeri. Ved stamfiske er det benyttet både stangfiske og garn (Figur 9). I 1993 ble antall villaks tatt til stamfisk mer enn halvert i forhold til året før, selv om fangstinnsatsen nær ble doblet (Henden 1997). Det ble ikke ført oversikt over fangstinnsatsen ved stamfisket i årene før 1992, men nedgangen i 1993 ble helt klart oppfattet som dramatisk (G.O. Henden pers. medd.). Etter 1993 og fram til 2009 har fangstene ved stamfisket ikke tatt seg nevneverdig opp og det generelle inntrykket fra stamfiske er at gytebestanden av laks har vært

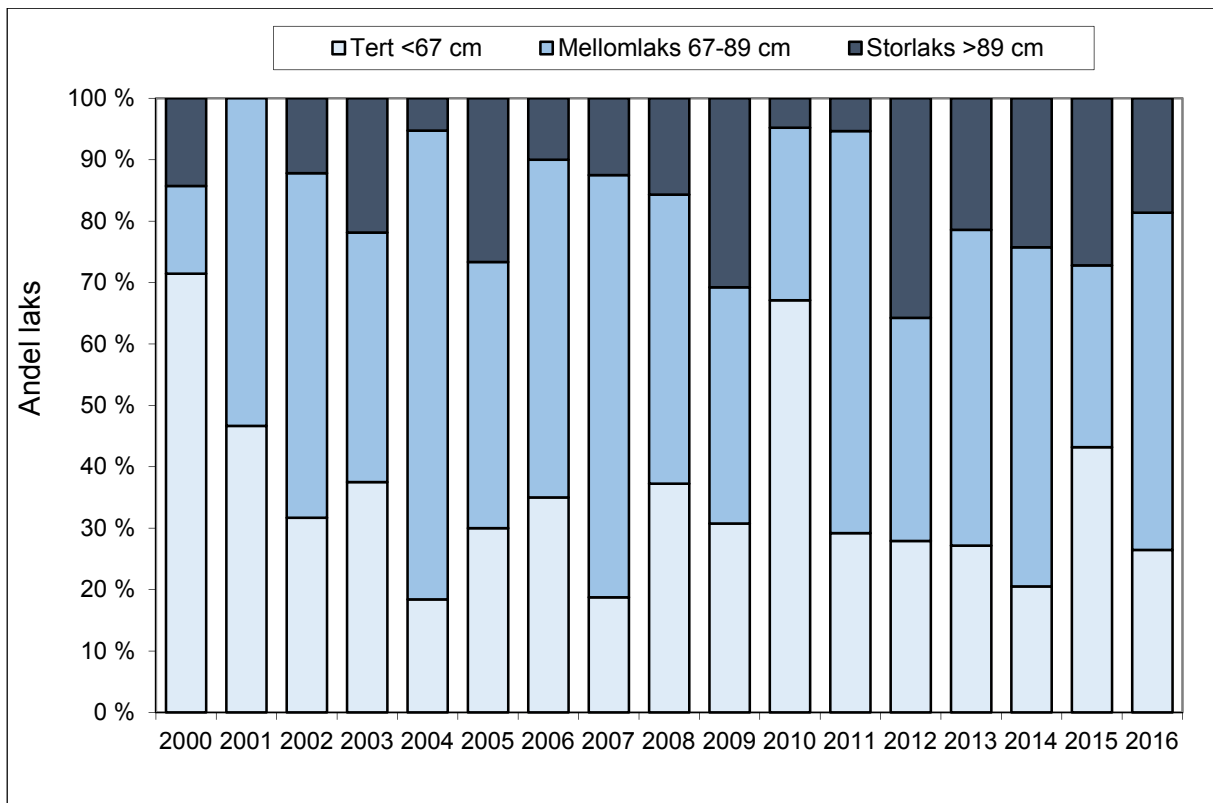
unormalt lav i denne perioden. I årene 2010-2017 har det deretter vært en markert økning i fangstene sammenliknet med tidligere år. Som i notfisket kan økningen i tilbakeføres til økt slep av smolt fra og med 2009. I tillegg viser resultatene fra gytefisketellingene i andre elver på Vestlandet at smolten som vandret ut i 2009 hadde en markert bedre sjøoverlevelse i forhold til de foregående årene. Denne økningen i sjøoverlevelse har også bidratt til det økte innsiget av Vossolaks fra 2010.



Figur 9. Antall villaks fanget med stang og garn ved stamfiske/registreringsfiske til Voss klekkeri i perioden 1992-2017 (Data fra Geir Ove Henden v/ Voss klekkeri). Fangstene omfatter både umerket og merket villaks (dvs. med kultivert bakgrunn).

Før bestands-sammenbruddet var gytebestanden i stor grad dominert av storlaks som har et sjøopphold på 3 år eller mer, og som dermed oppnår størrelser over 7 kg. Ved fiske på Skolmen i årene 1989-1991 ble det tatt hhv. 50, 37 og 50 storlaks (laks >7 kg) som da utgjorde hhv. 69, 82, og 82 % av fangstene. Gjennomsnittsvekten på storlaksen tatt på Skolmen i disse tre årene var hhv. 10,2 kg, 11,6 kg og 10,4 kg. Resultatene fra stamfiske som har pågått årlig siden 1986 viser at 1992 er siste året det ble tatt mye spesielt stor laks. I 1992 ble det på dette fisket tatt 16 laks større enn 110 cm.

I årene 2000-2017 er det ikke registrert samme dominans av storlaks som før bestandssammenbruddet (Figur 10). I dette materialet er tresjøvinterlaks i hovedsak laks med en størrelse over 87 cm. Alder og størrelse ved kjønnsmodning er i stor grad genetisk styrt, men påvirkes også av miljøforhold. Det er nylig vist at villaksbestander som er mye genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks, slik tilfellet har vært i Vosso, kan få en endret livshistorie som fører til tidligere kjønnsmodning (Bolstad et al. 2017). Dette fører til at laksen returnerer tidligere fra sjøoppholdet slik at andelen storlaks går ned. Dette er en påvirkning som trolig har bidratt til den observerte nedgangen av storlaks i Vossovasdraget. I tillegg vil trolig endrede betingelsene i havet påvirket sjøalderfordelingen. Variasjon i vekst og størrelse for laks som stammer fra utsettingene er beskrevet nærmere i kapittelet som omhandler gjenfangstene fra smoltutsettingene.

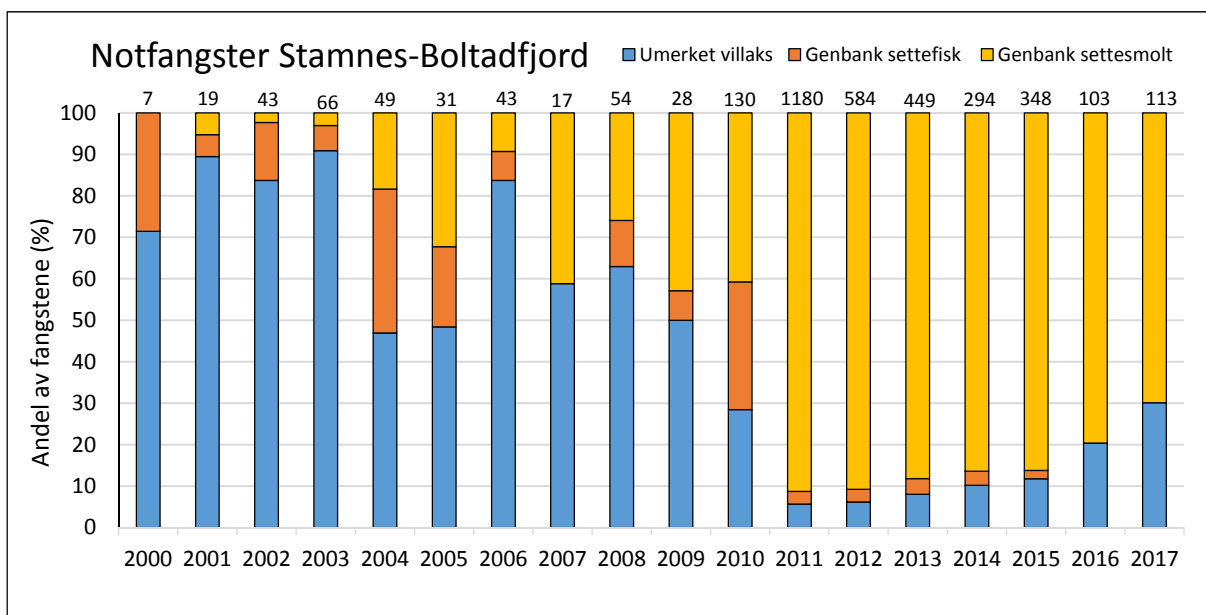
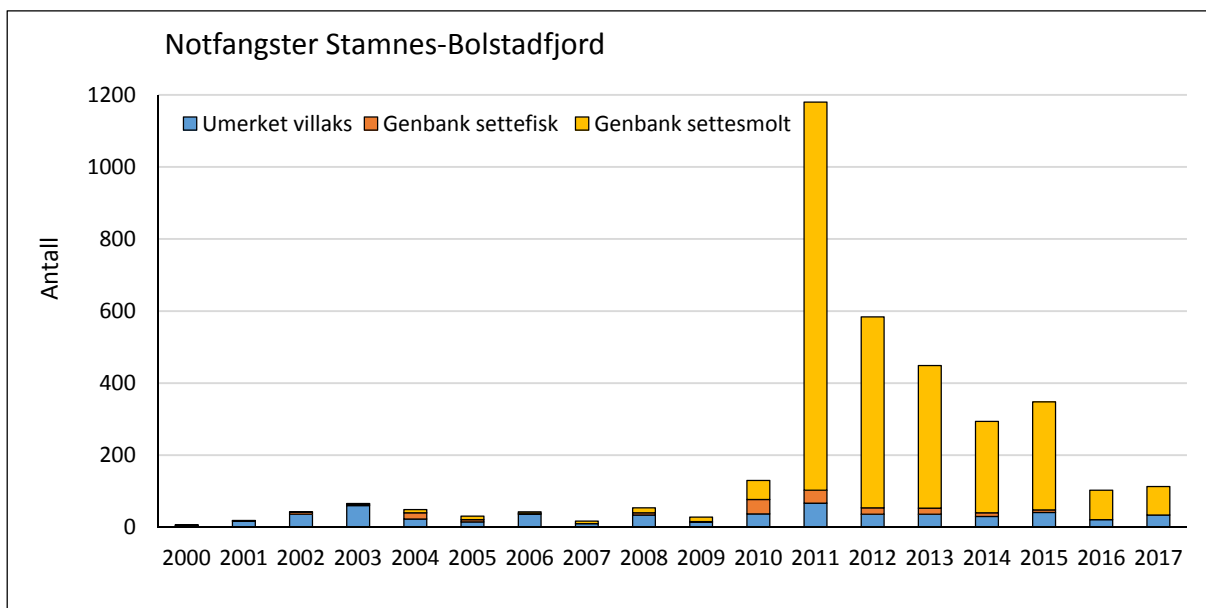


Figur 10. Fordeling av smålaks, mellomlaks og storlaks i fangstene ved sittenota på Skolmen og kilenøtene i Bolstadfjorden i årene 2000-2016. Lengdeintervallene som er benyttet er basert på forhold mellom lengde og sjøalder funnet for aldersbestemt fisk.

2.3.3 Innslag av laks som stammer fra genbanken

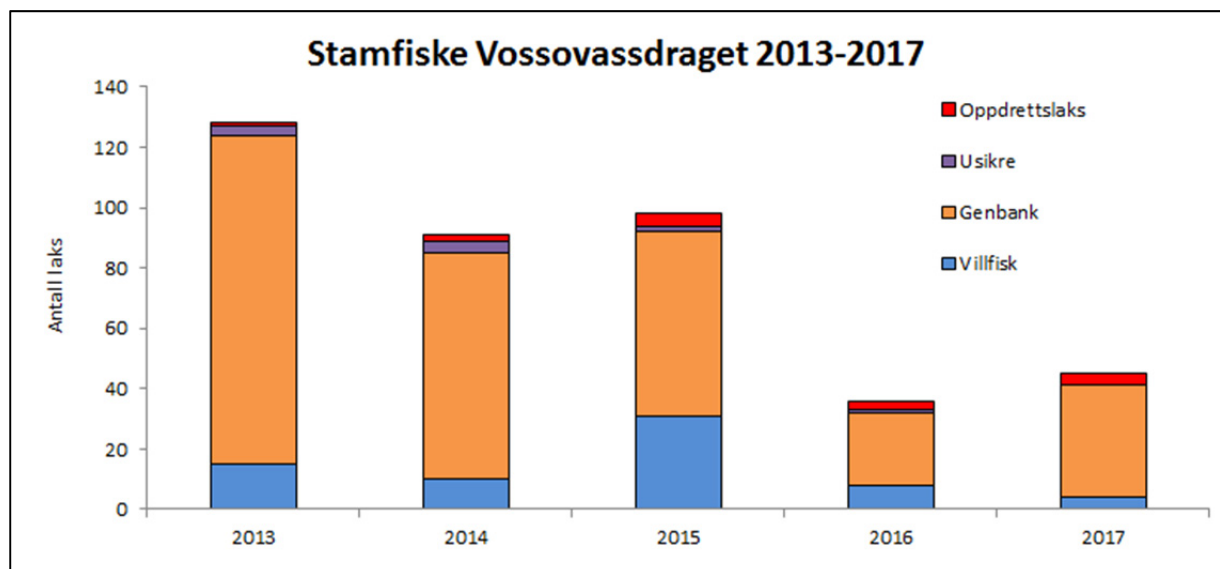
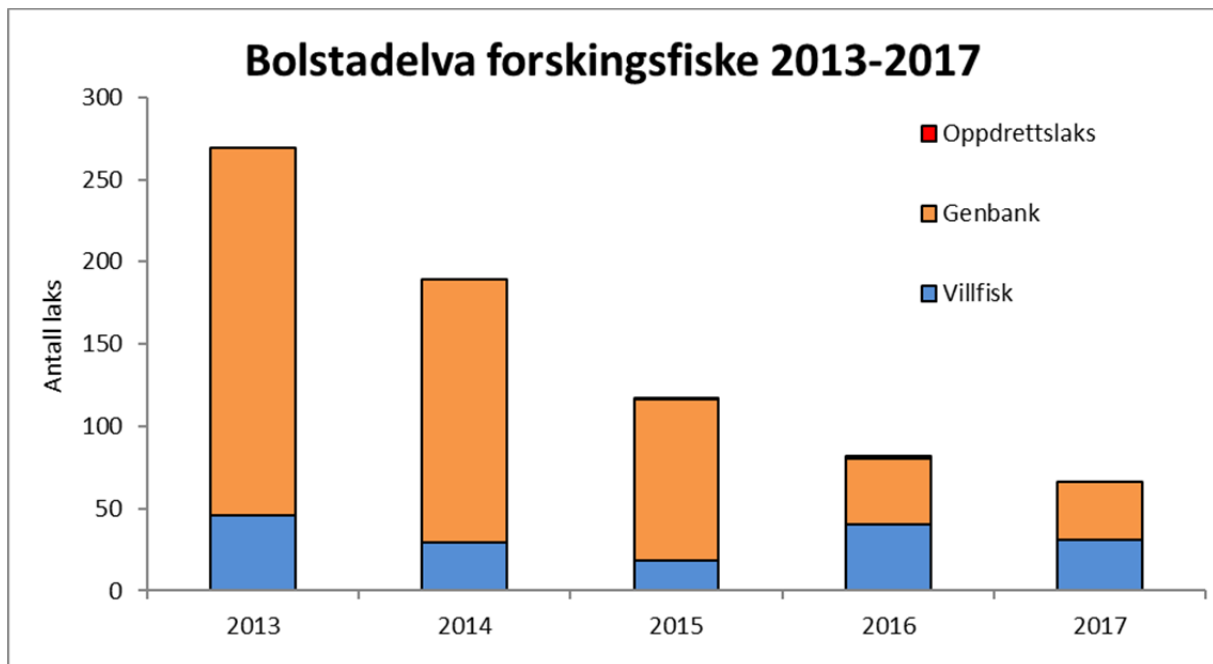
Arbeidet med å reetablere Vossolaksen er basert på tilbakeføring av genbankmaterialet i form av egg, yngel og smolt. For å evaluere utsettingene er det avgjørende å kunne bestemme i hvor stor grad denne kultiveringsinnsatsen gjenspeiles i innsiget av gytelaks. For å kunne spore utsettingene er yngel og smolt fettfinneklipt. I tillegg er smolten som inngår i forsøk merket med et snutemerke. Bestemmelse av smoltalder brukes for å identifisere om fettfinneklipt gytefisk stammer fra utsatt, ensomrig yngel eller fra utsetting av ettårig smolt. Av resultatene framgår det at det er smoltutsettingene som over tid har bidratt klart mest til gytebestanden, og at disse totalt dominerte gytebestanden i årene 2011-2015 da de utgjorde ca 90 -95 % av fangstene, men at denne andelen er redusert til 80 og 70 % i hhv. 2016 og 2017 (Figur 11).

All rogn som tilbakeføres fra genbanken er fargemerket. Dette gjøres ved at rogn legges i et fargebad som avsetter et fargemerke i øresteinene (otolittene). Laks som stammer fra fargemerket rogn kan identifiseres dersom øresteinene dissekeres ut og analyseres med spesialmikroskop. Voss klekkeri har sendt inn otolitter fra stamlaks med fettfinne som er godkjent av skjellkontrollen, og som fra 2015 har godkjent gentest i tillegg. Dette materialet er analysert av Veterinærinstituttet som siden 2008 har mottatt totalt 49 otolitter fra stamfisk i Vosso. Av disse otolitter var 6 uleselige pga ødeleggelse/sprekkdannelse. Av de 43 leselige var totalt 18 individer umerket, dvs. 42 %. Videre hadde 15 individ (35%) et enkeltmerke og stammer fra rognplantning og 10 individ (23 %) hadde dobbelt merke og stammet fra utsetting av startfora yngel (rogn som skulle settes ut som startfora yngel ble dobbelmerket fram til 2014, G.O. Henden pers. komm). Selv om antallet analyserte fisk er lavt, viser disse resultatene at gytebestanden får bidrag fra laks som stammer både fra rognplantning og fra utsetting av yngel.



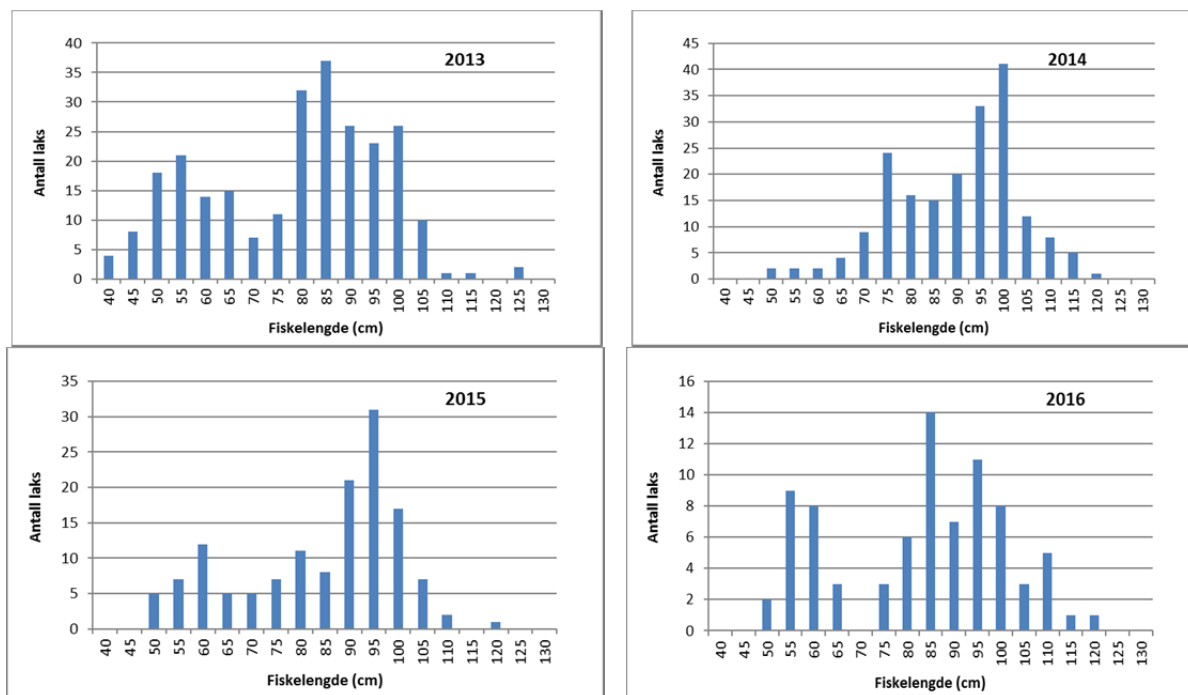
Figur 11. Oversikt over antall (øverst) og andel (nederst) av villaks tatt ved registreringsfiske ved Stamnes-Bolstadfjorden i perioden 2000-2017. Fangstene er fordelt på laks som stammer fra naturlig rekruttert villaks (umerket villaks), og fra genbanken som enten ensomrig settefisk fra Voss klekkeri (settefisk) eller smoltutsetninger (settesmolt). Tallet over hver søyle angir det totale antallet fisk undersøkt. Data fra 2017 er foreløpige. Rømt oppdrettslaks er ikke tatt med i denne oversikten.

Siden 2013 er det årlig gjennomført et begrenset forskningsfiske i Bolstadelva utført i regi av grunneiere organisert i Bolstadelva AS. Hensikten med dette fisket er å registrere merket fisk, umerket villfisk og ta ut oppdrettslaks. Fangstene i dette fisket og i stamfisket viser som forventet en avtagende trend som følge av redusert antall smolt slept ut i perioden (Figur 12). Antallet umerket villaks har i samme periode vært lavt og variert fra 18-46 stk. ved forskningsfiske i Bolstadelva og fra 8 til 31 stk. i stamfisket uten at det er noen klar trend.



Figur 12. Antall laks registrert ved forskningsfiske i Bolstadelva 2013-2017, og fra stamfiske for årene 2013-2017. Data fra stamfiske fra Voss klekkeri.

Lengdefordelingene for laks fra registreringsfiske i Bolstadelva viser en tydelig komponent av fisk større enn 90 cm som i årene 2013-2016 utgjør hhv. 25%, 52%, 42% og 36% av fangstene. I hvert av årene er det i tillegg registrert laks i størrelsesintervallet fra 110-120 cm som sammen med den øvrige lengdefordelingen gjenspeiler at Vosso har en utpreget storlaksstamme (Figur 13).



Figur 13. Lengdefordeling for laks tatt ved registreringsfiske i Bolstadelva i årene 2013-2016.

2.3.4 Oppnåelse av gytebestandsmålet

Gytebestandsmål er nå innført som et forvaltningstiltak for å sikre at laksebestandene ikke beskattes over "bevaringsgrensen", som av den internasjonale laksevernorganisasjonen NASCO defineres som "det uønskede gytebestandsnivået hvor rekrutteringen begynner å avta signifikant". For Vossovassdraget er det foreslått et gytebestandsmål på 2110 kg holaks (Hindar m.fl. 2007). Dette tilsvarer en forventet fekunditet eller eggmengde på om lag tre millioner rogn.

For å beregne oppnåelsen av gytebestandsmålet er det nødvendig med kunnskap om antallet og størrelsesfordelingen av gytebestanden. Disse målene er estimert utfra notfangstene på strekningen Stamnes-Bolstad. Laks som er sluppet videre fra nøtene er merket med et ytre Floy merke og innslaget av merket laks i stamfiske er benyttet for å vurdere hvor stor andel av den opvandrende laksen om faktisk blir fanget i nøtene. Floy-merkingen har vært benyttet siden 2012 og innslaget av merket fisk har i de etterfølgende årene har vært i størrelsesorden 5-10 % noe som indikerer at nøtene fanger en tilsvarende andel av lakseinnsiget til vassdraget. Imidlertid kan dette tallet underestimere fangsteffektiviteten til nøtene bl.a. på grunn av at merker kan gå tapt og vi mener det derfor er riktig å benytte et mer konservativt estimat og setter at nøtene fanger fra 10-20 % av laksen som vandrer opp i Vossovassdraget. Med denne tilnærmingen har vi beregnet oppnåelsen av gytebestandsmålet for Vossovassdraget i perioden 2009-2017 basert på at nøtene på strekningen Stamnes-Bolstadfjorden fanger enten 20 % eller 10 % av laksen som vandrer opp i vassdraget. Dette må imidlertid sees på som en relativt grov tilnærming og i det videre arbeidet vil innføring av nye såkalte PIT merker (se kapittelet om smoltutgang) gi betydelig økt kunnskap om det årlige lakseinnsiget. Sammensetningen av fangstene i nøtene er også benyttet til å vurdere i hvor stor grad naturlig rekruttert laks vs. laks som stammer fra smoltutsettingene bidrar til å oppnå gytebestandsmålet (Figur 14).

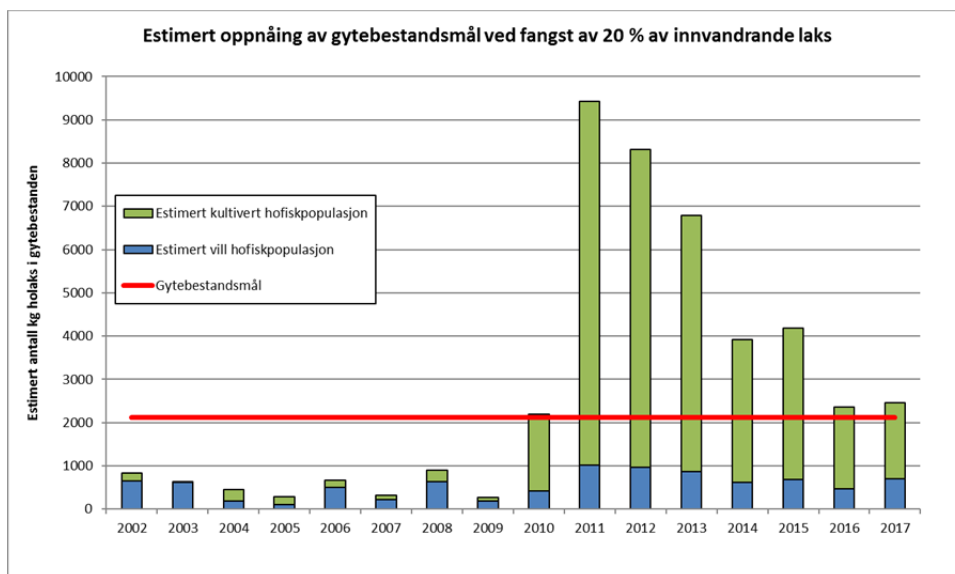
Resultatene viser at holaks som stammer fra smoltslipp har vært avgjørende for at gytebestandsmålet har vært oppnådd 2010-2017, og spesielt i årene 2011-2015 da målet ble

oppnådd med god margin. Det er i disse fire årene en fikk hovedinnsiget fra den oppskalerte smoltproduksjonen i femårsperioden 2009-2013.

I hvor stor grad har så villaks som stammer fra naturlig smoltutvandring oppfylt gytebestandsmålet? Som det framgår av figuren har det ikke i tidsserien tilbake til 2002 vært et år hvor det estimerte innsiget av villfisk har vært høyt nok til å oppfylle gytebestandsmålet. Denne situasjonen har trolig vedvart siden begynnelsen av 1990-tallet og gjenspeiler en fåtallig gytebestand sårbar for påvirkning av rømt oppdrettslaks. Det er derfor ikke uventet at undersøkelser har vist at bestanden er betydelig genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks (Anon 2017a). Tiltakene for å bygge opp gytebestanden basert på tilbakeføring av materiale fra genbanken er ment å reversere denne utviklingen. Resultatene viser at den store gytebestanden basert på kultivert smolt har marginalisert innslaget av rømt oppdrettslaks i årene 2011-2015.

Fra og med 2011 er det registrert en generell økning i innsiget av villaks til Vestlandselvene sammenliknet med foregående år (Skoglund et al. 2016). Denne trenden ser en også i Vosso. I årene 2011 til 2017 har innsiget av umerket villaks ikke alene oppfylt gytebestandsmålet men variert fra nær 50 % oppfyllelse i år 2011 til laveste nivå på 22 % i 2016 før de foreløpige tallene for 2017 viser en økning til ca 28 %. Her har vi lagt til grunn den konservative forutsetningen om at 20 % av innsiget registreres i notfiske, om andelen i realiteten er ca 10 % vil dette bety en dobling av både innsiget og måloppnåelsen av gytebestandsmålet. En viktig oppgave framover er å få bedre tall på fangbarheten i nøtene bl.a. ved bruk av Floy- og PIT-merker, og kameraovervåking. Foreløpige data for innsiget i 2017 basert på registrering av innvandrede laks som er PIT-merket tyder på et innsig som tilsier at kilenøtene i 2017 fanget mellom 7 og 8 % av innsiget, dvs. en betydelig lavere fangbarhet enn hva som er gitt i Figur 14 hvor fangbarheten i nøtene er satt til 20 %. Foreløpige beregninger av fangbarhet basert på PIT-merker gir derfor et høyere beregnet innsig av laks og at ca 60 % av gytebestandsmålet er nå med naturlig rekruttert laks i 2017.

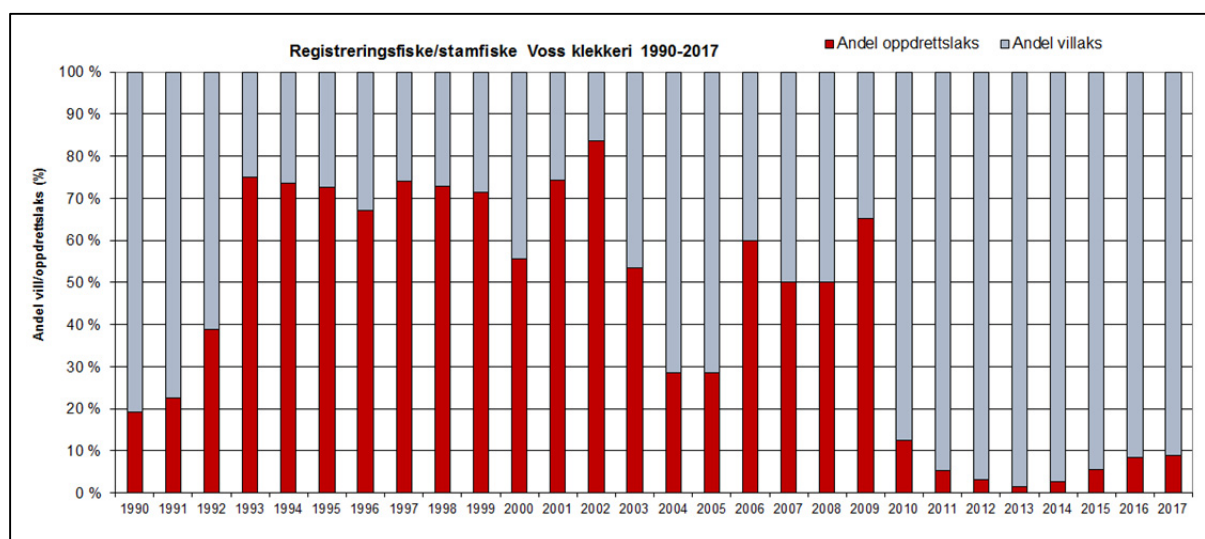
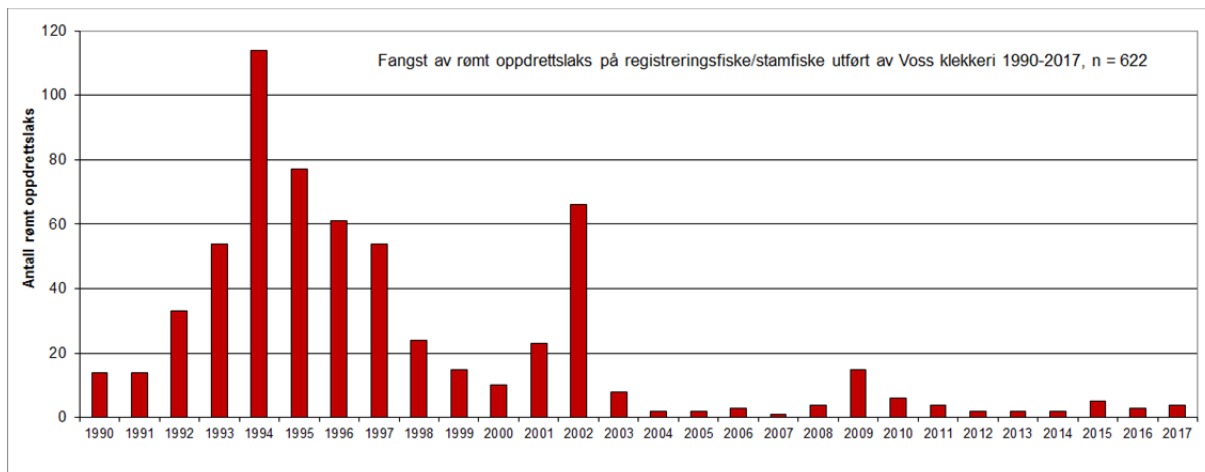
Basert på den store gytebestanden som vandret opp i vassdraget i årene 2011-2015 er det forventet en økt smoltutgang fra og med 2014 eller 2015 avhengig av om smolten er to eller tre år i vassdraget før den vandrer ut. Dette gjør igjen at en vil vente et økende innsig av to- og tresjøvinter laks som stammer fra økt smoltutvandring fra og med 2016 og i de etterfølgende årene fram til 2019. Notfangstene fra 2016 og foreløpige fra 2017 tyder imidlertid ikke på noe markert oppsving i lakseinnsiget til Vosso i disse to årene. Årsaken til dette er ikke kjent og en må avvente utviklingen fram til 2020 før en får noe mer endelig svar på hvordan bestanden responderer på de iverksatte tiltakene. Samtidig viser fangstene at det har gått opp flere hundre umerkede villaks de siste årene. Fortsatt fokus på samarbeid om tiltak i både elv og sjø vil gi viktige bidrag til den fortsatte reetableringen av Vossolaksen.



Figur 14. Estimert oppnåelse av gytebestandsmålet i Vossovassdraget for årene 2009-2017 gitt en konservativ forutsetning om at 20 % av innvandrede laks registreres i forskningsnøter på strekningen Stamnes-Bolstadfjorden. Gytebestanden er estimert utfra en forventning om 1450 egg per kilo hofisk. Det er skilt mellom gytelaks som stammer fra utsett av kultivert smolt og laks som stammer fra naturlig utvandret smolt. Data for 2016 er basert på 15 % fangst grunnet redusert omfang av notfiske. Data fra 2017 er foreløpige. Figuren er basert på faktiske fangster i perioden 2002 til 2017. Varierende fangstinnsats og varierende forhold for notfiske fører derfor til variasjon i grunnlagsdata.

2.3.5 Antall og innslag av rømt oppdrettslaks i vassdraget og i notfiske i fjordene

Framveksten av oppdrettsnæringen utover på 1980-tallet medførte at rømt oppdrettslaks ble et vanlig innslag i laksebestandene i Hordaland. Etter bestandssammenbruddet i 1988 var antallet villaks i gytebestanden lavt og rømt oppdrettslaks utgjorde en urovekkende stor del av gytebestanden. Dette illustreres ved data fra registreingsfiske utført av Voss klekkeri som viser et høyt antall og innslag av rømt oppdrettslaks i fangstene fra 1990 og ut til begynnelsen av 2000-tallet (Figur 15). I årene 2003-2017 ble antallet rømt laks tatt ut betydelig redusert men et lavt antall villaks gjorde at det relative innslaget av rømt oppdrettslaks var høyt helt til det økte innsiget av villaks gjorde seg gjeldene fra 2010 til 2017 (Figur 15).



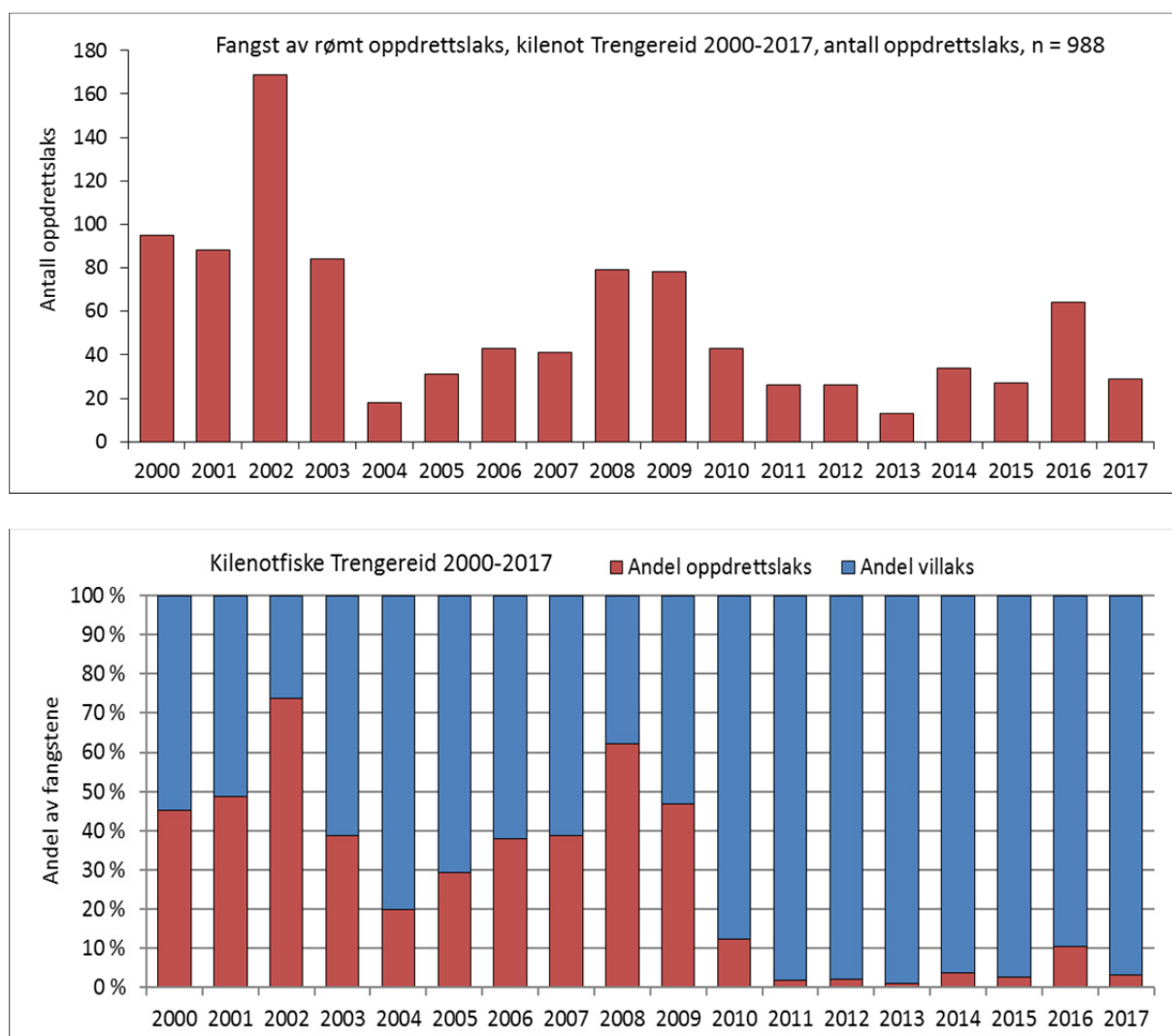
Figur 15. Antall (øverst) og andel (nederst) rømt oppdrettslaks i registreringsfiske utført av Voss klekkeri i perioden 1990-2017.

Det ble også tatt ut rømt oppdrettslaks i fiske med kile- og sittenot i fjordene. Ved notstasjonen ved Trengereid ble det totalt i perioden 2000-2017 tatt ut 988 rømte oppdrettslaks (Figur 16), mens det tilsvarende ble tatt ut 746 oppdrettslaks i nøtene på strekningen Stamnes-Bolstadfjorden (Figur 17). Som det framgår av figurene har antallet rømte oppdrettslaks variert mye mellom år. Generelt har det vært registrert færre rømte oppdrettslaks de siste årene sammenliknet med tidlig i undersøkelsesperioden. På begge lokalitetene har det vært registrert en markert reduksjon i andelen rømt oppdrettslaks de siste årene, noe som skyldes kombinasjonen av økt antall villaks og redusert antall rømt oppdrettslaks. Denne trenden opprettholdes også i foreløpige data fra 2017 både ved Trengereid og på strekningen Stamnes-Bolstadfjorden. I sin risikovurdering for norsk fiskeoppdrett bruker Havforskningsinstituttet innslaget av rømt laks i bestandene som varslingsindikator for å vurdere fare for genetisk innblanding (Svåsand m.fl. 2013). Grenseverdiene er utarbeidet i samråd med NINA, der <4 % rømt laks indikerer lav risiko, 4-10 % moderat risiko, og >10 % høy risiko for genetiske endringer.

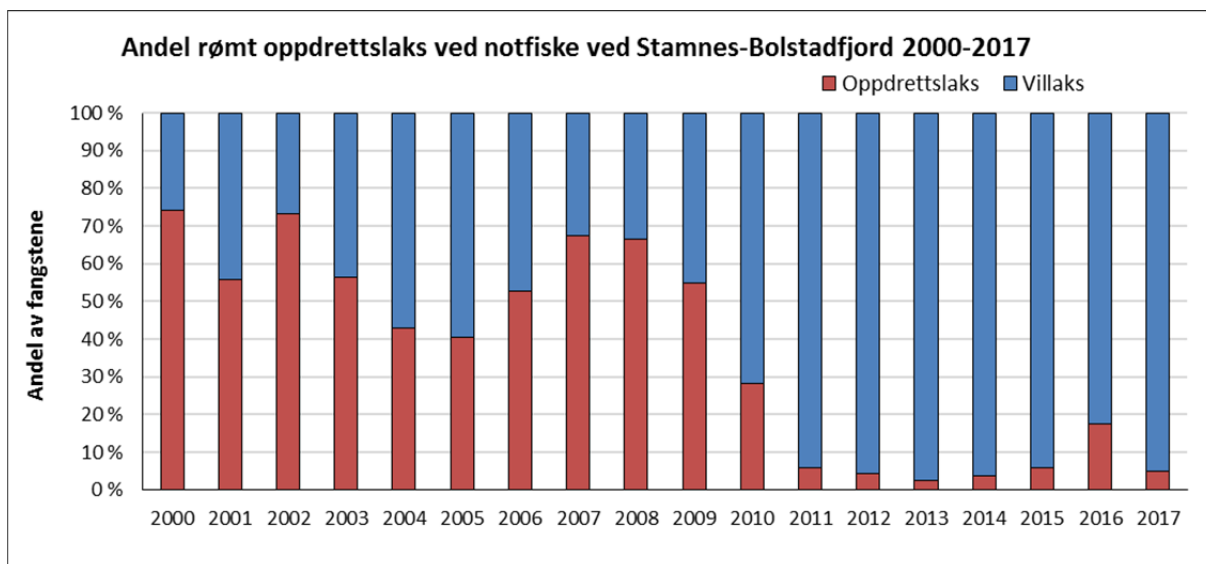
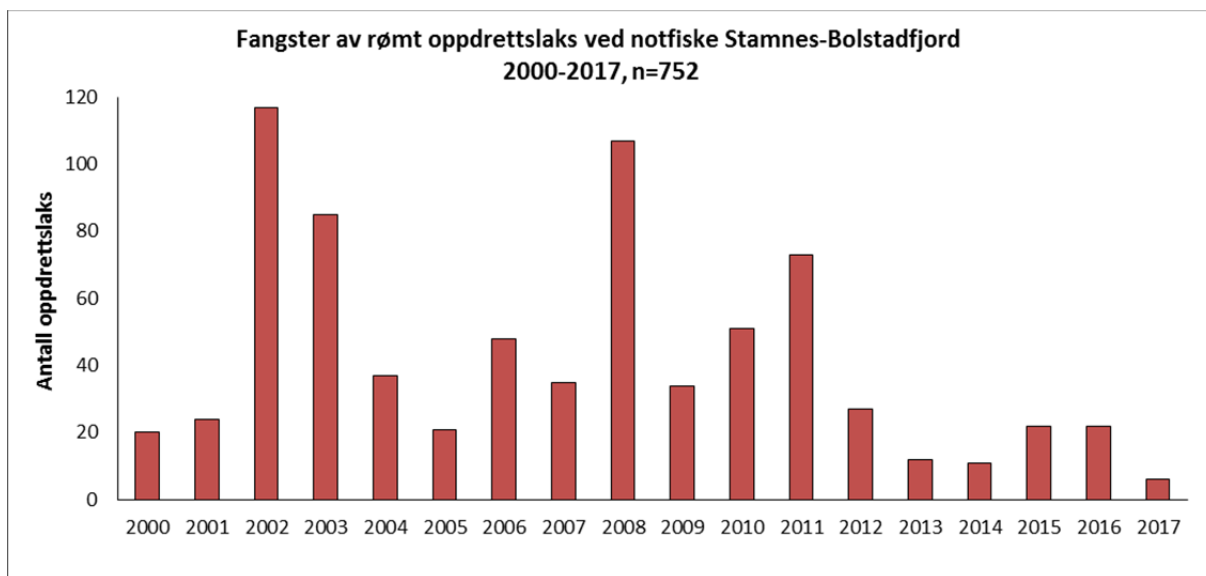
I tidsseriene med notfiske fra Trengereid og Stamnes-Bolstadfjorden ligger andelen rømt oppdrettslaks godt over 10 % i hele perioden 2000-2010, mens det for begge seriene i årene 2011-2015 ble registrert andeler som tilsier fra lav til moderat risiko: Trengereid (1-4 %) og Stamnes Bolstad (3-6 %). I 2016 økte imidlertid antallet rømt oppdrettslaks innfanget ved Trengereid til 55 stk.

og innslaget i fangstene økte til 9 %. Tilsvarende ble det i 2016 også registrert en markert økning i andelen rømt fisk i notfangstene i Bolstadfjorden, da andelen var 18 % (Figur 17). Ved stamfiske i Vossovassdraget ble det i 2016 registrert en moderat økning i innslaget av rømt fisk til 8 %. I 2017 var andelen av oppdrettsfisk igjen noe lavere. Det er rimelig å anta at det samlede uttaket av rømt fisk i sjø og elv i vesentlig grad reduserer innslaget av rømt oppdrettslaks i gytebestanden i Vossovassdraget.

Vosso er vurdert etter den nasjonale kvalitetsnormen for villaks og delnorm genetisk integritet (Anon 2017 a). I vurderingen av genetisk integritet blir Vosso plassert i kategorien «svært dårlig» basert på genetiske analyser av innsamlet ungfisk og voksen fisk. Målet for redningsaksjonen er å reetablere den opprinnelige Vossostammen ved å øke innsiget av villaks med opphav i genbanken og redusere påvirkningen fra rømt oppdrettslaks. Når laks som stammer fra smoltslepen de kommende år fases ut er det avgjørende å opprettholde tiltak for å holde innslaget av rømt laks på et lavt nivå. Samtidig vil det bli foretatt genetiske analyser for å evaluere om en lykkes med å reetablere den opprinnelige Vossolaksen.



Figur 16. Antall (øverst) og andel (nederst) rømt oppdrettslaks registrert på kilenotfiske ved Trengereid i perioden 2000-2017. I antallet villaks inngår både umerket og merket villaks (dvs. laks som stammer fra kultivering). Data fra 2017 er foreløpige.

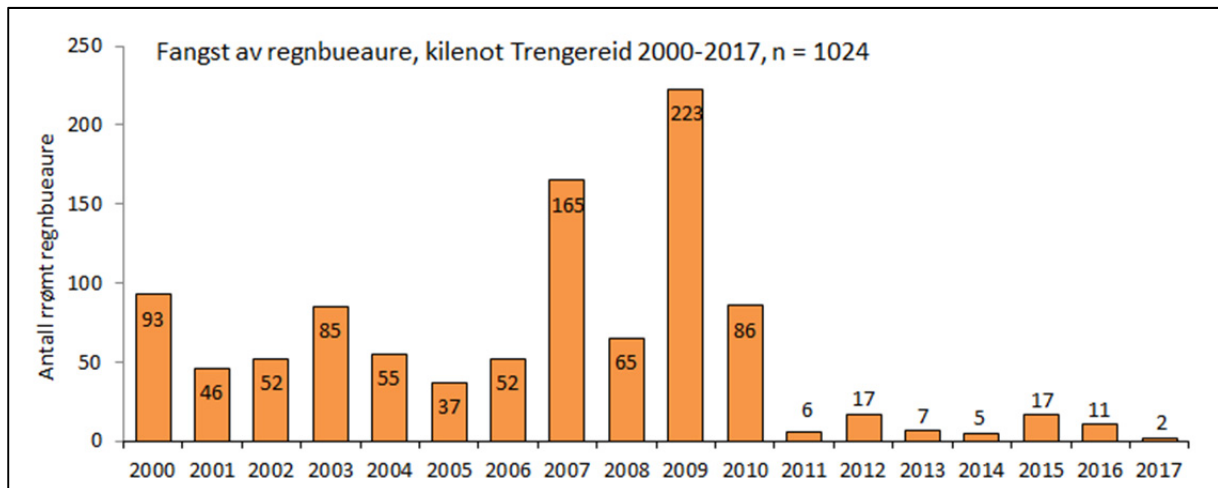


Figur 17. Antall (øverst) og andel (nederst) rømt oppdrettslaks registrert på notfiske ved Stamnes-Bolstadfjorden i perioden 2000-2017. I antallet villaks inngår både umerket og merket villaks (dvs. laks som stammer fra kultivering). Data fra 2017 er foreløpige.

Registrering og uttak av rømt regnbueaure i Osterfjordsystemet

I motsetning til rømt oppdrettslaks som ofte sprer seg raskt vekk fra rømningsstedet og derfor er lite fangbar (Skilbrei m.fl. 2006), er rømt regnbueaure langt mer stasjonær etter rømming (Rikardsen & Sandring 2006; Skilbrei 2012). Dette gjør regnbueauren mer fangbar ved gjenfangstfiske (Barlaup m.fl. 2015). Utover på 2000-tallet ble det fra lokale fiskere i Osterfjordbassenget meldt om jevnlig fangster av regnbueaure, og det var bekymring for høye rømmingstall og uheldige miljøkonsekvenser. Denne problemstillingen ble tatt opp i Vossoprosjektet, hvor rømt regnbueaure ble registrert i relativt høyt antall, dvs. fra 38 til 223 stk. i årene 2000-2010 i forskningsnøtene ved Trengereid. Vossolaugret rettet en del av sin innsats på å redusere rømmingene av regnbueaure i Osterfjordsystemet ved å montere såkalte indikatorfeller (storruser) ved oppdrettsanleggene (se bilde). Indikatorfellene har vært i drift siden 2010 og har høyst sannsynlig bidratt til den markerte nedgangen av rømt regnbueaure registret siden 2010. I løpet av de elleve årene 2000-2010 ble det i sum tatt 959 rømte regnbueaure (dvs. 87 regnbueaure per år), mens det i de etterfølgende sju årene

2011-2017 i sum ble tatt 65 regnbueaure på notfiske (dvs 9.3 per år). Disse tallene illustrere den markerte endringen som har funnet sted når det gjelder rømming av regnbueaure i Osterfjordssystemet siden 2010. I løpet av sesongen 2017 ble det bare tatt to rømte regnbueaure ved kilenotfiske på Trengereid (**Figur 18**).



Figur 18. Antall rømt regnbueaure registrert og tatt ut per år på kilenotfiske ved Trengereid i perioden 2000-2017.



Bildet viser indikatorfelle, dvs. den spesialtilpassede storrusa som ble utviklet i Vossosamarbeidet. Denne rusetypen, som har vært i drift siden 2010, har vist seg å være et effektivt redskap for å fange rømt regnbueaure som svømmer rundt oppdrettsanleggene.

2.4 Referanser

- Anon. 2017 a. Klassifisering av 148 laksebestander etter kvalitetsnorm for villaks. Temarapport nr 5, 81 s.
- Anon. 2017 b. Status for norske laksebestander i 2017. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 10, 152 s.
- Barlaup, B.T., Lehmann, G.B., Velle, G., Espedal, E.O., Stranzl, S., Skår, B., Wiers, T. & Birkeland, I.B. 2015: Oppfølging og tiltak etter rømmingen av regnbueaure fra Angelskår i Sørfjorden januar 2015. LFI-rapport nr. 250.
- Bolstad, G.H., Hindar, K., Robertsen, G., Jonsson, B., Sægrov, H., Diserud, O.H., Fiske, P., Jensen, A.J., Urdal, K., Næsje, T.F., Barlaup, B.T., Florø-Larsen, B., Lo, H., Niemelä, E., & Karlsson, S. 2017. Gene flow from domesticated escapes alters the life history of wild Atlantic salmon. *Nature Ecology & Evolution*, 1: 0124
- Energi-og miljøkomiteen. 2007. Innstilling fra energi- og miljøkomiteen om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder Innst. S. nr. 183.
- Friedland, K.D., Hansen, L.P. & Dunkley, D.A. 1998. Marine temperatures experienced by postsmolts and the survival of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the North Sea area. *Fisheries Oceanography* 7: 22-34.
- Garcia de Leaniz, C., Fleming, I. A., Einum, S., Verspoor, E., Jordan, W. C., Consuegra, S., Aubin-Horth, N., Lajus, D., Letcher, B. H., Youngson, A. F., Webb, J. H., Vøllestad, L. A. Villanueva, B., Ferguson, A. & Quinn, T. P. 2007. A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implications for conservation. *Biological Reviews*, 82: 173-211.
- Henden, G.O. 1997. Notat frå Voss klekkeri; spørsmål og vurderingar til rapporten om laksebestanden i Vossovassdraget, utført av Harald Sægrov med fleire. - Voss klekkeri 28. november 1991, 1s.
- Jensen, A.J., Fiske, P., Hansen, L.P., Johnsen, B.O., Mork, K.A. & Næsje, T.F. 2011. Synchrony in marine growth among Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 444-457.
- NOU. 1999. Til laks åt alle kan ingen gjera. Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for å bedre situasjonen. Norsk offentlig utredning. 1999. 297s.
- Rikardsen, A. H. and S. Sandring, 2006. Diet and size-selective feeding by escaped hatchery rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *ICES Journal of Marine Science* 63: 460–465.
- Skilbrei, O.T., Holst, J.C. & M. Holm. 2006. Oppsummering av kunnskapsstatus innen rømming av oppdrettslaks – Tiltak for gjenfangst etter rømming. *Havforskningsinstituttet – fisken og havet nr. 7 2006*
- Skilbrei, O.T. 2012. The importance of escaped farmed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) as a vector for the salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis*) depends on the hydrological conditions in the fjord. *Hydrobiologia*. Volume 686, issue 1, pp 287-297.
- Skoglund, H. Barlaup, B.T., Normann, E.S., Wiers, T., Lehmann, G.B., Skår, B., Pulg, U., Vollset, K.W., Velle, G. Gabrielsen, S.-E. & Stranzl S. 2016. Gytefisktelling og uttak av rømt oppdrettslaks i elver på Vestlandet høsten 2015. LFI Uni Miljø, rapport nr 266. 40 s. https://uni.no/media/manual_upload/LFI_266.pdf.
- Stortingsproposisjon nr. 32. 2006. Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder (2006-2007).
- Størkensen, Ø.R. 1992. Truete arter i Norge. DN-rapport, 1992-6. 89 s.
- Taylor, E. B. 1991. A review of local adaptation in Salmonidae, with particular reference to Pacific and Atlantic salmon. *Aquaculture* 98: 185-207.
- Tveit, L. 2002. Driftsplan for Vossovassdraget.

3 Undersøkelser av ungfiskbestandene i Vossovassdraget

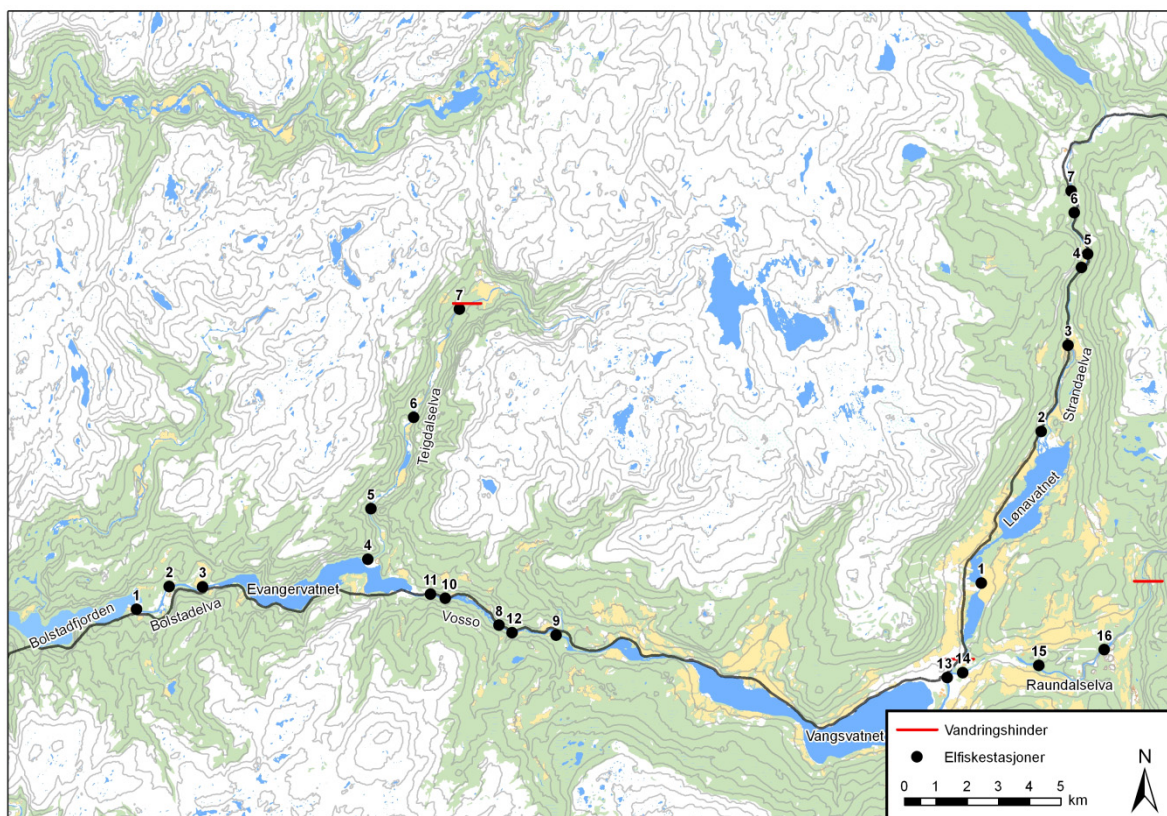
Av Sven Erik Gabrielsen, Helge Skoglund, Bjørn T. Barlaup, Bjørnar Skaar og Tore Wiers
Uni Research Miljø LFI

Undersøkelser av ungfiskbestandene av laks og aure i Vossovassdraget stammer i hovedsak fra de årlige undersøkelsene av ungfisktettheter som har pågått siden 1991. For situasjonen før den dramatiske bestandsnedgangen på slutten av 1980-tallet finnes det svært begrenset informasjon om ungfiskbestandene i vassdraget. Det er derfor ikke mulig å vurdere i hvor stor grad situasjonen har endret seg før og etter bestandssammenbruddet. I dette kapitlet gis en beskrivelse av ungfiskbestandene i de ulike vassdragsavsnitt. For informasjon om lengde og aldersfordeling av fisk i Vossovassdraget henvises det til kapitlene om effekter av vassdragsregulering og om undersøkelser av smoltutgangen.

3.1 Materiale og metoder

3.1.1 Overvåking av ungfiskbestanden

Undersøkelsene av ungfisktetthetene i Vossovassdraget har pågått årlig siden 1991. I perioden 1991-1993 ble undersøkelsene utført i regi av Fylkesmannen i Hordaland (Sægrov et al. 1994) og Bergenshalvøens kommunale kraftselskap (BKK) (Fjellheim et al. 1994). I perioden 1994 - 2010 har undersøkelsene vært utført av Uni Research Miljø LFI på oppdrag fra Miljødirektoratet, med den hensikt å overvåke ungfiskbestanden av laks og aure i de ulike delene av vassdraget (Gabrielsen 2011).



Figur 1. Kart med stasjonsnett for elektrisk fiske for undersøkelser av ungfiskbestandene i Vossovassdraget. På grunn av en omlegging av rutinene for overvåkingen ble det ikke utført fiskeundersøkelser i vassdraget i 2011. I 2012 og 2014 ble undersøkelsene utført av Rådgivende Biologer, mens Uni Research Miljø LFI har gjennomført denne overvåkingen som egeninnsats i 2013 og årlig siden 2015. Fiskeundersøkelsene er basert på et stasjonsnett opprettet i perioden 1991-1993 som inkluderer

stasjoner i Bolstadelva, Teigdalselva og Vosso (Fjellheim et al. 1994). Dette stasjonsnettlet ble utvidet med en stasjon i Vosso oppstrøms Vangsvatnet i 1996, en stasjon i nedre del av Raundalselva i 1997, to stasjoner i Vosso i 1999 (st. 11 og 12), 7 nye stasjoner opprettet oppstrøms anadrom strekning i Strandavassdraget i 2000 og 2 nye stasjoner oppstrøms Palmafossen i Raundalselva i 2002.

Tabell 1. Utsetting av umerket og merket lakseyngel (0+) i Vossovassdraget i perioden 1990-2017. Det er i tillegg i enkelte år satt ut et mindre et mindre antall eldre ungfisk. Data fra Voss klekkeri.

År	Bolstadelva		Vosso		Teigdalselva		Strandaelva		Andre lokaliteter
	Umerket	Merket	Umerket	Merket	Umerket	Merket	Umerket	Merket	Umerket/merket
1990	40 000	-	50 000	10 000	-	-	-	-	-
1991	11 000	-	30 500	54 000	-	-	-	-	-
1992	40 000	-	78 000	28 000	-	-	-	-	-
1993	40 000	-	105 000	-	-	-	-	-	-
1994	-	14 500	-	22 000	-	-	-	-	-
1995	-	17 500	6 000	34 000	-	-	-	-	-
1996	-	26 500	-	35 000	-	-	-	-	-
1997	-	26 500	-	63 000	-	-	-	-	-
1998	-	10 000	-	23 000	-	-	-	-	-
1999	-	28 000	-	60 000	-	-	-	-	-
2000	-	20 000	-	54 000	-	-	-	-	-
2001	-	25 000	-	69 000	-	-	22 000	-	-
2002	-	20 500	-	48 500	-	-	42 000	-	-
2003	-	-	4 400	-	-	-	6 100	-	-
2004	-	20 000	13 200	33 800	-	5 200	39 750	-	30 160
2005	-	25 800	-	64 700	-	10 000	51 500	-	14 100
2006	-	23 000	-	58 000	-	10 500	42 600	-	35 654
2007	-	15 000	-	77 500	-	16 500	87 400	-	17 300
2008	-	8 000	-	32 950	-	10 000	56 590	-	15 050
2009	-	20 000	-	64 000	-	-	105 000	-	38 400
2010	15 559	-	53 724	-	-	2 500	92 002	-	37 160
2011	32 700	-	75 800	-	-	-	77 870	-	37 500
2012	-	-	-	-	4 400	-	113 900	-	59 700
2013	-	-	-	-	30 600	-	128 800	-	149 600
2014	-	-	-	-	12 600	-	-	-	155 000
2015	-	-	-	-	3 600	-	81 900	-	63 700
2016	12 000	-	19 000	-	3 600	-	110 000	-	124 800
2017	10 000	-	28 400	-	3600	-	158 500	-	200 500

Stasjonsnettlet for det elektriske fiske i Bolstadelva, Teigdalselva, Vosso og strekningene oppstrøms Vangsvatnet er gitt i **Figur 1**. Hver stasjon har et areal på 100 m² og blir overfisket 3 ganger i samsvar med standard metode gitt av Bohlin et al. (1989). Fisket utføres om høsten, normalt i september eller i oktober. Basert på lengdefordeling og aldersbestemmelse er det skilt mellom ensomrig og eldre fisk. Tetthetene av ungfisk i de ulike vassdragsavsnittene ble funnet ved å beregne gjennomsnittet for de respektive stasjonene i vassdragsavsnittet (tetthet 2, Bohlin et al. 1989). Stasjonene som ble undersøkt i 1991-1993 avviker noe fra stasjonsnettlet for resten av perioden.

Som det fremgår av **Tabell 1** og **Tabell 2**, har Voss klekkeri siden 1990 satt ut laks- og aureyngel og lakserogn i Vossovassdraget. Utsettingene fra Voss klekkeri er basert på rogn fra Vossolaks tilbakeført fra genbanken og utsettingene har vært ansett som et viktig ledd i arbeidet for å

gjenoppbygge laksebestanden. I perioden 1994 - 2009 var hovedmengden av den ensomrige utsatte laksen merket ved fettfinneklipping. Frem til høsten 2010 (ingen undersøkelse høsten 2011) var det derfor mulig å skille mellom settefisk og villfisk i undersøkelsene av ungfiskbestandene. De fleste fettfinneklippede laksene fra utsettingen i 2009, har trolig forlatt vassdraget som smolt våren 2012. Dette har gjort det mulig å vurdere tilslaget for denne kultiveringsstrategien. Hovedmengden av utsettingene fra og med 2010, er ikke fettfinneklippet.

3.1.2 Rognplanting som metode for å styrke rekrutteringen

For å styrke rekrutteringen til laksebestanden har det årlig siden 2004 vært plantet ut rogn fra genbanken i Eidfjord. Rognplanting som kultiveringsmetode kan utføres på ulike måter. De vanligste metodene som tidligere har vært brukt er enten å grave rogn direkte ned i elvegrusen, eller å legge dem i bokser eller esker som igjen plasseres ut i elva (Barlaup & Moen 2001). Hvilken metode som er best egnet er avhengig av vassdragsspesifikke forhold. Etter befaringer i Vossovassdraget i 2004 ble det valgt å legge ut rogn i gruskasser. Vår erfaring fra tilsvarende prosjekter i andre vassdrag tilsier at dette generelt er en god og robust metode. Metoden består i å legge ut rogn på øyerognstadiet i kasser som er fylt med grus og deretter plassert på egnede plasser i elva. Kassene som brukes er perforerte plastkasser (21 cm høy, 40 cm bred og 60 cm lang). Når kassene fylles med grus settes det ned fire drenerør (ca. 20 cm lange) som fører ned i grusen. Rogn helles i porsjoner i hvert av drenerørene, og når så rørene trekkes opp vil grusen rase over og omslutte eggene. Eggene blir da liggende i lommer innimellom grusen som i en naturlig gytegrøp. Det er svært viktig at grusen i kassene har riktig kornfordeling. Hvis det er for mye finpartikulært materiale i grusen vil dette føre til dårlig gjennomstrømming og oksygensvikt for eggene, mens for grov grus kan føre til at hulrommene i grusen blir for store og at eggene lekker ut av kassen. Kassene plasseres på steder i elva som på forhånd er vurdert som egnet i forhold til ulike hydrologiske forhold. Dette for å sikre at kassene ikke blir utsatt for tørrlegging, utspyling og/eller sedimentering, og at yngelen har tilgang til egnet habitat etter å ha forlatt kassene. Kassene blir sikret ved å grave dem delvis ned i elvegrusen eller ved å plassere dem mellom større steiner.

I den senere tid er imidlertid mesteparten av rogn blitt lagt ut i såkalte Vibert bokser (fult navn er Whitlock-Vibert bokser), som er plastikkbokser (15 cm × 9 cm × 6 cm) hvor rogn legges i sammen med litt grus (Whitlock 1978). I hver av disse Vibert boksene ble det lagt ut 1000 øyerogn, som så graves ned i gruskasser eller direkte ned i elvegrusen. Bruk av bokser gir en mye bedre mulighet for å fordele rogn i elva enn sammenlignet med bruken av gruskasser.

I 2004, 2005 og 2006 ble det gjort en systematisk evaluering av eggoverlevelsen ved å telle antall gjenværende døde rognkorn og plommeseckyngel i de fleste kassene og i Vibert boksene. Dette ble gjort etter at all yngelen hadde kommet opp av grusen og forlatt kassene eller boksene.

All rogn som er tilbakeført fra genbanken er fargemerket, dvs. rogn bades i et fargestoff på øyerognstadiet slik at det avsettes et fargemerke i øresteinen (otolitten). Fargestoffet vil settes av som en farget ring i fiskens ørestein og kan senere avleses under mikroskop. Veterinærinstituttet (tidligere VESO) har hatt ansvaret for fargemerkingen som ble utført i henhold til standard metode (Moen 1996, 2000). Hensikten med denne merkingen er å senere kunne identifisere fisk som stammer fra rognplantingen. En oversikt over antall rogn som har vært plantet ut i Vossovassdraget i perioden 2004 til 2016 er gitt i **Tabell 2**.

Tabell 2. Planting av fargemerket lakserogn i Vossovassdraget i perioden 2004-2017. I tillegg ble det i 2011 plantet ut 5 520 lakserogn i Istadbekken.

Lokalitet	Bolstadelva	Vosso	Teigdalen	Bordalselva	Raundalselva	Sum
År						
2004	92 500	92 500	-	-	-	185 000
2005	19 500	40 000	-	-	-	49 500
2006	96 700	259 900	18 000	29 000	-	403 600
2007	28 500	8 960	-	-	-	37 460
2008	61 000	78 000	-	23 000	-	162 000
2009	7 340	22 910	42 310	38 800	-	111 360
2010	58 000	75 000	-	13 000	-	146 000
2011	29 900	44 950	12 650	84 000	-	171 500
2012	102 000	342 500	90 000	115 200	62 000	649 700
2013	44 200	138 800	-	-	-	183 000
2014	30 000	107 400	-	-	49 500	207 900
2015	-	27 600	36 600	17 000	-	81 200
2016	-	26 500	33 000	13 200	-	72 700
2017	31800	105300	0	13000	230000	380100

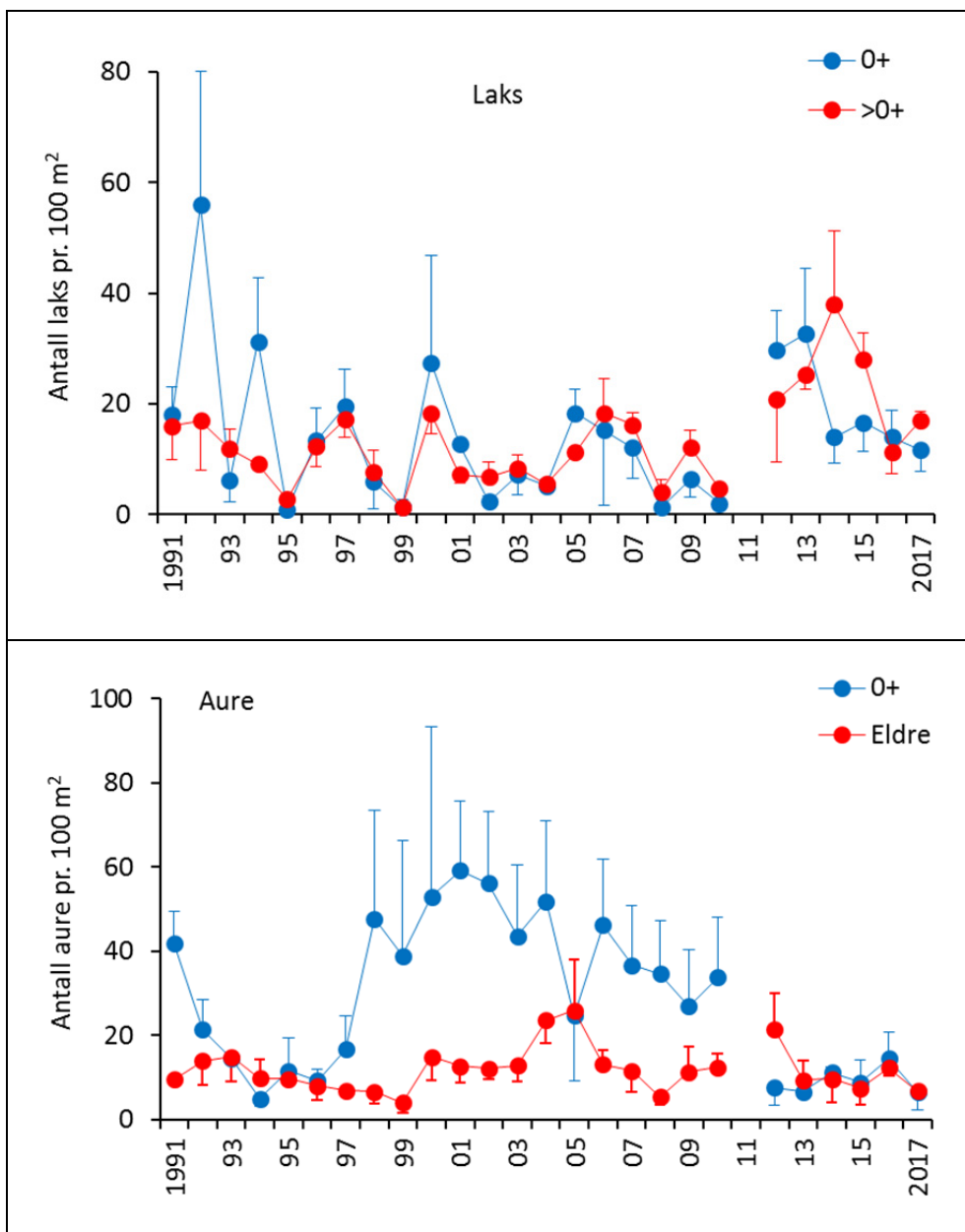
3.2 Resultat av rognplantingen utført i årene 2004-2017

Erfaringene fra tidligere år tilsier at rognplantingen har fungert etter hensikten og at eggoverlevelsen generelt har vært > 90 %. Dette er basert på visuell inspeksjon både ved opptak av bokser i kasser og for bokser som var gravd direkte ned i elvebunnen i perioden 2007-2016. Imidlertid er erfaringene at enkelte kasser eller Vibert bokser forsvinner fra noen av lokalitetene. I tillegg ble det registrert en del utspyling i noen av de kassene som sto igjen. Det er ikke kjent om kassene eller boksene ble tatt av flom før eller etter yngelen forlot kassene, men om flommen tok kassene eller boksene før yngelen forlot stedet ville dette medført høy dødelighet. Områder som har vært utsatt for utspyling har ikke blitt benyttet i de siste årene. Basert på disse erfaringene vurderes rognplanting som en egnet metode for tilbakeføring av rognmateriale fra genbanken i Vossovassdraget.

3.3 Tettheter av ungfisk i de ulike vassdragsavsnittene

3.3.1 Bolstadelva

Med unntak av noen få år har de gjennomsnittlige tetthetene av ensomrige og eldre laks i Bolstadelva generelt vært lave i perioden 1991-2017 (**Figur 2**). Imidlertid ble det registrert en økning av tettheter (årsunger og eldre laks) i perioden 2012-2015, mens tetthetene i 2016 og 2017 igjen var nede på samme lave nivå som i perioden før 2012. Resultatene kan tyde på at rekrutteringen i de fleste år har vært begrenset av en lav gytebestand, men at toppårene i 2012-2015 mest sannsynlig skyldes økt gyting som følge av økt innsig av gytefisk. Nedgangen i av eldre laksunger i 2016 og 2017 kan være knyttet til storflommen sent i oktober 2014 med stor massetransport og utspyling som kan ha påvirket ungfisken negativt. I hele perioden kan også tetthetene være påvirket av ulikt antall ensomrig settefisk satt ut de ulike år (se Tabell 1) og rognplanting (se Tabell 2). Det ble ikke satt ut ensomrig yngel i perioden 2012-2015. I den perioden settefisken ble fettfinneklippet, dvs. fram til 2009, utgjorde den om lag 28 % av tetthetene for ensomrige og 33 % av tetthetene for eldre laks. Med unntak av enkelte år og perioden 2012-2015, har de gjennomsnittlige tetthetene av ensomrige og eldre laksunger i hele undersøkelsesperioden generelt sett vært lave i Bolstadelva.



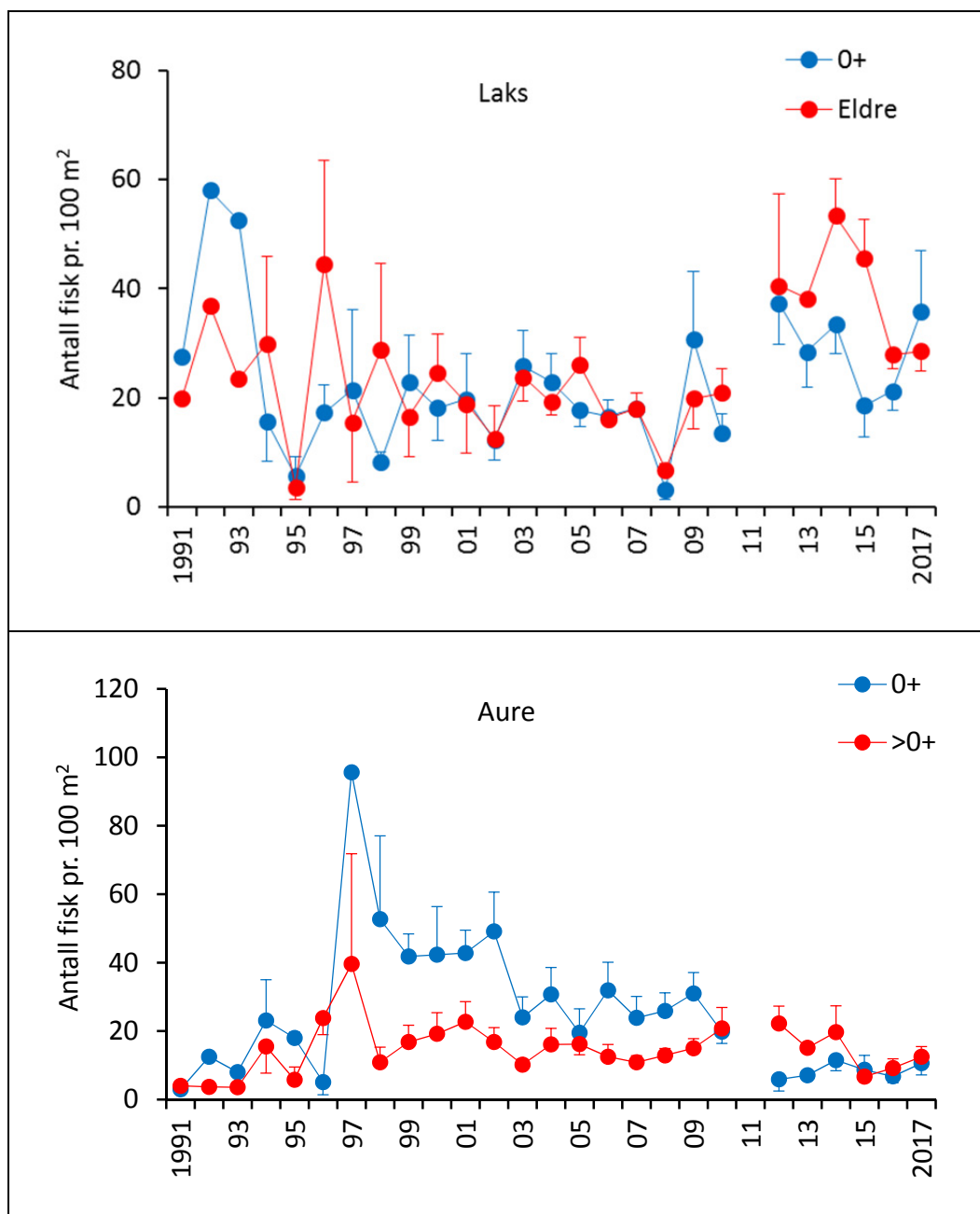
Figur 2. Gjennomsnittlige tettheter med standard feil for ensomrige (0+) og eldre (>0+) lakseunger (øverst) og tilsvarende for aureunger (nederst) i Bolstadelva i perioden 1991-2016. Data fra 2012 og 2014 er hentet fra kalkingsovervåkingen utført av Rådgivende biologer.

Da det ikke forekommer utsetninger av aure i Bolstadelva, stammer all auren i elva fra naturlig rekruttering. Tetthetene av aureyngel har variert mye i perioden med relativt høye tettheter i årene 1998-2010 (**Figur 2**). Tetthetene av eldre aure har vært mer stabil og variert fra om lag 5 til 15 fisk pr. 100 m² i undersøkelsesperioden. Resultatene peker i retning av at økningen i tettheter av årsunger og eldre laks siden 2012 har hatt en uheldig effekt på produksjonen av aure. Tetthetene av årsunger av aure var spesielt lave i årene 2012-2015.

3.3.2 Vosso

De gjennomsnittlige tetthetene av ensomrige og eldre lakseunger i Vosso mellom Evangervatnet og Vangsvatnet er vist i **Figur 3**. Tetthetene av årsunger og eldre laks i Vosso har ligget på et høyere nivå enn Bolstad og spesielt i perioden 2012-2015 er tetthetene av eldre ungfisk høye. Tettheten av eldre lakseunger har stort sett variert fra om lag 20 til 30 fisk pr. 100 m² i årene før 2012, mens de varierte

fra 38-53 pr. 100 m² i perioden 2012-2015. Tetthetene i 2016 og 2017 var hhv. 28 og 29 fisk pr. 100 m² og dermed nede på det samme nivået som i perioden før 2012. Den samme nedgangen av eldre laksunger sees som nevnt også i Bolstadelva og kan ha sammenheng med uheldige effekter av masseforflytning og utspyling av fisk under storflommen i slutten av oktober 2014. Både utsetting av yngel og rognplanting har bidratt til ungfiskbestanden i Vosso (se Tabell 1 og 2). I den perioden settefiskene ble fettfinneklippet, dvs. fram til 2009 (se Tabell 1) har settefiskene i gjennomsnitt utgjort om lag 43 % av ensomrige og 31 % av eldre laks i det innsamlede materiale. Økningen i ungfisktettheter fra 2012 skjedde på tross av at yngelutsettingen opphørte i årene 2012-2015. Samlet viser resultatene at det gjennomgående blir funnet stabilt høyere tettheter av laks på stasjonsnettet i Vosso sammenliknet med Bolstadelva, og at settefiskene i årene før 2012 bidro til en betydelig andel av ungfisktetthetene.

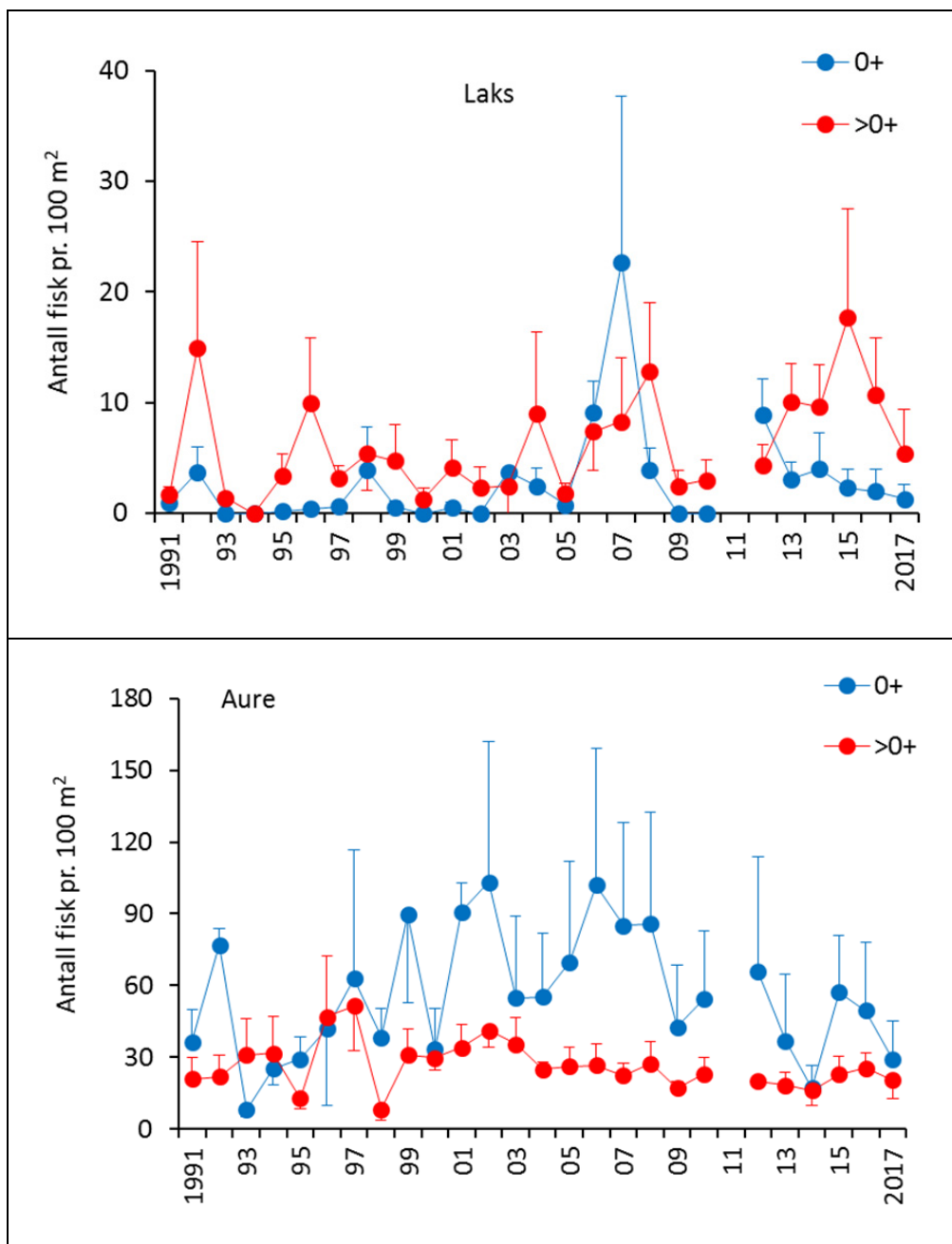


Figur 3. Gjennomsnittlige tettheter med standard feil for ensomrige (0+) og eldre (>0+) lakseunger (øverst) og aureunger (nederst) i Vosso i perioden 1991-2017. Data fra 2012 og 2014 er hentet fra kalkingsovervåkingen utført av Rådgivende biologer.

Tetthetene av ensomrig aure på stasjonene i Vosso har vært stabilt høyere i årene 1997-2010 (20-96 pr. 100 m²) sammenliknet med årene 1991-1996 (5-23 pr. 100 m², **Figur 3**). Som i Bolstadelva ble det funnet en lavere tetthet av særlig ensomrig aure etter 2012 da det ble reghistert en økning i tettheten av laksunger.

3.3.3 Teigdalselva

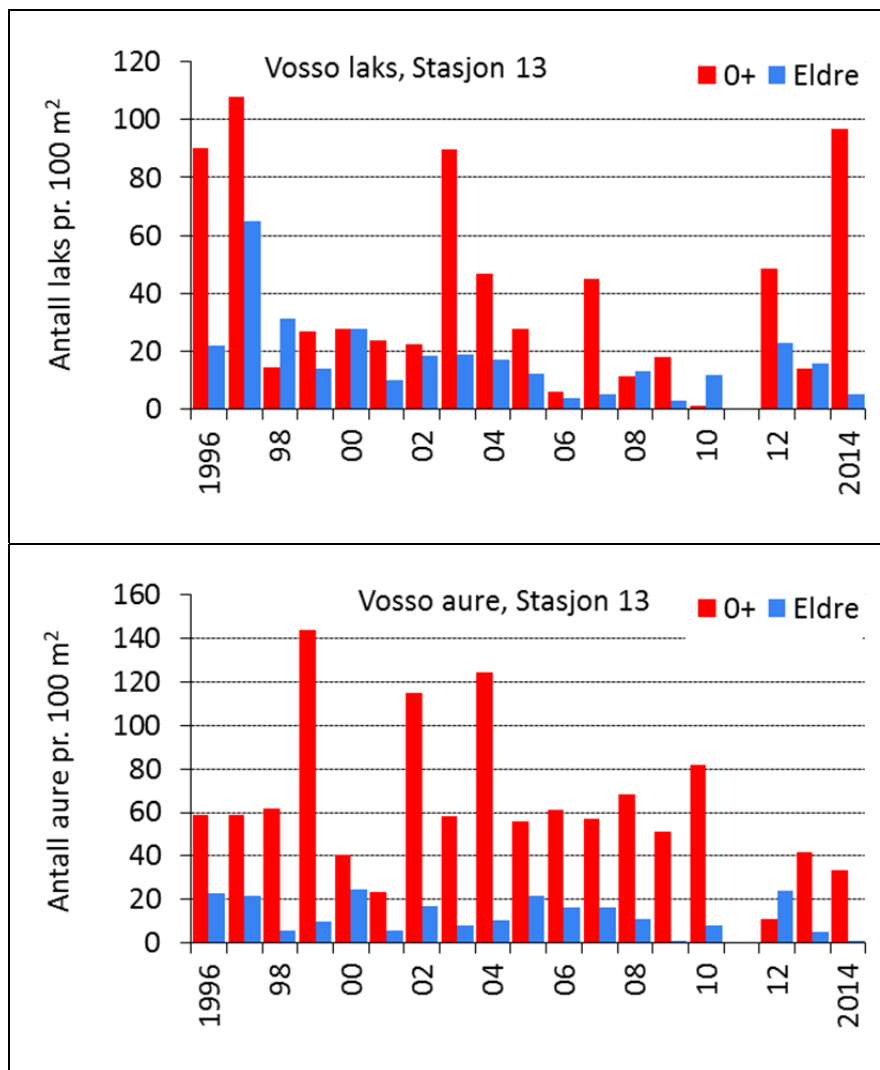
Tettheter av ungfisk av laks og aure i Teigdalselva er vist i **Figur 4**. I perioden 1991-2017 har det blitt registrert lave tettheter av både ensomrig laks og eldre laks. Det synes ikke som at tetthetene viser noen klar endring i perioden heller ikke etter 2012. De lave tetthetene skyldes i hovedsak at en bare finner naturlig rekrutterte lakseunger på de to nederste av de totalt fire stasjonene i Teigdalselva. Den begrensede utbredelsen av naturlig rekruttert laks i Teigdalselva stemmer overens



Figur 4. Gjennomsnittlige tettheter med standard feil for ensomrige (0+) og eldre (> 0+) laks- og aureunger i Teigdalselva i perioden 1991-2017. Data fra 2012 og 2014 er hentet fra kalkingsovervåkingen utført av Rådgivende biologer.

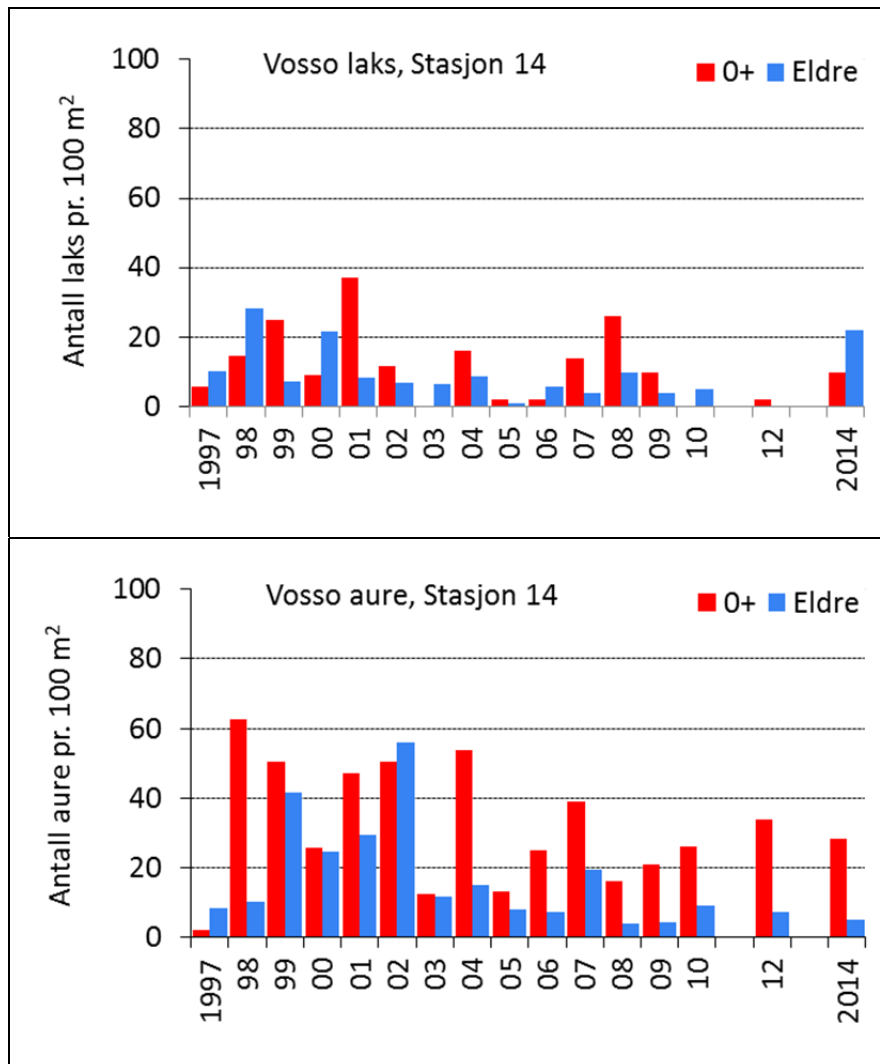
med dykkerregistreringene, der observasjonene av gytelaks nesten uten unntak blir gjort i nedre del av Teigdalselva (nedstrøms Mestadvatnet). Tetthetene blir påvirket av utsettingene av settefisk og av rognplanting (se Tabell 1 og 2). I årene da settefisken ble fettfinneklippet var innslaget av ensomrig settefisk på mellom 70-90 %, mens innslaget av settefisk blant eldre laks var på mellom 30-90 %. I motsetning til laksen er auren godt representert i hele den lakseførende delen av Teigdalselva. De gjennomsnittlige tetthetene av ensomrig aure har variert fra 7 til over 90 fisk pr. 100 m². Det ser ut til at tetthetene av ensomrig aure har økt i undersøkelsesperioden, mens tettheten av eldre aure i hovedsak har vært stabile med mellom 20 til 40 fisk pr. 100 m² (Figur 5). Tetthetene av aure i første del av perioden er påvirket av utsettinger av ensomrig settefisk. Etter 1995 er det ikke satt ut aure i Teigdalselva. Tetthetene har ikke avtatt etter at utsettingene opphørte og resultatene tyder på gode rekrutteringsforhold for aure i Teigdalselva. I 2014 ble det utført biotopjusteringer for å øke fiskeproduksjonen i Teigdalselva (se kapittel 10 om biotopjusteringer utført i Vossovassdraget).

3.3.4 Strekningene oppstrøms Vangsvatnet



Figur 5. Tettheter for ensomrige og eldre laks og aure på stasjon 13 i Vosso, som ligger mellom Vangsvatnet og samløpet mellom Strandaelva og Raundalselva, i perioden 1996-2014. Data fra 2012 og 2014 er hentet fra kalkingsovervåkingen utført av Rådgivende biologer.

Tettheter av laks og aure funnet på stasjon 13 i Vosso, på strekningen mellom Vangsvatnet og samløpet mellom Strandaelva og Raundalselva, er vist i **Figur 5**. Det er funnet varierende tettheter av ensomrig laks på denne stasjonen fra 1 til 108 fisk pr. 100 m². Innslaget av settefisk oppstrøms Vangsvatnet har i gjennomsnitt for perioden med utsettinger vært om lag 43 % for ensomrige og 27 % eldre laks. Tetthetene av eldre laks har variert fra 3 til 65 fisk pr. 100 m². Tettheten av ensomrig aure har generelt vært høy, mens tettheten av eldre aure har variert fra 6 til 25 fisk pr. 100 m² i undersøkelsesperioden. Tetthetene av ensomrig og eldre aure viser ingen endring i undersøkelsesperioden. Samlet tilsier resultatene at det er produksjon av både laks og aure på strekningen fra Vangsvatnet og opp til samløpet mellom Strandaelva og Raundalselva. Det ble ikke gjennomført undersøkelser på denne stasjonen i årene 2015 eller i 2016.

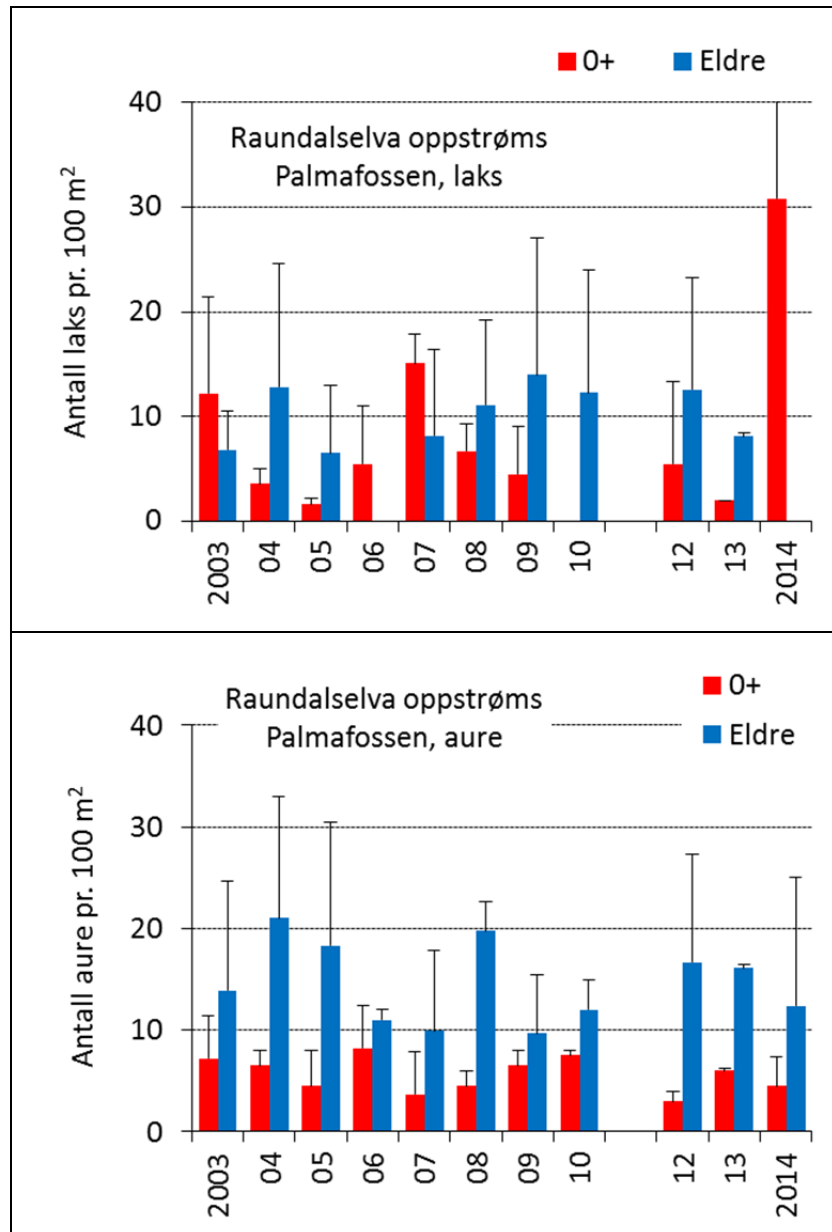


Figur 6. Tettheter for ensomrige og eldre laks og aure i Raundalselva i perioden 1997-2014. Data fra 2012 og 2014 er hentet fra kalkingsovervåkingen utført av Rådgivende biologer.

På stasjon 14 i nedre del av Raundalselva har tetthetene av ensomrig laks variert fra 0 til 37 pr. 100 m², og fra 1 til 28 pr. 100 m² eldre laks (**Figur 6**). Innslaget av settefisk i Raundalselva har i gjennomsnitt for perioden med utsettinger vært om lag 50 % for ensomrige og 41 % for eldre laks. Tetthetene av ensomrig aure har i den undersøkte perioden variert fra 2 til 63 pr. 100 m², mens tetthetene av eldre har variert fra 4 til 56 pr. 100 m². Tetthetene av både laks og aure viser ingen

større endring i undersøkelsesperioden. Det ble ikke gjennomført undersøkelser på denne stasjonen i 2013, 2015 eller i 2016.

3.3.5 Strekningen oppstrøms Palmafossen



Figur 7. Tettheter for ensomrige og eldre laks og aure oppstrøms Palmafossen i Raundalselva i perioden 2003-2014. Data fra 2014 er hentet fra kalkingsovervåkingen utført av Rådgivende biologer.

Raundalselva vurderes som relativt kald og næringsfattig i forhold til de andre lakseførende elvestrekningene i vassdraget. Resultatene fra det elektriske fisket viser at det forekommer både laks og aure på den nederste delen av elvestrekningen. I Palmafossen i nedre del av Raundalselva, ble det på slutten av 1950-tallet bygd en laksetrapp for at laksen skulle kunne utnytte strekningen ovenfor fossen. Denne trappa ble restaurert på slutten av 1980-tallet. Ved elektrisk fiske ovenfor trappa i 1993 ble det registrert noen få laksunger som ble vurdert til å være settefisk (Sægrov et al. 1994).

Sporadisk elektrisk fiske utført av Voss klekkeri på strekningen senere på 1990-tallet ga ingen eller få laksunger. Dette tyder på at svært få laks har vandret opp laksetrappa i Palmafossen eller at egg- og yngelstadiene har hatt dårlig overlevelse. Da det elektriske fisket ble tatt opp igjen i 2002, ble det for første gang påvist naturlig rekrutterte laks som stammet fra flere årsklasser på strekningen oppstrøms trappa (G.O. Henden, Voss klekkeri pers. medd., Uni Research Miljø LFI upubliserte data) og det er senere vist at ungfisk av laks er vanlig forekommende men i relativt lave tettheter (Figur 7). I Raundalselva er det både satt ut lakseyngel og det er plantet lakserogn (Tabell 1 og 2). I perioden 2005-2010 utgjorde ensomrog settefisk 83 % av fangsten. Først i 2007 ble det registrert eldre settefisk. I perioden 2007-2010 utgjorde disse 54 % av fangsten av eldre ungfisk.

Tettheten av ensomrig aure funnet i perioden 2003-2014 har vært under 10 fisk pr. 100 m². Tetthetene av eldre aure har vært høyere, og har i undersøkelsesperioden i hovedsak variert fra ca 10 til 20 fisk pr. 100 m² (Figur 7). Det ble ikke gjennomført undersøkelser på stasjonen i 2015 eller i 2016.

3.3.6 Strandavassdraget oppstrøms Voss

Høsten 2000 ble sju stasjoner for elektrisk fiske etablert på strekningen oppstrøms vandringshinderet i Strandavassdraget. Dette ble gjort fordi elveavsnittet har siden 2001 blitt brukt til utsetting av ensomrig laks. Undersøkelsene av ungfisk foregikk i perioden 2001-2007. Tetthetene av ensomrige laks variert fra 4 til 35 fisk pr. 100 m² i denne perioden, mens tetthetene av eldre laks varierte fra 7 til 35 fisk pr. 100 m². For ensomrig aure varierte tetthetene fra 1 til 26 fisk pr. 100 m², og for eldre aure fra 7 til 30 fisk pr. 100 m². For en mer detaljert beskrivelse av resultatene, henvises det til kalkingsovervåkingen, DN utredning 1-2013.

3.4 Samlet vurdering

Tetthetene av laksunger varierer generelt mye mellom år og de ulike vassdragsavsnittene. Flere år med lave tettheter av årsunger og eldre ungfisk av laks i Bolstadelva gjenspeiler trolig lav naturlig rekruttering som igjen kan knyttes opp mot at gytebestanden har vært unormalt lav. Genbankmaterialet har vært tilbakeført til vassdraget ved utsetting av øyerogn og ensomrig yngel. Undersøkelsene som er gjort for å evaluere disse utsettingene tyder på at de fungerer godt og den ensomrige settefisken har utgjort en betydelig andel av ungfisken samlet inn på de ulike vassdragsavsnittene. Ungfisken vokser dårligere i Bolstadelva enn i Vosso, noe som trolig skyldes redusert sommertemperatur som følge av Evangerreguleringen (se eget kapittel om vassdragsreguleringen).

Som følge av økt kultiveringsinnsats i form av smoltslep siden 2009 er det registrert en klar økning i gytebestanden siden 2011. Gytebestandsmålet er nådd med god margin i perioden 2011-2015 ved hjelp av denne smoltslepingen og gytebestandsmålet er også oppnådd i 2016 og 2017 (se kapittel 2). Dette gjenspeiles i de til dels betydelig økning i tetthetene av ungfisk som stammer fra naturlig rekruttering på flere elvestrekninger fra og med 2012.

Oppdrettslaksen har i perioden fra 1993 til 2010 dominert stamfiskfangstene, og har hvert år bidratt med en høy andel gytefisk som ikke stammer fra vassdraget. Det blir fremdeles fanget oppdrettslaks på de ulike fangstmetodene tilknyttet Vossoprosjektet, men andelen er lavere grunnet økt innsig av villaks med opphav i genbanken (fra smoltslepene) men også et noe redusert antall oppdrettslaks. Til tross for dette klassifiseres Vosso, basert på kvalitetsnormen, til svært dårlig kvalitet. Årsaken til dette er en høy og signifikant påvirkning fra oppdrettslaks funnet i de genetiske undersøkelsene (Anon 2017).

3.5 Referanser

- Anon 2016. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 9b, 849 s.
- Anon 2017. Klassifisering av 148 laksebestander etter kvalitetsnorm for villaks. Temarapport nr 5, 81 s.
- Barlaup, Bjørn T. (redaktør). Redningsaksjonen for Vossolaksen DN-utredning 1-2013.
- Barlaup, B.T. & Gabrielsen, S-E. 2003. Vossovassdraget - Fisk. I: Kalking i vann og vassdrag – effektkontroll 2002. Direktoratet for naturforvaltning. Notat 2003-3.
- Barlaup, B.T. & Gabrielsen, S-E. 2002. Vossovassdraget – Fisk. I: Kalking i vann og vassdrag. Resultatkontroll av større prosjekter 2001. Direktoratet for naturforvaltning. Notat 2002-1.
- Barlaup, B.T. & Gabrielsen, S-E. 2000. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1999. Vossovassdraget - Fisk. Direktoratet for naturforvaltning. DN notat 2000-2.
- Barlaup, B.T. & Moen, V. 2001. Planting of salmonid eggs for stock enhancement – a review of the most commonly used methods. *Nordic J. Freshw. Res.* 75: 7-19.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing -theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Fjellheim, A., Raddum, G.G. & Barlaup, B.T. 1994. Fiskeribiologiske undersøkelser i Teigdalselva og Bolstadelva. Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske (LFI), Bergen. Rapport nr. 80, 68s.
- Gabrielsen, S.E. 2011. Vossovassdraget - Fisk. I: Kalking i laksevassdrag – effektkontroll 2010. Direktoratet for naturforvaltning. Notat 2004-2011.
- Moen, V. 1996. Otolitt-merking av laks. Massemerking av rogn og yngel ved tilsetning av fargestoff i vannbad. SVLT-Oppdragsavdelingen. Rapport 1996
- Moen, V. 2000. Badmerking av øyerogn – effekter av merking på laks utsatt i vassdrag som øyerogn og uforet yngel. VESO Rapport 1-2000: 27 s.
- Raddum, G.G. & S.E. Gabrielsen. 1999. Endringer i temperatur og vekst av fisk i Bolstadelvi etter regulering. Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske (LFI), Bergen. Rapport nr. 110, 31s.
- Sægvog, H., Kålås, S. & Lura 1994. Vossolaksen - Livshistorie - bestandsutvikling - rekruttering - kultivering. Zoologisk Institutt, Økologisk Avdeling. Universitetet i Bergen.
- Whitlock, D. 1978. The Withlock Vibert Box Handbook. Federation of fly fisherman, California.

4 Undersøkelser av smoltutgangen i Vossovassdraget

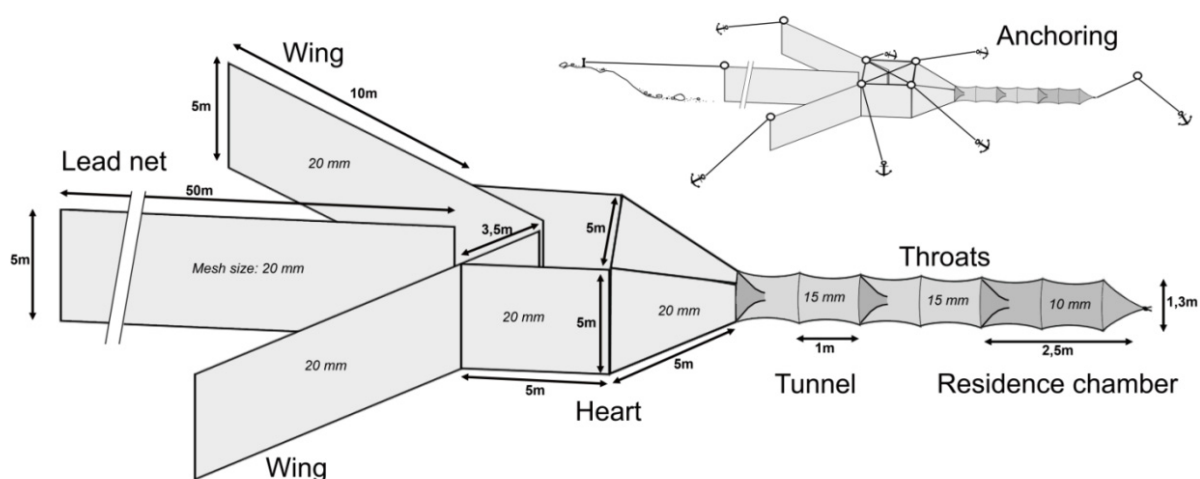
Av Bjørn T. Barlaup, Knut Wiik Vollset, Sven Erik Gabrielsen, Helge Skoglund, Eirik Straume Normann, Tore Wiers, Ina Bakke Birkeland og Einar Bye-Ingebrigtsen
Uni Research Miljø

Undersøkelser av smoltutgangen har pågått i perioden 2001-2017. I dette kapittelet gis en gjennomgang av tidspunkt for smoltutgangen og lengde- og aldersfordeling for innsamlet smolt. I tillegg beskrives bruk av PIT-merketeknologi for å undersøke når smolten fra de ulike delene av vassdraget vandrer ut og for å estimere antallet utvandrende smolt, og for å sammenlikne vandrings tid for villsmolt og ettårig kultivert smolt produsert ved Voss klekkeri og satt ut i vassdraget.

4.1 Materiale og metoder

4.1.1 Undersøkelser av smoltutgangen i 2001-2017

I forbindelse med at det ble produsert smolt ved Voss klekkeri, ble det i årene 2000-2016 gjort undersøkelser av smoltutgangen. For å fange smolten, er det blitt benyttet ulike redskaper som River-fishlift (Holst & McDonald 2000) og smoltskrue i Bolstadelva, og storruse (Figur 1) i Bolstadfjorden. En oversikt over hvilke metoder som er benyttet de ulike årene er gitt i Tabell 1. Smoltutgangen er undersøkt årlig tilbake til 2001 med unntak av 2009 da det ikke var finansiering av aktiviteten. Antall laks- og sjøauresmolt som gikk i smoltfellene ble i all hovedsak kontrollert daglig. Et utvalg av laksesmolten ble prøvetatt for bestemmelse av lengde, alder og for prøvetaking av genetik og fysiologisk status.



Figur 1. Storruse benyttet for innfangning av smolt i Bolstadfjorden i perioden 2002-2017. Skisse fra ruseprodusenten Jon Løyland (Barlaup et al. 2013).

Tabell 1. Fangstredskaper som har blitt benyttet til å fange smolt i Vossovassdraget i perioden 2001-2016.

År	Fish-lift i Bolstadelva	Smoltskrue i Bolstadelva	Ruse i Bolstadjorden
2001	x		
2002	x	x	x
2003		x	x
2004			x
2005			x
2006			x
2007			x
2008			x
2009	-	-	-
2010		x	
2011		x	
2012		x	x
2013		x	x
2014		x	x
2015		x	x
2016		x	x
2017		x	x

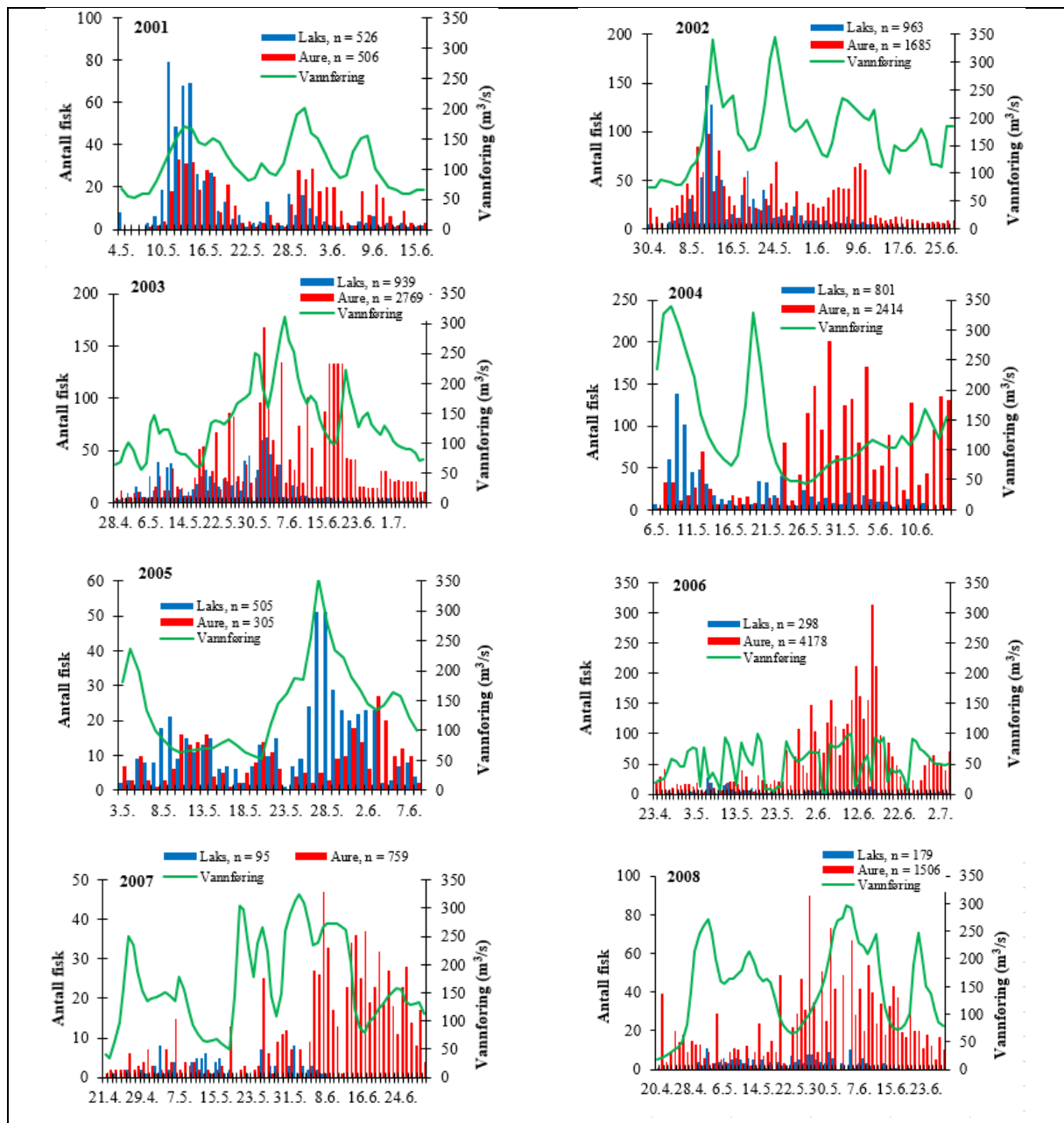
4.2 Resultater fra smoltutgangen i perioden 2001-2017

4.2.1 Utvandringstidspunkt

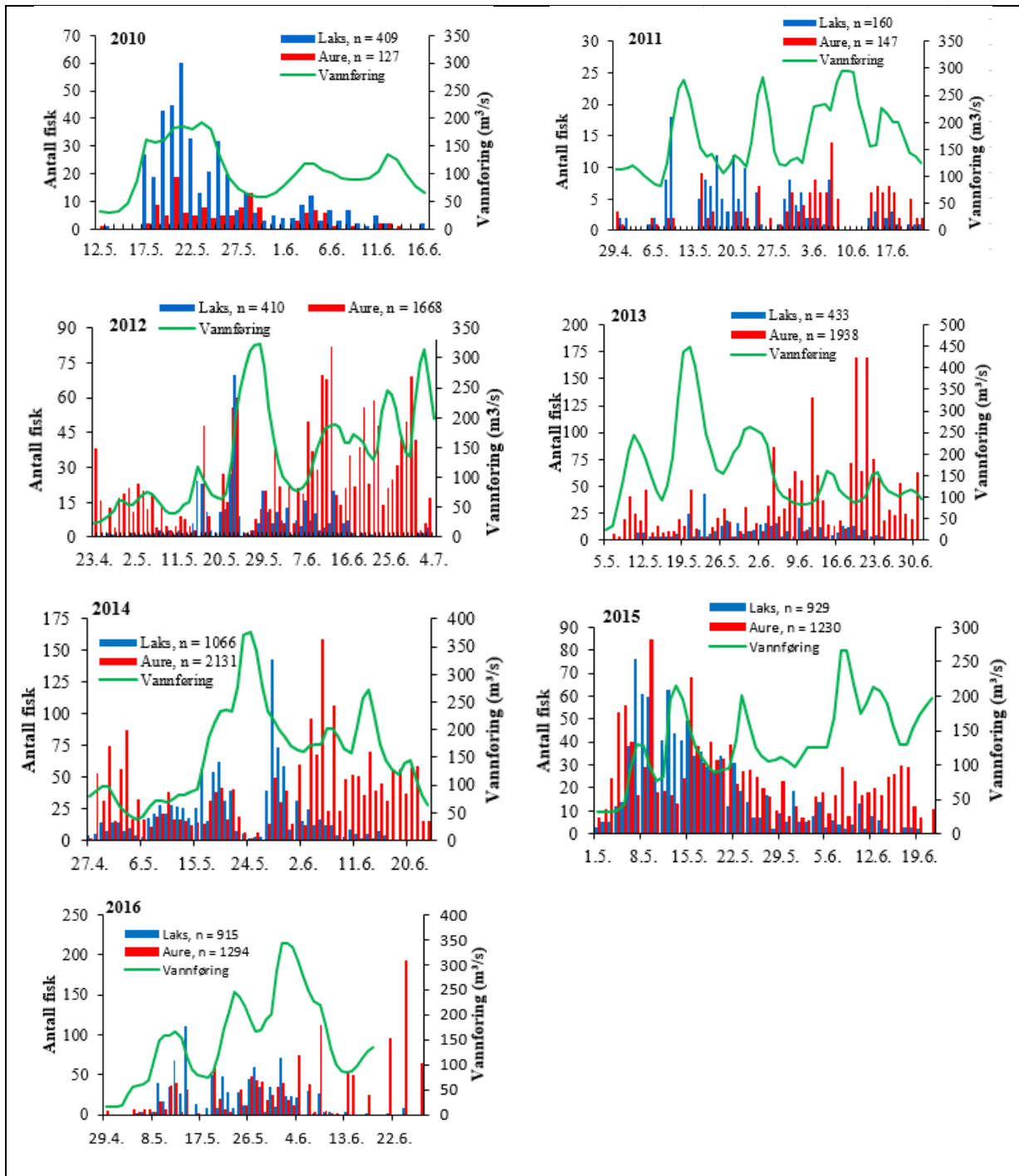
Smoltutvandringen hos laks skjer vanligvis i en konsentrert periode (ca. 3-6 uker) på våren. I tiden før utvandringen gjennomgår ungfisken en rekke morfologiske, fysiologiske og adferdsmessige forandringer som forbereder fisken på overgangen fra ferskvann til sjøvann. Denne prosessen kalles smoltifisering og består blant annet i at fisken blir mer strømlinjeformet og sølvfarget. Den territorielle atferden opphører og smolten kan samle seg i stimer før vandringen nedover i vassdraget tar til (McCormick et al. 1998). Tidspunktet for smoltutvandringen varierer mellom elver og styres av flere faktorer. Lysregimet og vanntemperaturen regnes som de viktigste faktorene som initierer smoltifiseringsprosessen, og som dermed avgjør tidspunktet for når smolten er klar til å vandre. Selve utvandringen blir ofte utløst av økende vannføring og vanntemperatur (McCormick et al. 1998). Disse mekanismene har over mange generasjoner blitt tilpasset forholdene i det enkelte vassdrag, slik at laksen vandrer ut når forholdene i sjøen er gunstige. Trolig er temperaturen i sjøen en viktig faktor, og vanligvis vandrer smolten ut på et tidspunkt da sjøtemperaturen har nådd 8°C (Hvidsten et al. 1998).

Fangstene av laks- og auresmolt i smoltfellene i Bolstadelva og Bolstadjorden om våren i perioden 2001-2016 viser at utvandringen i hovedsak skjer fra begynnelsen av mai og frem til midten av juni (Figur 2 til 5). Hovedandelen av villsmolten og settefisken som stammer fra utsetninger av ensomrig lakseyngel, vandret ut av vassdraget i løpet av noen få uker i mai. For hele perioden 2001-2016 har median tidspunkt for 50 % utvandring (registrert i feller) for laksesmolt vært 21. mai mens variasjonsbredden for 50 % utvandring har variert fra 12. mai til 2. juni.

Auresmolten vandret jevnere ut over hele perioden og på et senere tidspunkt, og har ikke vært så synkron som laksesmolten (Figur 2 til 5). Når det gjelder fangst av aure i storrusene i Bolstadfjorden, så omfatter disse også aure som holder til i Bolstadfjorden.



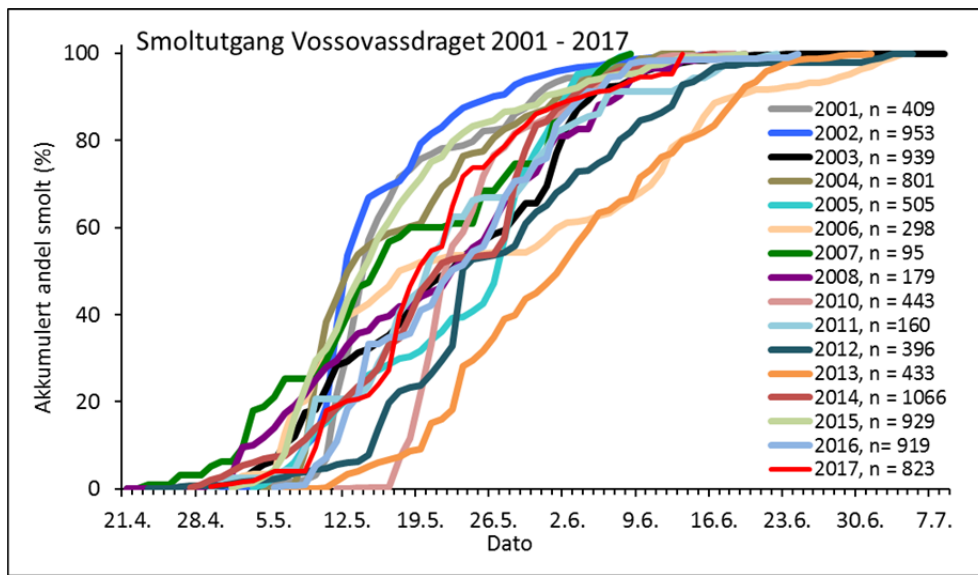
Figur 2. Antall utvandrende laksesmolt og aure totalt fanget i ulike fangstinnretninger for smolt i Bolstadelva og i Bolstadfjorden om våren i perioden 2001-2008. Vannføring ved Bulken i Vosso for samme periode er gitt i alle figurene. En oversikt over fangstmetode er gitt i Tabell 1.



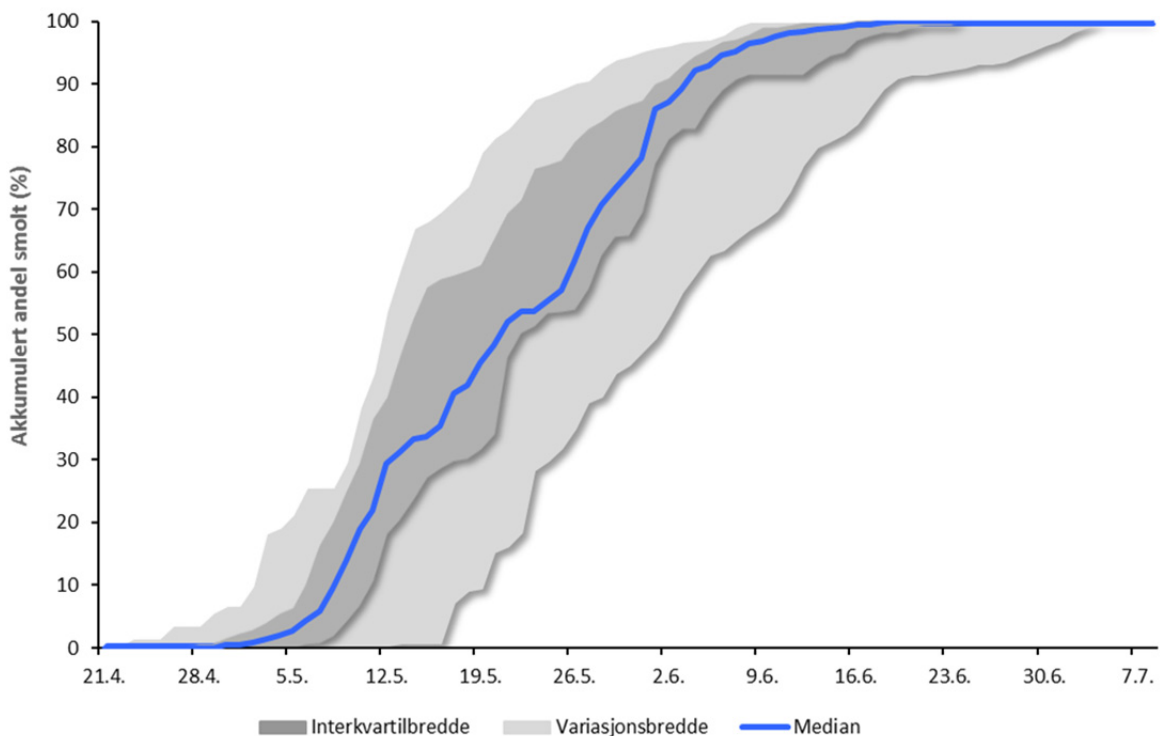
Figur 3. Antall utvandrende laksesmolt og aure totalt fanget i ulike fangstinnretninger for smolt i Bolstadelva og i Bolstadfjorden om våren i perioden 2010-2016. Vannføring ved Bulken i Vosso for samme periode er gitt i alle figurene. En oversikt over fangstmetode er gitt i Tabell 1. Det ble ikke fanget inn smolt i 2009.

Utvandring av smolt synes å øke ved stor eller økende vannføring (Figur 2 og 3). Et generelt problem er at smoltfellene er mindre effektive ved store vannføringer. Den reelle utvandringen på flomtoppene er derfor trolig høyere enn hva en får inntrykk av i Figur 2 og 3. Dette betyr trolig også at laksesmolten i realiteten vandret ut mer synkront enn hva en får inntrykk av i Figur 4 og 5. Årene 2001, 2002, 2004, 2007, 2015 og 2016 skiller seg noe ut ved å ha tidlig smoltutvandring i forhold til gjennomsnittet. I årene 2005, 2006, 2012 og 2013 var smoltutvandringen noe senere, mens i de

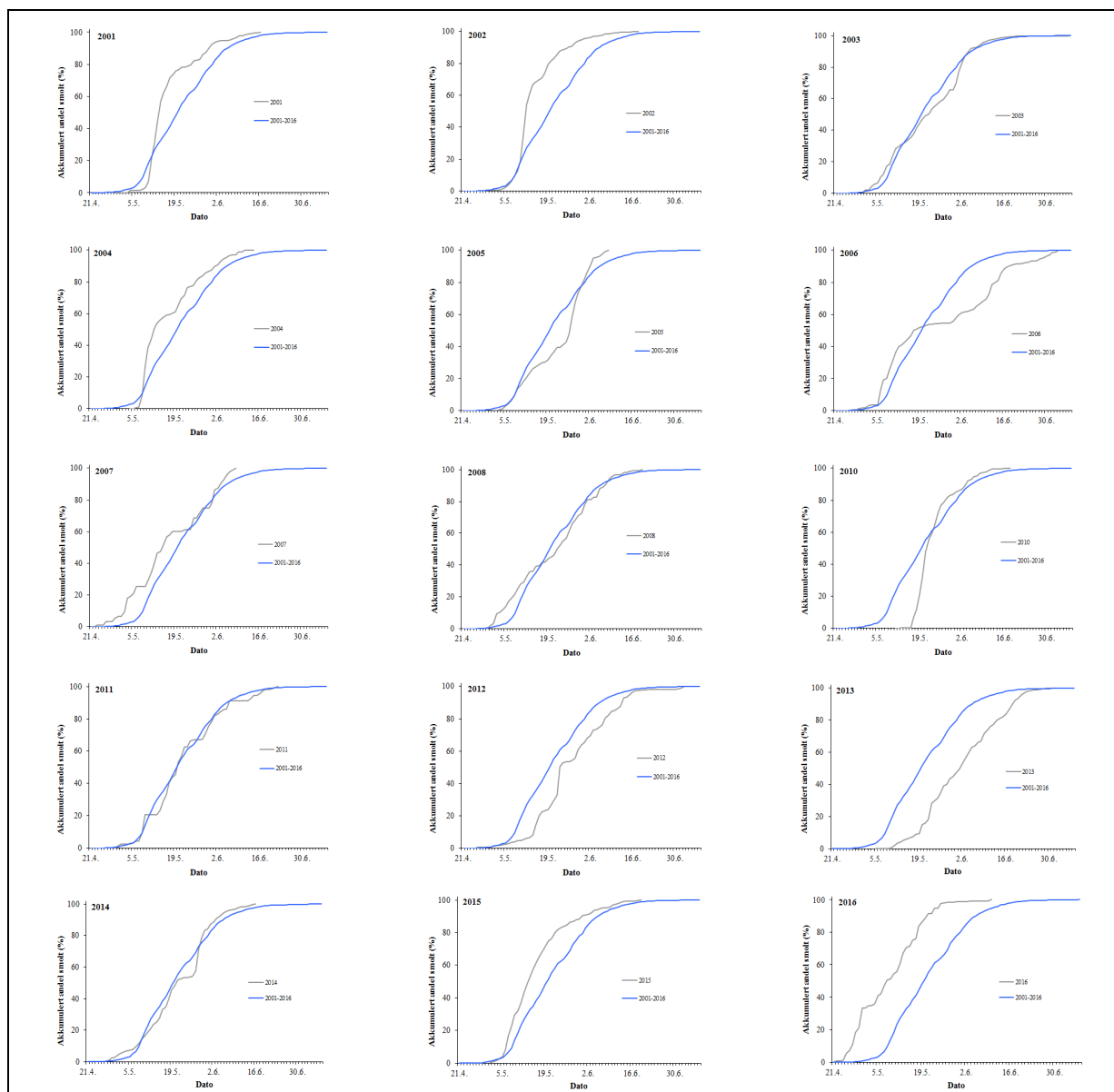
andre årene var smoltutvandringen omtrent som det akkumulerte gjennomsnittet for perioden 2001-2016 (Figur 6).



Figur 4. Smoltutvandringen registrert i fellene i perioden 2001 – 2017. Hver av linjene viser utvandring av laksesmolt basert på fangster i smoltskrue og ruser. Figur til høyre viser et samlet akkumulert gjennomsnitt for utvandringen for alle årene. Det ble ikke fanget inn smolt i 2009.



Figur 5. Tidspunkt for smoltutvandringen registrert i fellene for perioden 2001-2016 gitt som median (midterste linje), variasjonsbredde er gitt av det ytre lysegrå feltet, interkvartilbredde er gitt av det mørkegrå feltet.



Figur 6. Utvandring av laksesmolt i de enkelte årene i forhold til et akkumulert gjennomsnitt for perioden 2001-2016. Det ble ikke fanget inn smolt i 2009.

4.2.2 Lengde- og aldersfordeling for utvandrende laksesmolt

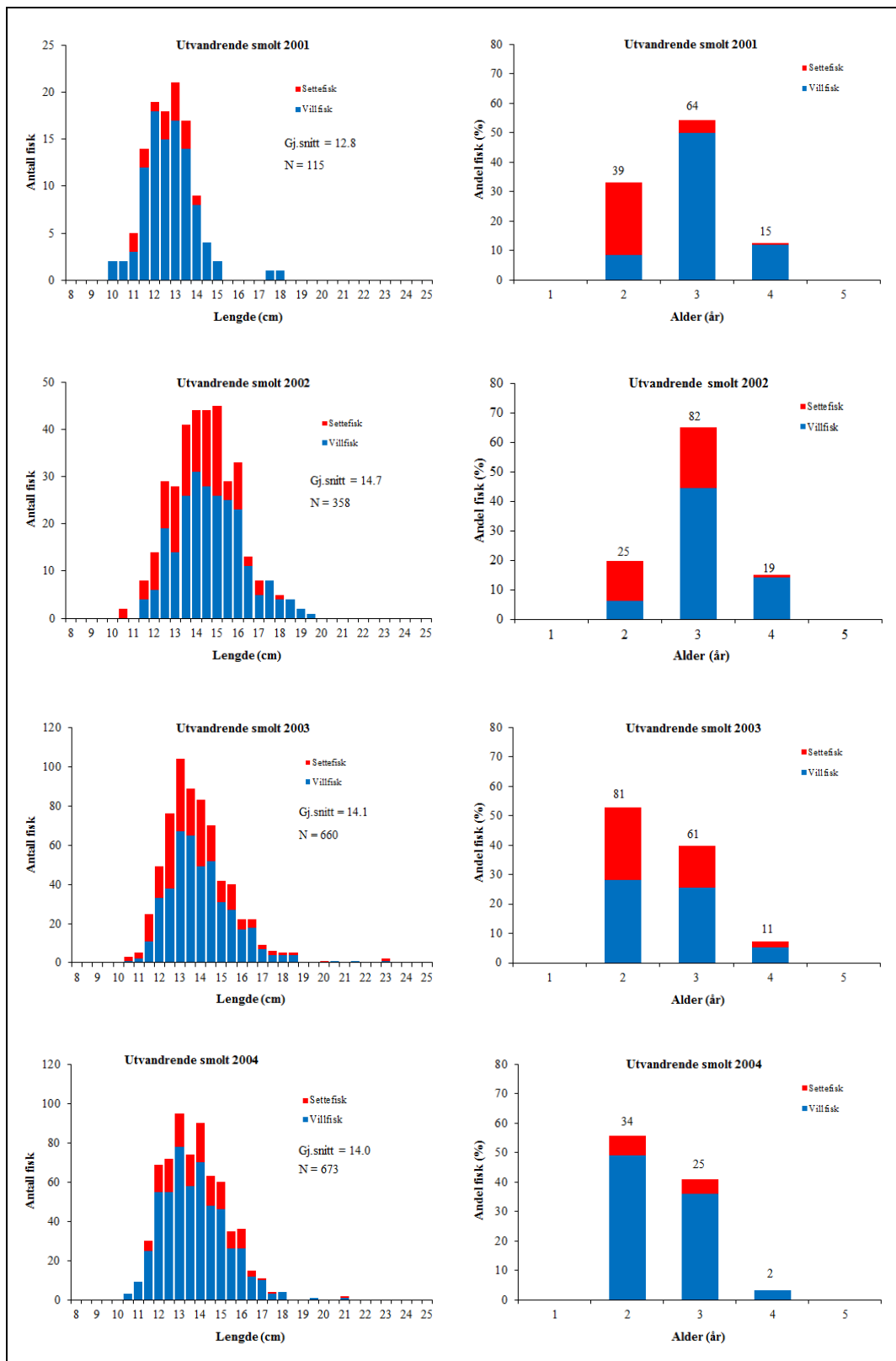
Ungfisk av laks kan leve i ferskvann fra ett til åtte år før den smoltifiserer (Metcalf & Thorpe 1990). Hvor mange år ungfisken tilbringer i elva før den smoltifiserer er i stor grad knyttet til veksten hos ungfisken, der de fiskene som vokser raskt smoltifiserer tidligere enn fisk som vokser senere (Økland et al. 1993). Ungfiskens vekstforhold er i stor grad knyttet til vanntemperatur og daglengde, noe som varierer mellom ulike lakseelver og som igjen fører til at smoltalder varierer mellom vassdrag (Metcalf & Thorpe 1990). Vill laksesmolt som ble fanget under utvandringen i Vossovassdraget om våren i perioden 2001-2016 hadde tilbrakt 2-4 år i elva (Figur 7, 8, 9), og den gjennomsnittlige smoltalderen har variert fra 2,4 til 3,2 år (Tabell 2). Gjennomsnittslengden i perioden har variert fra 13,0 til 14,9 cm (Tabell 2, Figur 7, 8, 9). Merket settefisk satt ut som ensomrig laks fra Voss klekkeri smoltifiserer generelt tidligere enn villfisken og er yngre enn villfisken (Tabell 2). Opphør av fettfinneklipping som merket metode for settefisk fra 2009 har ført til at andelen merket settefisk over tid har blitt faset ut av bestanden. I perioden 2001-2011 utgjorde merket settefisk omtrent 25 % av

totalfangsten av laksesmolt fanget med smoltfeller. Unntaket er 2005 da andelen var kun 3 %. Dette skyldes at det i 2003 kun ble satt ut 4 400 settefisk som i tillegg var umerket. Det lave antallet settefisk fanget i 2005 stammer derfor fra utsetninger før 2003 og av den grunn er året 2005 tatt ut i beregningen av den totale andelen med settefisk for perioden 2001-2011. I etterfølgende periode 2012-2014 var innslaget redusert til 6 % siden det da ikke var merket fisk siden 2009, og de siste merkede fiskene ble registrert i 2015 da de utgjorde 0,5 % av den innsamlede smolten. Disse resultatene viser klart at den ensomrige settefisken har utgjort en betydelig andel (ca. 25 %) av smoltutgangen i vassdraget på 2000-tallet da gytebestanden var svært lav. Kultivering i form av utsetninger av ensomrig fisk har derfor hatt to viktige effekter siden den både har bidratt til å øke smoltproduksjonen og den har vært en buffer mot innblanding av rømt oppdrettsfisk i villaksbestanden.

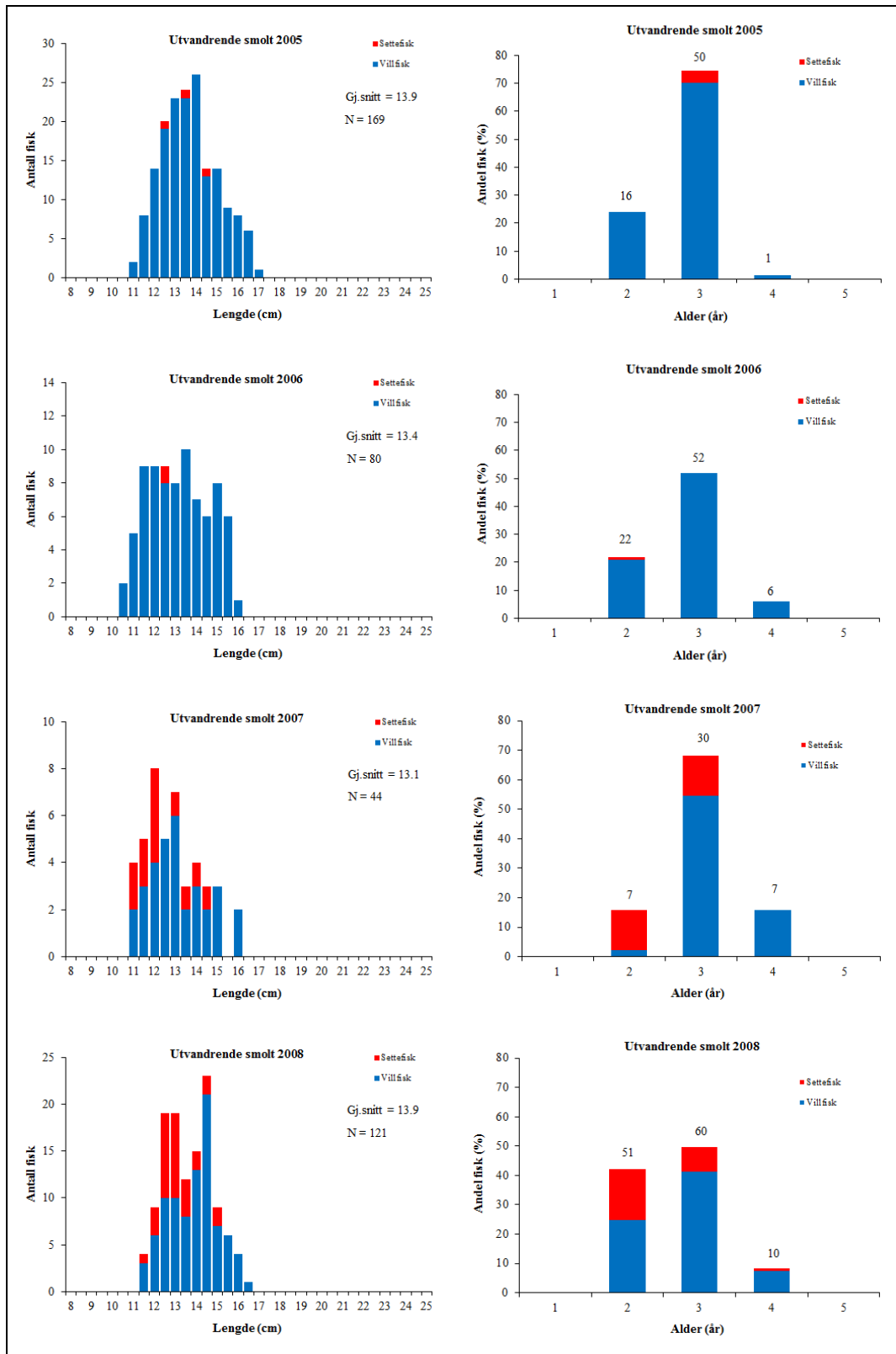
Tabell 2. Gjennomsnittlig alder og lengde med standard avvik (SD) for utvandrende laksesmolt i Vossovassdraget i perioden 2001-2016. N er antallet laks undersøkt. Data er basert på aldersanalyse av otolitter.

År	Villfisk				Settefisk			
	Alder	N	Lengde (cm)	N	Alder	N	Lengde (cm)	N
2001	2,8 (0,6)	85	13,6 (1,2)	85	2,2 (0,5)	35	13,1 (0,9)	35
2002	3,1 (0,6)	82	14,9 (1,6)	237	2,6 (0,5)	44	14,2 (1,4)	118
2003	2,6 (0,7)	90	14,2 (1,6)	465	2,4 (0,6)	63	14,0 (3,8)	238
2004	2,5 (0,6)	54	13,9 (1,5)	530	2,4 (0,5)	7	14,1 (1,5)	143
2005	2,8 (0,5)	64	13,9 (1,3)	166	3,0 (0,0)	3	13,6 (1,1)	3
2006	2,8 (0,6)	79	13,4 (1,4)	79	2,0 (--)	1	12,8 (--)	1
2007	3,2 (0,5)	32	13,3 (1,4)	32	2,5 (0,5)	12	12,5 (1,2)	12
2008	2,8 (0,6)	89	14,1 (1,2)	89	2,4 (0,6)	32	13,3 (0,9)	32
2010	2,7 (0,6)	39	13,5 (1,2)	40	2,6 (0,5)	19	13,4 (1,5)	21
2011	2,4 (0,6)	53	13,2 (1,2)	53	2,3 (0,5)	6	13,8 (1,3)	6
2012	2,6 (0,6)	273	13,3 (1,3)	273	2,2 (0,4)	106	13,9 (1,0)	106
2013	2,4 (0,5)	5	13,5 (1,6)	410	2,0 (0,0)	9	14,2 (1,1)	31
2014	3,2 (0,4)	17	13,9 (1,4)	983	2,4 (0,5)	5	14,4 (1,3)	86
2015	3,2 (0,6)	51	13,3 (1,5)	912	2,0 (0,0)	2	15,4 (2,7)	3
2016	2,8 (0,5)	77	13,0 (1,3)	856	-	-	-	-

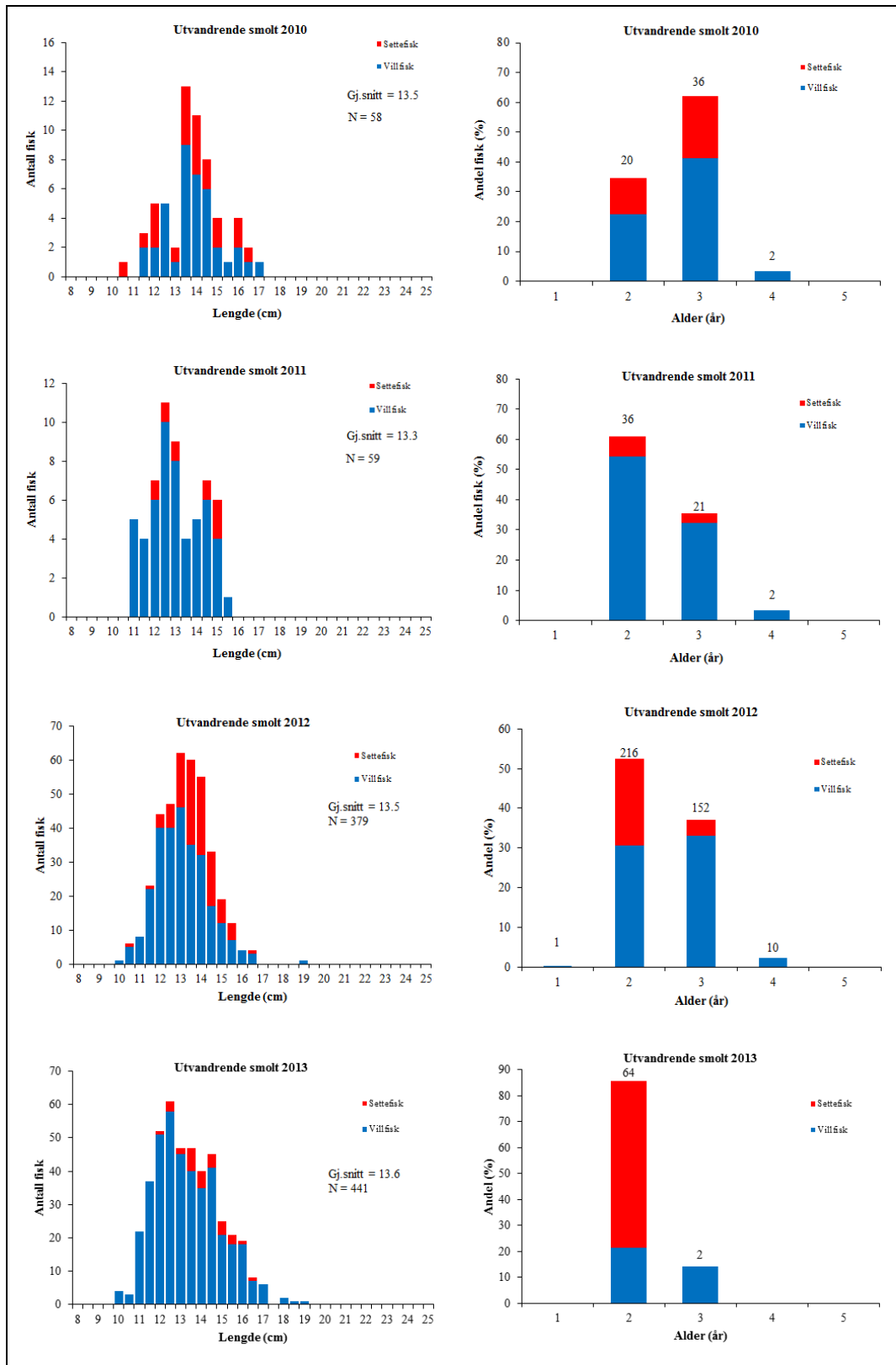
Alders- og lengdefordeling på utvandrende smolt vil naturlig variere som et resultat av mellomårsvariasjon i vekstforhold, bl.a. temperaturforhold i vekstsesongen. Smoltlengde og alder vil også variere mellom ulike elveavsnitt som et resultat av ulike vekstforhold. Et eksempel på dette er forlenget smoltalder i Bolstadelva som har en lavere sommertemperatur enn Vosso, se eget kapittel om ungfiskbestanden.



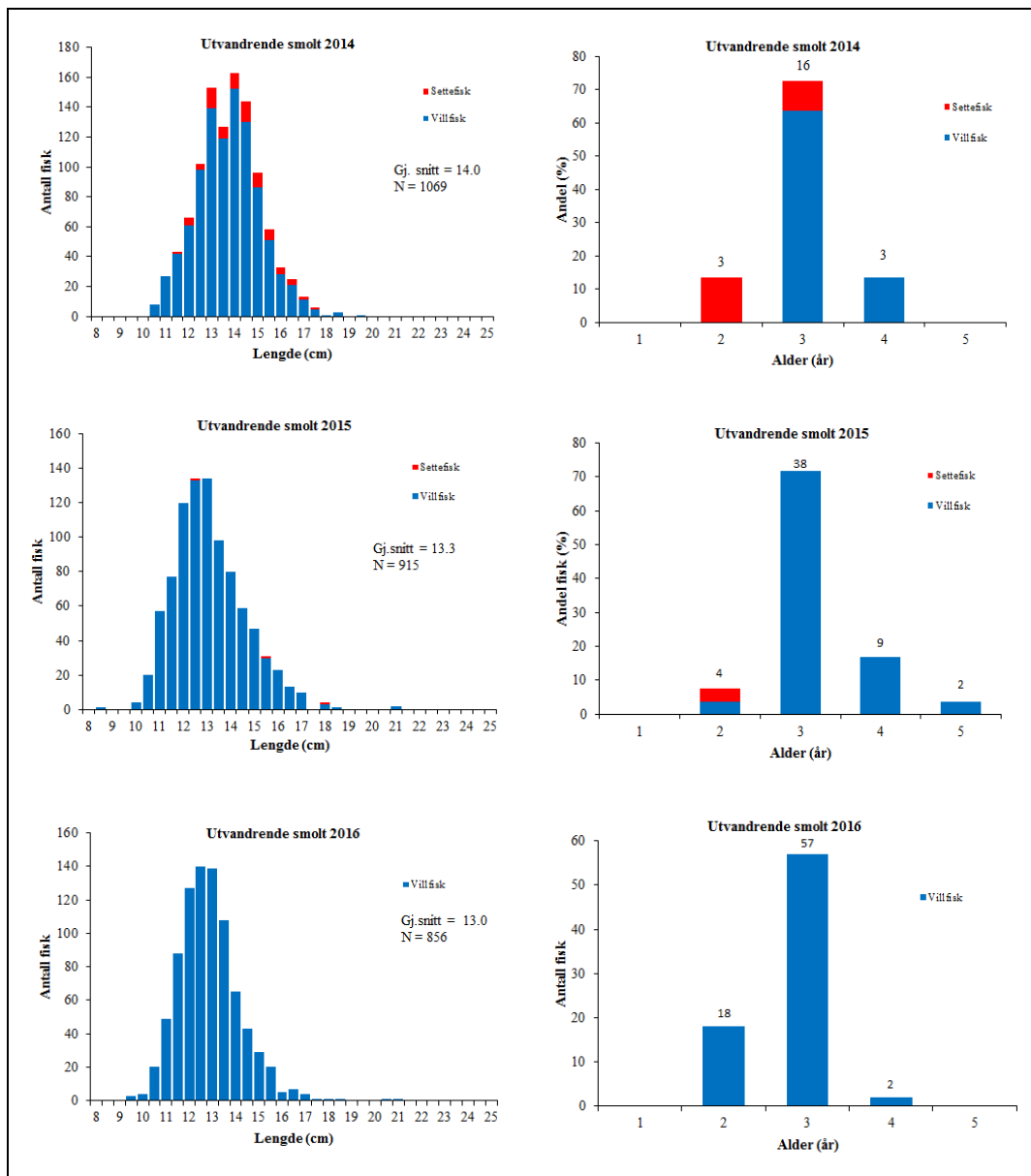
Figur 7. Lengde- og aldersfordeling for et utvalg av laksesmolten fanget i ulike fangstinnretninger for smolt i Bolstadelva og i Bolstadfjorden om våren i perioden 2001-2004. Antall aldersbestemt fisk er gitt over hver søyle.



Figur 8. Lengde- og aldersfordeling for et utvalg av laksesmolten fanget i ulike fangstinnretninger for smolt i Bolstadelva og i Bolstadfjorden om våren i perioden 2004-2008. Antall aldersbestemt fisk er gitt over hver søyle.



Figur 9 (del 1 av 2). Lengde- og aldersfordeling for et utvalg av laksesmolten fanget i ulike fangstinnretninger for utvandrende smolt i Bolstadelva og i Bolstadfjorden i perioden 2010-2016. Antall aldersbestemt fisk er gitt over hver søyle.



Figur 9 (del 2 av 2). Lengde- og aldersfordeling for et utvalg av laksesmolten fanget i ulike fangstinnretninger for utvandrenden smolt i Bolstadelva og Bolstadfjorden i perioden 2010-2016. Antall aldersbestemt fisk er gitt over hver søyle.

4.2.3 Vurdering av potensial for smoltproduksjon

Produksjonspotensialet for laksesmolt er gitt ut i fra både fysiske og biologiske forhold, der mengden og kvaliteten på leveområdet setter rammene for hvor mye fisk som kan produseres. Det er imidlertid svært krevende å tallfeste smoltproduksjon i et så stort vassdrag som Vossovassdraget. Store deler av vassdraget består av dype og strie partier hvor det ikke er mulig å undersøke med elektrisk fiske. De områdene som er mulig å undersøke ved elektrisk fiske vil ikke være representative for vassdraget for øvrig, noe som gjør at en ikke uten videre kan ekstrapolere tetthetene fra de undersøkte stasjonene til hele vassdraget. Her gis en vurdering av vassdragets produksjonspotensial for laksesmolt ut i fra tilgjengelig areal, og hvordan smoltproduksjonen har vært i de senere årene.

Totalt utgjør de ulike elvestrekningene i den lakseførende delen av Vossovassdraget et areal på i overkant av 1 km² (Tabell 3). Vosso mellom Vangsvatnet og Evangervatnet er det største vassdragsavsnittet, og er trolig dette som er det viktigste oppvekstområdet for ungfisk, men en kan også forvente et betydelig antall smolt fra de øvrige vassdragsavsnittene. I tillegg til elveavsnittene kommer de store innsjøene som sannsynligvis også kan fungere som oppvekstområder for ungfisk og dermed bidra til smoltproduksjonen i vassdraget.

Tabell 3. Areal av elveleie og lengde på de ulike lakseførende vassdragsavsnittene i Vossovassdraget beregnet på grunnlag av N50-kartdata. Arealet av innsjøene er ikke tatt med i beregningene. For Vosso mellom Evangervatnet og Bulken er Seimsvatnet tatt med i beregningen av lengde, men ikke areal. Da Teigdalselva er regulert og det vanddekte arealet ikke lenger fyller hele elvebredden på kartet, er arealet her istedenfor beregnet ut i fra en omtrentlig vanddekt bredde på 15 m.

Vassdragsavsnitt	Areal (m ²)	Andel av areal (%)	Lengde (m)
Bolstadelva (Bolstadøyri – Vassenden)	221 902	21	3 400
Teigdalselva (Evangervatnet – Kråkefoss)	151 500	14	10 100
Vosso (Evanger – Bulken)	501 229	48	10 000
Vosso (o/Vangsvatnet – samløp Strandaelva-Raundalselva)	121 409	11	1 750
Raundalselva (samløp – Palmafoss)	48 243	5	2 300
Strandaelva (samløp – Rognsfoss)	7 795	1	200
Sum	1 052 078	100	27 750

Hindar et al. (2007) som utarbeidet gytebestandsmålene for de norske lakselvene beregnet at laksebestanden i normalsituasjon i Vossovassdraget vil produsere om lag 75 000 smolt. Fra andre norske elver finnes det mer detaljert informasjon om smoltproduksjon fra elvene Imsa og Orkla som er utført av NINA. I Imsa ble det funnet at den årlige smoltproduksjon varierte fra 3,5 til 24 smolt pr. 100 m² i perioden 1975-1994 (Jonsson et al. 1998). Imsa er en liten elv, og har trolig en betydelig høyere ungfiskproduksjon per arealenhet enn det en kan forvente i Vosso. I Orkla, hvor vannføringen er mer lik den en finner i Vosso, ble det estimert tettheter fra 4 til 10,8 smolt pr. 100 m², og et gjennomsnitt på 6,5 smolt pr. 100 m² over en periode på 19 år (Hvidsten et al. 2004). Disse to studiene angir en noe høyere smoltproduksjon enn studier fra andre land. Ut fra informasjon rapportert i litteraturen beregnet Symons (1979) den gjennomsnittlige smoltproduksjonen for en elv, der laksen smoltifiserer etter tre år, til om lag 2 smolt pr. 100 m².

Studier av en rekke kanadiske laksevassdrag har vist at smoltproduksjonen varierte fra 1 til 7,6 smolt pr. 100 m² (Chaput et al. 1998). Basert på disse studiene er det realistisk å anta at smoltproduksjonen i Vossovassdraget normalt vil ligge innenfor intervallet fra 2 til 10 smolt pr. 100 m² elveareal. Ut i fra det tilgjengelige elvearealet oppgitt i Tabell 3, kan en derfor forvente at en normal smoltproduksjon i så fall ligger i størrelsesorden 20 000 - 100 000 smolt pr. år for Vossovassdraget. I dette anslaget er det ikke tatt høyde for at det også kan produseres smolt i innsjøene. Det er kjent fra tidligere at laksen også bruker innsjøene som leveområde i både Vossovassdraget (Haraldstad et al. 1983) og i flere andre laksevassdrag både på Vestlandet (Barlaup & Gabrielsen 2002; Gabrielsen & Barlaup 2002), og andre steder i Norge (Halvorsen & Jørgensen 1996, Halvorsen & Svenning 2000, Lura 2002). Selv om produksjonen av laks pr. arealenhet vil være lavere i innsjøene sammenliknet med elvestrekningene, utgjør Evangervatnet, Vangsvatnet og Seimsvatnet til sammen et så stort areal at de totalt sett kan gi et betydelig bidrag til vassdragets produksjon av laksesmolt. En skal heller ikke se bort fra at Bolstadfjorden med sitt ferskvannsmiljø kan bidra til produksjonen av laksesmolt. Det er derfor trolig at det reelle potensialet for smoltproduksjon i Vossovassdraget er i øvre del, eller over det intervallet som er gitt ovenfor, noe som også samsvarer med beregningen til Hindar et al. (2007) om at vassdraget normalt vil produsere om lag 75 000 smolt.

4.2.4 Innføring av Passive integrated transponder (PIT) som merkem metode

I Vossoprosjektet har det i 2015 og 2016 vært benyttet såkalt PIT-merker for merking av smolt. Disse merkene er først og fremst benyttet til å merke klekkerismolt som inngår i forsøk men har også vært bukt til å merke villsmolt som er innfanget, merket og satt tilbake i elva. Målsettingen for å benytte PIT-merking i prosjektet har vært følgende:

- Prøve ut en ny merkem metode som alternativ til snutemerke. Ved identifisering av PIT-merket fisk er det ikke nødvendig å avlive fisken for å lese av merket slik tilfelle er med bruk av snutemerket fisk. PIT-merket antas i tillegg å gi en høyere gjenfangsteffektivitet enn snutemerket.
- Registrere utvandrende PIT-merket fisk for å bestemme utvandringstidspunktet for smolt som stammer fra ulike deler av vassdraget og for klekkerismolt satt ut i vassdraget
- Bruke gjenfangster av PIT-merket fisk for å gi et grovt estimat på smoltproduksjonen i vassdraget

Kort sagt kan man si at et PIT-merke fungerer som en strekkode for fiskens identitet gjennom hele dens livsløp, fordi merkene ikke trenger noen intern energikilde eller batteri, og bare aktiveres når den er innenfor antennens deteksjonsområde. PIT-merke består av en integrert kretschip, kondensator og antennespole innkapslet i glass (Roussel m.fl., 2000). De største fordelene som ofte fremheves med bruk av PIT-merker, er at fisken ikke trenger å fysisk innfanges for å bli registrert, at systemet er pålitelig, og at merkene er relativt små og lette. En effektiv deteksjon er avhengig av at det er plassert ut antenner på steder hvor en forventer at merket fisk, smolt eller tilbakevandret laks, passerer. I Vossoprosjektet drives det metodeutvikling av ulike antenner. Det er benyttet både bunnantenner, antenner plassert i en åpen kilenot og flytende antenner. Ved passering av en antenne registreres fiskens ID (individmerke), antennens ID og tidspunkt for passering. Utstyr til antennene benyttet i våre undersøkelser er levert fra Oregon RFID, Portland, Oregon, USA. Det benyttes HDX (half-duplex) antenner som genererer kortere magnetiske pulser som trådløst lader en kondensator i PIT-merket. Når ladefeltet slås av, bruker merket den lagrede energien til å sende merkenummeret tilbake til leseren. Antenner for HDX er enkle looper av isolerte wiretråder som en kan plassere direkte i vann uten at det behøver å være et luftlag mellom antennetråden og vannet. Siden ladefeltet til HDX systemet er pulserende krever dette systemet mindre strøm. Ved en standard 50ms/20ms lade/lytte syklus gir antennen en rate på 14 søk per sekund.



Bildet viser 12 m lang PIT-bunntenne med ca. 50 cm deteksjonsavstand plassert på utløpet av Bolstadfjorden i innvandringsruta for Vossolaksen. På dette stedet er fjorden 3-4 m dyp og det er nødvendig med fridykking for å legge ut og tilpasse antennen til bunnforholdene. Plasseringen av antennen ble valgt etter at sittenotfiskerne fortalte at laksen og sjøauren her kommer «krypende» opp langs bunnen. Dette har vist seg å stemme siden denne antennen har hatt en relativt høy deteksjonseffektivitet. Selve antennen er fleksibel og former seg godt etter bunnforholdene.

4.2.5 Merking og gjenfangst av smolt for estimering av smoltproduksjon i 2015 og 2016

Smolten har vært fanget inn ved bruk av elektrisk fiske ved lav vannføring i forkant av smoltutgangen. Under smoltutgangen fanges noen av disse merkede smoltene sammen med umerket villsmolt i smoltskrue og i smoltrusene. Forholdstallet mellom gjenfanget merket smolt og umerket villsmolt kan da brukes til å gi et estimat på hvor mye smolt som produseres i vassdraget. Estimater som er benyttet er et såkalt Petersen-estimat med Chapman-korreksjon. Imidlertid er det begrensede muligheter for å fange inn smolt under utvandringen i større vassdrag og dette bidrar til at antallet gjenfangster som regel blir lavt, noe som fører til usikre estimater.

I 2015 ble det merket og satt ut totalt 1022 villsmolt i Bolstadelva og det ble senere innfanget totalt 886 smolt i fellene (smoltskrue og ruser) under smoltutgangen hvorav 26 var gjenfangster av merket smolt. Dette ga en estimert smoltproduksjon på ca. 33600 smolt og et 95 % konfidensintervall på ca. 12300 dvs. et konfidensintervall som utgjør 37 % av estimatet. Metoden forutsetter både at all merket smolt vandrer ut og at den merkede smolten har samme overlevelse som umerket smolt. Begge disse forutsetningene vil i praksis til en viss grad bli brutt og bidra til at estimatet overestimerer smoltproduksjonen. I 2015 ble all merket smolt satt nederst i vassdraget, dvs. i Bolstadelva, og ikke fordelt på de ulike smoltproduserende strekningene lenger opp i vassdraget. Dette bidro til at den merkede smolten generelt ble fanget tidligere enn den umerkede smolten, dvs. 50 % av registrert merket og umerket smolt var fanget inn hhv. den 09.05 og 13.05 og 100% hhv. den

23.05 og 19.06 (Figur 10). Samlet sett gjenspeiler dette fangstforløpet at den merkede smolten satt i Bolstadelva vandret ut tidligere enn totalbestanden av umerket smolt. Med tanke på å estimere smoltutgangen var dette uheldig siden fangbarheten som er en funksjon av vannføring da vil variere mellom merket og umerket smolt. Smoltskruen har redusert fangbarhet ved høy vannføring (ca. > 200 m³/s) og smoltrusene får også generelt redusert fangbarhet som følge av mye rek som kommer drivende med flomvannet. I 2015 var det god fangbarhet på den første flomtoppen (07.05) som nådde en vannføring på ca. 126 m³/s og relativt dårlig fangbarhet på den andre flomtoppen på ca. 216 m³/s den 13.05. Siden den merkede fisken satt i Bolstad i større grad vandret ut på den første flomtoppen sammenliknet med umerket fisk fra hele vassdraget ble fangbarheten trolig bedre for den merkede fisken enn for den umerkede fisken. Dette var et forhold som bidro til økt usikkerhet for estimatet av smoltproduksjonen i 2015.

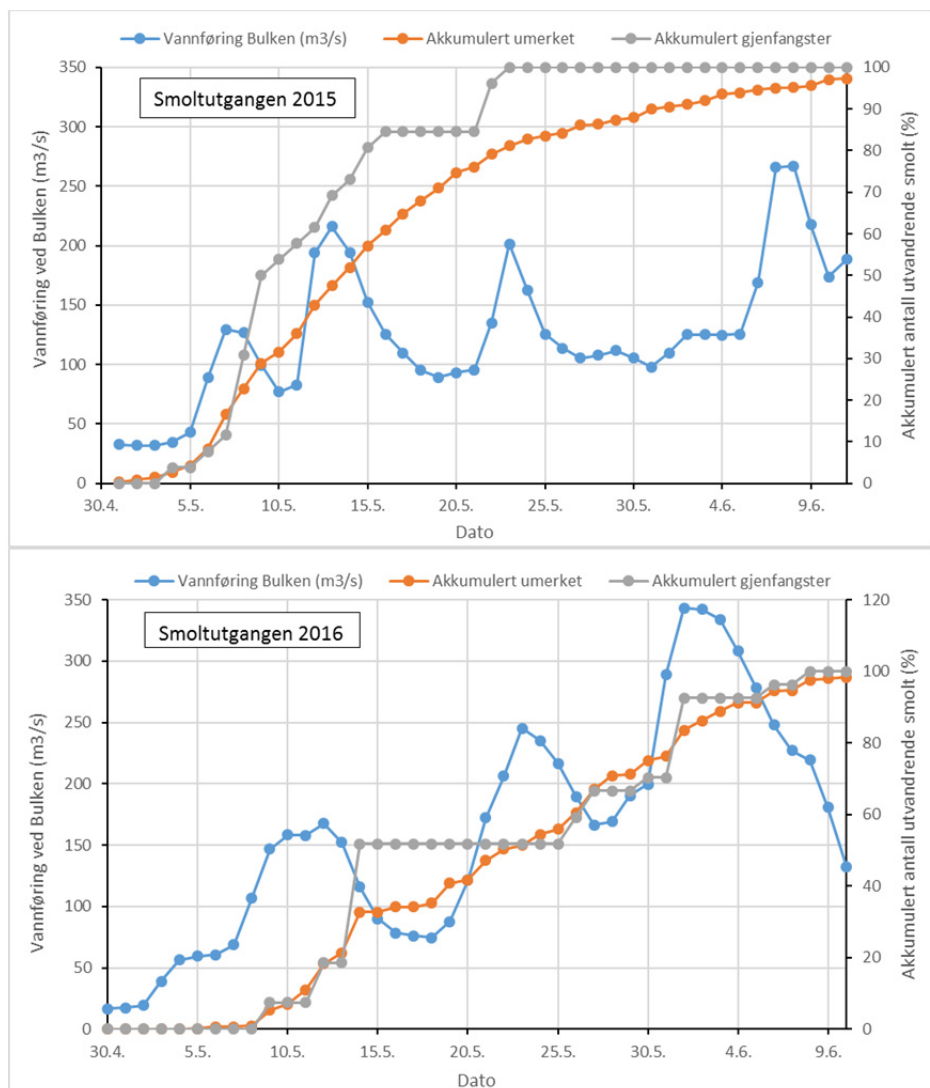
I 2016 ble derimot den merkede smolten fordelt på hele den lakseførende strekningen og merket og umerket fisk ble bedre blandet. Det ble PIT-merket totalt 2035 laksesmolt som ble fordelt på hhv. Strandaelva oppstrøms Vangsvatnet, Vosso, Evangervatnet og Bolstadelva. Dette bidro til at merket og umerket smolt hadde et mer likt utvandningsforløp i 2016 sammenliknet med 2015. Den 08.06.2016 var om lag 100 % av smolten registrert for begge gruppene (Figur 10). Under smoltutgangen ble det med smoltskrue og ruser innfanget totalt 917 utvandrende smolt og av disse var 28 stk. gjenfangster av PIT-merket smolt. Dette ga et estimat på 64450 smolt og et konfidensintervall på ca. 22900, dvs. et konfidensintervall som utgjør ca. 35 % av estimatet.

Ugedal m.fl. (2014) har i sin utredning om smoltutvandring vurdert presisjonen på smoltestimat i ulike typer undersøkelser og fant at 95 % konfidensintervall lå nærmere \pm 40-50 % av estimatet i mange norske undersøkelser med merking gjenfangst og at dette fører til relativt stor usikkerhet. Resultatene fra Vossovassdraget, hvor konfidensintervallet er på ca. 35 % kan i denne sammenheng bli vurdert til å ha «middels» presisjon på linje med tilsvarende estimat fra andre større norske laksevassdrag som Orkla og Stjørdalselva. Estimaten må derfor tolkes med stor forsiktighet siden det er flere forhold som kan føre til betydelig overestimering bl.a. at merket fisk står igjen og har høyere dødelighet enn umerket fisk og at det dør fisk under utvandringen. Det er derfor rimelig å anta at disse forholdene gjør at den reelle smoltutgangen bare er i størrelsesorden 50 % av den estimerte smoltproduksjonen (jmf. Forseth et al.2009; Ugedal m.fl. 2014).

For Vosso vil en slik antagelse gi en smoltutgang i overkant av 30 000. En annen tilnærming er å bruke et fangst-gjenfangst estimat under selve smoltutgangen. Vi merket 261 smolt fanget i smoltskruen med PIT-merker og registrerte 3 gjenfangster i smoltrusene plassert nedstrøms. Dette ga en estimert smoltutgang på 42000 smolt men med en betydelig usikkerhet grunnet det lave antallet gjenfangster. For å estimere smoltutgangen forsøkte vi også å estimere fangsteffektiviteten av smoltfellene under selve smoltutgangen. Dette kan gjøres ved å bruke gjenfangster av PIT-merkede smolten registrert på den flytende antennen plassert oppstrøms fellene. Av totalt 147 PIT-merkede smolt registrert på den flytende antennen ble fire gjenfanget i smoltskruen og smoltrusene nedstrøms antenna. Dette gir en fangsteffektivitet på 2,7 %. Om vi utfra dette antar at felleeffektiviteten varierer fra 2-4 % og vi fanget totalt 917 smolt i fellene gir dette et estimat for utvandrende smolt i intervallet 23 000-46 000 smolt. Igjen er svakheten at antallet gjenfangster er lavt og usikkerheten ved estimatet er følgelig betydelig.

Samlet sett kan vi si at erfaringene de siste årene har vist at perioder med flomvannføring som reduserer fangsteffektiviteten av fellene i praksis utgjør en effektiv hindring for å oppnå et presist estimat av smoltutgangen i et så stort vassdrag som Vosso. Til tross for disse metodiske begrensningene er det likevel rimelig å tolke resultatene slik at det med stor sannsynlighet vandrer ut i alle fall 30 000 smolt fra vassdraget. Dette er et viktig resultat siden en utfra en forventet smoltutgang og sjøoverlevelse kan gi en vurdering av forventet innsig av gytelaks og oppnåelse av gytebestandsmålet. En lav eller moderat sjøoverlevelse på ca 2-3 % skal da være nok til å nå

gytebestandsmålet som tilsvarer et innsig på ca 2100 kg holaks. F.eks. vil en utgang på 30000 smolt med 3 % sjøoverlevelse gi 900 laks tilbake. Om 50 % er holaks med en snittvekt på 5 kg vil en slik smoltutgang gi fra ca 2200 kg holaks i gytebestanden.



Figur 10. Gjenfangst av umerket og merket laksesmolt i feller (skrue og ruse) under smoltutgangen i 2015 (øverst) og 2016 (nederst). Vannføring (m^3/s) målt ved Bulken på utløpet av Vangsvatnet er gitt på den venstre y-aksen og antall smolt fanget (%) er gitt på den høyre-y aksen.

4.2.6 Bruk av PIT-merking under smoltutgangen i 2016

I forbindelse med smoltutgangen i 2016 var det ønskelig å bruke PIT-merket smolt for å registrere smoltutvandringen fra de ulike elvestrekningene dvs. Bolstadelva, Vosso og Strandaelva. I tillegg var det et mål å sammenlikne utvandringsforløpet for villsmolt og ettårig klekkerismolt satt ut i henholdsvis Bolstadelva (ved Vassenden) og i Vosso (v/Tverrelva). En oversikt over disse utsettingene er gitt i Tabell 4.

Tabell 4. PIT-merket laksesmolt satt ut i Bolstadelva, Vosso og Strandaelva for å registrere utvandring fra de ulike elvestrekningene våren 2016. Stedegen villsmolt er smolt satt tilbake i samme elv hvor den ble innfanget. Villsmolt overført fra sideelv er smolt innfanget i sideelvene Bordalselva, Teigdalselva og Istadbekken som ble flyttet og satt ut i like store grupper i Bolstadelva og Vosso. Klekkerismolt er ettårig smolt produsert ved Voss klekkeri.

	Bolstadelva	Vosso	Strandaelva
Stedegen villsmolt	40	295	221
Villsmolt overført fra sideelv	651	633	
Klekkerismolt	602	600	

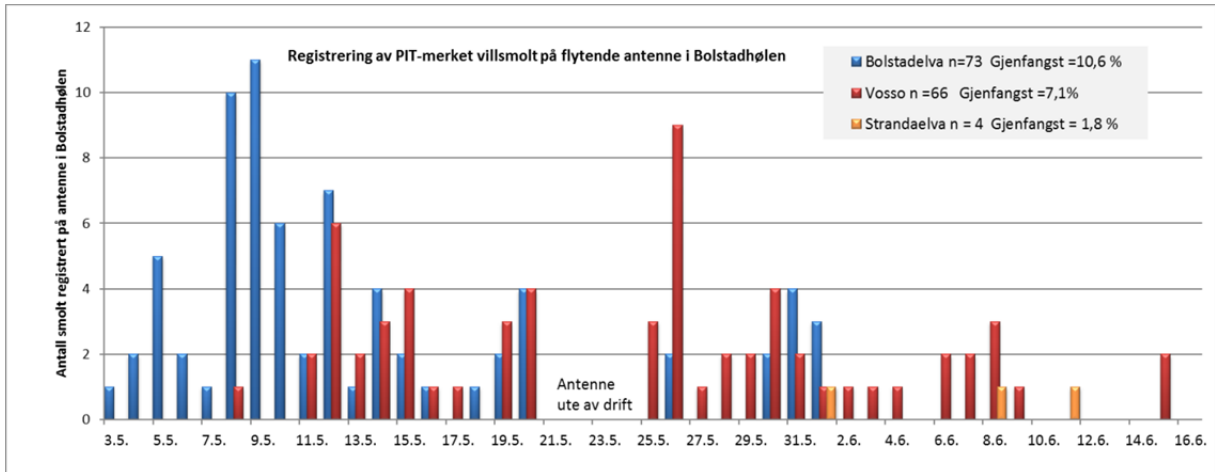
For å registrere den utvandrende smolten ble det installert en flytende antenne fra brua på Bolstad (se bilde). Smolt som vandret ut i overflatelaget rett under den flytende antenne ble da registrert, dvs. antennen er forventet å registrere merker ned til ca. 0,5 - 1 m dyp. I likhet med smoltskruen får den flytende antennen redusert deteksjonseffektivitet ved høy vannføring både fordi smolten da fordeles på et større vannvolum og fordi fellen utsettes for drivved m.m. som kan skade antennen.



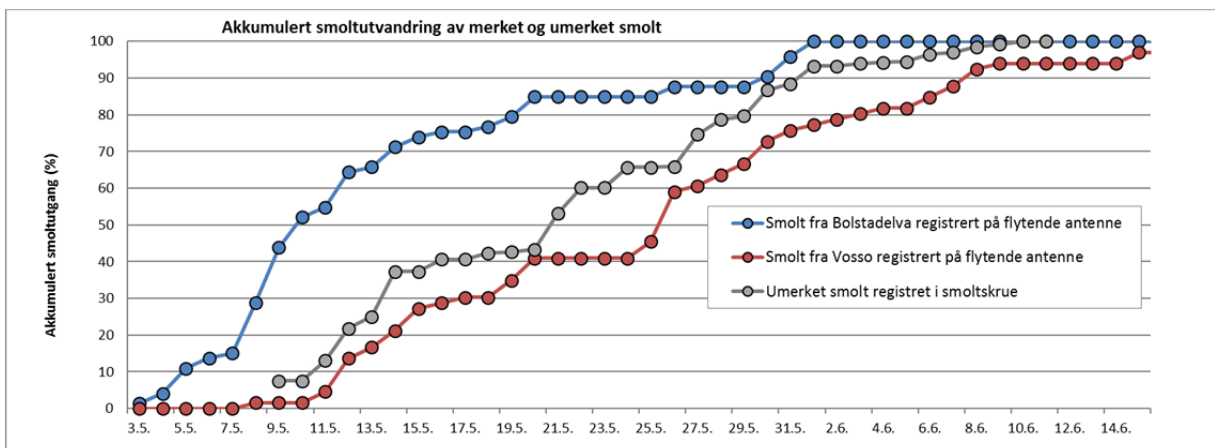
Bildet viser den flytende PIT-antennen som henger fra brua på Bolstad hvor den registrerer utvandrende laksesmolt som passerer i overflatelaget under antennen. Tverrsnittet av antennen utgjør ca. 10-15 % av elvetversnittet avhengig av vannføring. Nede til venstre i bilde ser en smoltskruen som daglig vinsjes inn til bredden for å registrere smolt i fangstkammeret.

På den flytende antennen ble 10,6 % av villsmolten merket og satt ut i Bolstadelva registrert mens tilsvarende tall for villfisker satt ut i Vosso og Strandaelva var henholdsvis 7,1 % og 1,8 %. Disse tallene må regnes som minimumstall for hvor stor andel av den merkede smolten som vandret ut siden antennen bare dekker en begrenset del av elvetversnittet (ca. 10-15 %) og fordi fangbarheten reduseres ved høy flomvannføring. Resultatene viste at smolten som var satt i Bolstadelva vandret ut

betydelig tidligere enn smolt satt i Vosso. En 50 % utvandring for smolten satt i Bolstad ble nådd allerede den 10. mai mens for smolt satt i Vosso ble først 50 % utvandring nådd den 26. mai. For umerket smolt registrert i smoltskruen var 50 % registrert den 21. mai (Figur 11 og 12). På grunn av skade var antennen ute av drift i dagene 21. – 25. mai. Dette førte til et gap i dataserien som bidro til redusert gjenfangst og en feilkilde i forhold til registrert forløp av smoltutgangen.

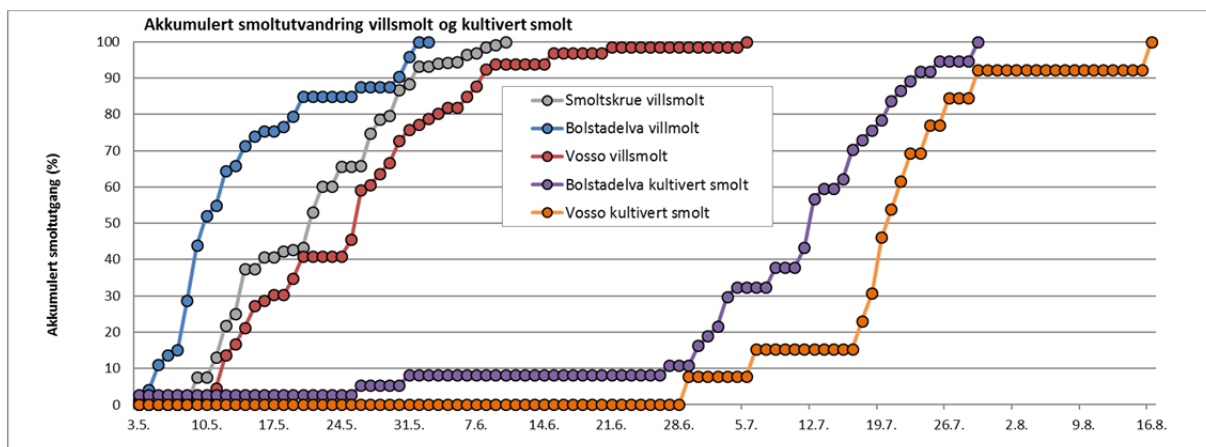


Figur 11. Antall PIT-merket smolt satt ut i Bolstadelva, Vosso og Strandaelva som senere ble registrert på den flytende antenne i Bolstadhølen i mai og juni 2016.



Figur 12. Forløpet av smoltutgangen for PIT-merket smolt satt ut i Bolstadelva og Vosso og registrert på den flytende antenne i Bolstadhølen, og tilsvarende for umerket smolt registrert i smolthjulet i Bolstadhølen nederst i Bolstadelva.

Den kultiverte smolten vandret ut mye senere enn villsmolten. Mens det aller meste av både merket og umerket villsmolten (registrert på hhv. flytende antenne og smolthjul) vandret ut i mai vandret det meste av den kultiverte smolten ut i juli. For den kultiverte smolten satt i Bolstadelva og Vosso var 50 % registrert hhv. 12 og 20 juli (Figur 13) og den totale gjenfangsten for de to gruppene var hhv. 6,16 og 2,15%. Det forsinkede og avvikende utvandringstidspunktet i forhold til villfisker viser at den kultiverte smolten er ute av fase i forhold til naturlig smoltutvandring. Dette vil med stor sannsynlighet redusere overlevelsen og kan bidra til å forklare den lave gjenfangsten av laks som stammer fra kultivert smolt satt ut i Vossovassdraget.



Figur 13. Forløpet av smoltutgangen for kultivert smolt sammenliknet med merket villsmolt satt ut i Bolstadelva og umerket villsmolt innfanget i smolthjulet i Bolstadhølen nederst i Bolstadelva. Samtlige merkede smolt er registrert på den flytende antenne i Bolstadhølen.

4.2.7 Undersøkelse av predasjon på utvandrende laksesmolt i Evangervatnet

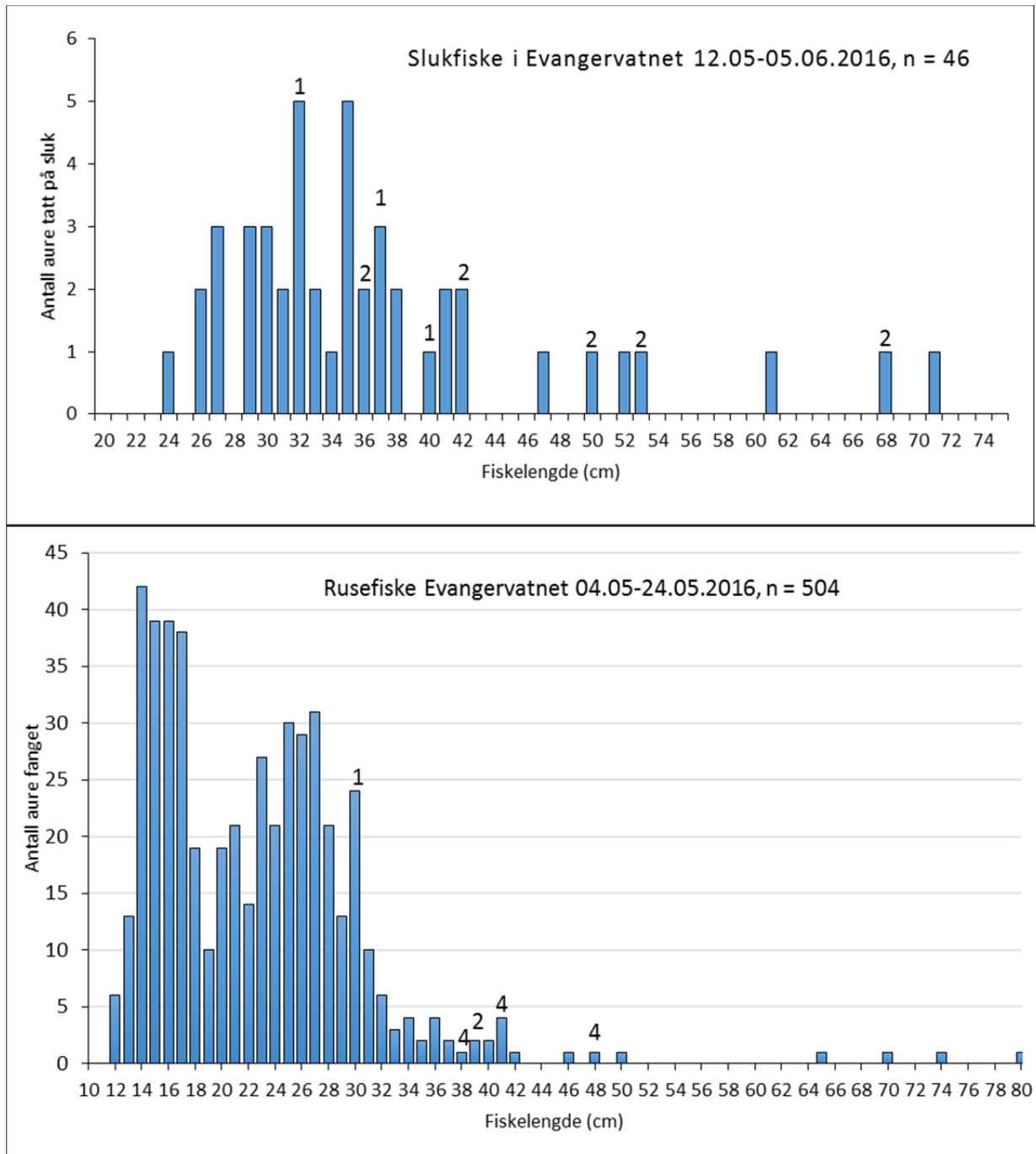
I forbindelse med studiene av smoltvandringen fra Vosso og Bolstad i 2016 ble det undersøkt om smolt som vandret gjennom Evangervatnet ble spist av aure og røye. Undersøkelsene ble gjennomført ved magespyling av fisk tatt på slukfiske og rusefiske i Evangervatnet. Magespylt fisk ble satt uskadet tilbake i innsjøen.



Bilde av typisk predatöraure > 30 cm tatt på slukfiske i Evangervatnet under smoltutgangen i mai 2016. Bildet til høyre viser mageinnhold med to halvfordøyde laksesmolt og to som ikke kan artsbestemmes.

Totalt ble det fisket 158 timer med sluk fra båt i Evangervatnet i perioden 12.05 til 05.06. Denne innsatsen resulterte i 46 aurer med en gjennomsnittlig lengde på 37,3 cm (Std= 10,4), dvs 0,3 fisk per time slukfiske. Av de 46 auren tatt på sluk hadde 8 smolt i magen dvs. 17 % av materialet. I magene ble det totalt funnet 15 fisk fordelt på 8 laksesmolt, 2 auresmolt, 4 smolt som ikke kunne identifiseres til art og en røye på ca 20 cm. Det ble også undersøkt om større aure eller røye tatt i storrusene ved Hernes eller Fadnes i Evangervatnet hadde spist smolt. Aure eller røye større enn 30 cm ble magespylt i tillegg til mindre fisk som synes å ha mye i magen. Det ble tatt 72 aure > 30 cm. Dette utvalget hadde en gjennomsnittlig størrelse på 36,1 cm (std=10,0). Av disse hadde 5 stk smolt i magen (dvs. 7 % av fangsten > 30 cm). I de fem auren ble det funnet totalt 15 smolt i mageinnholdet fordelt på 7 laksesmolt, fire auresmolt og fire smolt som ikke kunne artsbestemmes. Det er mulig antall fiskespiende aurer funnet i rusen ble gunstig høyt fordi de kunne spise smolt i fangstkammeret

i rusa. Imidlertid var de fleste smoltene i magene såpass fordøyd at de fleste med stor sannsynlighet var tatt før auren ble fanget i rusen. En ser også at andelen aure med smolt i magen var høyere i stangfiske (17%) enn i rusefiske (7%) noe som tyder på at rusefiske ikke gir en kunstig overestimering av predasjonstrykket. Lengdefordelingen av auren tatt ved slukfiske og rusefiske er gitt i figur 14. Mageinnholdet fra rusefangsten av 40 røye > 30 cm ble undersøkt (gjennomsnittlig lengde 39,6 cm, std=8,2). Her ble det funnet en laksesmolt i magen på en 36,9 cm lang røye, og to laksesmolt i magen på en røye med lengde på 42 cm, dvs. det ble funnet smolt i 5 % av røyene > 30 cm. I tillegg ble det i magen på en 45,5 cm lang røye funnet 6 stingsild.



Figur 14. Lengdefordeling for aure tatt ved slukfiske (øverst) og rusefiske (nederst) under smoltutgangen i Evangervatnet våren 2016. Numrene over søylene indikerer at gjeldende fiskelengde har spist smolt og nummeret viser antallet smolt funnet i magen på gjeldende aure. Hvert tall representerer en fisk da det ble ikke funnet mer enn en fiskespiser per fiskelengde.

4.2.8 Analyse av sannsynligheten for deteksjon på flyteantennen på Bolstad

For å statistisk evaluere hvilke faktorer som påvirket sannsynligheten for at en fisk som var merket med PIT-merke ble detektert igjen på antennene og fangstinnretningene ved utløpet av Bolstadelva brukte vi en generalisert lineær modell (glm) med en binomial fordeling og en cloglog-link funksjon. Dette er en standard metode for å analysere data som har en datafordeling som er enten 0 (ikke detektert) eller 1 (detektert). I dette tilfellet er hver merket fisk en observasjon og responsen er enten om fisken blir detektert og vandret ut av vassdraget (1) eller ikke (0).

I utgangspunktet var målet med studie å kunne svare på:

1. Hva er den relative sannsynligheten til å bli detektert for fisk som kommer fra forskjellige elvestrekninger i Vossvassdraget (Strandaelva, Vosso, Bolstad) (Faktor)
2. Hva er den relative sannsynligheten for å detektere kultivert og vill fisk? (Faktor)
3. Hva er effekten av smoltlengde? (Numerisk)

Samtidig var det slik at på grunn av måten merkingen ble gjennomført på ble det merket fisk både før selve smoltutvandringen (ved bruk av el-fiske apparat,) men også noe i løpet av selve smoltutvandringen (dvs. merket i smoltruse i Evangervatnet eller i smoltfelle i Strandaelva). I tillegg var det vanskelig å få nok fisk i hovedelven slik at fisk som ble fanget i sidevassdrag ble delt i to grupper og satt i Bolstadelva og i Vosso for å øke antallet merket smolt som vandret fra disse elvestrekningene (se detaljer beskrevet over). At smolten ble fordelt på Vosso og Bolstadelva var også delvis fordi vi hadde et fokus på å evaluere hvor stor dødelighet det eventuelt var gjennom Evangervatnet, med bakgrunn i at dette er blitt identifisert som et område med høy dødelighet i merkestudier ved bruk av akustikkmerker (Urke m.fl. 2016). Derfor stilte vi også følgende spørsmål:

4. Hva er effekten av å fange smolt i sideelv og flytte den til hovedelv? (Faktor)
5. Hva er effekten av å merke smolten før og i løpet av smoltutvandringen? (Faktor)

Vi gikk først gjennom datasettet og fjernet datapunkter som tydelig var feildata. For eksempel var det enkelt individer som ble registrert til å være over 40 cm. Dette er med stor sannsynlighet skrivefeil og vi valgt derfor å fjerne 10 individer totalt (inkludert 4 som ikke hadde lengdemåling). De statistiske modellen ble derimot lite påvirket av disse datapunktene. Den første modellen vi bygget hadde de 5 forklaringsvariablene som er beskrevet over. Alle fem var signifikante og tydet på at smolt som ble fanget i Strandaelva hadde lavere sannsynlighet for deteksjon ved Bolstad enn smolt fanget i Vosso, og Vosso hadde igjen lavere sannsynlighet for deteksjon enn smolt fanget i Bolstad. Den reduserte sannsynligheten for deteksjon var sammenlignbar mellom Vangsvatnet og Evangervatnet. Kultivert smolt hadde lavere overlevelse enn villsmolt, større smolt hadde en høyere deteksjon enn mindre smolt, smolt transportert fra sideelv og satt i hovedløp hadde lavere deteksjon enn smolt fanget og sluppet i hovedelv, og smolt som ble fanget i løpet av smoltutvandringen hadde lavere deteksjon enn fisk som ble fanget og merket før smoltutgangen.

Datasettet var derimot ubalansert, slik at det var stor usikkerhet til en del av variablene. Dette gjaldt spesielt estimatene for smolt fanget i Strandaelva, smolt fanget i sideelver og smolt fanget før smoltutvandring. Vi har derfor valgt å velge vekk disse individene og variablene og fokusere på en mer robust modell som kun ser på fire forklaringsvariabler. Den endelige modellen så slik ut:

RegistreringBolstad ~ Lengde + Opphav + Slippsted + fangststed (family=binomial (link=cloglog))

der «RegistreringBolstad» er en variabel som enten er ja (1) eller nei (0) om en enkelt fisk er registrert, «Lengde» er fiskelengde i mm, «Opphav» er en faktor som definerer fisken som kultivert (K) eller vill (V), «Slippsted» er en faktor som definerer om fisken er sluppet i Bolstad eller Vosso, «Fangststed» er en faktor som definerer om fisken er fanget i hovedelven eller i sideelvene og transportert til hovedelven.

Effekten av fangststed er fremdeles ubalansert med flere fisk fra sideelver i Bolstad enn i Vosso, men fordi det virker til å ha en viktig effekt kan vi ikke fjerne denne faktoren fra den endelige modellen. Vi har valgt å se bort fra interaksjoner i denne modellen. Modellseleksjon ble gjort ved å bruke «Likelihood ratio test» (LRT) mellom komplekse og enklere modeller og sammenligne «Akaike Information Criterion» (AIC). Vi brukte en bakover-seleksjonsmetode. Det vil si at vi begynte med den mest komplekse modellen og valgte for hvert steg bort den minst signifikante variabelen (basert på z-verdien) til AIC ikke lenger ble redusert.

For å teste størrelse selektivitet brukte vi også en Kolmogorov-Smirnoff test (KS) mellom størrelsesfordeling av fisk som ble sluppet og fisk som ble detektert på antennen. For å illustrere dette brukte vi kumulative plot.

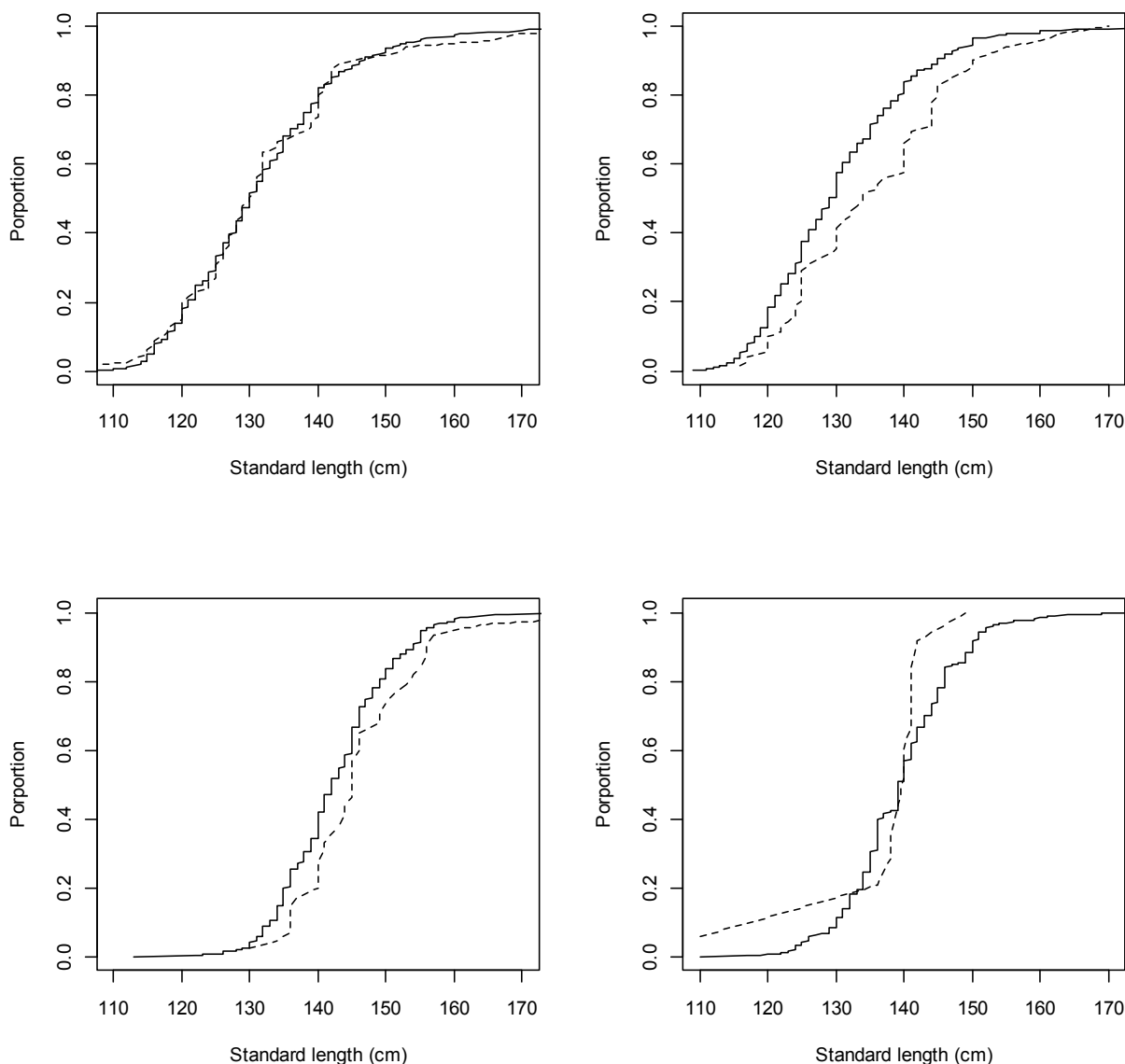
4.2.9 Resultater

Den endelige modellen beholdt fire parametere (Tabell 5). Sannsynligheten for å bli detektert var 52 % lavere for smolt sluppet over Evangervatnet sammenlignet med fisk sluppet nedenfor vannet. Klekkeri smolt hadde en 84% lavere sannsynlighet for å bli detektert sammenlignet med villfisk. I tillegg var det en effekt av størrelse der det var 2.6% større sannsynlighet for å bli detektert for hver cm standard lengde. Til slutt var det 64 % lavere sannsynlighet for å bli detektert hvis fisken var blitt fanget og transportert fra sidevassdrag sammenlignet med om fisken ble fanget på samme sted som den ble sluppet.

Størrelsesseleksjon var ikke observerbart for vill fisk eller klekkerifisk som ble sluppet nedenfor vannet (KS, $P > 0.5$) selv om det var en tendens til at klekkerifisk som ble detektert var større enn den som ble sluppet (Figur 15). Det var en signifikant størrelsesseleksjon for villfisk som ble sluppet over vannet (KS test, $P < 0.01$) (Figur 15). Det var ikke mulig å gjøre en test for størrelsesseleksjon for klekkerifisk som ble sluppet over vannet fordi antall fisk var for lav ($N=13$).

Tabell 5. Parameter estimater fra den endelige modellen for sannsynlighet for at fisk detekteres ved Bolstad. «Std. Err.» er standard error. «Lengde» er fiskelengde målt i mm, «Lokalitet (Over)» er parameter estimatet for fisk som slippes i Vosso versus fisk som slippes i Bolstad. Opphav (Vill) er parameter estimatene som sammenligner vill fisk med kultivert fisk. Fangststed (hovedelv) er parameter estimatet som sammenligner fisk som er fanget og sluppet på samme sted sammenlignet med fisk som er fanget i sideelver og transportert til hovedelven.

	Estimat	Std. Error	z verdi	P-verdi
Intersept	-7.76	0.97	-8.00	<<0.01
Lokalitet (Over)	-0.74	0.16	-4.54	<<0.01
Opphav (Vill)	1.87	0.26	7.33	<<0.01
Lengde (cm)	0.03	0.01	4.45	<<0.01
Fangststed (hovedelv)	1.03	0.22	4.71	<<0.01



Figur 15 Kumulativ plot av størrelses distribusjonen av merkede fisk (svart linje) og størrelses distribusjonen til fisk detektert (strekede linjer). De øvre figurine er vill smolt, mens de nedre figurine er klekkeri smolt. Venstre figurer er fra slipp gjort nedenfor Evangervatnet, mens figurer til høyre er slipp gjort ovenfor Evangervatnet.

4.2.10 Forutsetninger og mulige konklusjoner

I sum viser analysen at fisk som blir sluppet lenger oppe i vassdraget har lavere sannsynlighet for å bli detektert ved Bolstad enn fisk lenger ned. Det er sannsynlig at en stor del av denne dødeligheten skjer i innsjøene og at predasjon er en viktig bidragsyter til dette. Dette støttes av resultatene som indikerer størrelsesseleksjon blant fisk som blir sluppet over Evangervatnet, men ikke fisk som blir sluppet nedenfor. I tillegg er det helt åpenbart at klekkerifisk har en avvikende atferd og lav overlevelse.

Det er viktig å påpeke at disse estimatene er basert på et datasett som ikke tar forbehold om at vandringstidspunktet fra de forskjellige elvestrekningene vandrer forbi Bolstad på forskjellige tidspunkter. Dette vil føre til en bias i sannsynlighet for deteksjon ettersom antennene ikke var like effektive gjennom hele perioden (se foregående tekst). I forbindelse med en flomtopp var antennen

ute av drift i dagene 21-25.05. Dette var en periode da en kan forvente at relativt mye av smolten fra Vosso og kanskje også Strandaelva vandret ut. Det er derfor umulig å fastslå om den estimerte forskjellen mellom elveavsnittene hovedsakelig er forårsaket av lavere deteksjonseffektivitet eller redusert overlevelse. Det er derimot liten tvil om at dataene tilsier at kultivert smolt har en sterkt redusert overlevelse og forsinket utvandring sammenlignet med villsmolt. I tillegg virker det som fisk fra elvestrekninger lenger opp i elven har en redusert overlevelse sammenlignet med fisk fra elvestrekninger nærmere sjøen. Det er derimot også viktig å påpeke at resultatene viser at alle de tre elveavsnittene bidrar til smoltutvandringen, og at det ikke kan være riktig at man har nærmere 90 % dødelighet gjennom Evangervantnet slik studiet med akustisk merket smolt kan tyde på (Urke et al. 2016). Eksakt hvor stor dødeligheten er og om dødeligheten er unaturlig høy sammenlignet med vill laksesmolt i andre innsjøer er et viktig og uavklart spørsmål.

4.3 Samlet vurdering

I årene 2000-2016 har det vært gjennomført undersøkelser for å bestemme når smolten vandrer ut fra vassdraget, og for å måle smoltstørrelse og smoltkvalitet. Fangstene i smoltfellene i Bolstadelva og Bolstadfjorden viser at utvandringen i hovedsak skjer fra begynnelsen av mai og frem til midten av juni. Normalt synkroniseres utvandringen slik at det meste av smolten vandrer ut i løpet av en relativt kort periode i mai. For hele perioden 2001-2016 har median tidspunkt for 50 % utvandring (registret i feller) for laksesmolt vært 21. mai mens variasjonsbredden for 50 % utvandring har variert fra 12. mai til 2. juni. Laksesmolt som ble fanget under utvandringen hadde en gjennomsnittlig lengde som varierte fra 13,0 til 14,9 cm mellom år. Den gjennomsnittlige smoltalderen varierte tilsvarende fra 2,4 til 3,2 år.

I Vossoprosjektet har det i 2015 og 2016 vært innført såkalte PIT-merker for merking av smolt. Disse merkene er først og fremst benyttet til å merke klekkerismolt som inngår i forsøk men har også vært brukt til å merke villsmolt som er innfanget, merket og satt tilbake i elva. Resultatene fra disse undersøkelsene har vist at smolten fra Bolstadelva vandrer ut fra vassdraget betydelig tidligere enn smolten fra Vosso, dvs. 50 % utvandring for smolten satt i Bolstad ble nådd allerede den 10. mai mens for smolt satt i Vosso ble 50 % utvandring først nådd den 26. mai. For smolt registrert i smoltskruen var 50 % av den utvandrende smolten registrert den 21. mai. Resultatene viste også at kultivert smolt satt i Bolstad og Vosso hadde generelt lav overlevelse og en veldig avvikende sen utvandring med 50 % utvandring registrert så sent som hhv. 12. og 20. juli. Om dette er en generelt resultat bidrar det til å forklare at utsettinger av kultivert smolt i vassdraget har gitt få tilbakevandrende gytefisk.

Merkingen av villsmolten viser at smolt fra både Strandaelva, Vosso og Bolstadelva bidrar i smoltutgangen. Samtidig tyder resultatene på at smolt fra elvestrekninger lenger opp i elven har en redusert overlevelse sammenlignet med fisk fra elvestrekninger nærmere sjøen. Men resultatene viser at det ikke kan være riktig at man har nærmere 90 % dødelighet gjennom Evangervantnet slik studiet med akustisk merket smolt antydte. Likefullt er det viktig å bestemme om det er en unormal høy dødelighet og/eller unormalt lang oppholdstid for smolt som vandrer gjennom Evangervatnet. Basert på PIT-merket smolt ble smoltproduksjonen i vassdraget estimert til å 64450 smolt med et konfidensintervall på ca. 22900 smolt, dvs. et konfidensintervall som utgjør ca. 35 % av estimatet. Imidlertid fører flere feilkilder til at estimatet er usikkert, men tross metodiske begrensninger viser ulike estimat også utført under selve smoltutgangen at det med stor sannsynlighet vandret ut over 30000 smolt fra vassdraget i 2016. Ved en antatt smoltutgang på 30000 vil en lav eller moderat sjøoverlevelse i størrelsesorden 2-3 % være nok til å nå gytebestandsmålet.

4.4 Referanser

- Barlaup, B.T. (redaktør) 2004. Bestandsutvikling, trusselfaktorer og tiltak. DN-utredning 2004-7.
- Barlaup, B.T. & Gabrielsen, S-E. 2002. Vossovassdraget – Fisk. I: Kalking i vann og vassdrag. Resultatkontroll av større prosjekter 2001. Direktoratet for naturforvaltning. Notat 2002-1.
- Buck, R.J.G. & Hay, D.W. 1984. The relation between stock size and progeny of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in a Scottish stream. *Journal of Fish Biology* 23: 1-11.
- Chadwick, E.M.P. 1982. Stock-recruitment relationship for Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Newfoundland Rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 1496-1501.
- Chaput, G., Allard, J., Caron, F., Dempson, J.B., Mullins, C.C. & O`Connell, M.F. 1998. River-specific target requirements for Atlantic salmon (*Salmo salar*) based on a generalized smolt production model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 246-261.
- Elliott, J. M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press Inc., New York. 286 s.
- Elson, P.F. 1975. Atlantic salmon rivers smolt productions and optimal spawning: an overview of natural production. *Int. Atl. Salmon Found. Spec. Publ. Ser.* 6: 96-119.
- Forseth, T., Bremset, G., Lamberg, A., Fiske, P., Wibe, H. & S. Øksenberg. 2009. Evaluering av metoder for estimat av smoltproduksjon i laks og sjøaurebestander. NINA rapport 489. 23 s.
- Gabrielsen, S-E. & Barlaup, B.T. 2002. Flekke-Guddalsvassdraget – Fisk. I: Kalking i vann og vassdrag. Resultatkontroll av større prosjekter 2001. Direktoratet for naturforvaltning. Notat 2002-1.
- Gee, A.S., Milner, N.J. & Hemsworth, R.J. 1978. The effect of density on mortality in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Animal Ecology* 47: 497-505.
- Halvorsen, M. & Jørgensen, L. 1996. Lake use by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and other salmonids in northern Norway. *Ecology of Freshwater Fish* 5: 28-36.
- Halvorsen, M. & Svenning, M.-A. 2000. Growth of Atlantic salmon parr in fluvial and lacustrine habitats. *Journal of Fish Biology* 57: 145-160.
- Haraldstad, Ø., Ballestad, M., Gravem, F.R., Hindar, K., Jonsson, B., Matzow, D., Schei, T.A., Synnes, K. & Sættem, L.M. 1983. Vossoprosjektet. Ferskvannøkologisk forskning i Vossevassdraget 1972-1982. Zoologisk institutt, Universitetet i Oslo, Rapport nr. 11-1983.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Sloreid, S.-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægvog, H. & Sættem, L.M. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport 226. 78 s.
- Holst, J.C. & McDonald, A. 2000. Fish-lift: A device for sampling live fish with trawls. *Fisheries Research* 48: 87-91.
- Hvidsten, N. A., Johnsen, B.O., Jensen, A.J, Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E.B., Jensås, J.G., Bakke, Ø. og Forseth, T. Orkla – et nasjonalt referansevassdrag for studier av bestandsregulerende faktorer av laks. NINA Fagrapport 079. 96 s.
- Hvidsten, N. A., Heggberget, T. G. & Jensen, A. J. 1998. Sea water temperature at Atlantic salmon smolt entrance. *Nordic J. Freshw. Res.* 74:79-86.
- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. 1998. The relative role of density-dependent and density-independent survival in the life cycle of Atlantic salmon *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology* 67: 751-762.
- Lura, H. 2002. Laksesmoltproduksjon i Fotlandsvatnet i Bjerkreimsvassdraget. *Ambio Miljørådgivning. Rapport nr. 10009.*
- Lura, H. 1995. Domesticated female Atlantic salmon in the wild: spawning success and contribution to local populations. Dr. scient avhandling. Universitetet i Bergen.
- McCormick, S.D., Hansen, L.P., Quinn, T.P. & Saunders, R.L. 1998. Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55 (Suppl. 1): 77-92.
- Metcalfe, N.B. & Thorpe, J.E. 1990. Determinants of geographical variations in the age of seaward-migration salmon, *Salmo salar*, *Journal of Animal Ecology* 59: 135-145.

- Roussel, J. M. et al. Field test of a new method for tracking small fishes in shallow rivers using passive integrated transponder technology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 1326-1339 (2000).
- Symons, P.E.K. 1979. Estimated escapement of Atlantic salmon (*Salmo salar*) for maximum smolt productivity in rivers of different productivity. *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 132-140.
- Sægrov, H., Hindar, K., Kålås, S. & Lura, H. 1997. Vossolaksen blir erstatta med rømt oppdrettslaks. Rådgivende Biologer AS. Rapp. nr. 248. 23 sider.
- Økland, E., Jonsson, B., Jensen, A.J. & Hansen, L.P. 1993. Is there a threshold size regulating seaward migration of brown trout and Atlantic salmon? *Journal of Fish Biology* 42: 541-550.

5 Gjenfangster av laks fra smoltutsetninger i elv og fra slepeforsøk

Helge Skoglund, Bjørn T. Barlaup, Eirik Straume Normann, Knut Wiik Vollset & Tore Wiers
Uni Research Miljø - LFI

5.1 Bakgrunn og hensikt

Siden 2000 har det blitt produsert ettårig smolt ved Voss klekkeri. Hensikten med smoltproduksjonen har både vært å gjennomføre utsetningsforsøk for å belyse forhold som kan forklare den uheldige bestandssituasjonen og å tjene som et kultiveringstiltak for å bygge opp gytebestanden. Smoltutsettingene har vært en sentral del av prosjektet, og har hatt spesiell fokus på å belyse eventuelle skadelige effekter av lakselus, og å identifisere hvorvidt det er unaturlig høy dødelighet i ulike deler av smoltens utvandningsrute. Smolten har blitt inndelt i forsøksgrupper der halvparten har blitt behandlet med fôr som beskytter mot lakselus (Slice©, samt substans EX), og den andre halvparten har fått vanlig fôr (kontrollgruppe). I tillegg har det blitt satt ut smolt direkte i vassdraget, og det er slept smolt i en transportkasse for utsett i indre og ytre deler av fjordsystemet. Forsøksfisken har blitt merket med CWT-merker (coded wire tag), samt med PIT-merker i de senere årene.

I tillegg til smolt produsert ved Voss klekkeri ble det i perioden 2009-2013 satt ut smolt produsert ved merdanlegget i Evangervatnet. Smoltproduksjonen i dette anlegget har kommet i stand etter initiativ fra oppdrettsnæringen gjennom Vossolauget. Hensikten med denne smoltproduksjonen har vært å øke volumet av smolt som et kultiveringstiltak, for å sikre at en over flere år har en tilstrekkelig gytebestand av Vossolaks i vassdraget. Et utvalg av denne smolten er også blitt merket og inkludert som en del av forsøksgruppene for å vurdere sjøoverlevelse og for å sammenlikne sjøoverlevelse for smolt produsert hhv. i merdanlegget og ved Voss klekkeri.

Hensikten med dette kapittelet er å gi en oppsummering av de viktigste resultatene basert på gjenfangstene av de ulike smoltgruppene merket med CWT-merker i prosjektperioden. Det er fokusert på hvordan overlevelsen for smolt er fra ulike år og slippsteder i utvandningsruten, vekst og sjøalder for tilbakevandrende laks, og feilvandring av laks til andre vassdrag. Resultatene med hensyn på forsøksgrupper som har vært behandlet mot lakselus er beskrevet i eget kapittel. Resultater fra PIT-merket fisk er ikke inkludert her.

5.2 Materiale og metoder

5.2.1 Forsøksgrupper, merking og utsetting av smolt

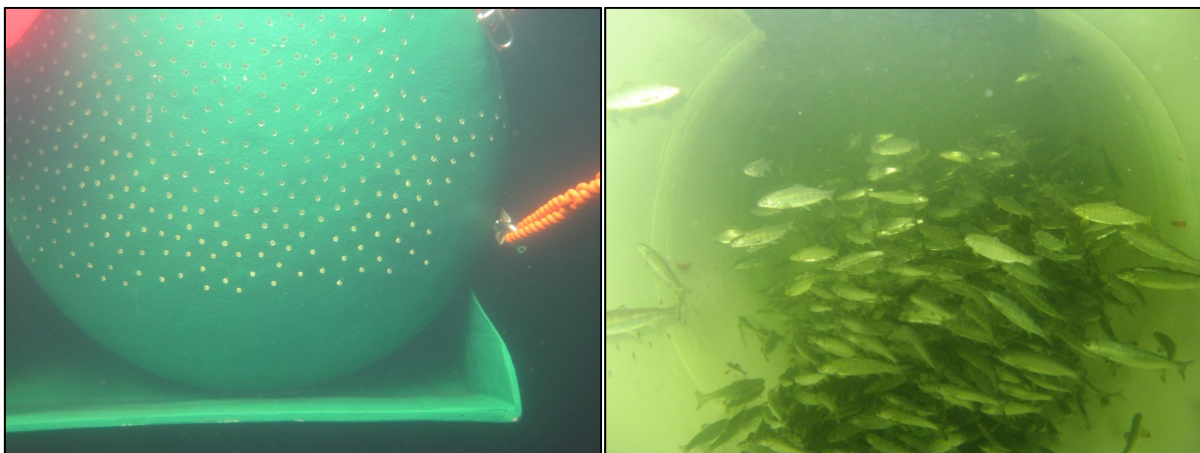
Siden 2000 har det årlig, med unntak av 2004, blitt produsert ettårig smolt ved Voss klekkeri (**Tabell 1**). I 2000 ble smolten merket med ulike kombinasjoner av finneklipping, men fra 2001 har alle forsøksgruppene blitt gruppemerket med CWT-mikromerke (coded wire tag). Dette er en liten nummerert metalltråd som injiseres i fiskens nesebrusk. Gjenfangster av voksen laks merket med mikromerke identifiseres ved bruk av en metalldetektor. I tillegg til denne merkingen ble fisken fettfinneklippet for å ha et ytre kjennetegn ved gjenfangst. Før utsetting ble en forsøksgruppe med smolt fôret med Slice (Aquavet Slice©) som beskytter mot lakselusangrep i en periode på minst sju

dager før utsetting. I ukene før utsetting ble det også foretatt fysiologiske målinger av smolten for å vurdere smoltstatus før utsetting. I perioden 2009-2013 ble det i tillegg satt ut ettårig smolt produsert i merdanlegget i Evangervatnet. Et utvalg av smolten fra Evangeranlegget ble mikromerket med CWT og inngått som egne forsøksgrupper (**Tabell 1**).

I løpet av prosjektperioden har forsøksgrupper av smolt blitt sluppet i vassdraget, eller slept ut i en transportkasse og sluppet ut i de indre og ytre deler av fjordsystemet. I starten av prosjektperioden (2000-2003) ble størstedelen av smolten satt ut i vassdraget i Vosso (v/Flage og Geitle) og i Bolstadelva (v/Vassenden). Ved utsettingene ble smolten transportert i tank til utsettingsstedene og satt ut ved bruk av et rør koplet direkte til tanken og med avløp ut i elva, eller ved at tanken ble senket ned i elva. Etter at det ble registrert svært få gjenfangster av smolt satt i vassdraget ble etter hvert en større andel av smolten overført til slepene.

Fra og med 2007 til og med 2017 har nær all smolt produsert ved Voss klekkeri blitt slept ut og sluppet i fjordsystemet. Utsetting i vassdraget er senere tatt opp igjen i årene fra 2010 til 2012 ved bruk av smolt produsert i merdanlegget i Evangervatnet (**Tabell 1**).

Ved sleping har smolten først blitt fraktet fra Voss klekkeri eller Evangeranlegget i tankbil bygget for smolttransport, og deretter overført med rør til en slepekasse ved kaien på Bolstad. Før selve slepet har smolten stått i tanken ved Bolstad i om lag 12 timer før tilvenning og eventuell preging. Tanken har deretter blitt slept etter en båt ut utvandringsruta og deretter sluppet på ulike lokaliteter. Slepene til de ytre fjordområdene ved Manger har normalt tatt mellom 12 og 15 timer. I 2001 og 2002 ble smolten slept ut til kysten og sluppet mellom Øygarden og Fedje. F.o.m. 2003 har den ytterste utsettingslokaliteten vært ved Manger utenfor Radfjorden. Fra 2005 har det i tillegg blitt sluppet smolt flere steder i de indre fjordene rundt Osterøy. I **Figur 1** er det gitt en oversikt over rute for slep og slippunkter for smolt de ulike år, mens det i **Tabell 1** er gitt en oversikt over antall smolt som er sluppet ved de ulike lokalitetene.



Slepetanken sett forfra (bildet til venstre) og en smoltgruppe fotografert inne i tanken (bildet til høyre).

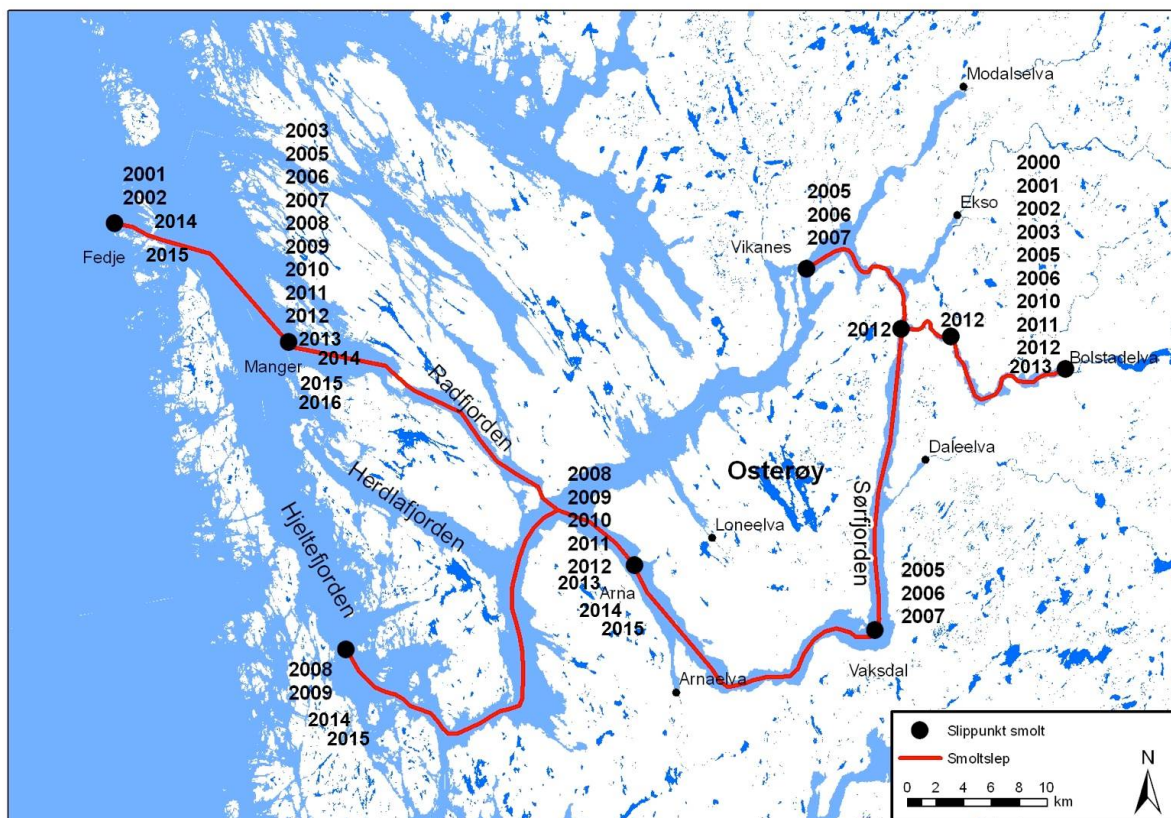
Tabell 1 (side 1 av 2). Oversikt over antall CWT merket smolt i ulike forsøksgrupper og tidspunkt for utsetting på ulike lokaliteter. Smolt typer angir om fisken er produsert på Voss klekkeri eller i merdanlegget i Evangervatnet.

År	Smolt type	Utsettingslokalitet	Dato	Behandling	
				Kontroll	Slice
2000	Voss klekkeri	Vosso	15. mai	4370	4370
		Bolstadelva	15. mai	4370	4370
2001	Voss klekkeri	Vosso	9. mai	2840	2775
		Bolstadelva	9. mai	2820	3060
		Slep-Fedje	9. mai	2740	2840
2002	Voss klekkeri	Vosso	14. mai	4700	4700
		Bolstadelva	14. mai	4700	4700
		Slep-Fedje	13. mai	4700	4700
2003	Voss klekkeri	Vosso	13. mai	3625	4035
		Bolstadelva	14. mai	3900	3890
		Slep-Manger	13. mai	4100	4025
2005	Voss klekkeri	Bolstadelva	10. april	3500	-
		Bolstadelva	6. mai	-	3500
		Slep-Sørfjorden	8. mai	3603	3500
		Slep-Osterfjorden	10. mai	3500	3500
		Slep-Manger	11. mai	3500	4334
2006	Voss klekkeri	Bolstadelva		3250	3250
		Slep-Sørfjorden	10. mai	3250	3250
		Slep-Osterfjorden	11. mai	3250	3250
		Slep-Manger	12. mai	3250	3250
2007	Voss klekkeri	Slep-Sørfjorden	14. mai	4800	5000
		Slep-Osterfjorden	15. mai	4800	5000
		Slep-Manger	18. mai	4800	5130
2008	Voss klekkeri	Slep-Arna	19. mai	4347	4604
		Slep-Ramsøy	22. mai	5305	5306
		Slep-Manger	24. mai	5296	5287
2009	Voss klekkeri	Slep-Arna	5. juni	4050	4200
		Slep-Hanøy	5. juni	4400	4400
		Slep-Manger	3. juni	4400	4400
	Evanger	Slep-Arna	19. mai	-	4400
		Slep-Manger	18. mai	-	4400

Tabell 1 (side 2 av 2). Oversikt over antall CWT merket smolt i ulike forsøksgrupper og tidspunkt for utsetting på ulike lokaliteter. Smolt typer angir om fisken er produsert på Voss klekkeri eller i merdanlegget i Evangervatnet.

År	Smolt type	Utsettingslokalitet	Dato	Behandling	
				Kontroll	Slice
2010	Voss klekkeri	Slep-Arna	2. juni	3500	3500
		Slep-Manger	2. juni	3500	3500
	Evanger	Bolstadelva	13. mai	3500	3500
		Slep-Arna	19. mai	3500	3500
		Slep-Manger	19. mai	3500	3500
2011	Voss klekkeri	Slep-Arna	28. mai	6100	6100
		Slep-Manger	28. mai	6100	6100
	Evanger	Evangervatnet	13. mai	10000	10000
		Slep-Arna	17. mai	5000	5000
		Slep-Manger	17. mai	5000	5000
2012	Voss klekkeri	Slep-Arna	24. mai	6000	6000
		Slep-Manger	24. mai	6000	6000
	Evanger	Bolstadelva	14. mai	-	5000
		Bolstadelva	21. mai	-	5000
		Straume/Skolmen	15. mai	-	5000
		Stamnes	15. mai	-	5000
		Slep-Arna	19. mai	5000	5000
		Slep-Manger	19. mai	5000	5000
2013	Evanger	Vassenden	15. mai	-	5000
		Vassenden	21. mai	-	5000
		Vassenden	21. mai	-	5000*
		Slep-Skolmen	16. mai	-	5000
		Slep-Stamnes	16. mai	-	5000
		Slep-Arna	25. mai	5000	5000
		Slep-Manger	25. mai	5000	5000
2014	Voss klekkeri	Slep-Arna	15. mai	4800	4800
		Slep-Hanøy	15. mai	4800	4800
		Slep-Manger	19. mai	4800	4800
		Slep-Fedje	19. mai	4800	4800
2015	Voss klekkeri	Slep-Arna	19. mai	4500	4500*
		Slep-Manger	22. mai	4500	4500*
2016	Voss klekkeri	Slep-Manger	2. mai	5500	5500
2017	Voss klekkeri	Slep-Manger	28. mai	5500	5500

*behandlet med substans EX



Figur 1. Kart med oversikt over rute for sløp, og utsetningslokaliteter for smolt i de ulike årene.

5.2.2 Gjenfangster av forsøksfisk

Etter at laksesmolten har forlatt Vossovassdraget vil den normalt være i sjøen fra ett til tre år før den søker tilbake til vassdraget for å gyte. Gjenfangstene av forsøksfisk er i hovedsak basert på at all fettfinneklippet laks i fangstene på registreringsfiske med sittenot og kilenot i fjorden, samt registreringsfiske i vassdraget, blir undersøkt med en merkedetektor. Dersom detektoren gir utslag blir fisken avlivet (laks som skal brukes som stamfisk blir avlivet først etter stryking) og hodet blir skåret av og froset. Merket blir så senere dissekert ut på laboratoriet, og koden blir deretter lest av under lupe.

Ettersom forsøksfisken ikke bærer andre synlige merker enn at den er fettfinneklippet, er det vanskelig å få gjenfangster av laks som blir fanget i sjø eller i elv andre steder. I naboelva Daleelva blir all fisk i fangst og stamfiske systematisk undersøkt for CWR-merket gjennom et parallelt prosjekt i regi av Havforskningsinstituttet. Flere kilenotfiskere i regionen og sportsfiskere har også vært hjelpelige med å samle inn fiskehoder fra fettfinneklippet fisk. I tillegg har en fått gjenfangster ved å undersøke eventuelle fettfinneklippet fisk tatt ved stamfiske eller uttak av rømt oppdrettslaks i flere andre vassdrag hvor Uni Research Miljø er involvert i prosjekter.

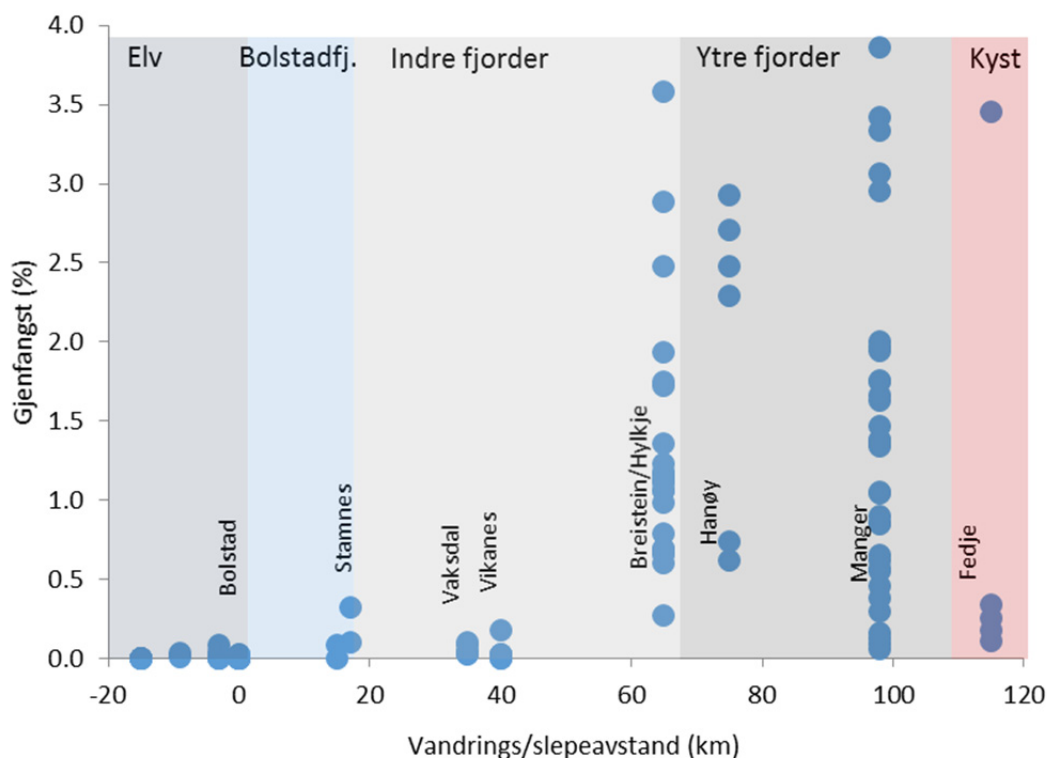
5.3 Resultat og diskusjon

5.3.1 Generelle trekk i gjenfangster over tid og fra ulike lokaliteter

Av de totalt 511 392 smolt som har blitt merket og satt ut i forbindelse med prosjektet i perioden 2000-2016, har det så langt blitt registrert totalt 4213 gjenfangster av tilbakevandrende gytelaks. Et gjennomgående resultat i hele prosjektperioden er at en har fått svært få gjenfangster av smolt som er satt ut i vassdraget. Kun 12 gjenfangster har så langt blitt registrert fra totalt 128 725 smolt som har vært satt ut i vassdraget. Det har på den annen side blitt gjenfanget langt flere laks fra smolt som har blitt slept ut og satt i de ytre fjordområder ved kysten (**Figur 2**). Det er også gjort svært få gjenfangster av smolt som ble slept og satt ut i indre deler av fjordene (dvs. Stamnes, Sørfjorden og Osterfjorden). Imidlertid er gjenfangstprosenten av smolt som har blitt slept lenger ut i fjorden og sluppet ved Arna fra og med 2008 på tilnærmet samme nivå som smolt satt lenger ute mot kysten. Dette til tross at disse kun har blitt sluppet om lag 25 km lenger ut i fjordsystemet enn smolt som har vært satt ved Vaksdal i årene i forkant.

Det er imidlertid usikkert om mønsteret i overlevelse for forsøkssmolten er direkte overførbart til naturlig utvandrende smolt. Erfaringer fra andre kultiveringsprosjekter tilsier at settesmolt satt direkte i vassdraget ofte er utsatt for betydelig høyere dødelighet enn naturlig rekruttert villsmolt (Finstad & Jonsson 2001, Jensen m.fl. 2011). Generelt vil kultiveringsbakgrunnen føre til settefisk har en avvikende atferd i forhold til naturlig rekruttert villfisk (Jonsson & Jonsson 2006). I tillegg vil forskjeller i fysiologi og smoltutvikling kunne føre til at settesmolt har en avvikende utvandringstetthet og lavere overlevelse enn naturlig rekruttert smolt (Björnsson m.fl. 2011). Det er derfor mulig at smolten som har blitt satt ut i ferskvann eller i brakkvann i de indre fjordområdene har en mer avvikende atferd enn smolt som blir slept og satt direkte i vann med betydelig høyere salinitet lenger ut i fjordsystemet. Årsaker til variasjon i gjenfangster i forhold til ulike slippsteder, tid og behandling mot lakselus er for øvrig behandlet i eget kapittel om lakselus. I tillegg har målinger av Na/K-ATPase-aktivitet i gjeller vist at smolten trolig ikke har vært tilstrekkelig smoltifisert ved utsetting i flere av årene tidlig i prosjektet (Bjerknes m.fl. 2008).

Antall gjenfangster har økt gjennom undersøkelsesperioden, noe som skyldes både at antall smolt som har blitt satt ut har økt, at smoltkvaliteten har blitt bedre, og at sjøoverlevelsen har blitt noe bedre i de siste årene. En betydelig del av variasjonene i gjenfangst fra samme utsettingslokaliteter mellom år (**Figur 2**) synes å gjenspeile variasjon i overlevelsesforhold i havet. Dette er særlig markert for smolten som vandret ut i 2009, som skiller seg positivt ut ved å ha spesielt god sjøoverlevelse. Gjenfangstene fra utsettinger dette året utgjør alene om lag 25 % av alle gjenfangster så langt i forsøksperioden. En relativt god sjøoverlevelse fra denne smoltårsklassen ga også et betydelig økt innsig av mellomlaks i en rekke elver på Vest- og Sørlandet i 2011 (Anon. 2012, Uni Research Miljø - LFI, upubliserte data). Generelt er sjøoverlevelsen i den øvrige delen av undersøkelsesperioden på et historisk lavnivå, og registreringer fra en rekke indekssvassdrag tilsier at sjøoverlevelsen i årene 2006-2008 har vært spesielt lav (Anon. 2012). Smoltutsettingene i 2006 ga også den laveste gjenfangsten av smolt i perioden (**Figur 2**). Et annet forhold som kan ha bidratt til lav sjøoverlevelse dette året er avvikende smoltkvalitet siden det ble målt relativt lave verdier av Na/K-ATPase (ca. 4) før og under slepet (Bjerknes m.fl. 2008).



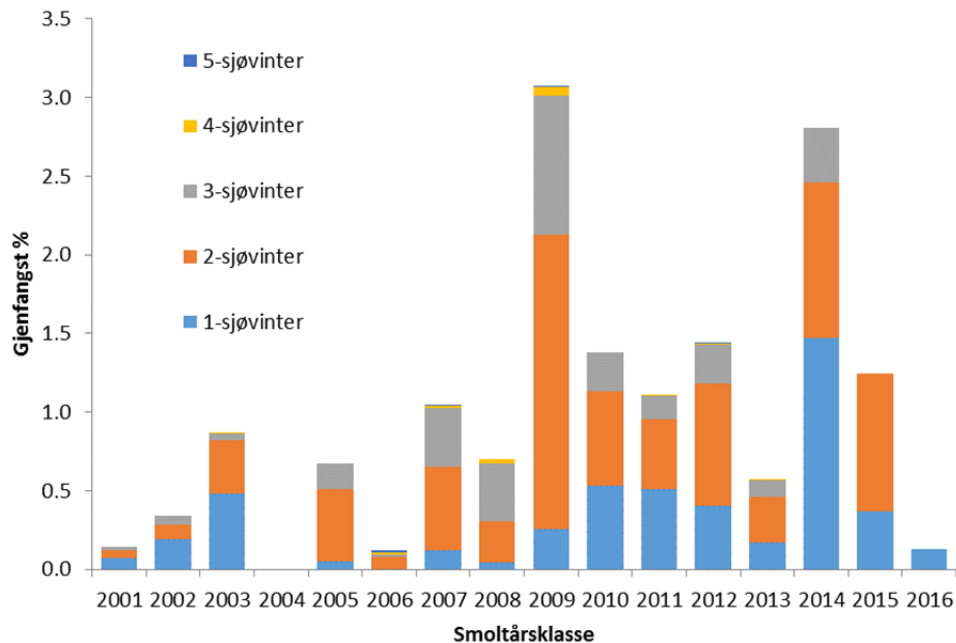
Figur 2. Prosentandel av laks gjenfanget fra smolt satt ut ved ulike utsettingslokaliteter med hensyn til avstand fra elvemunningen av Bolstadelva (0 km) og utover mot kysten. Figuren er basert på gjenfangster til og med sesongen 2017.

5.3.2 Sjøalder og vekst hos gjenfanget laks

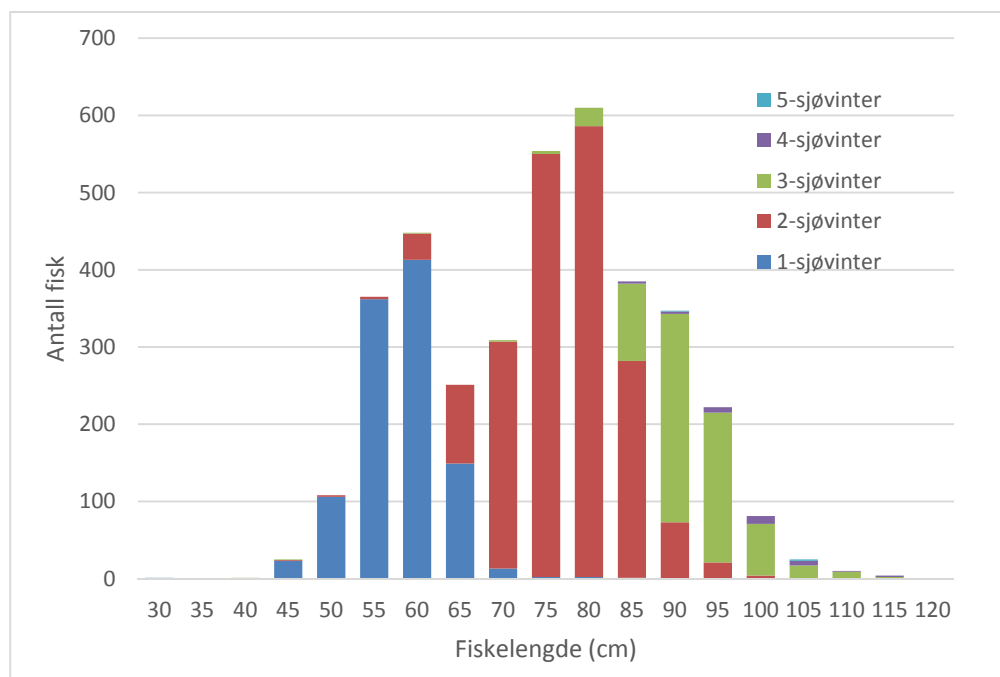
Et særtrekk ved Vossolaksen før bestandsnedgangen var at en spesielt stor andel av bestanden oppholdt seg tre år eller mer i sjøen, og dermed oppnådde en stor størrelse før den vandret tilbake til vassdraget for å gyte. Tilbakevandrende laks fra smoltforsøkene har variert til dels mye i sjøalder ved tilbakevandring i løpet av prosjektperioden (**Figur 3**). For smolt som ble satt ut i årene 2001-2003 ble majoriteten gjenfanget som tert, dvs. etter å ha tilbrakt ett år i sjøen. Kun 6-16 % av gjenfangstene fra disse smoltårgangene kom tilbake som storlaks og hadde tilbrakt tre år eller mer i sjøen. Fra 2005 og senere synes det å skje et skifte i sjøalderfordelingen ved at en større andel tilbringer to år eller mer i sjøen. En tilsvarende økning i sjøalder synes å være en trend i mange andre norske laksevassdrag i denne perioden (Anon. 2012). Et tilsynelatende unntak er i 2006, da det var for lave gjenfangster fra samtlige sjøaldergrupper til å vurdere sjøalderfordeling. Blant smolt satt ut i 2008 ble hele 57 % gjenfanget etter å ha tilbrakt 3 år eller mer i sjøen. Fra og med 2010 har innslaget av smolt som vender tilbake som ensjøvinter fisk igjen økt, men majoriteten av gjenfangstene har fortsatt vært to eller tre vintre i havet.

Størrelsen blant gjenfanget laks fra smolutsettingene er som ventet i stor grad avhengig av sjøalderen ved tilbakevandring (**Figur 4**). Det er imidlertid en liten andel av tresjøvinter-laks som har oppnådd størrelser >100 cm, som var typisk for Vossolaksen før bestandsnedgangen. Gjenfangstene viser også at sjøveksten har variert betydelig mellom år i løpet av prosjektperioden (**Figur 5**). Et påfallende resultat var at størrelsen på tilbakevandrende ensjøvinterlaks gikk betydelig ned fra 2005. Dette gjenspeiles også i en betydelig reduksjon i størrelsen på tosjøvinter-laks for smoltårsklassene 2006-2008. Den lave sjøveksten for disse årsklassene sammenfaller også med at en større andel av laksen kommer tilbake ved en høyere sjøalder i denne perioden (**Figur 3**). Lavere sjøvekst og økt

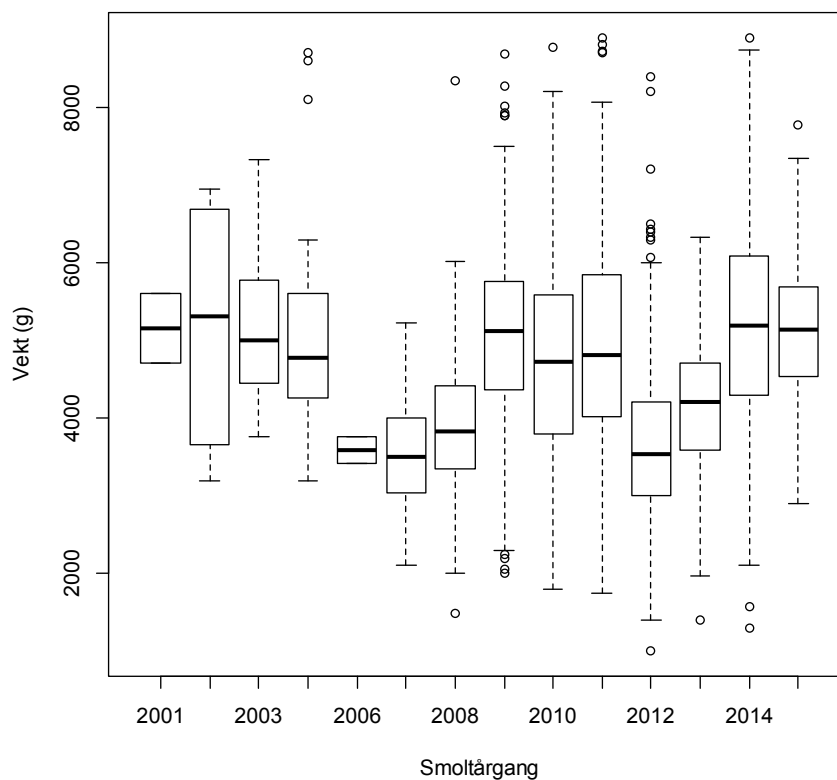
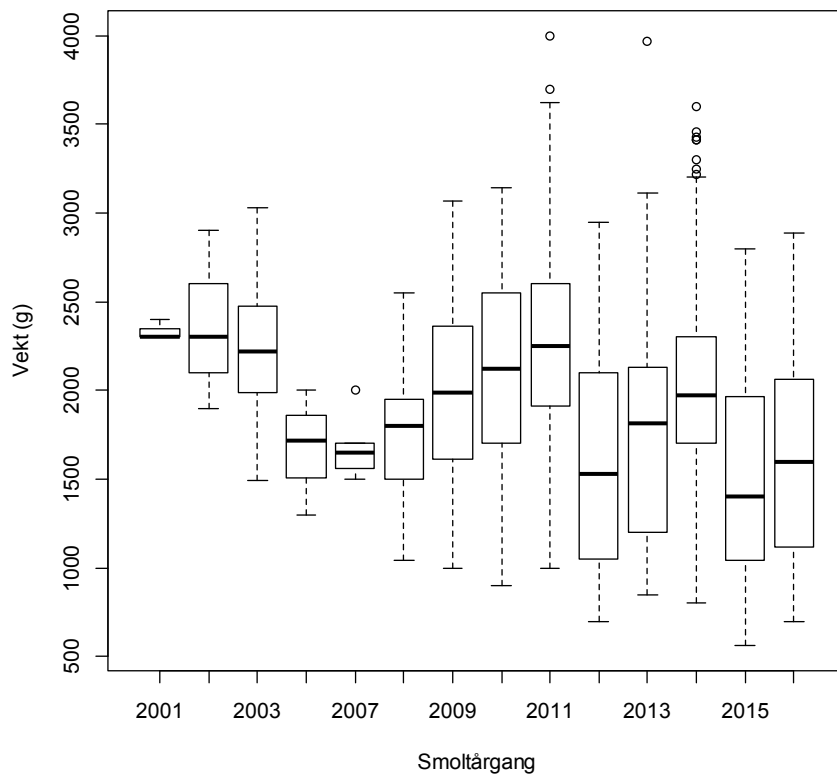
sjøalder fra og med 2006 synes å være tilfelle for en rekke norske laksevasdrag i samme periode (Anon. 2012) og det er sannsynlig at dette gjenspeiler variasjoner i overlevelse og vekstforhold i havet. Størrelsen på både en- og tosjøvinter-laks økte noe i årene 2009-2011 for så å gå noe ned igjen. Ensjøvinterlaks (tert) fra 2015 årsklassen er den minste i hele tidsserien.



Figur 3. Sjøalder ved gjenfangst fra utsettingsforsøk med smolt, vist prosent gjenfanget i forhold til antall smolt satt ut. For smoltårsklassen 2015 og 2016 forventes det å komme flere gjenfangster i 2018 og de kommende årene. Gjenfangstprosentene er basert på gjenfangster av smolt som har blitt slept til de ytre fjordene (Arna eller lenger ut) i løpet av prosjektperioden.



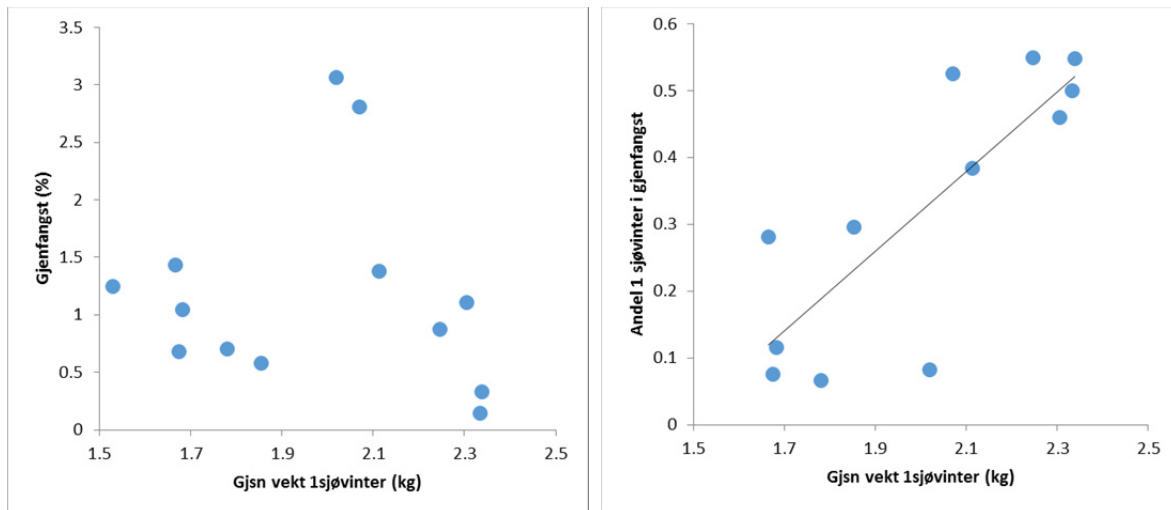
Figur 4. Lengde ved gjenfangst for ulike sjøalder av laks fra utsettingsforsøk med smolt i perioden 2000-2015.



Figur 3. Størrelsesfordeling for ensjøvinter-laks (øverst) og tosjøvinter-laks (nederst) på gjenfanget laks fra ulike årsklasser med CWT-merket smolt.

I tillegg til at alder ved kjønnsmodning og sjøvekst gjenspeiler varierende vekstforhold i havet, er det også mulig at størrelsen ved tilbakevandring kan variere noe med størrelsen på smolt og smoltkvalitet ved utsetting. Det synes ikke å være noen sammenheng mellom størrelse på

ensjøvinter-fisk (tert) og antall i gjenfangst ($r^2 = 0.01$, $P > 0.5$, **Figur 6**). Imidlertid synes det å være en sammenheng mellom størrelse på ensjøvinter-fisk og andelen som kommer tilbake som ensjøvinter-fisk fra årsklassen ($r^2 = 0.69$, $P < 0.01$, **Figur 6**). Dette tilsier at fisken i større grad kommer tilbake etter ett år i sjøen dersom vekstforholdene i havet er gode, mens venter ett eller flere år hvis vekstforholdene det første året er dårlige.

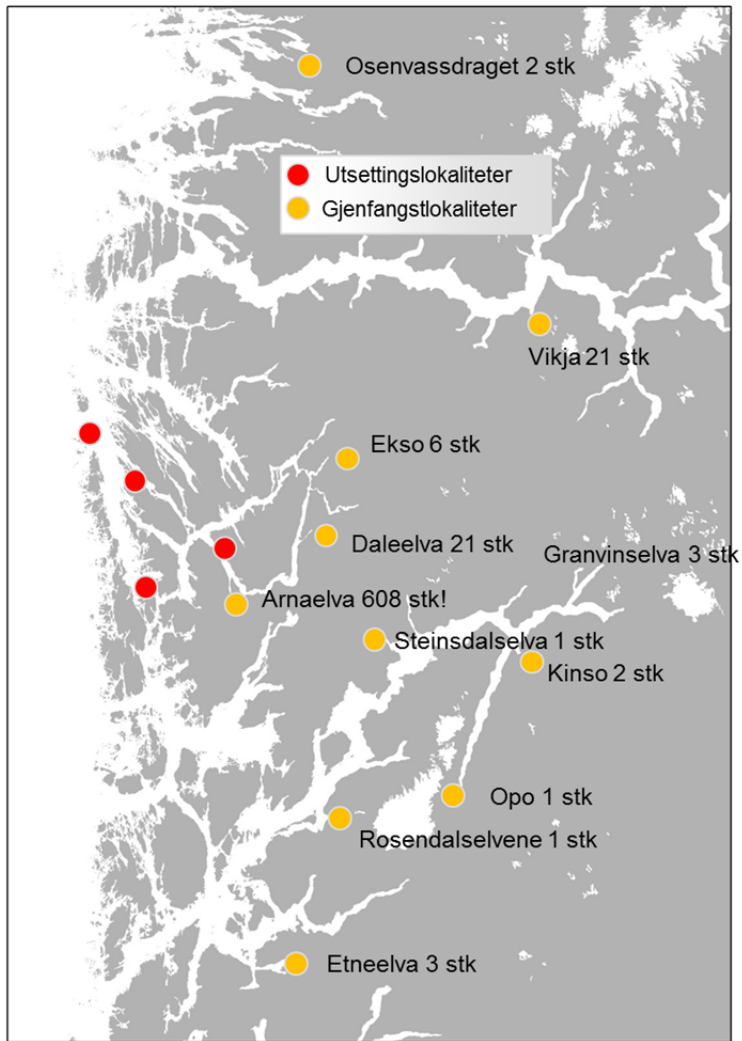


Figur 6. Sammenheng mellom gjennomsnittlig vekt på CWT-merket ensjøvinter fisk (dvs stert) og gjenfangst (t.v.) og andel av gjenfangst fisk som returnerer som ensjøvinterfisk (t.h.). Data er inkludert for smoltårsklassene 2001-2014 da det finnes gjenfangster av for både en-, to- og tresjøvinter-fisk.

5.3.3 Feilvandring

Av gjenfangstene fra smoltforsøkene som til og med 2017 er registrert, er flest fanget i registreringsfiske i fjordområdene ved Trengereid (56 % av gjenfangster) og ved Stamnes og Bolstadfjorden (22 %), mens om lag 6 % er fanget ved registreringsfiske i selve vassdraget. I tillegg er det blitt registrert laks (1 %) i ulike kilenøtter i de ytre fjord- og kystområdene, mens 669 laks (15 %) har til nå blitt gjenfanget i andre vassdrag. Registreringene fra andre vassdrag inkluderer vassdrag i Osterfjordsystemet, Hardanger og Sunnhordland og i Sogn og Fjordane (**Figur 7**).

Av disse elvene er det kun i Daleelva at laksen systematisk undersøkes for mikromerker i snuten, mens gjenfangster fra de øvrige vassdragene i utgangspunktet er gjort mer sporadisk ved å sjekke fettfinneklippet fisk tatt ved stamfiske og lignende i forbindelse med andre pågående prosjekter. Det reelle antallet av laks som feilvandrer til andre vassdrag vil derfor totalt sett være betydelig høyere.



Figur 7. Registrerte feilvandrerere som stammer fra utsetting av kultivert snutemerket smolt fra Vosso i prosjektperioden frem til og med 2017. Røde sirkler viser de viktigste slippsteder for smolten, mens gule sirkler viser vassdrag hvor det er gjenfanget feilvandret laks identifisert ved analyse av snutemerke.

I løpet av prosjektperioden et det forholdsvis få gjenfangster av merket Vossolaks i naboelvene Daleelva og Ekso. I begge disse vassdragene pågår det parallelle prosjekter hvor fettfinneklippet laks som fanges ved stamfiske og lignende regelmessig sjekkes for snutemerker, noe som gjør at en har en god mulighet for å registrere gjenfangster av eventuelle feilvandret laks i disse vassdragene i motsetning til andre vassdrag. Disse resultatene viser at det er en begrenset mengde Vossolaks som feilvandrer til disse to nabovassdragene. Det er også få gjenfangster av utsatt laks fra forsøkene som utføres i Daleelva i regi av Havforskningsinstituttet som fanges ved registreringsfiske ved Stamnes-Bolstadfjorden eller i selve Vossovassdraget. Dette tyder også på at det er et begrenset omfang av feilvandring av forsøksfisk mellom disse to nabovassdragene.

Et langt mer påfallende resultat er at forholdsvis mange laks fra smoltforsøkene har blitt gjenfanget i Arnaelva (Storelva i Arna). Etter at det i 2010 ble meldt om fangster av fettfinneklippet laks i sportsfiske i Arnaelva, ble det inngått et samarbeid med Arna Sportsfiskarlag om å samle inn hoder av fettfinneklippet laks både fra sportsfiske og ved stamfiske/registreringsfiske etter fiskesesongen. Etersom det ikke settes ut fettfinneklippet laks i Arnaelva vil all fettfinneklippet laks som fanges i vassdraget stamme fra kultivert fisk med opphav fra andre vassdrag. Ut i fra registreringer i fangster og fra observasjoner ved gytefisketelling har vi estimert at fettfinneklippet laks utgjorde mellom 21-46 % av innsiget av laks til Arnaelven i årene 2010-2017 (**Tabell 2**). Som følge av et rettet uttak ble

andelen av fettfinneklippet laks som var igjen i gytebestanden estimert å bli redusert, men innslaget av fettfinneklippet fisk har allikevel vært betydelig i flere av årene. Det må imidlertid bemerkes at en betydelig andel av den fettfinneklippede laksen har blitt fanget i utløpsområdet i Arnavågen. Det er mulig at mange av disse kun har oppholdt seg i utløpsosen i Arnavågen midlertidig, før de eventuelt vandrer videre i fjordsystemet. Dette kan dermed ha bidratt til en kunstig høy andel fettfinneklippet laks i fangstene i Arnaelva. Registreringer av gytefisk viser at det uansett er en betydelig andel fettfinneklippet laks som oppholder seg i elven helt frem til gytesesongen.

Tabell 2. Oversikt over fangster av fettfinneklippet (FF) laks i Arnaelva i årene 2010-2017. Fettfinneklippet laks er fanget både under sportsfiske, stamfiske og rettet uttak etter den ordinære fiskesesongen. Ut i fra fangster, uttak og observasjoner av laks ved gytefisktellinger har vi estimert hvor stor andel fettfinneklippet laks har utgjort i innsiget, og hvor stor andel som er igjen i gytebestanden etter uttak i de tre årene.

År	Antall FF laks fanget	Estimert innslag av FF laks	
		% andel i innsig	% andel i gytebestand
2010	44	21 %	16 %
2011	89	22 %	8 %
2012	374	40 %	17 %
2013	154	40 %	25 %
2014	230	46 %	37 %
2015	486	48 %	34 %
2016	547	40 %	4 %
2017	300	44 %	6 %

Feilvandring av laks mellom vassdrag er et naturlig fenomen, og et visst omfang av feilvandring forekommer også blant villfisk. Vanligvis vil omfanget av feilvandring i et vassdrag ikke være større enn at det i ulike bestander danner genetisk distinkte bestander som er lokalt tilpasset forholdene i de enkelte vassdragene (Garcia de Leaniz m.fl. 2007). Denne genetiske variasjonen mellom bestander er viktig å bevare, ettersom det kan påvirke laksens overlevelsessevner under ulike miljøforhold, og også være et forsvar mot framtidige endringer i miljøforhold og sykdommer. En økt innblanding av fisk fra andre bestander som følge av økt feilvandring er derfor uønsket ettersom det kan bidra til å bryte ned den genetiske variasjonen mellom bestander.

I merkeforsøk fant Jonsson m.fl. (2003) at om lag 6 % av laksesmolten som vandret ut fra Imsa ble gjenfanget i andre vassdrag. I det samme studiet fant de også at settefisk hadde en langt større feilvandring enn villfisk, og at 15 % av klekkerismolt satt i det samme vassdraget ble gjenfaget i andre vassdrag. Kultiveringsbakgrunnen til forsøkssmolten i Vossoprosjektet forventes derfor å ha en betydelig høyere feilvandringsrate enn det en tilsvarende forventer av villfisk. Det er også funnet at smolt som slepes og settes ut ved kysten feilvandrer i større grad enn smolt som vandrer naturlig fra vassdraget (Gunnerød m.fl. 1988), trolig som følge av dårligere pregning på vassdraget. Gjenfangstene som til nå har blitt registrert fra andre vassdrag utgjør kun et lite utvalg av feilvandret fisk fra smoltforsøkene, og det reelle tallet av fisk som feilvandrer til andre vassdrag vil være større.

Mønsteret i de gjenfangstene som er gjort, tyder på at laks som feilvandrer har vandret opp i en rekke geografisk spredte vassdrag i kyst og fjordstrøk langs Vestlandet. Både rapporter av fettfinneklippet fisk fra sportsfiske, og fra gytefisktellinger i vassdrag hvor det ikke drives kultivering, tilsier imidlertid at det dreier seg om et fåtall fisk i de ulike vassdragene. Arnaelva representerer et klart unntak hvor slept fisk fra Vosso utgjør en betydelig del av innsiget og gytebestanden. Det er derfor gjort et målrettet arbeid for å fjerne fettfinneklippet laks fra vassdraget, og dermed redusere

innslaget av fettfinneklippet laks i gytebestanden (**Tabell 2**). I tillegg har det vist seg at uttak av fettfinneklippet laks har blitt en betydelig kilde til gjenfangstdata for forsøk med merket smolt fra Vosso. Fra våren 2017 er smolten i Vosso slept ved bruk av åpen merd i stedet for i en perforert tank, som har blitt brukt frem til nå. Det er sannsynlig at en åpen merdløsning vil bidra til bedre pregning av smolten, og forhåpentligvis mindre feilvandring til Arnaelva.

5.4 Referanser

- Anonym. 2012. Status for norske laksebestander i 2012. Rapport fra Vitenskaplig råd for lakseforvaltning nr 4. 103 s.
- Bjerknes, V., Kroglund, F., Åtland, Å., Barlaup, B.T. & Stefansson S. 2008. Aluminium som trusselfaktor i brakkvann. I: Nå eller aldri for Vossolaksen – anbefalte tiltak med bakgrunn i bestandsutvikling og trusselfaktorer (red. B.T. Barlaup). DN utredning 2008-9.
- Björnsson, B.T. Stefansson, S.O. & McCormick S.D. 2011. Environmental endocrinology of salmon smoltification. *General and Comparative Endocrinology* 170: 290–298.
- Finstad, B. & Jonsson, N. 2001. Factors influencing the yield of smolt releases in Norway. *Nord. J. Freshw. Res.* 75: 37-55.
- Garcia de Leaniz, C., Fleming, I. A., Einum, S., Verspoor, E., Jordan, W. C., Consuegra, S., Aubin-Horth, N., Lajus, D., Letcher, B. H., Youngson, A. F., Webb, J. H., Vøllestad, L. A. Villanueva, B., Ferguson, A. & Quinn, T. P. 2007. A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implications for conservation. *Biological Reviews*, 82: 173-211.
- Gunnerød, T.B., Hvidsten, N.A. & Heggberget, T.G. 1988. Open sea releases of Atlantic salmon smolts, *Salmo salar* L. in Central Norway, 1973–1983. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45, 8: 1340–1345.
- Jensen, A.J., Berg, M., Bremset, G., Eide, O., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Johnsen, B.O. & Lund, E. 2011. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Rapport for perioden 2008-2010. NINA Rapport 659. 77s.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Hansen L.P. 2003. Atlantic salmon straying from the River Imsa. *Journal of Fish Biology*, 62: 641-357.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2006. Cultured Atlantic salmon in nature: a review of their ecology and interaction with wild fish. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1162-1181.

6 Effekter av vassdragsreguleringer på laksebestanden

Av Helge Skoglund, Sven Erik Gabrielsen og Bjørn T. Barlaup
Uni Research Miljø - LFI

Vassdragsreguleringer og andre menneskeskapte fysiske inngrep forekommer i mange lakseelver. Effekter av regulering som redusert vannføring, raskt skiftende vannføringer og tørrlegging eller forringelse av habitat ha store konsekvenser for laksebestander. Det er utført en rekke undersøkelser av effekter av vassdragsreguleringene i Vossovassdraget. I dette kapitlet er det gitt en oppsummering av ulike effekter av vassdragsregulering og effekter de har på fiskebestandene i vassdraget. Undersøkelser av gassovermetning fra Evanger kraftverk er presentert i **kapittel 8**.

6.1 Vassdragsreguleringer

Den mest omfattende reguleringen i Vossovassdraget er utbygging av Evanger kraftverk i regi av BKK. Evanger kraftverk tar vann fra nedslagsfeltet til Teigdalselva og overføringer fra Eksingedalsvassdraget og Modalsvassdraget. Oksebotn kraftverk utnytter fallet fra Volavatnet til Eide-Fannadalsdammen, hvor vannet føres videre til Evanger kraftverk. I den søndre delen av Vossovassdraget er deler av Torfinnsvassdraget overført til Hodnaberg kraftverk i Bergsdalen, som drives av BKK og Voss Energi AS. Utbyggingen av Evanger kraftverk tilfører vann til Vossovassdraget, mens reguleringen av Torfinnsvatnet, som ble gjennomført allerede i 1932, fører vann ut av nedbørsfeltet. En oversikt over hvordan disse inngrepene har endret nedbørsfeltet er gitt i **Tabell 1**. Voss Energi AS driver i tillegg to elvekraftverk, et i Rognsfossen i Strandaelva, og et i Palmafoss i Raundalselva. I flere av de mindre sideelvene er det i tillegg bygd ut småkraft- og minikraftverk. I Rognsfossen får en strekning på ca. 300 m mellom vanninntaket og kraftverket svært redusert vannføring når kraftverket er i drift. Ellers antas begge disse elvekraftverkene eller småkraftverkene i mindre grad å påvirke fiskebestanden i vassdraget. Når effekter av kraftutbygging blir vurdert er det derfor lagt vekt på utbyggingen av Evanger kraftverk, siden denne antas å være den som i størst grad har påvirket hydrologien og dermed fiskebestandene i vassdraget. Arbeidet med utbyggingen av Evanger kraftverk startet opp i 1963, og reguleringen har deretter foregått i flere ledd (**Tabell 2**).

Tabell 1. Oversikt over areal for nedbørsfelt i Vossovassdraget som er påvirket av regulering (Data fra BKK og NVE atlas).

Nedbørsfelter	Areal (km ²)
Naturlig nedbørsfelt ved utløpet i Bolstadfjorden	1496,51
Evanger kraftverk	231,1
Overført til Evanger fra Eksingedalsvassdraget	129,16
Overført til Evanger fra Modalsvassdraget	38,76
Regulert del av Teigdalselva	62,1
Overført til annet vassdrag (Torfinnsvatnet, Torfinnstjern, Holmavatnet og Ljosvatnet)	58,8
Nedbørsfelt etter regulering	1601,1

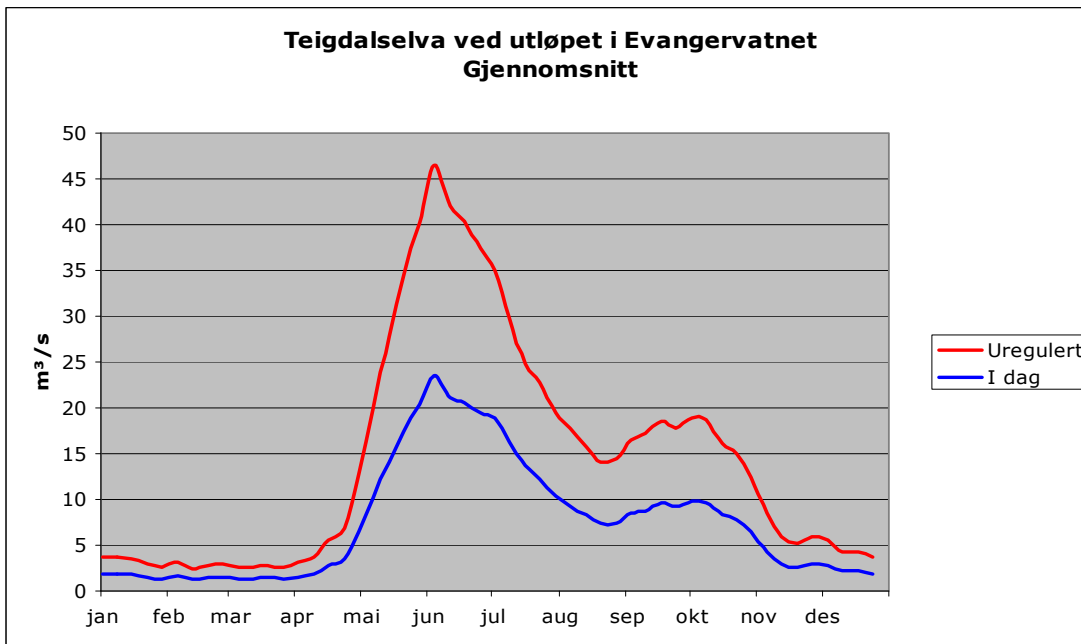
Tabell 2. Oversikt over arbeid i forbindelse med utbygging av Evanger kraftverk (etter Kroglund et al. 1998 og BKK). Evanger kraftverk har en maksimal slukeevne på 53,8 m³/s.

År	Reguleringsarbeid
1963	Forberedende arbeid starter opp på Evanger
1969	Aggregat I i drift. Overføring av Teigdalen, f.o.m. Grasdalen t.o.m. Bjørndalen
1971	Regulering av Volavatn og Piksvatn. Overføring fra Harkavatn
1972	Overføring av Eksingedalsvassdraget, f.o.m. Ekse-Torvedalen t.o.m. Grøndalsvatn. Regulering av Grøndalsvatn
1973	Aggregat II i drift. Overføring av Eksingedalsvassdraget, f.o.m. Eitro t.o.m. Askjeldalsvatnet.
1974	Regulering av Askjeldalsvatnet.
1975	Overføring av Holskardvatnet i Modalsvassdraget.
1977	Aggregat III i drift.
1984	Overføring av Øvre Sødalsvatnet og Kvanngrovvatnet i Modalsvassdraget. Regulering av Skjerjevatnet og
1986	Overføring av Vassøyane
1988	Oksebotn kraftverk satt i drift
2005	Skjerjevatnet overført til Nygard kraftverk i Modalsvassdraget

Utbyggingen berører i stor grad Teigdalselva, som har fått en vesentlig redusert vannføring. I tillegg får også Vossovassdraget nedstrøms utløpet fra kraftverket i Evangervatnet endret hydrologi. Reguleringen fører her til at Bolstadelva får endret vannføring, vanntemperatur og vannkjemi. Overføringen av forsuret vann fra Eksingedalen har forringet vannkjemien i nedre deler av Vossovassdraget (Kaste et al. 1994, Kroglund et al. 1998), og har ført til at vannet fra Evanger kraftverk ble kalket i perioden 1994-2006. For en nærmere beskrivelse av de vannkjemiske forholdene i vassdraget henvises det til kapittel 11 om forsuring og vannkjemi.

6.1.1 Teigdalselva

Nedbørsfeltet til Teigdalselva strekker seg over et område på totalt 146,3 km², hvorav 62,1 km² er overført til Evanger kraftverk. Ved Kråkefoss, som er oppgangshinder for laks og sjøaure i Teigdalselva, er midlere vannføring redusert med ca. 70 % (Fjellheim et al. 1994). Lenger nedover i elva vil reduksjonen i vannføring være mindre, da en får avrenning fra uregulerte felter (**Figur 1**). Siden det ikke er noen minstevannføring i Teigdalselva, kan vannføringen i perioder bli svært lav i tørre perioder. Lengre og kortere episoder med lave vannføringer forekommer hele året, men er mest vanlig i vinterhalvåret.



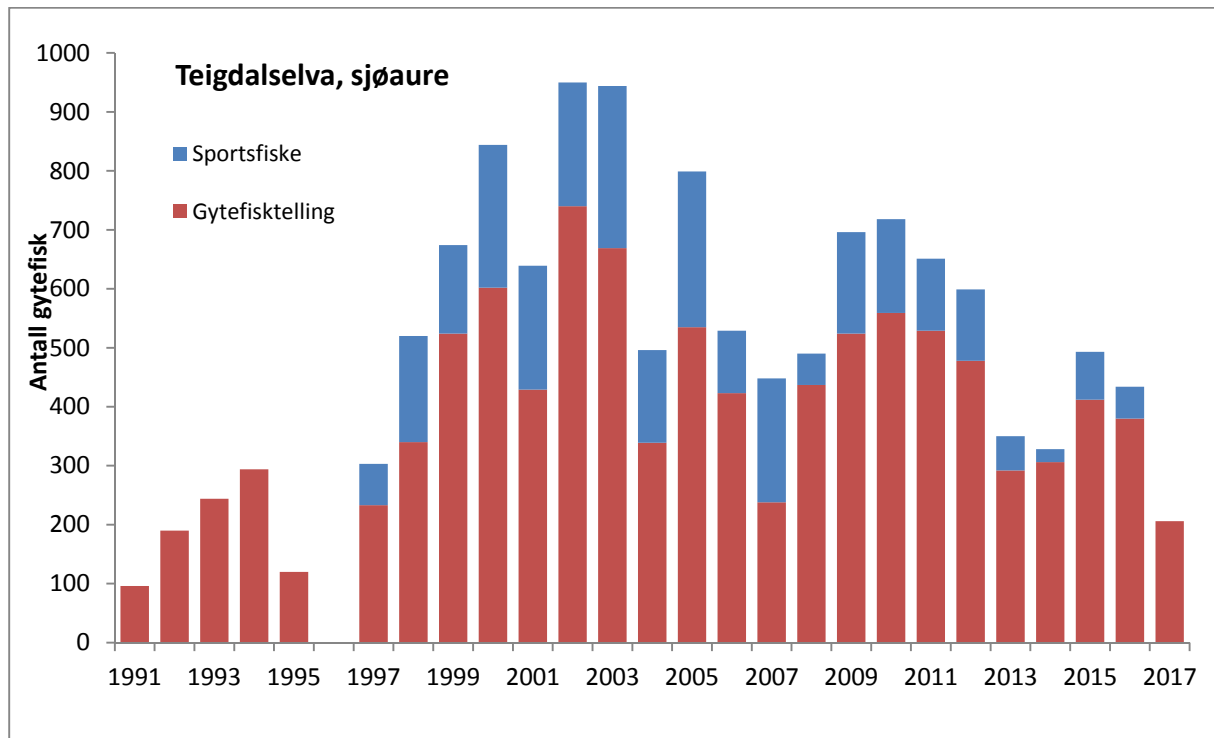
Figur 1. Estimert gjennomsnittlig vannføring før (dvs før 1969) og etter regulering (dagens tilstand) av Teigdalselva (data oppgitt fra BKK, Kirkhorn m.fl. 2011).

Reguleringen og fraværet av minstevannføring fører til at vannføringen er vesentlig redusert, og periodene med lavest vannføring antas å være flaskehalsen for fiskebestandene i elva. Lav vannføring fører til mindre vanddekt areal, og dermed også mindre areal tilgjengelig for ungfiskproduksjon. Redusert vannføring har trolig også bidratt til økt begroing i Mestadvatnet. Det har i de siste tiårene blitt observert en økende tilgroing i Mestadvatnet, noe som blant annet har ført til at store deler av det opprinnelige gyteområdet på utløpet av Mestadvatnet har blitt forringet. I Teigdalselva er det også observert at lave vintervannføringer kan føre til at gytegroper strander og at ungfisk fryser inne på grunt vann.

For å kompensere for redusert ungfiskproduksjon som følge av reguleringen inngikk BKK i 1989 en avtale med Fylkesmannen i Hordaland om å sette ut ensomrige sjøaure- og lakseunger. Settefiskprogrammet startet i 1990 og det ble på det meste satt ut ca. 75 000 ensomrige sjøaure. I årene 1990-1993 ble det også satt ut en del lakseunger, men dette ga dårlig tilslag. Settefiskprogrammet ble senere evaluert av Fjellheim et al. (1994, 1995) og det ble da konkludert med at bæreevnen for aure allerede var nådd av naturlig rekruttert fisk. Videre utsetninger ble derfor ansett som unødvendig og kanskje til og med skadelig for bestanden. I stedet for å fortsette utsettingene ble det derfor foreslått å øke bæreevnen ved biotopjusterende tiltak. I 1995 ble det etablert fire større terskeldammer og lagt ut steingrupper i elva for å øke vanddekt areal og skape flere oppveksthabitat for ungfisken. Etterundersøkelser utført i 1996 og 1997 viste også at det var gode tettheter av aure i to av terskelbassengene som ble undersøkt, og at tiltakene sannsynliges bidro til økt fiskeproduksjon (Fjellheim m.fl. 2003). Tiltakene er fortsatt virksomme i vassdraget (Gabrielsen m.fl. 2016), men enkelte av terskelbassengene har over tid fylt seg opp med sedimenter og trolig bidratt at habitatkvalitet har blitt redusert over tid.

Basert på kartlegging av habitatforholdene i vassdraget (Gabrielsen m.fl. 2011), ble det i 2014 utført en rekke habitattiltak på en tre nye områder i Teigdalselva. Habitattiltakene inkludert etablering av strømsettere, ledebuner, og utlegging av blokker og steiner. Etterundersøkelser viser at tiltakene har gitt bedre gyteforhold og økte fisketettheter som tiltenkt, men at det allikevel er av begrenset størrelse og bør omfatte større områder i elven for å gi en betydelig økning i den totale fiskeproduksjonen i vassdragsavsnittet (Gabrielsen m.fl. 2016).

På grunn av mangel på sammenlignbare forundersøkelser er det vanskelig å anslå hvor stor negativ effekt reguleringen har hatt på bestandene av laks og sjøaure i Teigdalselva. Ungfiskundersøkelser i perioden 1991-2016 viser at tetthetene av aureunger er god, mens tetthetene av lakseunger er lave (se kapittel 3 om ungfiskbestanden). Tellingene av gytefisk viser at gytebestanden av sjøaure økte utover 1990-tallet og nådde en topp i 2002 og 2003. Etter dette gikk sjøaurebestandene noe tilbake, men har siden med få unntak vært mellom 300-500 gytefisk (**Figur 2**). Gytebestanden av laks har i hele perioden vært sporadisk og kun et fåtall observerte individer årlig.



Figur 2. Antall sjøaure i Teigdalselva i årene 1991-2017 basert på dykkeregistreringer av gytefisk og fangststatistikk. Fangststatistikken er bare ført f.o.m. 1997. Det ble ikke utført gytetellinger i 1996 og lavt antall i 1995 skyldes delvis uheldige forhold under registreringene. Fangst i 2017 er foreløpig ukjent.

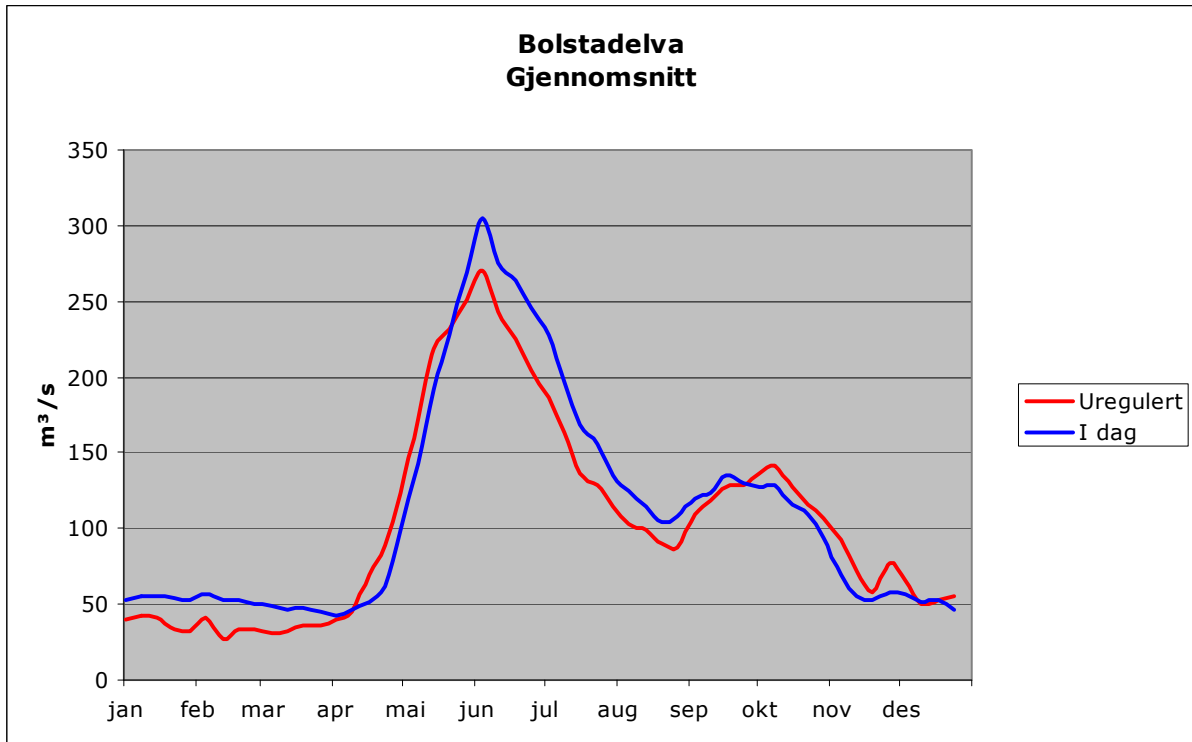
6.1.2 Bolstadelva

I Bolstadelva har utbyggingen ført til endringer i vannføring, temperaturregime og vannkjemi. Siden det finnes få undersøkelser av fiskebestanden fra tiden før reguleringen, er det også her vanskelig å kvantifisere de ulike effektene reguleringen har hatt på bestandene av laks og sjøaure. I de neste avsnittene blir det gjort rede for hvordan reguleringen har endret hydrologien i Bolstadelva og hvordan dette kan ha påvirket fiskebestandene.

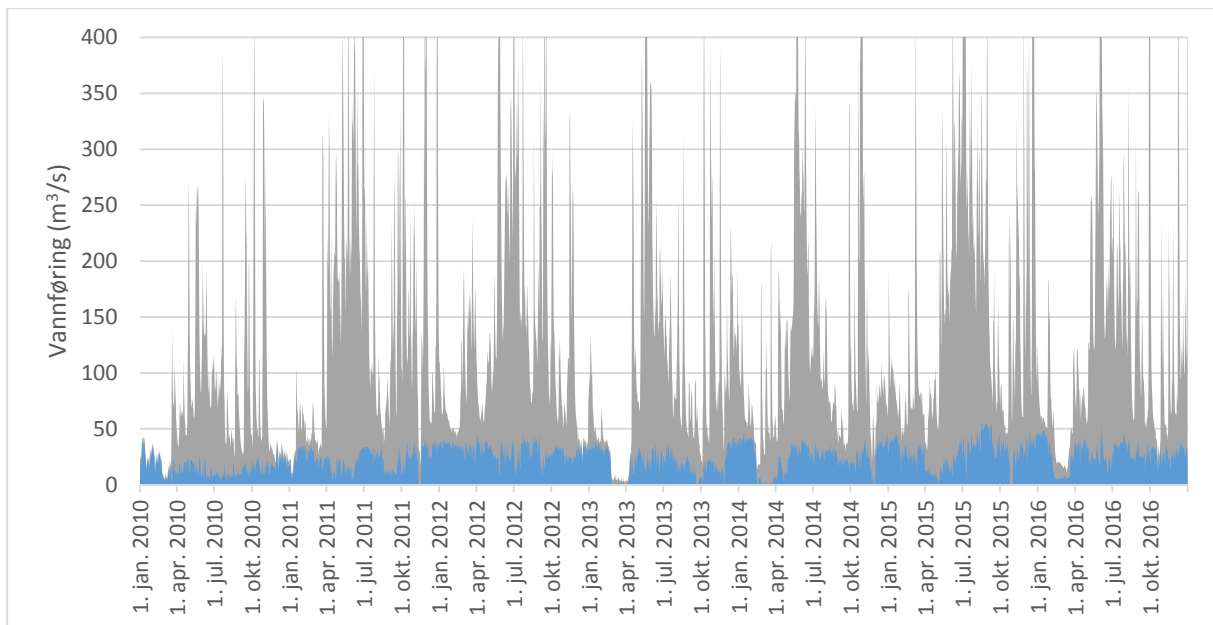
Endret vannføring i Bolstadelva som følge av regulering

Vanntilførselen via Evanger kraftverk har ført til at vannføringen i Bolstadelva har økt med i gjennomsnitt 7 % etter regulering (Kirkhorn m.fl. 2011). Den største endringen er likevel at vannføringen i Bolstadelva i snitt er blitt jevnere gjennom året enn hva den var før reguleringen, og at vintervannføringen i gjennomsnitt har blitt høyere (**Figur 3**). Vannføringen i Bolstadelva inkludert bidraget fra Evanger kraftverk i perioden 2010-2016 er vist i **Figur 4**. I gjennomsnitt utgjør vannføringen i fra Evanger kraftverk om lag 18 % av vannføringen i Bolstadelva i denne perioden. Det er relative vannføringsbidraget fra Evanger kraftverk varierer imidlertid mye avhengig av vannføringen fra vassdraget for øvrig (**Figur 5**). I tørre perioder, og særlig om vinteren, kan kraftverket dominere vannføringen i Bolstadelva, og i 20 % av dagene i perioden 2010-2016 bidro vannet fra kraftverket med mer enn halvparten av vannføringen i Bolstadelva.

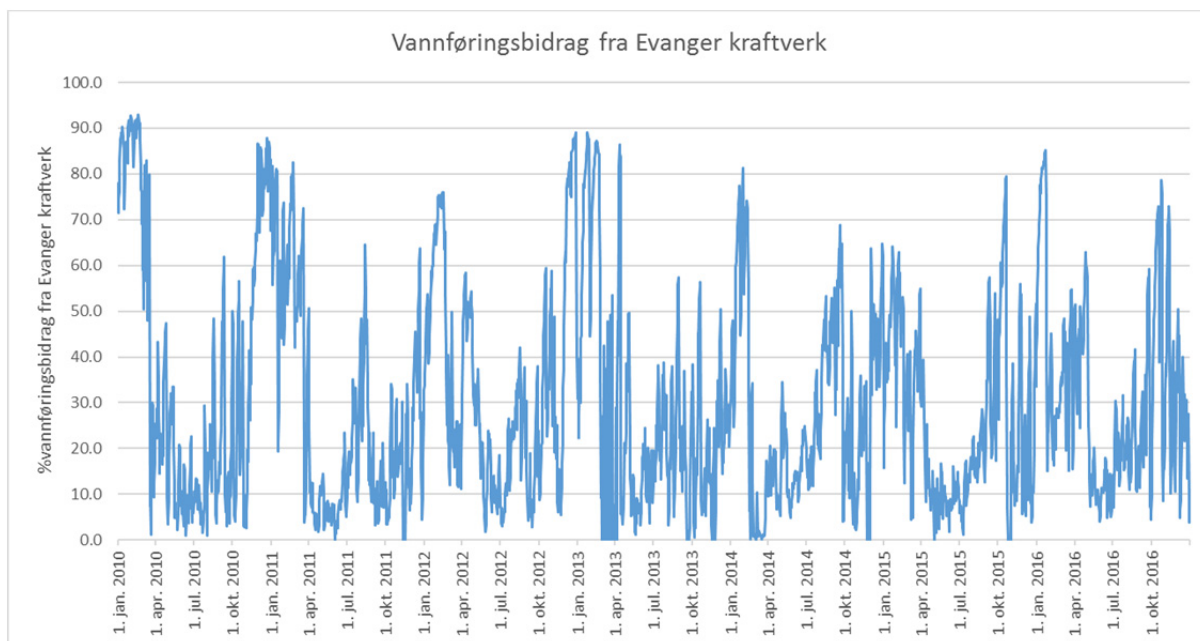
Som følge av variabel drift i Evanger kraftverk vil vannføringen herfra kunne variere forholdvis mye på korte tidsintervall. Et eksempel på dette er gitt i **Figur 6** for perioden mai-juni 2016. Det foreligger ikke noe data på hvor raske variasjoner i vannstand og vannføring som forekommer i Bolstadelva som følge av variabelt kjøremønster i Evanger kraftverk, men trolig vil mye av vannføringsvariasjonene dempes i Evangervatnet.



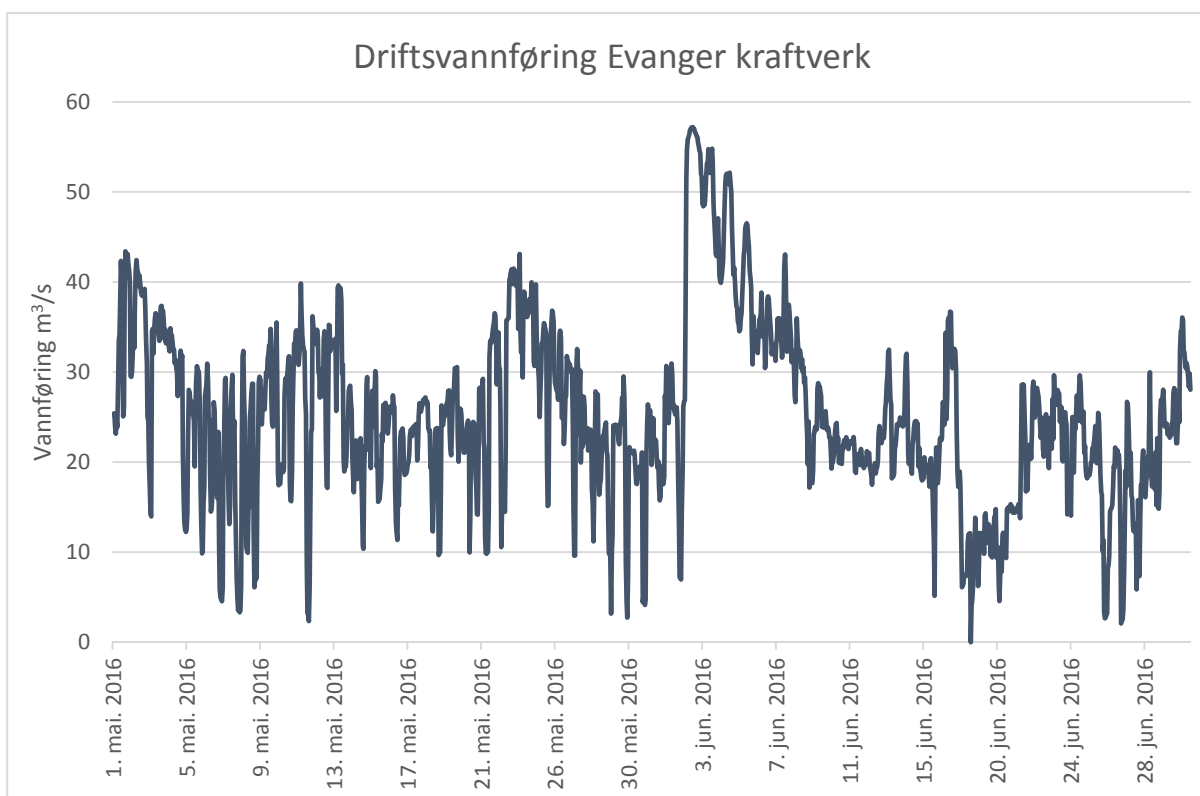
Figur 3. Estimert gjennomsnittlig vannføring i Bolstadelva ved utløp i Bolstadjorden før (og etter regulering (figur oppgitt fra BKK, Kirkhorn m.fl. 2011)).



Figur 4. Vannføring i Bolstadelva på døggnivå (grå kurve) estimert ut i fra vannføringen fra NVE sin vannføringsmåler i Vosso ved Bulken, NVE måler ved Mestad i Teigdalen, tilførsel fra Evanger kraftverk (markert i blått), mens det øvrige tilsiget er beregnet ut i fra NVE måleren på Mestad jmf Kroglund m.fl. (1998). Y-aksen er trunkert på 400 m³/s, men vannføringen har vært høyere enn det under flere av flomtoppene.



Figur 5. Relativt vannføringsbidrag på døgnnivå fra Evanger kraftverk til vannføringen i Bolstadelva i perioden 2010-2015.



Figur 6. Eksempel på variasjon i driftsvannføring fra Evanger kraftverk med en times oppløsning i perioden mai-juni 2016. Data oppgitt av BKK.

Tørrlegging av gytegrøper ved driftsstans i Evanger kraftverk

Økt vintervannføring som følge av tilførsel av vann fra Evanger kraftverk resultere i at vanddekt areal også vil være høyere gjennom vinterperioden. Økt vintervannføring vil sannsynligvis kunne være gunstig for fiskebestanden, ettersom det bidrar til økt tilgjengelig ungfiskhabitat. På den annen side vil vannføringen kunne bli lav i perioder uten drift i Evanger kraftverk, særlig hvis vannføringen i vassdraget for øvrig er lav. En slik hendelse forekom vinteren 2013, da driften i store deler av

perioden av mars og april var stanset på grunn av arbeider i inntaket fra Askjelldalsvatnet. Dette forekom i en tørr periode da vannføringen i Vossovassdraget, og også andre elver på Vestlandet, var uvanlig lave. I Bolstadelva var vannføringen estimert å være under $3 \text{ m}^3/\text{s}$ i deler av perioden, og den lave vannføringen resulterte i at deler av gyteområdene ble liggende tørrlagt (se bilde). For å undersøke omfanget av dette ble gyteområdene i Bolstadelven kartlagt (Gabrielsen m.fl. 2013). Det ble høy eggdødelighet i tørrlagte gytetroper, mens eggoverlevelsen var normalt god ($> 90 \%$) i gytetroper som lå vanndekt. En oppmåling av gyteområdene viste at om lag 16% av det totale arealet av tilgjengelige gyteområder i Bolstadelva var tørrlagt, mens det øvrige gytearealet var vanndekt til tross for de uvanlig lave vannføringene. Omfanget av tørrlagte gytetroper hadde sannsynligvis vært like stort i uregulert tilstand, ettersom de lave vannføringene i hovedsak skyldtes lite tilsig som følge av tørt vær, og det regulerte nedbørsfeltet ville trolig bidratt lite med vannføring i denne situasjonen. Vassdragsreguleringen kan imidlertid ha resultert i at eggdødeligheten ble noe forhøyet i tørrlagte gytetroper, ettersom det tørrlagte elveleiet trolig ville vært dekket av snø og is i større grad i uregulert tilstand. I tillegg kan tilførsel av vann fra kraftverket gi økt vannføring i gytetiden, noe som kan bidra til at en større del av gytetroen blir gytt på grunne deler av elveleiet. I de fleste årene vil slike hendelser kunne bli unngått med normal drift i kraftverket. Hendelsen i 2013 viser at det er behov for å vurdere mulige effekter på fiskebestanden ved fremtidige planlagte driftsstanser i Evanger kraftverk.

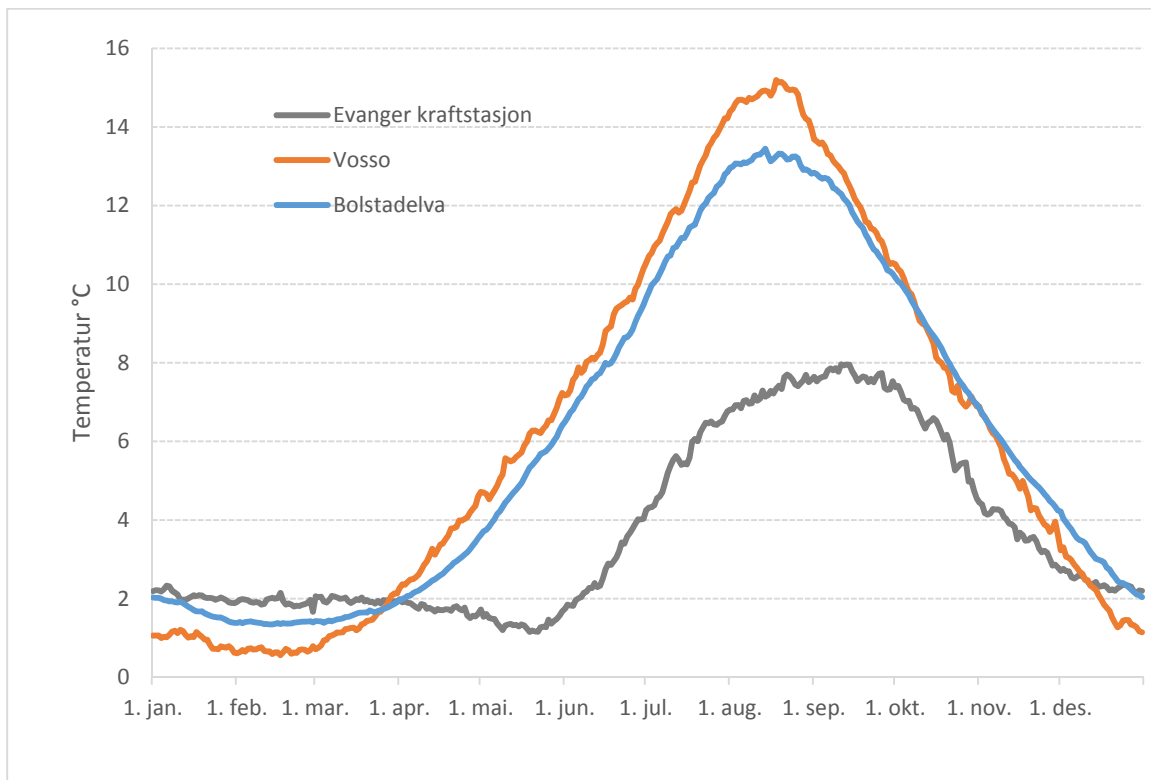


Stans i drift i Evanger kraftverk i en spesielt tørr periode resulterte i at gyteområder i Bolstadelva ble delvis tørrlagt på sen vinteren 2013. Bildet til venstre viser det delvis tørrlagte gyteområdet ved Vassenden den 27. mars 2013, ved en vannføring på om lag $3 \text{ m}^3/\text{s}$. Bildet til høyre viser døde egg ved undersøkelse av tørrlagt gytetropp.

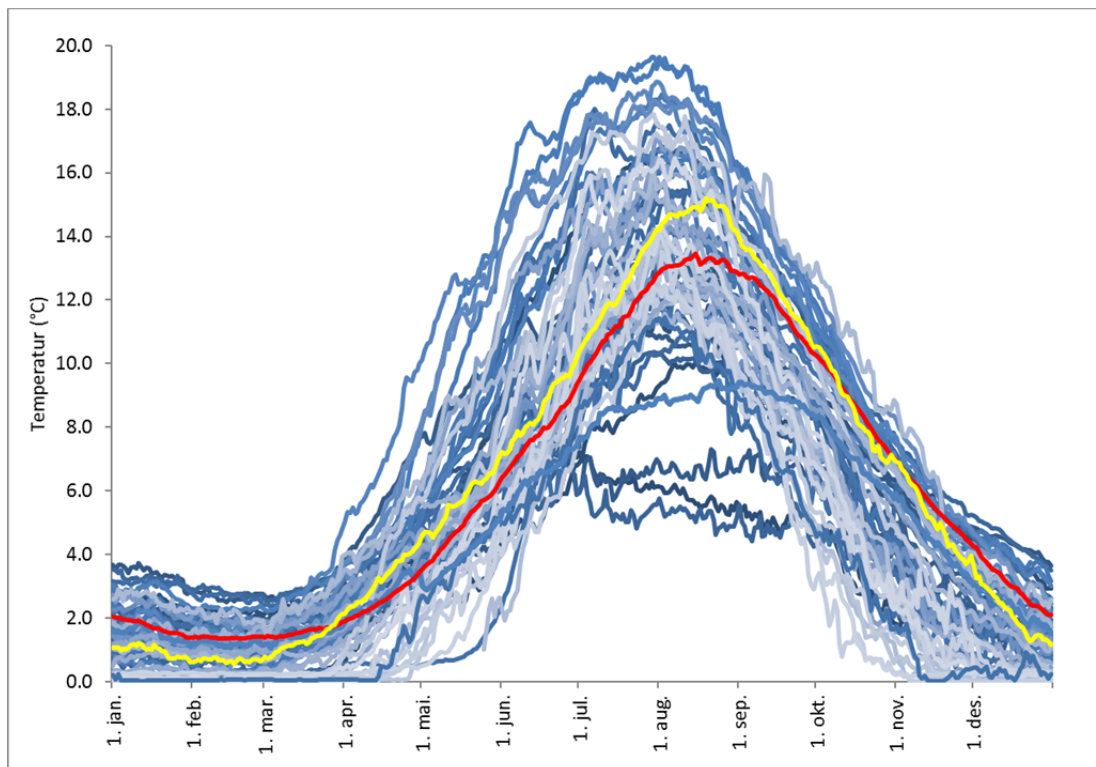
Endret vanntemperatur i Bolstadelva som følge av regulering

Vanntemperaturen i en elv vil være et resultat av temperaturen i tilsiget som samlet danner elva, samt de temperaturendringer som skjer i elvevannet når varme blir avgitt eller tilført fra lufta. På grunn av de store vannmassene og korte elvestrekningene i Bolstadelva, ville elva i uregulert tilstand hovedsakelig vært bestemt av temperaturen i Vosso, Teigdalselva og resttilsig til Evangervatnet. I tillegg ville det vært en eventuell oppvarming/nedkjøling idet vannet passerer Evangervatnet. Etter reguleringen er tilførselen av vann fra Teigdalselva blitt redusert, og en får tilførsel av vann fra kraftverket. Ettersom tilførselen til Evanger kraftverk i hovedsak består av smeltevann og vann fra høytliggende magasiner (hovedsakelig $>800 \text{ moh}$), tilfører kraftverket vassdraget vann med relativt lav vanntemperatur om sommeren. Om vinteren vil derimot vannet som tappes fra magasinene og som kjøres gjennom Evanger kraftverk generelt ha en høyere temperatur enn det normale tilsiget. Hvor mye temperaturen i Bolstadelva har forandret seg som følge av reguleringen er vanskelig å si siden det ikke finnes temperaturdata fra elva før reguleringen. Ved å bruke vanntemperaturen i Vosso, Evanger kraftverk og i Bolstadelva etter regulering, modellerte Raddum & Gabrielsen (1999)

hvordan temperaturen i Bolstadelva ville vært i uregulert tilstand. De kom frem til at utbyggingen av Evanger kraftverk har ført til en økt vintertemperatur og redusert sommertemperatur i Bolstadelva. I uregulert tilstand ville sannsynligvis temperaturen i Bolstadelva på vinteren vært tilnærmet lik temperaturen i Vosso, mens sommertemperaturen ville ha ligget 0,25-1 °C over Vosso (Raddum & Gabrielsen 1999). Gjennomsnittlig temperatur for årene 1996-2016 i Vosso, Bolstadelva og Evanger kraftverk er vist i **Figur 7**. I **Figur 8** er vanntemperaturen i Vosso og Bolstadelva plottet sammen med temperaturkurver fra 64 andre lakseførende vassdrag langs kysten av Norge fra Vestfold til Finnmark, og viser at vanntemperaturen i begge vassdragsavsnittene er forholdsvis nært gjennomsnittet av det en finner for andre laksevassdrag.



Figur 7. Vanntemperatur i Vosso (NVE nr 62.30), Bolstadelva (NVE nr 62.35) og utløpet av Evanger kraftverk (62.29) basert på gjennomsnittlige døgnerverdier i perioden 1996-2016 (data fra NVE).



Figur 8. Vanntemperatur i 65 lakseførende vassdrag langs kysten av Norge (gjennomsnittlig døgnerverdi i tilgjengelige år i perioden 1990-2012). Vosso er indikert i gult og Bolstadelva er indikert med rød kurve.

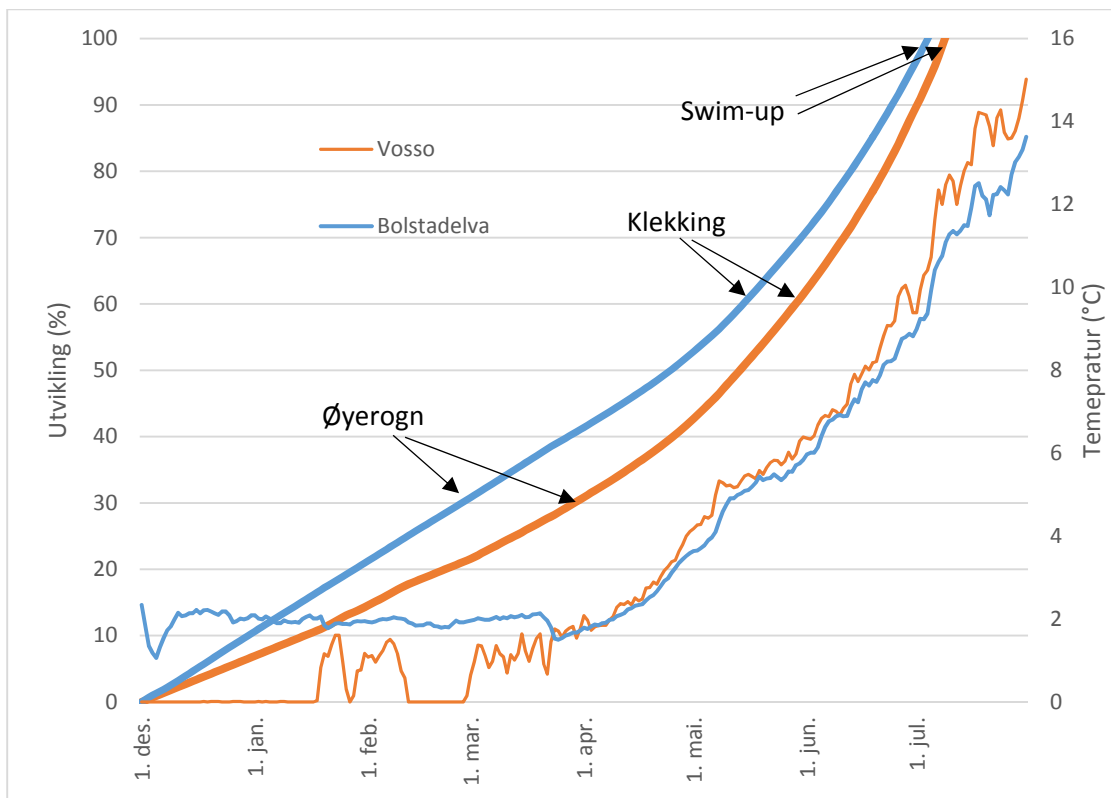
Temperaturrendringens effekt på egg og plommeseekkyngel i Bolstadelva

En effekt av endret vanntemperatur er at en samtidig endrer utviklingshastigheten til egg og plommeseekkyngel, og dermed kan forskyve tidspunkt for klekking og første næringsopptak. Laksen graver eggene ned i elvegrusen under gytetiden på høsten, hvor eggene ligger og utvikler seg til de klekker utpå våren. Plommeseekkyngelen blir liggende nede i grusen frem til plommesekken begynner å bli oppbrukt, da må yngelen opp av grusen for å spise. De første ukene etter at yngelen er kommet opp av grusen er kritisk for yngelens overlevelse (Elliott 1994, Einum & Fleming 2000). Hvor høy dødeligheten er, kan derimot variere med de fysiske forholdene i elva (Jensen & Johnsen 1999). Forholdene i elva i de første ukene etter at yngelen kommer opp av grusen kan derfor være viktig for rekruttering til laksebestanden.

Utviklingshastigheten til eggene og plommeseekkyngelen er i hovedsak styrt av vanntemperatur, slik at tidspunktet for klekking og første næringsopptak i en elv reguleres av når fisken gyter. Over lang tid har laksen tilpasset seg det lokale temperaturregimet i elva den tilhører, og gyter til et tidspunkt som er antatt å være optimalt for avkommets overlevelse (Godin 1982, Heggberget 1988, Jensen et al. 1991). Når reguleringen fører til økt vintertemperatur, slik tilfellet er i Bolstadelva, vil eggene utvikle seg raskere og yngelen komme tidligere opp av grusen enn før reguleringen. Det har vært knyttet bekymring til hvorvidt yngelen da kan komme opp av grusen for tidlig på våren, til et tidspunkt da temperaturen i elven er lav og ugunstig for overlevelse. Nyere studier viser at yngelen klarer å starte første næringsopptak også ved lave temperaturer (Skoglund m.fl. 2011a), og at yngelen kan ha god overlevelse selv om de kommer vesentlig tidligere opp av grusen enn det som er normalt (Skoglund m.fl. 2011b). Yngel som kommer tidlig opp av grusen kan imidlertid være mer utsatt for andre ugunstige forhold som påvirker overlevelsen, som for eksempel høy vannføring.

For å undersøke hvorvidt temperaturregimet i Bolstadelva har påvirket tidspunktet for klekking og første næringsopptak i vesentlig grad, har det blitt gjort modelleringer av eggutvikling i Bolstadelva og i Vosso. Resultatene er gjengitt mer i detalj i en tidligere rapport fra prosjektet (DN-utredning

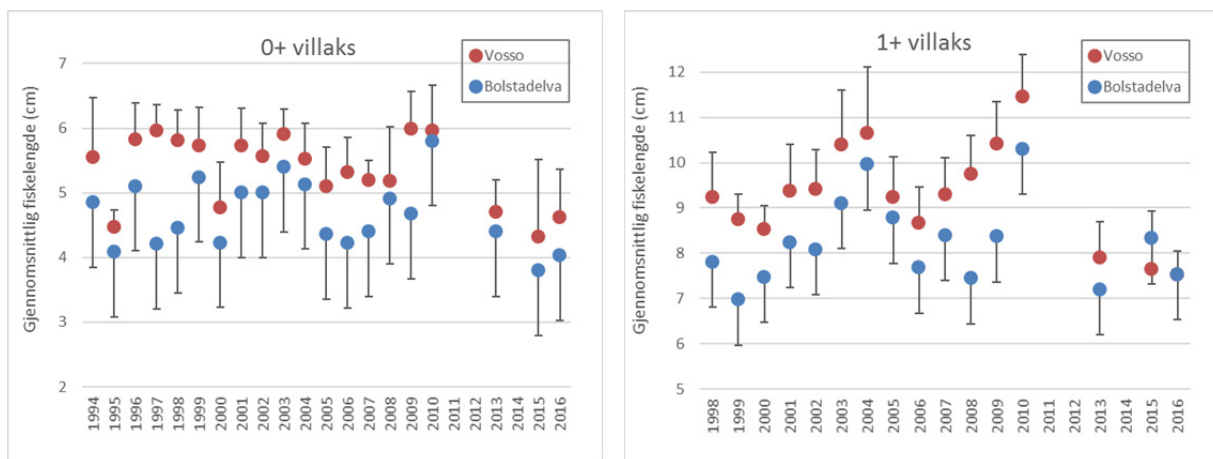
2004-7). I hovedtrekk viser resultatene fra disse at eggene vanligvis klekker i april-mai, og at lakseyngelen kommer opp av grusen (swim-up) i slutten av juni og i første halvdel av juli. Generelt klekker eggene noe tidligere i Bolstadelva enn i Vosso, men det er generelt liten forskjell i tidspunkt for når yngelen kommer opp av grusen. Dette skyldes at temperaturen øker mer på forsommeren i Vosso slik at utviklingen til plommesekk yngelen går noe raskere. Dette illustreres i **Figur 9**, som viser utviklingen av eggene fra de er gytt og til yngelen kommer opp av grusen. Basert på dette synes ikke temperaturendringene i Bolstadelva å ha gitt vesentlige endringer i forholdene for yngel i det de kommer opp av grusen, og forventes ikke at dette har påvirket rekrutteringsforholdene i Bolstadelva i nevneverdig grad.



Figur 9. Eksempel på utvikling av egg og plommesekk hos laks fra gyting 1. desember ut i fra utviklingsmodeller fra Crisp (1981, 1988). De tykke linjene indikerer utviklingsprogresjon hos egg og plommesekk yngel (etter klekking) av laks, mens de tynne linjene viser temperaturen i henholdsvis Vosso og Bolstadelva. Kurvene er beregnet ut fra målt temperatur i Bolstadelva og Vosso i 2010/2011.

Temperaturendringenes effekt på veksten hos ungfisk i Bolstadelva

Temperatur er en av de viktigste miljøfaktorene som bestemmer veksten til laksefisk, der veksten øker med temperaturen til den når et optimum og deretter avtar (Elliott 1994, Elliott & Hurley 1997, Forseth et al. 2001). Som følge av redusert sommertemperatur har reguleringen ført til dårligere vekstforhold i Bolstadelva. Det finnes ikke tilgjengelige data på ungfiskvekst i Bolstadelva før reguleringen til å evaluere direkte hvor stor effekt redusert temperatur har hatt for veksten i Bolstadelva. En relevant sammenligning i denne sammenhengen er veksten for ungfisk i Vosso, og for både laks og aureunger er alle aldersgrupper av ungfisken i gjennomsnitt signifikant større i Vosso enn i Bolstadelva (paret t-test, $p < 0,05$, **Figur 10**, se også kapittel angående ungfiskbestanden). Lengdene innen samme elvestrekning ser ut til å variere noe mellom år, noe som kan skyldes at fisken opplever ulike vekstforhold i ulike år, men noe av variasjonen kan også skyldes at undersøkelsene ble foretatt til ulike tidspunkt mellom år.



Figur 4. Gjennomsnittlige lengder med standardavvik hos to aldersklasser av villfisk av laks i Bolstadelva og Vosso. Figurene viser reduserte vekstforhold i Bolstadelva i forhold til Vosso.

Til tross for at det også andre forhold, som for eksempel næringstilgang, kan påvirke vekstforholdene for ungfisk på det to elvestrekningene, er det sannsynlig at vekstforskjellen mellom Vosso og Bolstadelva i hovedsak skyldes redusert temperatur som følge av Evanger kraftverk. Redusert vekst kan tenkes å påvirke ungfiskproduksjonen på flere måter. En lavere vekst hos ungfisken vil blant annet føre til en høyere gjennomsnittlig smoltifiseringsalder (Økland et al. 1993), fordi en høyere andel av ungfisken vil vente ett år før de smoltifiserer. Dermed vil også generasjonstiden blir forlenget, samtidig som et år ekstra i elva vil medføre høyere dødelighet per årsklasse. Begge deler vil i sin tur medføre at smoltproduksjonen i Bolstadelva reduseres. En kan også forvente en økt vinterdødelighet hos ungfisken som følge av redusert vekst. Dette henger sammen med at små ungfisk generelt har et lavere energiinnhold per enhet kroppsvekt enn større fisk, og dermed mindre energireserver å tære på gjennom vinteren (Berg & Bremset 1998). Det er også funnet at endret temperatur nedstrøms kraftstasjoner kan føre til endringer i energiomsetningen til lakseunger (Berg et al. 2006), men det er ikke kjent hvordan dette vil påvirke overlevelsen til ungfisk og hvorvidt dette er tilfelle i Bolstadelva.

Vannkjemiske endringer

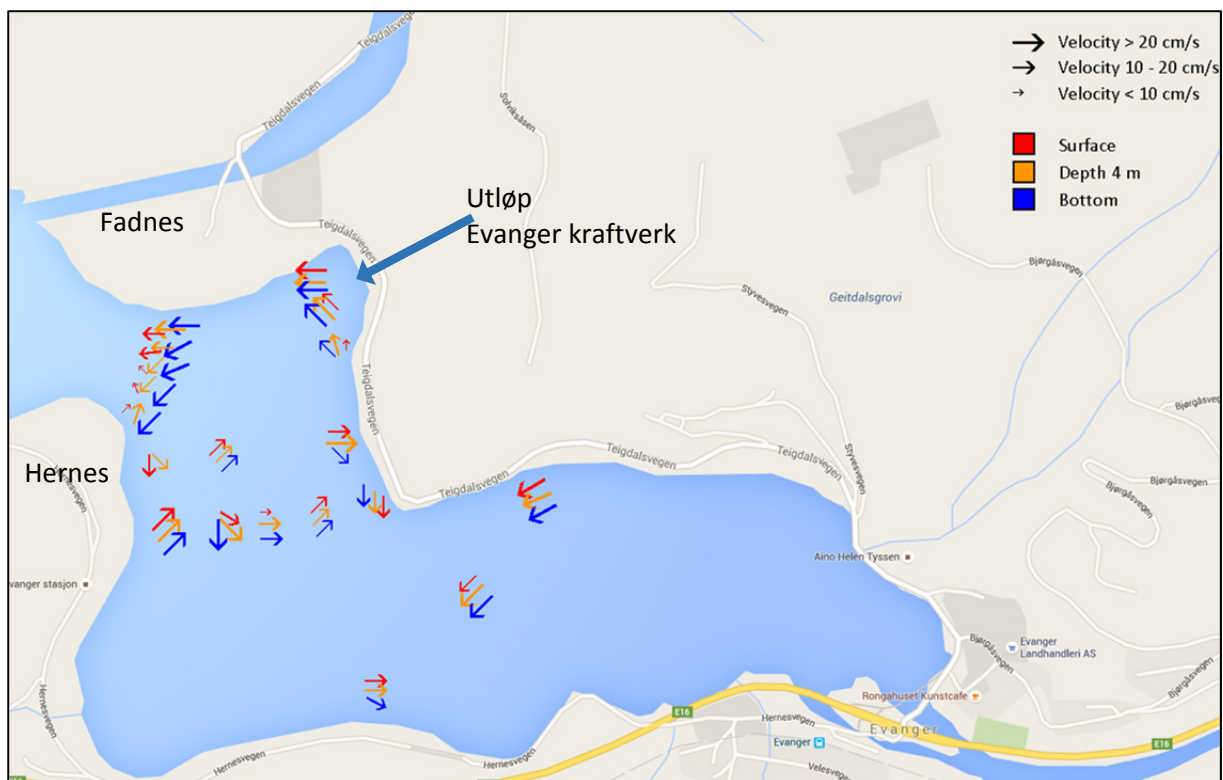
Som følge av Evanger reguleringen ble Vossovassdraget tilført relativt surt og aluminiumholdig vann. Flere undersøkelser påpekte at denne tilførselen kunne være skadelig for ungfisk av laks i Bolstadelva og laksesmolt som vandret ut fra Vossovassdraget (Kroglund et al. 1998, Kaste et al. 1994). For å motvirke slike skadelige effekter av forsurening ble det iverksatt kontinuerlig kalking av vannet fra Evanger kraftverk fra og med 1994. På grunn av redusert sur nedbør har det siden midten av 1990-tallet vært en positiv utvikling i de vannkjemiske forholdene i vassdraget og kalkingen av vannet fra Evanger kraftverk ble derfor avsluttet i 2006. Før kalkingen kom i gang i 1994 medførte imidlertid reguleringen en forverring av de vannkjemiske forholdene i Bolstadelva og det er rimelig å anta at dette hadde en negativ effekt på fiskebestandene, særlig laksebestanden, i vassdraget. Effekter av vannkvaliteten og forsøringsproblematikken i vassdraget er omtalt i kapittel 11.

6.2 Endringer i strømforhold og effekter på smoltvandring i Evangervatnet

Ettersom en stor del av gyte- og oppvekstområdene er lokalisert i Vosso og på elvestrekningene i øvre del av vassdraget, må en stor andel av smolten fra Vossovassdraget vandre gjennom Evangervatnet, og dermed også forbi utløpsområdet fra Evanger kraftverk under smoltutvandringen. Mulige effekter av utløpet av Evanger kraftverk har i de siste årene fått mye fokus etter at et forsøk

med akustisk telemetri våren 2015 viste at smolt som var merket med akustiske sendere hadde høy dødelighet og lav vandringshastighet ved vandring gjennom Evangervatnet (Haugen m.fl. 2016). Gassovermetning fra kraftstasjonene ble tatt frem som en mulig forklaring på dette, og på bakgrunn av dette ble det lagt inn en stor innsats på å avklare denne problemstillingen våren 2016. Resultatene fra disse undersøkelsene er presentert kapittel 8 og 9. Hovedresultatene tilsier at det ikke forekommer skadelige nivåer av gassovermetning fra Evanger kraftverk, og at gassovermetning dermed ikke kan forklare den observerte dødeligheten på akustisk merket smolt. Et mer detaljert studie av smoltvandring i vassdraget ble utført våren 2016, og da med hovedvekt på vandringene gjennom innsjøene (Haugen m.fl. 2017). Det ble også i dette studiet observert høyere dødelighet og lavere vandringshastighet både gjennom Vangsvatnet og Evangervatnet, men at dette var mest utpreget på partiet like nedstrøms utløpet av kraftverket i Evangervatnet (Haugen m.fl. 2017).

Et viktig spørsmål er hvorvidt endringer i hydrologiske eller hydrauliske forhold som følge av Evanger kraftverk påvirker smoltutvandringen gjennom Evangervatnet. Under arbeidet med undersøkelsene av gassovermetning i Evangervatnet ble det utført enkelte målinger av strømforhold og temperaturforhold i transekter i området rundt utløpet til Evanger kraftverk (Christoph Hauer og Trond Einar Isaksen upubliserte data). Både målinger og observasjoner tilsier at strømforholdene i denne delen av innsjøen er forholdsvis kompleks, og variere med ulike vannføringer. Dette skyldes dels de hydrografiske forholdene i innsjøen. Ved høy vannføring fra Vosso, som vanligvis bidrar med hovedmengden av vannføringen under snøsmeltingen når smoltutvandringen foregår, blir det dannet sterke strømmen når vannet først presses nordover og deretter gjennom sundet mellom Fadnes og Hernes. Vannet fra kraftstasjonene har sitt utløp i retning mot sundet, og kan dermed bidra til at strømningsforholdene blir ytterligere komplisert, og at det dannes flere større motstrømmer/strømhvirvler i området (**Figur 11**). I tillegg er vannet fra kraftverket ofte betydeligere kaldere enn vannet fra Vosso (se **Figur 7**). Temperaturmålinger fra ulike vanddyp tilsier at vannet i liten grad synker ned i de dypere partiene av innsjøen, men at det blandes forholdsvis raskt inn i de øvrige vannmassene. En av årsakene til dette kan være at sundet mellom Fadnes og Hernes er forholdsvis grunt (ca. 25 m), og danner en terskel mot det dypere og større innsjøbassenget nedenfor. Det kan ikke utelukkes at de kompliserte strømforholdene, i kombinasjon med kaldere vann, kan påvirke vandringshastigheten til smolt, og dermed gjøre smolten mer utsatt for predasjon. Både forsøkene med akustiske merker (se **kapittel 7**) og PIT-merker (se **kapittel 4**) tilsier at smolten som må vandre igjennom Evangervatnet har større frafall enn smolt som er merket og satt ut i Bolstadelva. Det er imidlertid ikke kjent om den økte dødeligheten kan tilskrives Evanger kraftverk eller annen menneskeskapt påvirkning, ettersom noe dødelighet ved vandring gjennom innsjøer vil forekomme naturlig som følge av predasjon. I tillegg er det vanskelig å si hvor mye dødelighet som skyldes merking og behandling, ettersom fisken som merkes med både akustiske og PIT-merker må forventes å bli svekket i noe grad. For å kunne avklare hvorvidt Evanger kraftverk påvirker smoltutvandringen er det derfor behov for mer informasjon om hvordan kraftverket påvirker strøm- og hydrografiske forhold i innsjøen, samt om hvordan smolten påvirkes av disse endringene.



Figur 11. Strømretning på ulike steder i Evangervatnet, målt den 27. mai 2016. Utløpet fra kraftstasjonen er indikert med en stor blå pil (data fra Christoph Hauer og Trond Einar Isaksen). Under smoltutgangen vandrer smolten inn i Evangervatnet fra Vosso som en ser til høyre i figuren.

6.3 Andre mulige effekter av reguleringen

6.3.1 Bunndyrproduksjon

Det er mulig at reguleringen har hatt andre, mindre direkte og lite målbare effekter enn det som har vært diskutert så langt. Høy vannføring om vinteren i Bolstadelva kan føre til utvasking av organisk materiale og gi dårligere forhold for bunndyr, i tillegg til at drivet av bunndyr øker og kan føre til unormalt høyt tap av larver, som er hovednæringen for ungfisk (NOU 1999). På en annen side så vil økt vintervannføring føre til et større vanddekt areal som kan virke positivt inn for bunndyrproduksjon. Siden bunndyrenes livssyklus er avhengig av temperaturen, kan den økede vintertemperaturen føre til at viktige næringsdyr for fisken klekker for tidlig (NOU 1999). Om slike effekter av reguleringen kan skade næringsgrunnet for fisk i Bolstadelva er vanskelig å påvise og er heller ikke undersøkt.

6.3.2 Begroing og sedimentering

En vanlig effekt i regulerte vassdrag er at en mer utjevnet vannføring og redusert islegging ofte resulterer i økt begroing og infiltrering av finsedimenter. Dette kan resultere i en forringelse av gyteområder og redusert skjul for ungfisk. Det foreligger ikke noen studier som kan si konkret hvordan begroing har endret seg etter oppstart av Evanger kraftverk, men det er en oppfatning fra lokalt hold om at Bolstadelva har blitt mer begrodd av mose enn før (Karl Magne Bolstad pers. medd.). Undervannsobservasjoner av elvebunnen under snorkling tilsier også at det stedvis forekommer en del mosebegroing enkelte steder på elvestrekningen (se bilde), men inntrykket er at dette ikke er mer fremtredende enn det som er vanlig for mange regulerte vassdragstrekninger.

Mer detaljert kartlegging er imidlertid nødvendig for å bestemme omfanget nærmere, og for eventuelt å vurdere behov for tiltak (f.eks. harving).

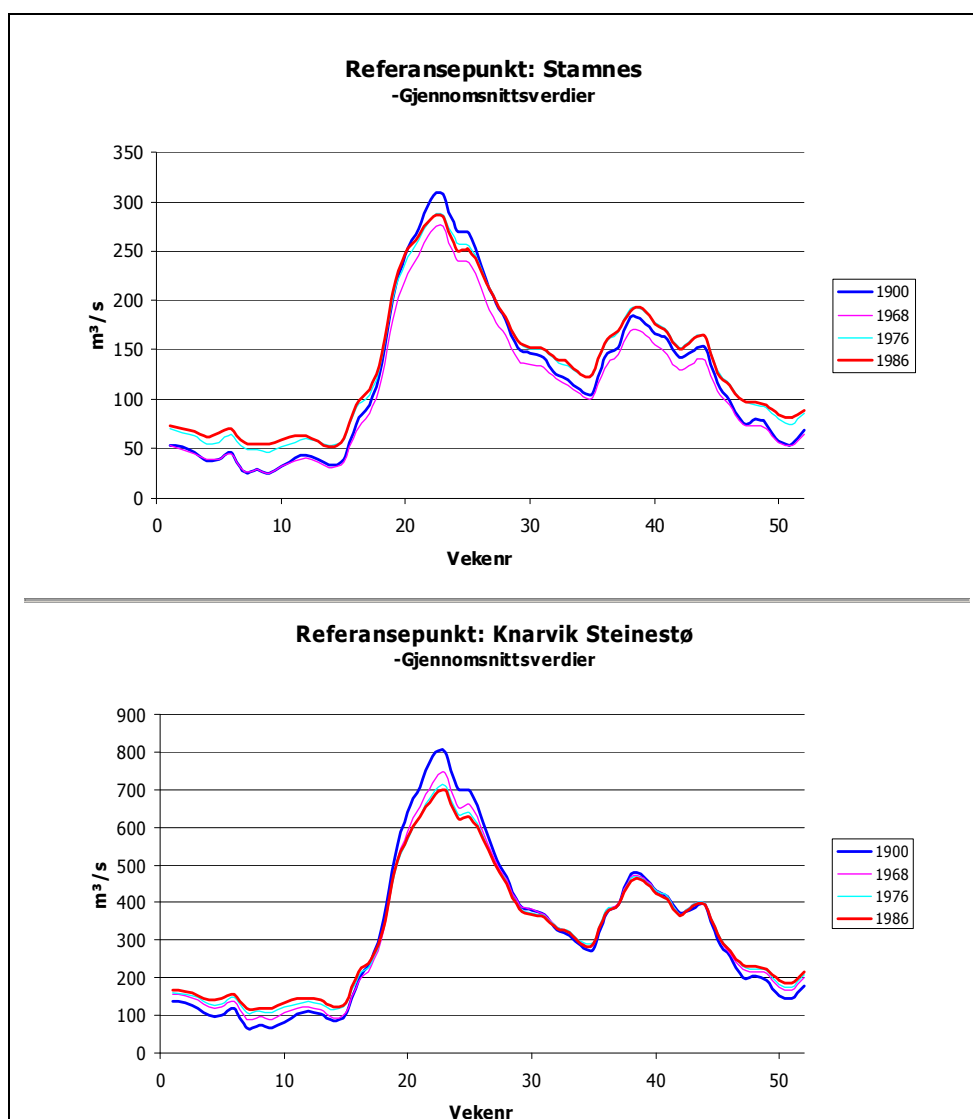


Elvebunnen i Bolstadelva er enkelte steder preget av begroing av mose og alger. Bildet viser en gytegrep på elvebunnen ved Vassenden, hvor laksens graveaktivitet har bidratt til å fjerne begroing under gyting.

6.3.3 Endringer i ferskvannstilsig til Bolstadjorden og fjordsystemet rundt Osterøy

I tillegg til endringer i vanddekt areal og islegging i vassdraget, fører det endrete vannføringsregimet til endringer i avrenningsmønsteret av ferskvann både til Bolstadjorden og fjordsystemet utenfor. Bolstadjorden er en terskelfjord der de øvre vannmassene i fjorden er veldig ferskvannspåvirket, særlig i perioder med høy vannføring i vassdraget. De dypere vannmassene i fjorden er derimot anoksiske og rikt på giftig hydrogensulfid (H_2S) som følge av at den grunne terskelen ved Straume motvirker at dypvannsmassene skiftes ut (Bjerknes et al. 1995). En større avrenning fra vassdraget om vinteren kan føre til at overflatelaget av brakkvann blir mektigere, noe som igjen fører til mindre innstrømming av sjøvann. Dette vil i sin tur redusere utskiftingen av dypvannet i fjordbassenget. Den reduserte utskiftingen av dypvann kan føre til en akkumulering av hydrogensulfid og anoksiske forhold i dypvannsmassene. En eventuell oppstrømming av bunnvann med lite oksygen og mye hydrogensulfid kan føre til toksiske effekter hos fisk som skal passere på vei ut eller inn i fjorden (Bjerknes et al. 1995). For å undersøke disse forholdene ble det derfor igangsatt ytterligere undersøkelser av de vannkjemiske og fysiske forholdene i Bolstadjorden i 2005 og 2006. Undersøkelsene, som ble utført av Rådgivende biologer (Johnsen & Bjørklund, 2006), konkluderte også med at utbyggingen av Evanger kraftverk kan ha medført en redusert utskiftingen av dypvannet i Bolstadjorden, men at forholdene i dypvannet synes i hovedsak uforandret fra perioden før reguleringen på 1970-tallet og fram til i dag. Videre ble det konkludert med at giftig bunnvann ikke blander seg inn i overflatelagene i Bolstadjordens indre basseng. Det ble også påpekt at bunnvannet i Bolstadjorden har vært anoksiske og rikt på giftig hydrogensulfid før reguleringene, og at en kan anta at fisken ikke dykker ned i de oksygenfrie og giftige dypvannsmassene (Johnsen & Bjørklund 2006).

Også i fjordsystemet rundt Osterøy vil økt vintervannføring fra Evanger kraftverk, samt de øvrige kraftverkene som drenerer ut fjordsystemet, kunne bidra til at ferskvannslaget i overflaten blir mer dominerende enn før regulering. I tillegg vil reguleringen føre til at ferskvannstilførselen til fjordsystemet blir mindre i vårfloppen. Ferskvannstilførsel i ulike faser av reguleringen er simulert av Næss m.fl. (2005), og i **Figur 12** er ferskvannstilførsel vist ved to punkter i fjordsystemet. Beregningen er basert på kurver for gjennomsnittsverdier for tredveårsnormalen 1961-1990 overført til naturtilstand (år 1900) og år som representerer ulike stadier med tanke på reguleringene, dvs. 1968, 1976 og 1986. Ferskvannstilførselen på våren er vist å påvirke vandringshastigheten til smolt utover i fjordsystemet (Vollset m.fl. 2016), trolig som følge av at høyere vannføring gir mer overflatestrøm, og dermed mer «skyv» for smolten. Det er imidlertid ikke klart i hvilken grad fjordvandring hos smolt er påvirket av vassdragsregulering. Trolig vil effekten av redusert vannføring være langt mindre enn mellomårsvariasjonene som forekommer som følge av snøsmelting, samt at avrenningen også har endret seg som følge av klimaendringer i de senere årene.



Figur 12. Gjennomsnittlig ferskvannstilførsel til fjordsystemet ved Stamnes (øverst) og ved Knarvik-Steinestø (nederst). Kurvene er basert på gjennomsnittsverdier for perioden 1961-90, og angir simulert avrenning i naturtilstand (år 1900) og år som representerer ulike stadier med tanke på reguleringene. Figur utarbeidet av Næss et al. (2005).

6.4 Samlet vurdering

Totalt sett vurderes Evanger-reguleringen å ha hatt størst negativ effekt på fiskeproduksjonen i Teigdalselva, som følge av redusert vannføring. Ved oppgangshinderet for anadrom fisk i Kråkefossen er midlere vannføring redusert med 70 % og dette har ført til mindre arealer tilgjengelig for produksjon av ungfisk. Fravær av minstevannføring resulterer i perioder med svært lave vannføringer, spesielt om vinteren, og vurderes å være en flaskehals for ungfiskproduksjonen i Teigdalselva. I Bolstadelva er effektene av reguleringen mindre direkte. Den viktigste effekten for fiskebestanden i Bolstadelva vurderes å være endrede temperaturforhold. Det har vært diskutert om økt vintertemperatur har fremskyndet klekkesidspunktet for rogn og tidspunktet for yngelens første næringsopptak. Undersøkelsene så langt tyder imidlertid på at dette ikke er et problem i Bolstadelva. På den annen side resulterer den reduserte sommertemperaturen i dårligere vekst hos ungfisken i Bolstadelva sammenlignet med ungfisk i Vosso. Dette har høyst sannsynlig redusert smoltproduksjonen i Bolstadelva pga. økt smoltalder. På den annen side er det mulig at økt vintervannføring har bidratt til økt vanndekt areal, og dermed kan bidra til økt vinteroverlevelse. Det foreligger ikke nok grunnlag til å kvantifisere de ulike effektene, men totalt antas at vassdragsreguleringen i sum påvirker fiskeriproduksjonen i Bolstadelva i negativ retning. I sin påvirkningsanalyse for laksebestander vurdert etter kvalitetsnormen, vurderte Vitenskapelig råd for lakseforvaltning effekten av vassdragsregulering i Vossovassdraget totalt sett som *liten*, og at reduksjonene i smoltproduksjonene som følge av vassdragsregulering var inntil 15% (Anon. 2016). Overføringen av vann gjennom Evanger kraftverk medførte en betydelig forringelse av de vannkjemiske forholdene i Bolstadelva. For å motvirke dette har vannet fra Evanger kraftverk vært kalket siden 1994. Kalkingen ble iverksatt fordi vanntilførselen fra Evanger kraftverk ble vurdert som skadelig for laksebestanden. Som følge av redusert sur nedbør og økt pH opphørte denne kalkingen i 2006. Vannkjemien i vannet fra Evanger kraftverk vurderes derfor ikke lenger som noen trussel for laksebestanden i vassdraget.

En kan heller ikke utelukke at reguleringen har hatt andre, mindre direkte og lite målbare effekter som kan ha påvirket fiskebestandene negativt. Eksempel på slike mulig skadelige effekter er endrete strøm- og temperaturforhold for utvandrende smolt i Evangervatnet, redusert produksjon av bunndyr og endring av de hydrologiske forholdene i Bolstadjorden og fjordene rundt Osterøy. Da det ikke finnes sammenlignbare undersøkelser fra tiden før regulering, er det vanskelig å tallfeste i hvilken grad reguleringen har redusert produksjonen av ungfisk og smolt i vassdraget. Undersøkelsene av ungfiskbestanden utover på 1990-tallet og fram til 2010, viser at tetthetene av lakseunger har vært lavere i Bolstadelva enn i Vosso. Det er ikke kjent om de lave tetthetene i Bolstadelva skyldes effekter av regulering, eller om ungfiskproduksjonen er begrenset av andre forhold. En unormalt lav gytebestand av laks er trolig et av forholdene som har begrenset ungfisktetthetene i Bolstadelva i store deler av perioden. Den økte gytebestanden av laks fra og med 2011 har gitt en økning i ungfisktetthetene i flere av årene i perioden etterpå, men tetthetene er fortsatt lavere enn i Vosso.

Samlet sett vurderes ikke de kjente effektene av reguleringene som noe hinder for å opprettholde en livskraftig laksebestand i vassdraget, og de kjente, negative effektene av utbyggingen synes ikke alene å kunne forklare sammenbruddet i laksebestanden. Imidlertid er det sannsynlig at reguleringen har ført til en reduksjon av smoltproduksjonen i Bolstadelva og Teigdalselva, og at dette har bidratt til at laksebestanden har vært mer sårbar for påvirkning av andre trusselfaktorer.

6.5 Referanser

- Berg, O.K., Arnekleiv, J.V. & Lohrmann, A. 2006. The influence of hydroelectric power generation on the body composition of juvenile Atlantic salmon. *River Research and Applications*, 22: 993-1008.
- Berg, O.K. & Bremset, G. 1998. Seasonal changes in the body composition of young riverine Atlantic salmon and brown trout. *Journal of Fish Biology* 52: 1272-1288.
- Bjerknes, V., Golmen, L.G. & Åtland, Å. 1995. Undersøkelser av vannkvalitet og overleving av laksesmolt i Bolstadfjorden. NIVA-rapport 3282, 47 s.
- Crisp, D.T. 1988. Prediction, from temperature, of eying, hatching and 'swim-up' times for salmonid embryos. *Freshwater biology* 19:41-48.
- Crisp, D.T. 1981. A desk study of the relationship between temperature and hatching time for the eggs of five species of salmonid fishes. *Freshwater biology* 11:361-368.
- Einum, S. & Fleming, I. A. 2000. Selection against late emergence and small offspring in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Evolution* 54:628-639.
- Elliott, J. M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press Inc., New York. 286 s.
- Elliott, J.M. & Hurley, M.A. 1997. A functional model for maximum growth of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from two populations in northwest England. *Functional Ecology* 11: 592-603.
- Fjellheim, A., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E. & Raddum, G.G. 2003. Restoring fish habitat as an alternative to stocking in a river with strongly reduced flow. *Ecohydrology & Hydrobiology* 3:17-26.
- Fjellheim, A., Barlaup, B.T. & Raddum, G.G. 1998. Oppfølgende fiskeribiologiske undersøkelser i Teigdalselva – En evaluering av tiltak for å styrke fiskebestandene. Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske (LFI), Bergen. Rapport nr. 100, 57s.
- Fjellheim, A., Raddum, G.G. & Barlaup, B.T. 1995. Dispersal, growth and mortality of brown trout (*Salmo trutta* L.) stocked in a regulated west Norwegian river. *Regulated Rivers: Research & Management* 10: 137-145.
- Fjellheim, A., Raddum, G.G. & Barlaup, B.T. 1994. Fiskeribiologiske undersøkelser i Teigdalselva og Bolstadelva. Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske (LFI), Bergen. Rapport nr. 80, 68s.
- Fjellheim, A., Barlaup, B., Gabrielsen, S.E. & Raddum, G.G. 2003. Restoring fish habitat as an alternative to stocking in a river with strongly reduced flow. *Ecohydrology and Hydrobiology* 3(1):17-26
- Forseth, T., Hurley, M.A., Jensen, A.J. & Elliott, J.M. 2001. Functional models for growth and food consumption of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from a Norwegian river. *Freshwater Biology* 46: 173-186.
- Godin, J.-G. J. 1982. Migrations of salmonid fishes during early life history phases: daily and annual timing. In: *Proceedings of the Salmon and Trout Migratory Behaviour Symposium*. E. L. Brannon & E. O. Salo (eds):22-50.
- Haugen, T.O., Ulvund, J.B., Lunde, R., Kristensen, T., Barlaup, B. & Urke, H.A. 2016. Vandringsmønster og overleving hjå laksesmolt frå Bolstadelva og Vosso. NMBU, INA. Fagrappport nr 32.
- Haugen, T.O., Kristensen, T., Nilsen, T.O. & Urke, H.A. 2017. Vandringsmønsteret til laksesmolt i Vossovasdraget med vekt på detaljert kartlegging av åttferd i innsjøsystema og effektar av miljøtilhøve. - MINA fagrappport 41. 85 s.
- Heggberget, T. G. 1988. Timing of spawning in Norwegian salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45:845-849.
- Jensen, A.J. & Johnsen, B.O. 1999. The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Functional Ecology* 13:778-785.

- Jensen, A. J., Johnsen, B.O. & Heggberget, T.G. 1991. Initial feeding time of Salmon, *Salmo salar*, alevins compared to river flow and water temperature in Norwegian streams. *Environmental Biology of Fishes* 30:379-385.
- Johnsen, G.H. & Bjørklund, A.E. 2006. Temperaturmålinger i Bolstadfjorden våren / sommeren 2006. Rådgivende Biologer AS, rapport 929, 10 sider, ISBN 82-7658-494-2.
- Kaste, Ø., Hindar, A. & Kroglund, F. 1994. Miljøtiltak for bevaring av laksen i Vossovassdraget – kalkingsplan. NIVA-rapport 2992, 23 s.
- Kirkhorn, T., Tangen, T. & Stenseth, I. 2011. Ekso, Teigdalselva og Bolstadelva - Effektene av regulering. Rapport fra BKK produksjon AS.
- Kroglund, F., Hindar, A., Kaste, Ø. & Rosseland, B.O. 1998. En vurdering av vannkvaliteten i Vossovassdraget i perioden 1967-1997. NIVA-rapport 3823-98, 71 s.
- Lura, H. & Sæggrov, H. 1991. Documentation of successful spawning of escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Norwegian rivers. *Aquaculture* 98: 151-159.
- McCormick, S.D., Hansen, L.P., Quinn, T.P. & Saunders, R.L. 1998. Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55 (Suppl. 1): 77-92.
- NOU. 1999. Til laks åt alle kan ingen gjera. Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for å bedre situasjonen. Norsk offentlig utredning. 1999. 297s.
- Næss, S., Kirkhorn, T. & Midtun, I. 2005. Bolstadfjordsystemet. Utbygging og hydrologiske endringer. Dokumentasjon på historisk utbygging og hydrologiske konsekvenser. Rapport fra BKK Rådgiving AS.
- Raddum, G.G. & Gabrielsen, S.E. 1999. Endringer i temperatur og vekst av fisk i Bolstadelvi etter regulering. Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske (LFI), Bergen. Rapport nr. 110, 31s.
- Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V. & Harby, A. 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropowering. *Regulated Rivers: Research & Management*: 17: 609-622.
- Skoglund, H., Einum, S., Forseth, T. & Barlaup, B.T. 2011. Phenotypic plasticity in physiological status at emergence from nests as a response to temperature in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68: 1470-1479.
- Skoglund, H., Einum, S. & Robertsen, G. 2011. Competitive interactions shape offspring performance in relation to seasonal timing of emergence in Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology*. 80: 365-374.
- Vollset, K.W., Barlaup, B.T., Mahlum, S., Bjørn, P.A. & Skilbrei, O. 2016. Estimating the temporal overlap between post-smolt migration of Atlantic salmon and salmon lice infestation pressure from fish farms. *Aquaculture Environment Interactions*, 8: 511-525.
- Økland, E., Jonsson, B., Jensen, A.J. & Hansen, L.P. 1993. Is there a threshold size regulating seaward migration of brown trout and Atlantic salmon? *Journal of Fish Biology* 42: 541-550.
- Gabrielsen, S.-E., Skår, B., Wiers, T., Normann, E., Barlaup, B. & Fagard, P. 2013. Vintersituasjonen i Bolstadelva 2013 – ekstremt lav vannføring og effekter på eggoverlevelse. LFI Uni Mijø rapport nr. 220. 20 s.

7 Erfaringar frå akustiske telemetristudier på laksesmolt frå Vossovassdraget i 2015 og 2016 – kvar er flaskehalsane?

Thron O. Haugen (NMBU-MINA), Espen Åsan (NMBU-MINA), Torstein Kristensen (Nord Universitet), Henning A. Urke (INAQ AS)

7.1 Innleiing

Smoltutvandringsfasa er ei kritisk fase i laksen sitt liv der mange individ kan falle frå i løpet av den relativt korte perioden utvandringa finn stad. I denne fasa er fisken fysiologisk følsam ovanfor det ytre miljøet og han har ein storleik som gjer han ideell som førfisk for både fiske- og fuglepredatorar. I og med at sjøoverlevinga som regel synest å vere tettleiksuavhengig hjå laks vil talet på smolt som kjem ut til havet vere heilt avgjerande for kva som kan forventast kome attende til elva som gytefisk (Jonsson og Jonsson 2011). Det er difor ikkje overraskande at mange forskarar som har vore involvert i undersøkingar som leitar etter årsakssamanhengane for populasjonskollapsen hjå Vossolaksen har hatt stor merksemd på nettopp smoltutvandringa. Det har mellom anna vore utført telemetristudier på laksesmolten som har fokusert på smolten sin åtferd og overleving i estuarieområda og Osterfjorden (t.d. Vollset m. fl. 2016). Desse studiane påviste høg dødelegheit i indre fjord (Bolstadfjorden). I ein åtferdsstudie (akustisk telemetri) som vi gjennomførde i 2015 i Vossovassdraget fann vi at både klekkjerismolt og villsmolt av laks hadde særskilt høg dødelegheit gjennom Evangervatnet samt i delar av Bolstadfjorden (Haugen m. fl. 2016). Då særskilt mange smolt døyde i området ikring Evanger kraftverk vart det diskutert om stressfaktorar som gassovermetting (sjå til dømes Pulg m. fl. (2016)), eller andre tilhøve ved vatnet frå kraftverket kunne påverke smolten negativt. Vi gjennomførde difor ein meir detaljert telemetristudie i 2016. I denne studien vart vandringsmønsteret til vill laksesmolt frå øvre del av Vosso (oppstraums Vangsvatnet), frå Vosso og frå Bolstadelva dokumentert for heile utvandringsruta og ut Bolstadfjorden, der vandringsmønsteret i innsjøane fekk særskilt merksemd (Haugen m. fl. 2017). I dette kapittelet har vi sett saman funna frå dei to telemetristudiene for å sjå om det same mønsteret for flaskehalsar kjem fram i både to og om den siste meir detaljerte studien gjev meir informasjon om kva for årsaksfaktorar som kan knytast til desse flaskehalsane.

7.2 Materiale og metodar

Akustisk telemetri er ein teknologi som er mykje nytta i fiskeøkologiske undersøkingar av vandringer i vassdrag-, fjord- og kystsystem (t.d. Thorstad m. fl. 2004&2007; Urke m. fl. 2013). Gjennom å merke fisk med akustiske sendarar, og utplassere eit nettverk av passive lyttebøyer som fangar opp signal frå sendarane, vil individuelle fisk kunne identifiserast og plasserast i tid og rom. Akustisk telemetri fungerer både i ferskvatn og sjøvatn (radiotelemetri kan berre brukast for grunne tilhøve i ferskvatn), og er difor ein særskilt god metode for kartlegging av heile elve- og fjordvandringa hjå laksesmolt. Lyttebøyennettverket som vart nytta i dei to studiane kjem fram av Figur 1. Same innsamlings- og merkemethodikk vart nytta for både åra, men i 2016 vart om lag halvparten av smolten merka med sendarar som hadde djupnesensorar. For både åra vart lyttebøyerne grupperte i soner og gjennom å nytte merke-attfangstmethodikk (t.d. Lebreton m. fl. 1992) estimerte vi mellom-sone-overleving (samt deteksjonssannsyn pr sone) for heile utvandringsruta frå sleppstad og ut til Nordhordlandsbrua. Detaljar for desse analysane kjem fram frå Haugen m. fl. (2016, 2017).

Presmolt vart fanga inn med elfiske og merka i perioden 15.-17. april 2015 og 14.-16. april 2016. I 2015 vart det berre nytta ID-merke og 40 villsmolt frå både Vosso og Bolstadelva vart både fanga og sloppe i deira respektive elveseksjonar, saman med 40 klekkjerismolt. I 2016 vart det merka 50 presmolt av laks i Øvre Vosso (etter samlaupet Raundalselvi-Strandaelva), 50 presmolt av laks frå

Vosso i området ikring Tverrelva, og 50 presmolt av laks i Bolstadelva. I kvart elvesegment vart det merka 25 presmolt med ID merke og 25 presmolt med djupnesensor. I Øvre Vosso vart det òg sett ut 50 akustisk merka klekkjerismolt frå Voss klekkjeri der alle hadde ID merke. Detaljar om merkegruppene er framsett i Tabell 1.

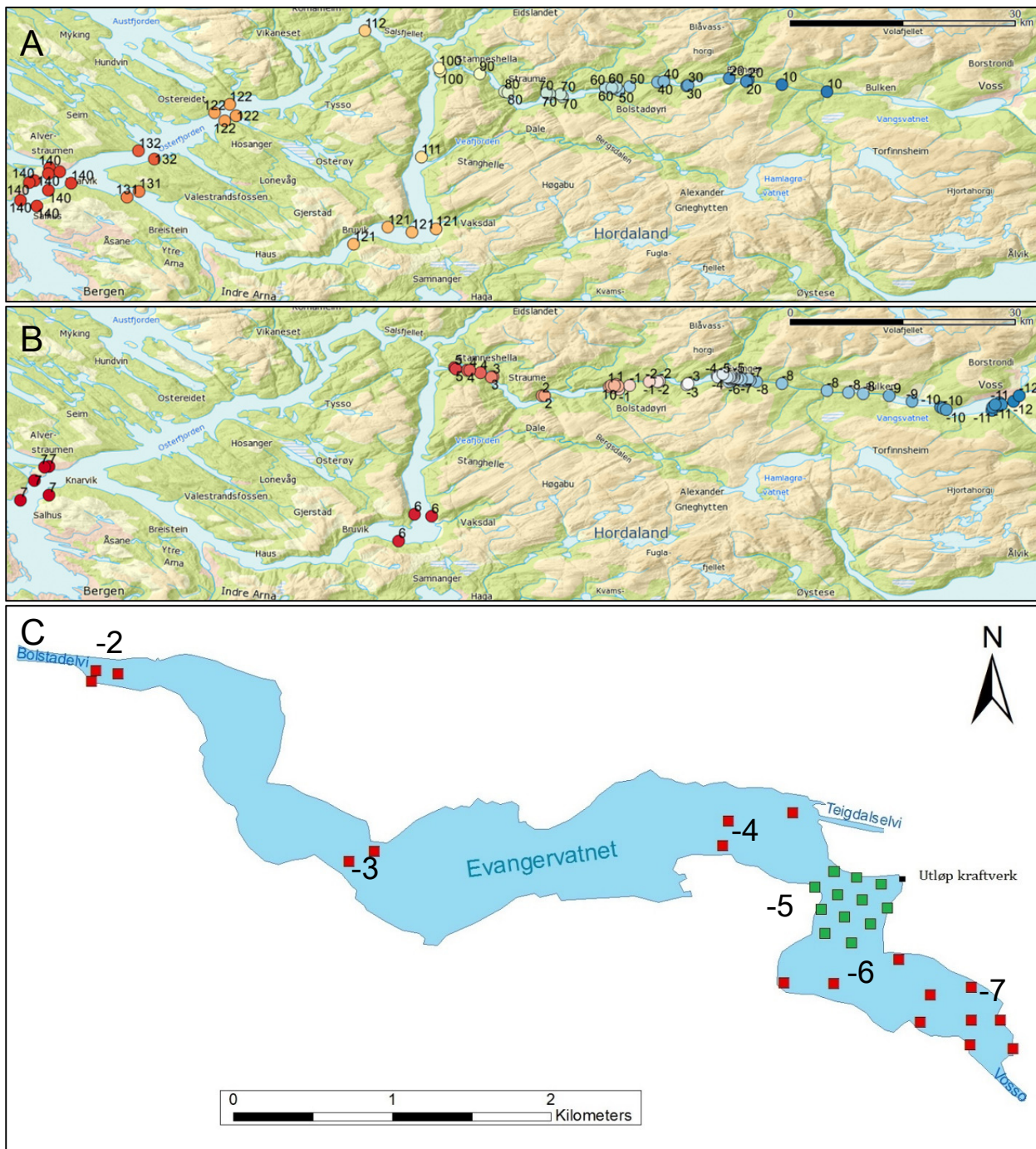
Tabell 1. Informasjon om merkegruppene i 2015 og 2016 studiane. Diverre vart vekta øydelagt i 2016 og IM tyder ikkje målt.

År	Vill/Klekkeri	Opphav	Utsettplass	Merketype	n	Lengde (mm)	Vekt (g)
2015	Vill	Vosso	Vosso	ID	40	135.8±10.1	21.3±5.3
	Vill	Bolstad	Bolstad	ID	28	133.0±8.9	18.3±3.5
	Vill	Øvre Vosso*	Bolstad	ID	12	158.0±11.7	38.1±5.9
	Klekkeri	Klekkeri	Vosso	ID	40	160.2±10.2	40.1±7.5
	Klekkeri	Klekkeri	Bolstad	ID	40	167.7±9.5	44.0±7.0
2016	Vill	Øvre Vosso	Øvre Vosso	ID	25	137.5±6.35	IM
	Vill	Øvre Vosso	Øvre Vosso	Djupne	25	157.68±14.55	IM
	Klekkeri	Klekkeri	Øvre Vosso	ID	50	148.46±8.51	IM
	Vill	Vosso	Vosso	ID	25	131.8±3.25	IM
	Vill	Vosso	Vosso	Djupne	25	142.36±4.29	IM
	Vill	Bolstad	Bolstad	ID	25	129.92±4.15	IM
	Vill	Bolstad	Bolstad	Djupne	25	141.04±4.92	IM

*Opprinneleg frå klekkjeriet. Startfôra og sett ut som yngel i Øvre Vosso. Fanga i Øvre Vosso før merking.

I 2016 vart det nytta to typar akustiske merke: standard smoltmerke som sender ut ID og eit med djupnesensor (og ID). Merka som vart nytta vert produsert av Thelma Biotel (www.biotel.no). Desse merka er programmert til å sende ut ein unik ID-kode som identifiserer kvar einskild fisk med eit periodisk intervall på 30 til 90 sekund. Sendarrekkevidda til merka avheng av dei akustiske tilhøva i vatnet ikring mottakarane, og kan variere frå nokre meter og opp til 300 m, men under eit ettersøk med både manuell peilar (VR100, www.vemco.com) og TBR (www.thelmabiotel.no) lyttebøye i 2016 vart det i Evangervatnet funne rekkjevidder som gjekk langt utover dette (Åsan 2017).

I både 2015 og 2016 vart dei akustiske merka implanterte gjennom å følgje ein kirurgiprotokoll som kjem fram av Urke m. fl. (2013a). Den same protokollen har vorte nytta i ei rekkje tilsvarande prosjekt på utvandrande smolt av både aure og laks (Kristensen m. fl. 2011; Lunde 2014; Urke m. fl. 2014; Urke m. fl. 2013a; Urke m. fl. 2013b). I 2016 vart dei to merketypane implantert om kvarandre etterkvart som smolt vart funnen fram frå opphaldskaret, men fordi djupnermerket er litt større enn id-merket vart nedre smoltstorleik for djupnermerke sett til 13 cm, medan tilsvarande for ID-merka vart sett til 12 cm. Målet med denne sorteringa var å få så lik merkebør (dvs. vekta av merket delt på fiskevekta) som mogleg mellom dei to merketypane, men diverre vart det eit avvik mellom dei der djupnermerka villsmolt i snitt hadde 6,5±1,3 % (±SD) (variasjon: 3,1–8,7) merkebør og ID-merka villsmolt 8,2±1,0 % (5,7–10,7)), medan ID-merka klekkjerismolt hadde følgjande tal: 5,9±1,0 % (3,7–7,6)). Løyve frå Mattilsynet, jf. Forskrift om forsøk med dyr 18.06.2015, § 6 og 12, vart innhenta (FOTS id 8611; ref 2016/53057). Statistiske metodar vert nemnd kort i resultatdelen. For spesielt interesserte ber vi dei sjå i originalrapportane (dvs. Haugen m. fl. 2017; Haugen m. fl. 2016).



Figur 1. Kart over studieområdet i 2015 og 2016 med lyttebøyer og kva sone dei høyrer til for 2015 (A) og 2016 (B). Figur C syner lyttebøyeoppsettet for Evangervatnet i 2016 med sone og lyttebøyetypa (grøne er TBR (www.thelmabiothel.com) og raude VR2W (www.vemco.com)).

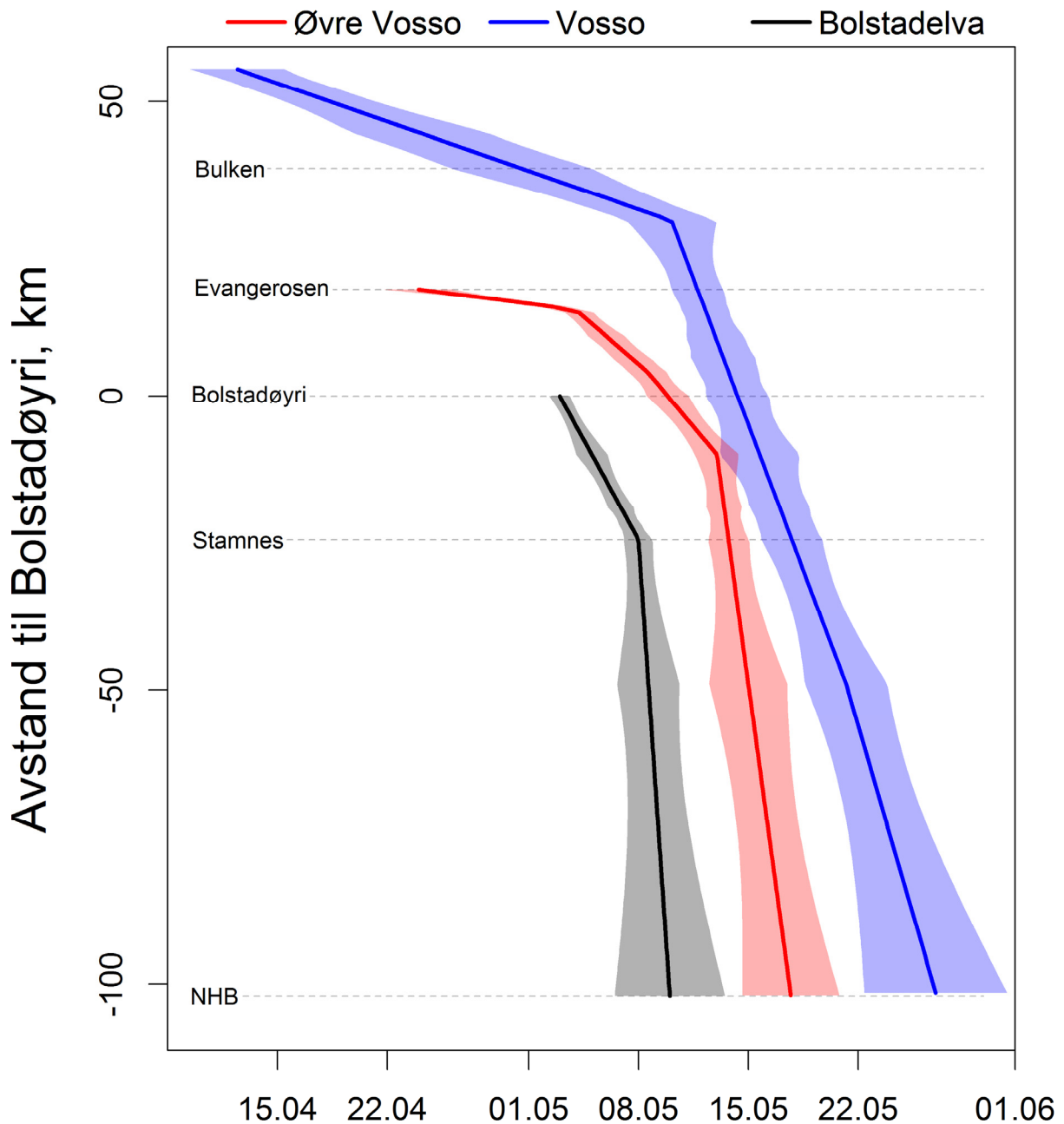
7.3 Resultat

7.3.1 Vassføringsauke stimulerar til nedvandring hjå villsmolten

Tid for nedvandring vart i baae studiane fastsett som fyrste tidspunkt ein merka smolt vart detektert på ei eller fleire av lyttebøylene i osområda for fyrste innsjø eller fjord nedstrøms utsettstaden.

Som det kjem fram frå både statistiske analysar (generaliserte lineære modellar med logit-link) og Figur 2 vert nedvandringa hjå villsmolten tydeleg stimulert av vassføringsauke. Vassstemperaturen spelar òg ei rolle saman med vassføringa, men vassføringa har den dominerande rolla. Dei same funna vart òg stadfesta i PIT- og fangstinnsettingsstudiane frå Vosso (Barlaup m. fl. 2017). Funna er viktige fordi dei gjer det mogleg å prediktere nedvandringstidspunktet utan å måtte fange inn smolt og ved å kople på ein vandringsmodell for smolten vidare nedover vassdraget og utover fjorden vil ein kunne prediktere når smolten skal forventast å vere ved dei ulike lokalitetane. Dette er viktig informasjon for til dømes fastsetjing av tråletidspunkt for smoltovervaking og når eventuelle avlusingsiltak skal setjast i gong i oppdrettsanlegga lenger ut i fjordsystemet.

I både 2015 og 2016 fann vi at den merka villsmolten frå lenger opp i vassdraget kjem seinare til fjorden enn dei frå Bolstadelva. Dette er ikkje overraskande då hovudtygda av individ frå alle nedvandingsgruppene vandrar på det same vassføringsstimuliet, og for gruppene som vandrar frå plassar langt oppe i vassdraget, med fleire innsjøar som skal passerast, vert resultatet at den merka smolten frå Øvre Vosso kjem seinare til havs enn dei frå lenger nede i vassdraget. Om ein ser på dei 25 % fyrste nedvandrarane innafor kvar merka smoltgruppe finn vi det same mønsteret. Sjølv om dei tidlegaste vandrarane av den merka villsmolten frå Øvre Vosso set i gong nedvandringa inntil 14 dagar tidlegare enn dei frå Vosso og Bolstadelva, kjem dei i fylgje ein tilpassa additiv kvartil-regresjonsmodell, om lag 14 dagar seinare til Bolstadøyri enn tilsvarande gruppe frå Bolstadelva (Figur 3). Tidsavstanden aukar på utover i fjorden for desse tidlege vandrarane slik at ved Nordhordlandsbrua er avstanden nesten vorte på tre veker. Desse skilnadene er viktige å vere klar over då dei ulike utvandingsgruppene av villsmolt, som kan representere underpopulasjonar av Vossolaksen, vil ha ulike eksponeringar for miljøfaktorar som kan påverke overlevinga deira. Det er viktig å vere klar over at både overlevings- og vandringsestimata for fjordområda er langt mindre pålitelege enn dei frå sjølve vassdraget då talet på merka individ som er att er låge og det er ikkje usannsynleg at einskilde av dei tidlege vandrarane vert «vandra» av predatorar (sjå seinare).



Figur 3. Estimerte tider som dei 25 % fyrste overlevande villsmoltane frå tre fangst- og utsettstadar i Vossovassdraget kjem til ulike plassar i utvandningsruta. Plassane er gjeve som symjeavstand til Bolstadstadøyri. Estimata med tilhøyrande 95 % konfidensintervall (ljose felt) kjem frå additive kvantilregresjonsmodellar. For å lette tolkinga av figuren har respons (y) og effekt (x) bytt plass, og lokalisering av nokre av stasjonane er gjeve med stipla liner. NHB=Nordhordlandsbrua.

7.4 Kvar er flaskehalsane for overleving hjå den utvandrande villsmolten?

Det totale biletet som teiknar seg frå overlevingsanalysene i både 2015 og 2016 (Figur 4) samt ettersøksdata (Figur 5) er at smolten i Vossovassdraget har tre flaskehalsar for overleving på utvandningsruta si: dei to innsjøane og Bolstadjorden. Overlevinga i elvestrekningane synest relativt høg. Det er òg ein romleg komponent innanfor dei respektive innsjø- og fjordsystema. I Vangsvatnet er dødelegheita høgast i fyrste del av vatnet (ingen døyri i siste del), medan dødelegheita i

Evangervatnet er høg både i innosområdet og fram mot midtpartiet av vatnet. I Bolstadfjorden var overlevinga høg i indre del av fjorden i 2016, men lågare i 2015. Når smolten nådde ut til Straume auka dødelegheita markant heilt ut til Stamnes.

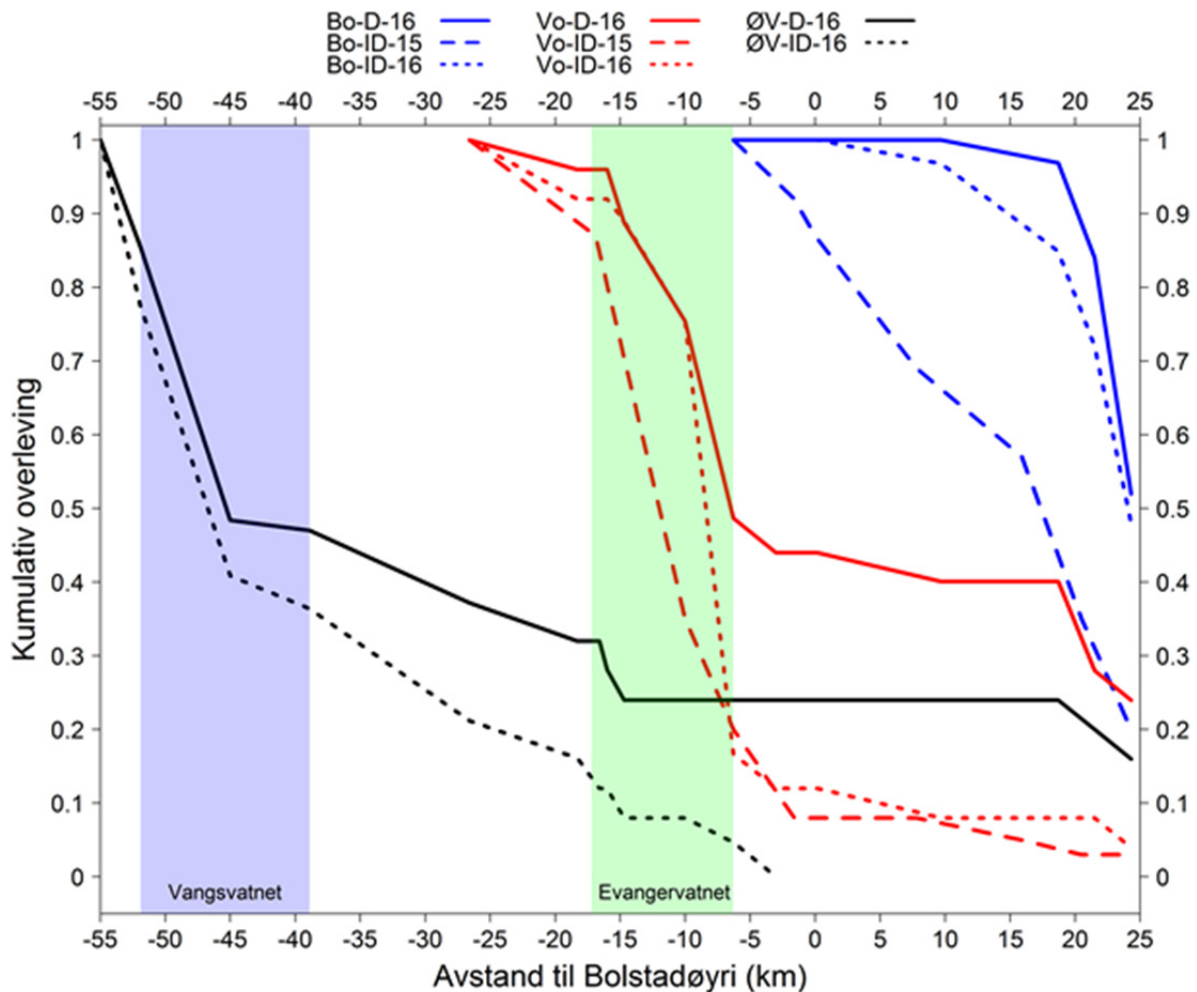
Det vart i 2016 funnen ein effekt av merketype for gruppene som vart fanga og sloppe i Øvre Vosso og i Vosso, men ikkje for dei som vart fanga og sloppe i Bolstadelva. For dei to fyrste gruppene hadde fisk med djupnemerke høgare overleving enn dei med ID-merke. Ein del av årsaka til desse skilnadene kan truleg kopleast til ei større merkebør hjå den ID-merka fisken samanlikna med djupnemerka fisk (6.5 % mot 8.2 % i snitt). Samstundes var det stort overlapp i merkebør mellom fiskane i dei to gruppene og ei merke-attfangstanalyse fann liten stønad i data for at overlevinga var påverka av merkebøra. Det vart heller ikkje funnen stønad for stoleikseffektar på overlevinga i merke-attfangstanalysene. Ei analyse av storleikseffekt på smolt som vart funne att på ettersøket (manuell peiling) i dei to innsjøane synte at små smolt hadde høgare sannsyn for å døy i innsjøane enn store individ (Åsan 2017). Riktig nok var merketype ein betre prediktor på sannsyn for å døy (slik som i merke-attfangstanalysene) enn storleik, så det kan verke som at effekt av merketypen ikkje berre kunne knytast til fisken sin storleik. Dette er eit interessant funn som kan peike i retning av at merke-attfangstanalysene ikkje får fram same romlege mønster i kvar fisk av ulike storleiker døyr som det som vert «dokumentert» i ettersøket. Det er ikkje gjort detaljert samanlikning av kvar dei ulike fiskane vart vurdert å døy med kvar dei vart funne i ettersøket. Til dømes kan det tenkjast at ein smolt som har vorte eten i ein av innsjøane og seinare vart «sumd» av predatoren vidare utover i systemet har vorte analysert som levande heilt fram til kvar merket til slutt vart skite ut av predatoren. Då attfangstdataserien (attfangsthistoriane) vart set saman vart vurderingane på kvar fisken døydde basert på åtferdsvurderingane. Kom det tydeleg fram at vandringsmønster (og djupnebruk for djupnemerka smolt) endra seg markant frå ein dag til ein annan vart sone for død sett til sona kor åtferdsendinga fann stad. I ettersøksdataserien kan det vere at merka for desse etne fiskane vart liggande att i ei sone eller to utover i utvandringsruta. Sjølv om det kan vere avvik mellom den romlege fordelinga av daude smolt mellom dei to datasetta var det 100 % samsvar mellom fisk som vart vurdert som daude ut frå åtferdstolkingar og individ som vart «påvist» som daude på ettersøket. I framtida vil ein analytisk forbetring vere å nytte såkalla state-space-modellar for slike utvandringsdata då desse modellane tek inn både tid, vandringsmønster og lagnad i ein og same modell (sjå t.d. Pépino m. fl. 2015).

Eit interessant funn frå både 2015 og 2016 studien indikerer at smolten synest sårbar for å døy i det han kjem ut i stillestående vatn. For predatorar vil det vere naturleg å opphalde seg i slike innosområde når ein lettfanga ressurs som laksesmolt kjem symjande ned vassdraget, noko som mellom anna er vist i studiar i USA (Ruggerone og Rogers 1984). Det har vorte diskutert om den merka smolten har høgare dødelegheit enn naturleg i desse innosområda ved at merket gjer dei meir sårbare. Denne merkeeffekten kan ha med at merkebøra vert større i stillestående vatn enn i rennande vatn. I og med at merkebøra var i snitt høgare hjå ID-merka fisk vil desse då kunne verte meir utsett for predasjon enn dei med mindre bør - som hjå umerka og djupnemerka smolt. Dette er ikkje usannsynleg, men resultat for villsmolten som vart merka og sloppe i Bolstadelva peiker i ei anna retning då overlevinga var høg i fyrste del av Bolstadfjorden i 2016 (men ikkje i 2015) for baa merkegruppene. Desse fiskane sumde langt utover i Bolstadfjorden før dei møtte ein særst utprega flaskehals i området Straume-Stamnes (Figur 4). Her hadde både ID og djupnemerka smolt frå Bolstadelva høg dødelegheit – altså ingen skilnad mellom dei to merketypane. Dette kan skuldast at predatorane i dette området var andre enn i innsjøane, kor aure truleg sto for det meste av predasjonen - sjølv om berre 9 % av undersøkte aurar hadde smolt i magen (Barlaup m. fl. 2017). Tidlegare studiar frå Vossosystemet har synt at meir marine fiskeartar kjem inn som predatorar når smolten nærmar seg Stamnesområdet (Vollset m. fl. 2014b). Skilnader i jakteåtferd hjå aure og marine artar som torsk, sei og lyr kan gjere at smolten vert eit like enkelt bytte uavhengig av merkebøra hjå den siste gruppa medan auren er meir selektiv på dei som har ei høgare merkebør (og difor enklare å fange). Dette er umogleg å finne ut av med dei eksisterande data og vil krevje egne

studiar i framtida å finne ut av. Kvifor smolt med både ID og djupnemerke frå Bolstadelva ikkje hadde høg dødelegheit i osområdet ved Bolstadøyri i 2016 peiker på at det er lite truleg at skilnad i merkebøra i seg sjølv gjev ulik dødelegheit når fisken kjem inn i stillestående vatn. Vatnet i indre del av Bolstadfjorden er som ferskvatn å rekne, så dette resultatet kan ikkje koplant til at børa vert mindre pga. auka oppdrift i saltvatn. Sjølv i sjøvatn er det lite truleg at det 2,4 % lettare merket som kjem av høgare oppdrift i sjøvatn kan vere nok til å forklare dei ofte høgare overlevingsratane ein ser i sjøvandringa hjå laksesmolt enn gjennom innsjøar (Thorstad m. fl. 2004). Denne oppdriftsskilnaden utgjer trass alt berre om lag 2 promille av ei typisk smoltvekt på 17 gram.

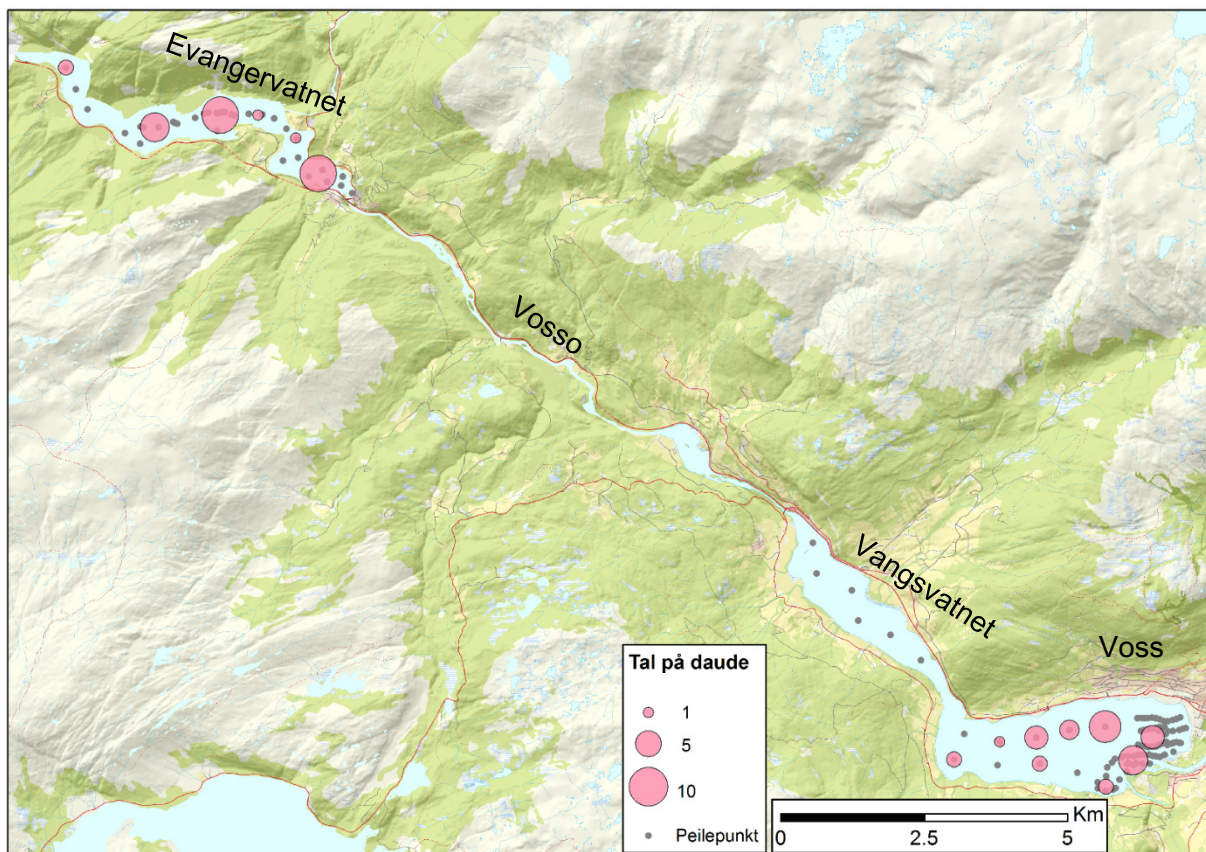
Dødelegheitene som vart estimert i 2015- og 2016-studiane for dei AT-merka smoltane frå Vossovassdraget er mest truleg høgare enn den reelle dødelegheita hjå umerka villsmolt. Det at vi finn effekt av merketype på overleving i innsjøane stør opp under dette. PIT-studiane til Barlaup m. fl. (2017) peiker òg i retning av at overlevinga gjennom Evangervatnet er låg, men må vere høgare enn dei 10 % som vart estimert i 2015 (18,7 % for same Id-merka gruppa i 2016). Dette er vi samd i, men legg ein djupnemerka smolt til grunn overlever 50,7 % av den innvandrande merka villsmolten turen gjennom Evangervatnet (Figur 4). I PIT-studien vart det estimert at merka villsmolt frå Vosso hadde om lag 50 % lågare sannsyn for å verte detektert i PIT-antenna ved Bolstadbrua enn villsmolt som vart merka og sett ut ved Vassenden. Desse tala harmonerer bra med AT-tala for djupnemerka smolt. I og med at den PIT-merka smolten var mindre i gjennomsnitt enn den AT-merka fisken tyder desse resultatata på at den storleiksjusterte overlevinga hjå den PIT-merka fisken er noko høgare enn hjå den AT-merka fisken. Dette peiker i retning av at det mindre PIT-merket gjev ei mindre merkebør og høgare overleving gjennom Evangervatnet, men skilnaden synest ikkje vere veldig stor samanlikna med den djupnemerka fisken. Andre samanliknande studiar har kome til noko av det same. Til dømes fann Welch m. fl. (2008) ingen skilnad i overleving mellom PIT-merka og AT-merka (både 7 mm og 9 mm merke) smolt av regnbogeaure og Chinook-laks i store vestkystelver i USA.

Trass i at resultatata våre kan indikere ein merkeeffekt på særleg den ID-merka fisken meiner vi den akustiske telemetrimetoden er metoden som er best eigna til å kartleggje flaskehalsar for utvandringsruta til laksesmolten. Om ein legg resultatata frå den djupnemerka smolten i 2016-studien til grunn (som truleg ligg nærast opp mot dei reelle dødelegheitene hjå umerka villsmolt) bidreg Vossovassdraget med smolt som når fjordområda frå alle dei tre elvesegmenta der om lag 18 % av smolten frå Øvre Vosso, 22 % av smolten frå Vosso og 50 % frå Bolstadelva når ut til Stamnes. Overlevinga frå Stamnes og utover i fjordsystema er usikker i 2016-studien då berre eine delen av utvandringsruta (sørsida av Osterøy) hadde lyttebøyer og talet på lyttebøyer i fjorden var relativt lågt. I 2015 studien hadde vi bra med fjordbøyer, men få vandrande fisk på grunn av høg dødelegheit tidlegare i vandringsruta. Deteksjonssannsyna var overraskande høge for fjordbøylene båe åra (2015: 0,83-1,00; 2016: 0,93-1,00), slik at overlevingsestimata vi fekk skal være pålitelege, og dei var jamt over høge frå Stamnes og utover (2015: 0,91-1,00; 2016: 0,95-0,99 pr km). Det synest difor som ein rimeleg konklusjon at det er ingen flaskehalsar for overleving frå Stamnes og ut til Nordhordlandsbrua.



Figur 4. Estimert kumulativ overleving som funksjon av avstand til Bolstadøyri for dei ulike utsettgruppene av villsmolt i 2015 og 2016. Kurvene syner overleving ut til Stamnes og dei to innsjøane i utvandringsruta er vist. Estimata er tekne frå overlevingsestimata i dei sekvensielle Cormack-Jolly-Seber-modellane som vart tilpassa deteksjonsdata til dei AT-merka villsmoltane i 2015 og 2016.

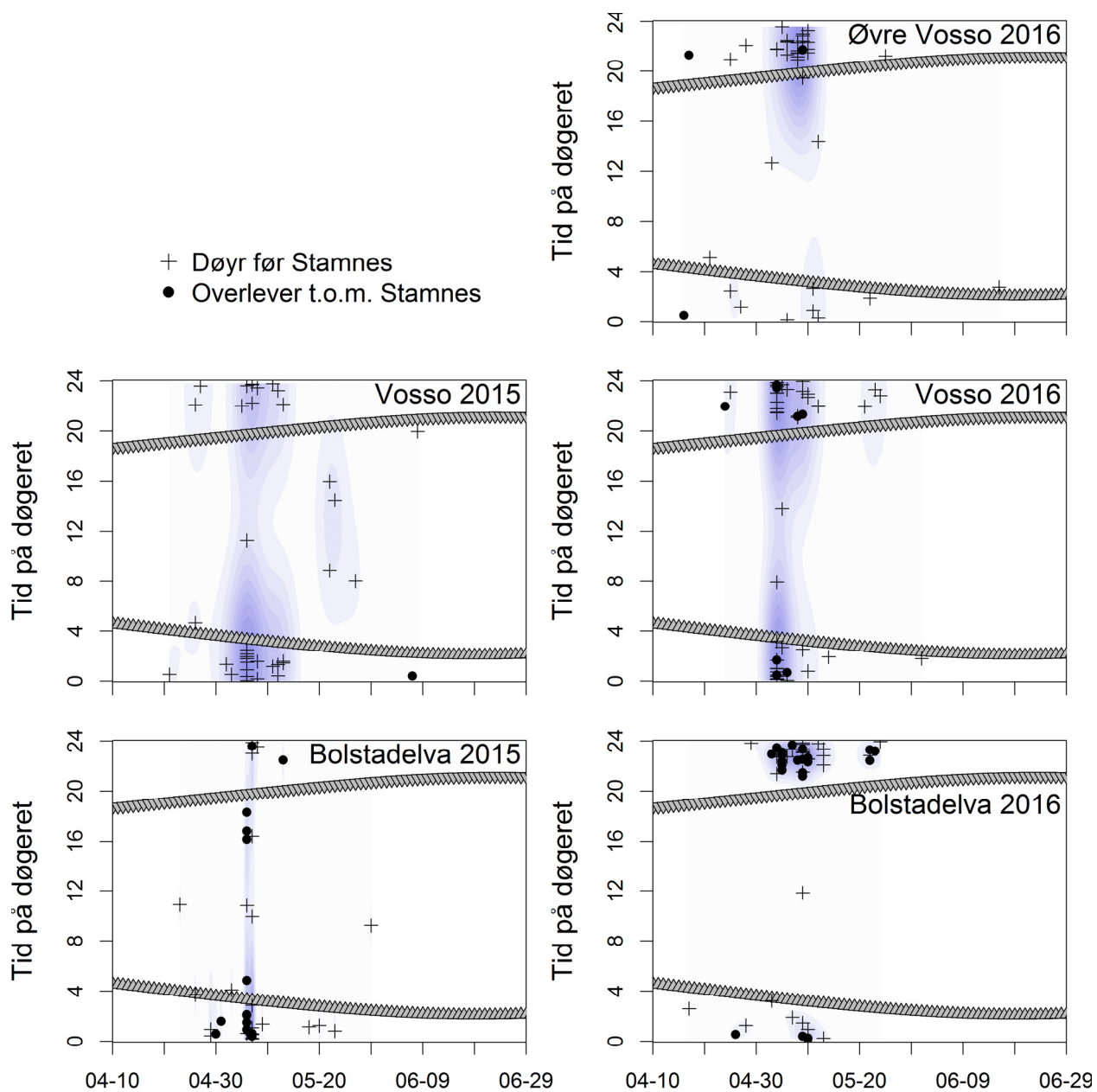
Ut frå endring i åtferd som vi kan spore frå merkedeteksjonane, vert ein overveldande del av den daude smolten vurdert som eten av fiskepredatorar, men desse åtferdstolkingane er ikkje 100 % sikre. I og med at predasjon kan gjere at ein tolkar etne smolt som levande sidan dei «vandar» saman med predatorane sine til merket vert skite ut, kan òg overlevingsestimata verte feil (Gibson m. fl. 2015). Slike feilestimat vil òg kunne råke eventuelle populasjonsberekningar med andre type merke som vert samla inn passivt, t.d. PIT-merke. Det vil difor vere viktig å få kunnskap om predatorane sin vandringsåtferd i systemet slik at vandringsdata på smolten kan koplast saman med desse, for å ha ein meir objektiv vurdering av i kva grad einskildindivid er etne eller ei (sjå t.d. Gibson m. fl. (2015).



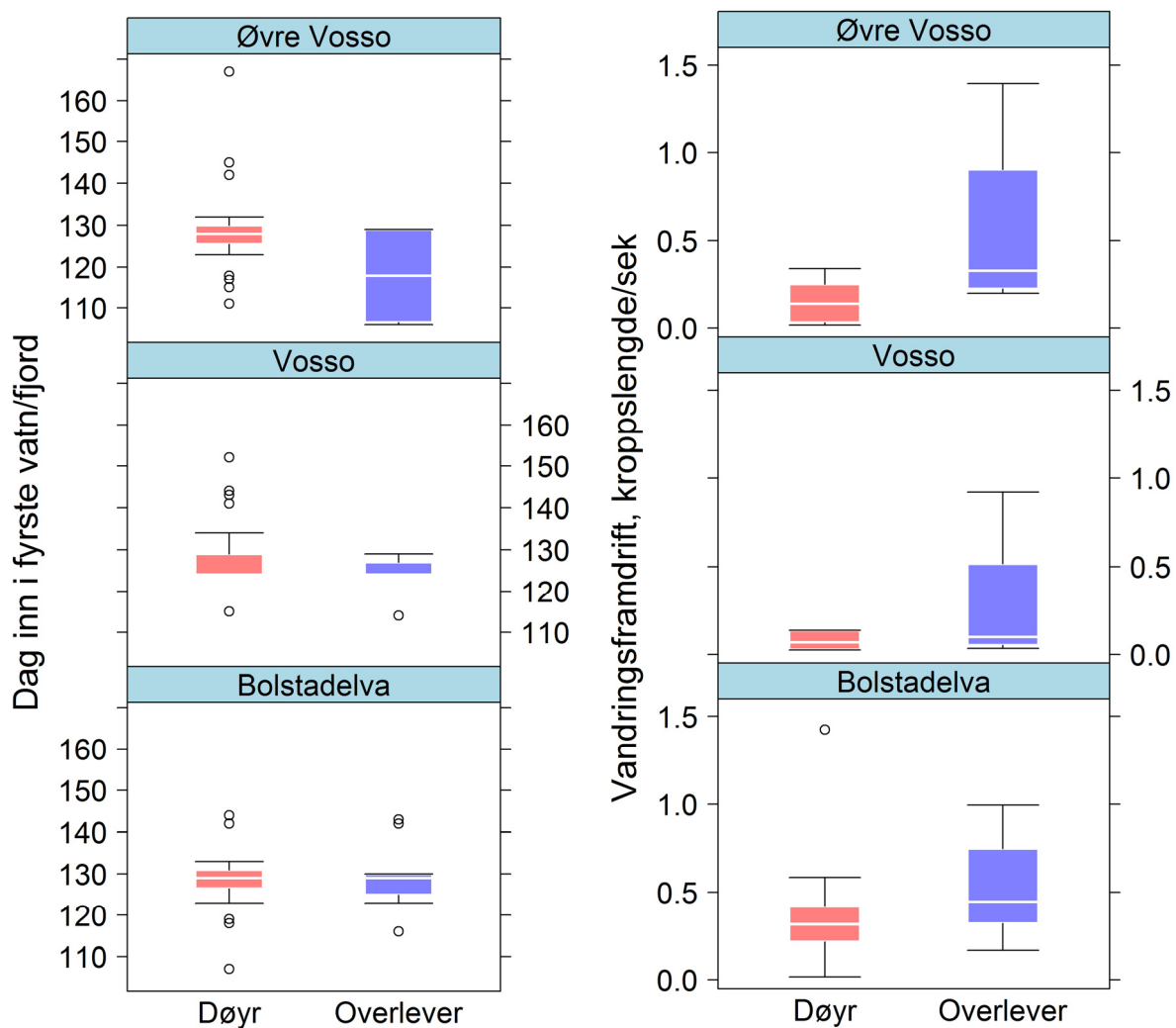
Figur 5. Bobleplott av talet på attverande AT-merke (dvs mest truleg daude individ) ved ulike peilepunkt den 27. og 28. august 2016 i Evangervatnet og Vangsvatnet. Boblene kan vere frå fleire peilepunkt, men same individ vert berre talt opp for ei boble.

7.5 Nøkkelen for å overleve: vandre natt, rask framdrift og vandre tidleg

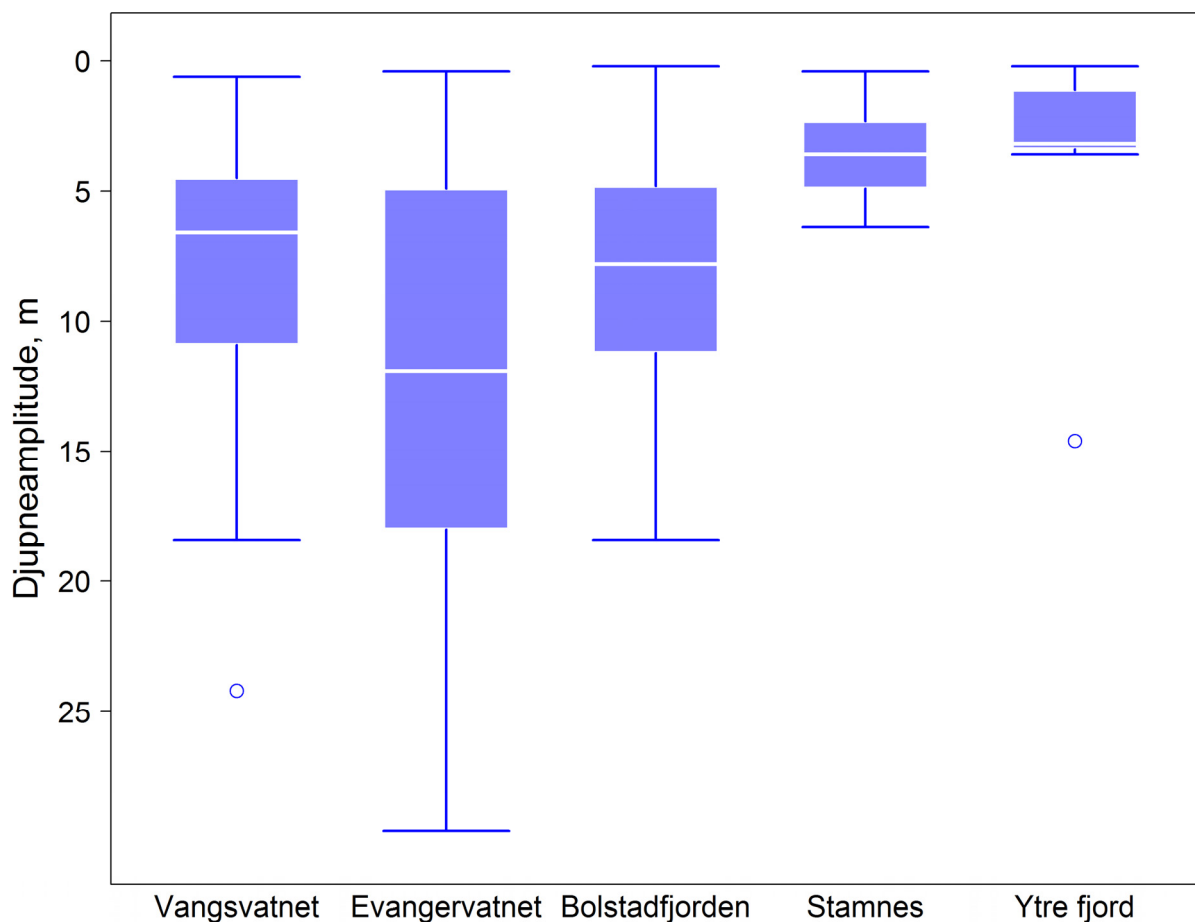
Dei som overlevde av den AT-merka smolten i Vossovassdraget var individ som vandra tidleg (gjerne ved fyrste vassføringsauke) og om natta (Figur 6), som oppheld seg kort tid i innsområda i vatna, som vandrar raskt gjennom vatna (Figur 7). Vi dokumenterte òg vertikale døgervandringar gjennom både innsjøane og i fjorden, der smolten gjekk djupt om dagen og grunt om natta (Figur 8). Slik døgervandringar er kjende frå innsjøvandrande stillehavslaksar og tolka som ei antipredator åtferd hjå desse (t.d. Clark og Levy 1987). Det er difor mykje i resultatane våre som peiker på at smolten sin vandringsåtferd i stor grad kan koplant til åtferd for å unngå predatorar. Desse funna om antipredatoråtferd som pregar heile utvandringsruta harmonerer bra med at predasjon synest å vere viktigaste dødelegheitsfaktoren for smolten i Vossovassdraget. Det store spørsmålet vert då om predasjonstrykket som smolten i Vossovassdraget opplev i dag alltid har vore på dette nivået? Dette kjem vi attende til.



Figur 6. Tid på døgeret som AT-merka villsmolt frå Øvre Vosso (øvt), Vosso (midten) og Bolstadelva vandrar ut i Bolstadfjorden i 2015 (venstre) og 2016 (høgre). Di mørkare blåfargane på sannsynskjernane di meir sannsynleg at smolten vandrar ut i innsjøen/fjorden. Trekantane som peiker nedover syner tidspunkt for solnedgang, og dei som peikar oppover for soloppgang. Merk ulike symbol på smolt som døyr og overlever til og med til Stamnes.



Figur 7. Boksplott av AT-merka villsmolt med ulike lagnader og deira innvandringsdato (venstre) til og vandringsframdrift gjennom fyrste innsjø/fjord dei kjem til nedstraums utsettstaden (høgre). 90% av observasjonane er innanfor dei ytre strekane og 50% av observasjonane er innanfor dei farga rektangla. Medianverdien er den kvite stripa inne i rektangla.



Figur 8. Boksplott av døgerlege djupneamplitudar (minimumsdjup natt – maksimumsdjup dag) på ulike lokalitetar i utvandingsruta til overlevande AT-merka villsmolt frå Vossovassdraget i 2016. 90% av observasjonane er innanfor dei ytre strekane og 50% av observasjonane er innanfor dei farga rektangla. Medianverdien er den kvite stripa inne i rektangla.

Dei tre merka utsettgruppene av villsmolt i 2016 hadde eit likt romleg mønster i vandringsframdrifta si. Alle vandra treigast gjennom det fyrste vatnet/fjorden dei kom til nedstraums utsettstaden, for deretter å auke på gjennom dei påfølgjande innsjø- og/eller fjordsystema (Figur 9). Framdrifta gjennom Evangervatnet var særst treig for Vossofisken (snitt= $0,06 \pm 0,04$ (SD) kroppslengder/sek), og for hovudtyngda av fisken frå Øvre Vosso (3 av 5 < 0,15 kroppslengder/sek). Snittet for framdrifta gjennom Vangsvatnet var høgare: $0,23 \pm 0,12$ kroppslengder/sek, noko som òg må reknast som treig framdrift. Dei tre utsettgruppene hadde signifikant ulike framdrifter gjennom Bolstadfjorden (Welsh-Anova: $F_{2;8,38}=4,92$, $p=0.002$). Den merka villsmolten frå Vosso vandra raskast med gjennomsnitt på $1,27 \pm 0,91$ kroppslengder i sekundet, Øvre Vossosmolten vandra nest raskast: $0,64 \pm 0,71$ kroppslengder i sekundet, og dernest kom smolten frå Bolstadelvasmolten: $0,42 \pm 0,26$ kroppslengder i sekundet.

Opphaldstida for den overlevande AT-merka villsmolten i 2016 var i snitt lengst i Vangsvatnet med heile $24,4 \pm 16,7$ dagar – heile $18,1 \pm 14,6$ dagar av desse nytta denne fisken i fyrste delen av vatnet. Den same gruppa (frå Øvre Vosso) nytta i same følgda $10,9 \pm 10,0$ dagar og $4,7 \pm 6,7$ dagar gjennom Evangervatnet og Bolstadfjorden. Den merka villsmolten frå Vosso nytta i snitt $20,2 \pm 21,2$ dagar gjennom Evangervatnet ($14,2 \pm 14,3$ dagar i osområdet) og $5,2 \pm 9,8$ dagar gjennom Bolstadfjorden, medan den merka villsmolten frå Bolstadelva brukte $18,4 \pm 18,4$ dagar gjennom Bolstadfjorden. I 2015

vandra 37 av dei 40 merka villsmoltane frå Vosso inn i Evangervatnet. Av desse kom 14 seg til midt i vatnet (sone 30, Figur 1). I snitt brukte dei $9,5 \pm 9,5$ dagar på denne vandringa. Det var berre tre individ frå denne gruppa som kom seg vidare ned til fjorden. Merka villsmolt som vandra og overlevde ut Bolstadvatnet i 2015 (3 frå Vosso og 14 frå Bolstadelva) nytta i snitt $10,6 \pm 8,8$ dagar gjennom Bolstadvatnet ut til Stamnes.

Einskilde framdriftsestimater er så høge at det er naturleg å mistenkje at desse vert «vandra» av ein predator. Vandringsestimat på over tre kroppslegder per sekund er truleg i form av å vere i magen på ein sjøaure eller annan fisk (Thorstad m. fl. 2004; Thorstad m. fl. 2007). Samstundes er ikkje dette heilt sikkert då dei fleste studiane med framdriftshastigheiter hjå laksesmolt er frå klekkjerifisk som kan ha lågare symjekapasitet enn villfisk - slik som i vår studie og det same i 2015. Ein lyt ha åtferdsdata på predatorane i systemet til samanlikning for å vurdere dette. Noko ein sjeldan har.

I Evangervatnet hadde vi i 2016 eit oppsett av tolv Thelma-Biotel lyttebøyer (TBR) som var sett opp i eit trianguleringsnettverk med tilhøyrande synkroniseringsmerke ved kraftverksområdet. Dette var sett opp for å gjennomføre detaljerte åtferdsstudiar med 3D-posisjonar i snitt kvart minutt for smolt med merke som var innanfor nettverket. Diverre fungerte ikkje synkroniseringsmerka, men ved å i staden nytte ein annan trianguleringsmetode (Simpfendorfer m. fl. 2012) kunne vi estimere ein gjennomsnittleg 3D-posisjon (for djupnemerke, 2D for ID-merke) kvart 10ande minutt. Individbaserte bruksareal kunne dermed estimerast pr dag. Desse er tilgjengeleg frå Åsan (2017). Frå same kjelda har vi teke med heile smoltpopulasjonen sine daglege bruksareal i Evangervatnet gjennom mai (Figur 10A). Desse syner tydeleg at det finn stad ei opphoping av merka individ i området mellom Vossoinnosen og kraftverket. Allereie 3. mai er det 28 individ i innosområdet, men det er ikkje før 14. mai at nokre individ tek seg vidare mot midtbøylene i vatnet. Nokre kjem seg aldri vidare frå innoskraftverksområdet, medan andre (t.d. individ 116, Figur 10B), brukar nokre dagar i innosområdet før dei tek seg vidare og gjennom heile vatnet. Vandringutviklinga hjå individ 116 er i grunnen typisk for overlevande smolt. Dette individet nytta 9 dagar i innoskraftverksområdet og 3 dagar på å kome seg vidare den siste 3/4 av vatnet.

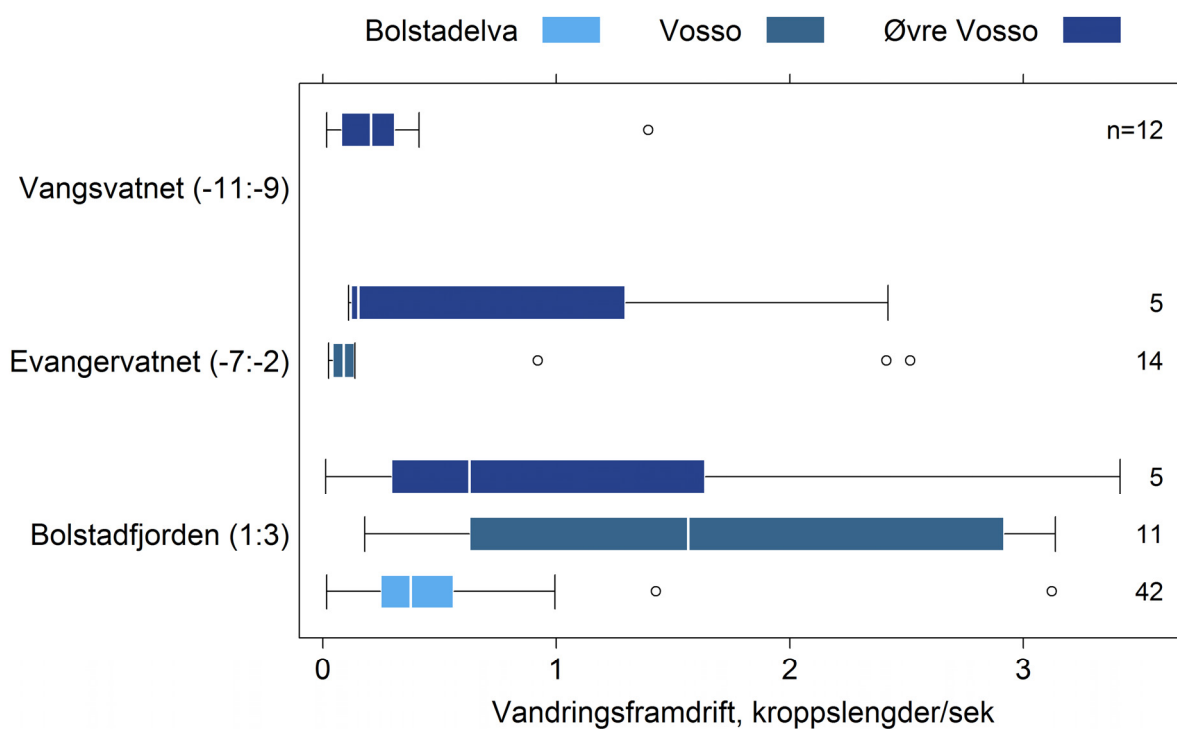
Frå den vitenskapelige litteraturen er det kjent at innsjøar forseinkar vandringa hjå merka laks- og auresmolt (Cooke m. fl. 2013; Hansen m. fl. 1984; Holbrook m. fl. 2011; Ruggles 1980; Thorstad m. fl. 2012). Ein nyleg dansk studie på AT-merka sjøauresmolt syntte at laging av ein kunstig innsjø/dam på ei elvestrekning førde med seg at vandringstida for den merka smolten auka frå 0,4 dagar til nesten 6 dagar, og at overlevinga vart redusert frå 100 % til 26 % (Schwinn m. fl. 2016). I ein oppsummerande artikkel kjem forfatarane fram til at vandringforseinkingar hjå AT-merka smolt, for det meste klekkjerismolt, kan koplatt til fråvær av retningsgjevande straum, fødesøk, predasjonsrisiko eller menneskeskapte vandringsbarrierar (Thorstad m. fl. 2012). Alle desse faktorane kan gjere seg gjeldande i Evangervatnet.

I Evangervatnet var framdrifta hjå den merka smolten lågare enn i Vangsvatnet, særleg for smolten som vart fanga, merka og sleppt i Vosso. Ein mogleg faktor som kan forseinke framdrifta hjå smolten i Evangervatnet er dei endra straumtilhøva i vatnet i samband med utløpsvatnet frå kraftverket. Vatnet frå kraftverket er kaldare enn vatnet frå hovudelta, og skapar ein bakstraum (gyre) av vatn med kaldare vatn. Dette gjer at smolten som er negativt reotaksisk (ønskjer å symje med straumen) under smoltutvandringa, må bryte ut av denne bakstraumen og må venje seg til store temperaturendringar i denne delen av utvandringruta. Dette kom tydeleg fram av slepeforsøka som Stenberg (2016) gjennomførde der temperaturen (og gassovermetting) vart registrert medan smolt i bur vart slept gjennom heile Evangervatnet den 20. mai og 26. mai 2016. I det slepet passerte kraftverksområdet fall temperaturen med 2–2,5 °C. Gjennom heile slepet opplevde smolten store temperaturendringar: frå 3,8 til 9,0 °C. Eksperimentelle studiar av laksefisksmolt har vist at straumtilhøve og temperatur er av dei viktigaste miljøfaktorane for smoltifiseringsprosessen og vandringsslysta, og at straumtilhøva er særleg viktig drivar når vandringa er i gang (t.d. Sykes og Shrimpton 2009). Det er difor ikkje overraskande at endringar i straum og temperaturtilhøve som

kjem frå reguleringar kan ha negative effektar på smoltutvandringsframdrifta og smoltoverlevinga (sjå t.d. Marschall m. fl. 2011). Vi meiner difor at dei endra temperatur- og straumtilhøva (men òg moglege vasskemiske endringar) som kjem frå kraftverksvatnet kan vere faktorar som gjev dårleg framdrift for smolten gjennom Evangervatnet, og at dei difor vert eksponert for predatorar over lenger tid enn kva som ville ha vore tilfellet utan påverknad frå kraftverket.

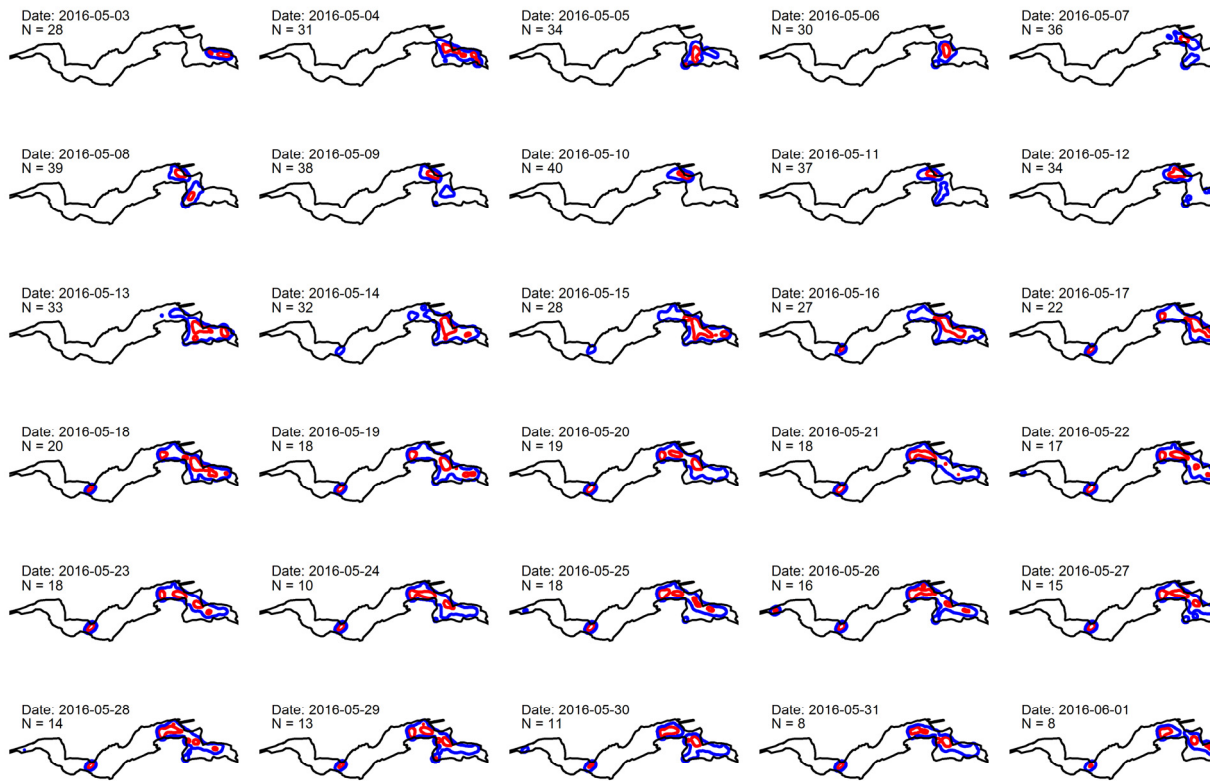
Områdebruksestimata syner tydeleg at smolten nyttar lang tid på å kome seg forbi kraftverksområdet, men vi kjenner dårlegare til detaljane i åtferda til den merka smolten i osområda i Vangsvatnet og Bolstadfjorden. Det er mogleg å gjere grovtrianguleringar i desse områda òg, men i skrivande stund har ikkje dette vorte gjort. Det er på det reine at den merka villsmolten nyttar mykje tid i fyrste del av Vangsvatnet òg medan dei nyttar mykje kortare tid i indre del av Bolstadfjorden. Det kan vere overraskande at smolten nyttar så mykje tid i Vangsvatnet då det ikkje er kjende potensielle forseinkande faktorar enn manglande retningsgjevande straum – som må reknast som ein naturtilstand for denne lokaliteten. Kanskje er den treige framdrifta heilt naturleg? Når vi ser på djupnebruken hjå den merka villsmolten har dei gjennomgåande døgervandringar i både innsjøane og i fjordane. Denne døgervandringa kan som nemnd koplast til anti-predasjonsåtferd, men grunnen til at fisken ikkje går djupt heile tida kan skuldast at han beitarr om natta i både innsjøane og i fjorden.

Dersom det er relevante matressursar i innsjøane på utvandringstidspunktet vil dette, som nemnd i Thorstad m. fl. (2012), kunne vere med på å halde smolten attende i innsjøane på fødesøk. Samstundes har dei alle ei smoltifiseringsklokke som tikkar. I og med at dei merka smoltane har vandra nedstraums etter fyrst å stå fleire dagar på elv etter merking, tyder det på at dei er godt i gang med smoltifiseringa og lyt kome seg til havs raskt. Men turen gjennom innsjøane kan bremse dei pga predasjonsrisikoen frå m.a. aure og røye. For å unngå å bli etne må dei gå djupt om dagen og oppvandringa om natta for å ete kan vere naudsynt for å kompensere for den auka forbrenninga som kjem frå ei forlenga utvandringstid. Det same kan gjelde i både innsjøane (dei har store vertikale døgervandringar i både innsjøane – ofte heilt til botn på dagtid). I så høve kan det vere at den treige vandringa i Evangervatnet ikkje skuldast kraftverket åleine, men naturlege faktorar som beiting og antipredatoråtferd. For å skilje desse forklaringsmodellane lyt, som nemnd tidlegare, forsøk der kraftverksdrifta stogkast i periodar under utvandringa gjennomførast. Det at den merka villsmolten har treig framdrift og høg dødelegheit i både innsjøane treng ikkje skuldast same årsaksfaktorane og om dei same årsaksfaktorane er tilstade i både systema treng dei ikkje ha same effekt i både to. Det som skil dei to systema frå kvarandre (om ein ser vekk frå at Vangsvatnet er mykje breiare og har mindre retningsgjevande vass-straumar, og bakstraumar, enn Evangervatnet), så er det nettopp at Evangervatnet har eit kraftverksutløp som ikkje Vangsvatnet har. I og med at framdrifta hjå den merka smolten er lågare i Evangervatnet enn i Vangsvatnet er det difor naturleg å spørje seg om eventuell ekstra forseinkingar som kjem pga tilhøve ved kraftverksvatnet gjev unaturleg høg predasjon på villsmolten i desse områda.

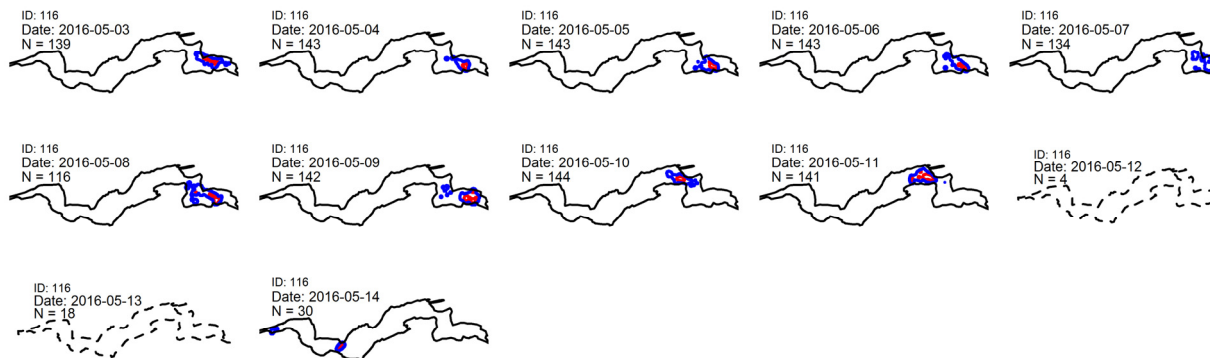


Figur 9. Boksplott av relativ vandringsframdrift hjå AT-merka vill laksesmolt som vart fanga, merka og sett ut på tre stader i Vossovasdraget 2016. Hastigheitene er for vandring gjennom dei to innsjøane og Bolstadfjorden. 90% av observasjonane er innanfor dei ytre strekane og 50% av observasjonane er innanfor dei farga rektangla. Medianverdien er den kvite stripa inne i rektangla.

A



B

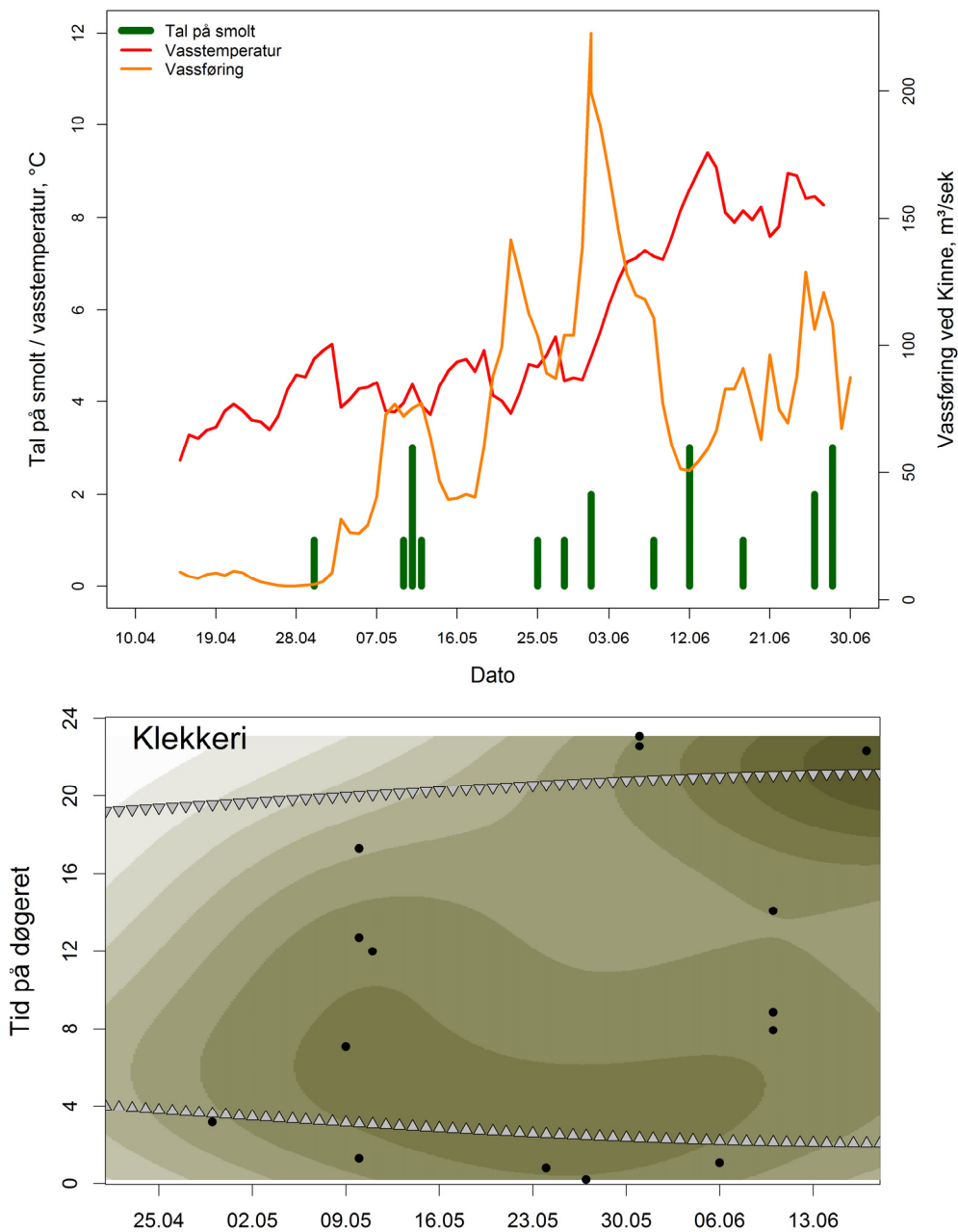


Figur 10. Tidsutveklinga i områdebruk gjennom mai i Evangervatnet hjå (A) alle AT-merka ville laksesmolt i Vossovassdraget 2016 samt (B) for individ 116. Dette individet var ein vill Vossosmolt med lengde 137 mm som fekk implantert djupnemerke og vart sett ut i Vosso 15. april 2016. Dei raude polygona utgjer 50% bruksareal per døger og dei blåe 90% bruksareal. Daglige bruksområde vart estimert med kernelUD-funksjonen frå adehabitatHR-biblioteket i R (Calenge 2006). N tyder (A) talet på individ som vert nytta til berekningane pr dag og (B) tal på godkjende trianguleringsposisjonar pr dag (maksimum er 144 – dvs kvart 10ande minutt) for individ 116. Frå Åsan (2017).

7.6 Klekkjerifisken - suboptimal åtfærd

For båe studieåra vart det dokumentert sær s avvikande åtfærd hjå klekkjerifisken samanlikna med villfisken. Klekkjerifisken var langt mindre synkrone i nedvandringa og såg ikkje ut til å reagere på vassføringsauke slik villfisken gjorde (Figur 11). Han vandra ikkje om natta i same grad som villfisken

gjorde (Figur 11) og brukte lenger tid på nedvandringa enn villfisker gjorde. Denne suboptimale åtferda gav ikkje overraskande lågare overleving hjå denne gruppa for både åra. Faktisk var det ingen klekkjerifisk som overlevde frå øvre Vosso og ned til Evangervatnet i 2016-studien.



Figur 11. Døme på avvikande åtferd hjå klekkerismolt samanlikna med villsmolt. Øvst er innvandringa til Vangsvatnet plotta saman med vassføring og vassstemperatur for 2016 og nedst er tilsvarende innvandring sett saman med tid på døgeret og soloppgang og solnedgang. Sjå Figur og Figur for samanlikning med villfisker.

I 2015-studien vart det sette ut 40 klekkjerifisk to stader (Vosso og Bolstadelva) og av desse overlevde 4 og 7 individ ut Bolstadfjorden. Sjølv om klekkjerifisker i 2015 hadde dårlegare overleving enn villfisker for den fyrste delen av nedvandringruta enn villfisker som vart sett ut same stad, var overlevinga gjennom Evangervatnet og Bolstadfjorden høgare enn hjå villsmolten. Det synest difor som at klekkjerismolten var dårlegare tilpassa ei nedvandring frå øvre Vosso enn lenger ned i

vassdraget. Ein avvikande åtferd hjå klekkjerifisken vart òg funnen i ei parallellstudie med PIT-merka fisk i 2016 (Barlaup m. fl. 2017). Dette funnet gjer òg at ein må vere sær sarsam i tolkinga av resultat i tidlegare studiar av åtferd hjå Vossolaks som er basert på klekkjerifisk. Funna i desse studiane let seg ikkje utan vidare overføre til vill-laksen i dette systemet.

7.7 Konklusjonar og framover

Dei to akustiske telemetristudiane frå 2015 og 2016 har fått fram at Vossosmolten har høg dødelegheit gjennom dei to innsjøane samt i området mellom Straume og Stamnes under utvandringa - det er altså dokumentert tre tydelege flaskehalsar som gjer store innhogg i smoltpopulasjonen før dei når marine område. Ein stor del av smolten som dør kan koplust til predasjon ut frå vurdering av endring i åtferd. I både innsjøane er framdrifta hjå smolten sær treig, men framdrifta i fyrste del av Evangervatnet er den lågaste i heile utvandringa. Dei detaljerte studiane av åtferda til smolten synte at dei vandra mykje att og fram i bakstraumen som dannar seg frå utløpet frå kraftverket. Den lange opphaldstida som resulterer frå dette gjer fisken eksponert for predatorar over lang tid. Vi meiner derfor at den høge dødelegheita vi dokumenterer for smolten i sona mellom kraftverket og midtre del av Evangervatnet sannsynleg kan knytast til forhøga predasjonsrisiko grunna den forseinkande effekten frå bakstraumen og miljøgradientane i denne (temperatur, vasskjemi og gassovermetting). For å finne ut av dette lyt difor kraftverksdrifta stogkast i periodar under smoltutvandringa for å sjå om framdrifta betrast og predasjonen reduserast i desse periodane. Eit slikt forsøk lyt gjennomførast på ulike vassføringar i hovudvassdraget for å få fram den relative rolla til vassføringa frå kraftverket og hovudvassdraget i framdrifta til smolten.

Det er òg klart at smolten ikkje berre har høg dødelegheit i ved kraftverksområdet i Evangervatnet. Nær like mange smolt dør i fyrste del av Vangsvatnet og i Straume-Vikafjorden-Stamnes-området. Òg i desse to områda peiker åtferda til fisken i retning av at mange vert etne. I Bolstadfjorden dør relativt få av smoltane i det dei kjem ut i Bolstadfjorden i både studiane våre (samt Vollset m. fl. (2014b)). Ein hydroakustisk studie frå 2012 synte at mange av smoltane som vandra ut frå Bolstadelva vart ståande lenge i bakevja som dannar seg i dette utosområdet. Stimane av smolt viste tydeleg antipredatoråtferd og fleire predatorar, mest truleg sjøaure, kom fram på ekkogramma (Holst og Skaret 2014). Ein parallellstudie same år (samt 2013) nytta AT og denne studien fann lang opphaldstid i Bolstadelvosen hjå den merka klekkjerismolten, men at det ikkje var i dette området flest døyde (Vollset m. fl. 2014a). Som i våre studiar (særleg i 2016), døyde dei fleste av dei merka smoltane som vandra i Bolstadfjorden i områda lenger ut i fjorden, og særleg mange ved Stamnes (funne ved ettersøk). Konklusjonen frå denne studien var at predasjon frå marine fisk (særleg torsk) er viktigare enn frå sjøaure. I og med at denne studien baserte seg på klekkjerismolt er det uklart om ein ville fått same resultat for villfisk som mest truleg i det store og heile vandra ut eit par veker tidlegare og med større framdrift.

Eit anna interessant funn i Vollset m. fl. (2014a) var at fleire av dei store sjøaurane som vart merka med akustiske merke i Bolstadfjorden i både 2012 og 2013 vandra opp i Vossovassdraget og til Evangervatnet i smoltutvandringa (1-25 % i 2012 og 25-50 % i 2013). Av di fokuset i denne rapporten var på estuarieåtferd kjenner vi ikkje alle detaljane om når dei einskilde AT-merka sjøaurane var oppe i Evangervatnet, men dei må ha vore der i 1. april-1. juli perioden som var perioden lyttebøyene stod ute. At sjøaure vandrar opp i ferskvatn i denne perioden synest merkeleg, men kan vere knytt både til beite på utvandrande smolt og for å unngå lakselus i sjøen. Tidlegare undersøkingar under det såkalla Vossoprosjektet på 1970 og 80-talet synte at det var sjøaure tilstade i Vangsvatnet under smoltutvandringa (Jonsson 1977), men at dei få som vart fanga under prøvafiske ikkje hadde smolt i magen (Jonsson og Gravem 1985). Undersøkingar i 2016 i Evangervatnet påviste og at potensielle predatoraure (>35 cm) var tilstade under smoltutvandringa, men at <10 % av dei

hadde smolt i magen. Det er på det rene at predatorar er tilstade under utvandringa, men vi veit lite om mengde og storleiksfordeling.

I tida framover meiner vi at tre typar studiar lyt gjennomførast for å komme nærare ei forståing av kva rolle predatorane og kraftverket spelar for smoltoverlevinga under utvandringa i Vossovassdraget:

1) Stogge kraftverksdrifta i periodar under utvandringsperioden t.d. ved tre ulike vassføringar (låg, middels og høg) for å få fram den moglege dynamikken mellom vassføringa generelt i vassdraget og rolla kraftverksvatnet spelar på vandringsåtferd og predasjon hjå smolten.

2) Gjennomføre kombiner akustisk telemetri med seksjons- og trianguleringsoppsett for predatorfisk i systemet (aure og røye) over to år. Vidare lyt det gjennomførast undersøkingar for å kvantifisere mengda av predatorar i båe innsjøsystema.

Frå både målingane på smoltifiseringsstatus og i telemetriresultata kan det argumenterast for at Vossostammen av laks har lokale tilpassingar til tidleg smoltifisering og tidleg nedvandring, medan klekkjerifisken vert produsert på eit standard smoltifiseringsregime og sett ut i høve til forventa utvandringstidspunkt som truleg er fleire veker for seint. Fisken kan difor ved utsett allereie være i desmoltifiseringsmodus og lite egna til å styrke laksestammen. For å finne ut av dette lyt:

3) samanliknande forsøk som dokumenterer smoltifiseringsutviklinga mot stammar der klekkjeriprodusert fisk smoltifiserer og vandrar som villfisk gjennomførast.

I tillegg til desse studiane vil vi oppmode til at dei pågåande PIT-telemetristudiane (Barlaup m. fl. 2017) held fram då dette er den best eigna metoden for å finne fram til dei kvantitative aspekta ved smoltutvandringa (kor mange smolt vandrar og rekrutterast frå dei ulike elvesegmenta) og som i tillegg vil kunne gje informasjon om sjøoverleving (t.d. Haraldstad m. fl. 2017).

7.8 Referansar

- Barlaup, B. T., K. W. Vollset, S. E. Gabrielsen, H. Skoglund, E. S. Normann, T. Wiers, I. B. Birkeland et al. 2017. Undersøkelser av smoltutgangen i Vossovassdraget. Uni Research. Bergen, Uni Research Miljø.
- Calenge, C. 2006. The package “adehabitat” for the R software: A tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling* 197:516-519.
- Clark, C. W., og D. A. Levy. 1987. Diel vertical migrations by juvenile sockeye salmon and the antipredation window. *American Naturalist* 131:271-290.
- Cooke, S. J., J. D. Midwood, J. D. Thiem, P. Klimley, M. C. Lucas, E. B. Thorstad, J. Eiler et al. 2013. Tracking animals in freshwater with electronic tags: past, present and future. *Animal Biotelemetry* 1:5.
- Gibson, A. J. F., E. A. Halfyard, R. G. Bradford, M. J. W. Stokesbury, og A. M. Redden. 2015. Effects of predation on telemetry-based survival estimates: insights from a study on endangered Atlantic salmon smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72:728-741.
- Hansen, L. P., B. Jonsson, og K. B. Døving. 1984. Migration of wild and hatchery reared smolts of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., through lakes. *Journal of Fish Biology* 25:617-623.

- Haraldstad, T., T. O. Haugen, F. Kroglund, A. Lamberg, E. M. Olsen, og E. Höglund. 2017. Condition-dependent skipped spawning in anadromous brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* (in review after resubmission).
- Haugen, T. O., T. Kristensen, T. O. Nilsen, og H. A. Urke. 2017. Vandringsmønsteret til laksesmolt i Vossovassdraget med vekt på detaljert kartlegging av åtferd i innsjøsystema og effektar av miljøtilhøve. MINA fagrapport 41. Ås, NMBU-MINA. 85 sider.
- Haugen, T. O., J. B. Ulvund, R. Lunde, T. Kristensen, B. T. Barlaup, og H. A. Urke. 2016. Vandringsmønster og overleving hjå laksesmolt frå Bolstadelva og Vosso. INA-Fagrapport 32. Ås, Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet - INA. 54 sider.
- Holbrook, C. M., M. T. Kinnison, og J. Zydlewski. 2011. Survival of Migrating Atlantic Salmon Smolts through the Penobscot River, Maine: a Prerestoration Assessment. *Transactions of the American Fisheries Society* 140:1255-1268.
- Holst, J. C., og G. Skaret. 2014. Acoustic investigations on smolt migration dynamics in the Bolstadfjord, Sider: 66-88 i B. T. Barlaup, red. Migration and predation of Atlantic salmon smolts from Vosso. LFI Uni Miljø, LFI Uni Miljø.
- Jonsson, B. 1977. Demographic Strategy in a Brown Trout Population in Western Norway. *Zoologica Scripta* 6:255-263.
- Jonsson, B., og F. R. Gravem. 1985. Use of space and food by resident and migrant brown trout. *Environmental Biology of Fishes* 14:281-293.
- Jonsson, B., og N. Jonsson. 2011, *Ecology of Atlantic salmon and brown trout*, Springer.
- Kristensen, T., H. A. Urke, T. O. Haugen, A. Rustadbakken, J. A. Alfredsen, K. Alfredsen, og B. O. Rosseland. 2011. Sea trout (*Salmo trutta*) from River Lærdalselva, W Norway: A comparison of growth and migratory patterns in older and recent studies. NIVA, NIVA. 28 sider.
- Lebreton, J. D., K. P. Burnham, J. Clobert, og D. R. Anderson. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals - a unified approach with case-studies. *Ecological Monographs* 62:67–118.
- Lunde, R. 2014. Lake-habitat use of post-juvenile sea trout over time and space - An acoustic telemetry study in a regulated river system. MSc thesis, NMBU, Ås. 94 sider.
- Marschall, E. A., M. E. Mather, D. L. Parrish, G. W. Allison, og J. R. McMenemy. 2011. Migration delays caused by anthropogenic barriers: modeling dams, temperature, and success of migrating salmon smolts. *Ecological Applications* 21:3014-3031.
- Pépino, M., M. A. Rodríguez, og P. Magnan. 2015. Shifts in movement behavior of spawning fish under risk of predation by land-based consumers. *Behavioral Ecology* 26:996-1004.
- Pulg, U., K. W. Vollset, G. Velle, og S. Stranzl. 2016. First observations of saturopeaking: Characteristics and implications. *Science of The Total Environment* 573:1615-1621.
- Ruggerone, G. T., og D. E. Rogers. 1984. Arctic char predation on sockeye salmon smolt at Little Togiak River, Alaska. *Fishery Bulletin* 82:401-410.
- Ruggles, C. P. 1980. A review of the downstream migration of Atlantic salmon Canadian technical report of fisheries and aquatic sciences 1488-5379. Halifax, Canada, Department of Fisheries and Oceans. 51 sider.
- Schwinn, M., K. Aarestrup, H. Baktoft, og A. Koed. 2016. Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) smolts during their passage of an artificial lake in a Danish lowland stream. *River Research and Applications*.

- Simpfendorfer, C. A., E. M. Olsen, M. R. Heupel, og E. Moland. 2012. Three-dimensional kernel utilization distributions improve estimates of space use in aquatic animals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69:565-572.
- Stenberg, S. K. 2016. Effects of gas supersaturation on migrating Atlantic salmon smolt (*Salmo salar*) in Evangervatnet. MSc thesis, University of Bergen, Bergen. 96 sider.
- Sykes, G. E., og J. M. Shrimpton. 2009. Effect of temperature and current manipulation on smolting in Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*): the relationship between migratory behaviour and physiological development. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67:191-201.
- Thorstad, E. B., F. Whoriskey, I. Uglem, A. Moore, A. H. Rikardsen, og B. Finstad. 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.
- Thorstad, E. B., F. Økland, B. Finstad, R. Sivertsgard, P. A. Bjørn, og R. S. McKinley. 2004. Migration speeds and orientation of Atlantic salmon and sea trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *Environmental Biology of Fishes* 71:305-311.
- Thorstad, E. B., F. Økland, B. Finstad, R. Sivertsgard, N. Plantalech, P. A. Bjørn, og R. S. McKinley. 2007. Fjord migration and survival of wild and hatchery-reared Atlantic salmon and wild brown trout post-smolts. *Hydrobiologia* 582:99-107.
- Urke, H. A., J. V. Arnekleiv, T. O. Nilsen, og K. J. Nilssen. 2014. Development of seawater tolerance and subsequent downstream migration in wild and stocked young-of-the-year derived Atlantic salmon *Salmo salar* smolts. *Journal of Fish Biology* 84:178-192.
- Urke, H. A., T. Kristensen, J. V. Arnekleiv, T. O. Haugen, G. Kjærstad, S. O. Stefansson, L. O. E. Ebbesson et al. 2013a. Seawater tolerance and post smolt migration of wild Atlantic salmon x brown trout hybrid smolts *Journal of Fish Biology* 82:206-227.
- Urke, H. A., T. Kristensen, J. B. Ulvund, og J. A. Alfredsen. 2013b. Riverine and fjord migration of wild and hatchery-reared Atlantic salmon smolts. *Fisheries Management and Ecology* 20:544-552.
- Vollset, K. W., B. T. Barlaup, S. Mahlum, H. Skoglund, T. Wiers, og E. Normann. 2014a. Estuarine habitat use of brown trout (*Salmo trutta*) and its potential overlap with and predation on Atlantic salmon smolt., Sider: 53-65 i B. T. Barlaup, red. Migration and predation of Atlantic salmon smolts from Vosso. LFI Uni Miljø, LFI Uni Miljø.
- Vollset, K. W., B. T. Barlaup, S. Mahlum, B. Skår, H. Skoglund, E. S. Normann, J. C. Holst et al. 2014b. Migration and predation of Atlantic salmon smolts from Vosso. LFI Uni Miljø, LFI Uni Miljø. 100 sider.
- Vollset, K. W., S. Mahlum, J. G. Davidsen, H. Skoglund, og B. T. Barlaup. 2016. Interaction between migration behaviour and estuarine mortality in cultivated Atlantic salmon *Salmo salar* smolts. *Journal of Fish Biology* 89:1974-1990.
- Welch, D. W., E. L. Rechisky, M. C. Melnychuk, A. D. Porter, C. J. Walters, S. Clements, B. J. Clemens et al. 2008. Survival of migrating salmon smolts in large rivers with and without dams. *PLoS Biol* 6:e265.
- Åsan, E. 2017. Vandringsatferd og dødelighet hos akustisk merket laksesmolt (*Salmo salar*) i Evangervatnet. MSc thesis, Norwegian University of Life Sciences (NMBU). 80 sider.

8 Gassmetning i Evangervatnet 2015-2017

Ulrich Pulg, Sebastian Stranzl & Espen Olsen
Uni Research Miljø - LFI

8.1 Innledning

Dette kapittelet omhandler resultatene fra gassovervåkingen i Vossovassdraget med fokus på Evanger kraftverk fra mai 2015 til juni 2017.

Gassovermetning i vann kan oppstå når gass løses i vann under trykk og trykket deretter synker, samt ved raske temperaturforandringer i vannet. Overmetning kan skje naturlig i dype fossekulper, men også i og nedenfor vannkraftverk og demninger (Weitkamp, 2008). Årsak er vanligvis at luftbobler trekkes inn i trykkrør eller kraftverkstunnelen der luften løses i vannet under trykk. Bekkeinntak, for små inntaksbassenger, og delvis tilstoppete inntaksrister som trekker luft er kjente kilder for slike luftbobler (Stokkebo et al., 1986). Peltonturbiner lufter vanligvis vannet godt, men en kan likevel ikke utelukke gassovermetning nedenfor turbinen (Golmen, 1992). Overmetningen kan også oppstå i selve utløpskanalen dersom innpiskete luftbobler dras med ned i dypet der vannet står under hydrostatisk trykk (Pulg et al., 2016). Tegn på for høy gassovermetning er blakking av vann (mange små bobler) og akutt fiskedød. Mindre gassmetningskonsentrasjoner (< 120 %) er vanligvis ikke direkte synlige, men lave fisketettheter kan være en indikasjon på gassovermetning.

Gassovermetning kan føre til gassblæresyke hos fisk, for eksempel laks (*Salmo salar*). Verdier over 110 % kan være akutt dødelig ved tilstrekkelig eksponering og i grunne habitater. Også lavere verdier mellom 103 % og 110 % kan skade fisk og øke dødeligheten, særlig i bassenger der fiskene ikke kan unngå til større vanddyp for å kompensere for overmetningen (Heggberget, 1984; Alderdice and Jensen, 1985; Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999). Gassovermetning kan også føre til en atferdsendring med endringer i habitatbruk, siden fiskene kan flykte til dypere områder (Beeman et al., 2006). Gassovermetning kan kompenseres med ca. 10 % pr. meter vannsøyle (Henry, 1803). Har vannet 110 % metning vil en fisk på 1 m dyp oppleve 100 % metning. Habitatforholdene og særlig vanddyp er derfor viktig for å kunne bedømme eventuelle effekter på fisk. Canadian Council of Ministers of the Environment (1999) anbefaler 110 % som grenseverdi for elver dypere enn 1 meter og 103 % for grunnere elver. I Norge eller andre europeiske land finnes ingen direkte retningslinjer for gassmetning i elver.

Fra 2013 har vi målt gassovermetning fra Evanger kraftverk med håndloggere. Disse punktmålingene resulterte vanligvis i metninger mellom 104 % og 108 %, maks ved 110 %. Verdiene var under grenseverdien satt av nordamerikanske retningslinjer. Overmettet vann fra kraftutløp ble ledet i det dype Evangervatnet med gode muligheter til å kompensere overmetningen. Men verdiene lå innenfor det området som kan resultere i kroniske skader i klekkerier og maksimalverdiene var på grensen til risiko for akutt dødelighet i grunne habitater. Derfor ble det satt i gang en mer omfattende overvåking fra 15. mai 2015. Selv om det dype Evangervatnet gir mulighet til å kompensere slike verdier (ikke overmetning under 0,4- 1 m ved 104 % til 110 %), kunne det ikke utelukkes at det forekommer høyere maksimalmetning, at overmettet vann transporteres ned til den grunnere Bolstadelva eller at smolt holder seg like ved overflaten f. eks. grunnet predasjon. Utover dette var det usikkert hvilken sammensetning gassene hadde, nitrogen (N₂) betraktes som farligere for gassblæresyke enn oksygen (O₂) som til en viss grad kan tas opp av fiskens kropp.

En viktig bakgrunn for overvåkingen er redningsaksjon for Vossolaksen (Barlaup et al., 2013). Alle de relevante faktorene som kunne være en trussel mot Vossolaksen skulle sjekkes nøye i forbindelse med dette prosjektet, deriblant gassovermetning.

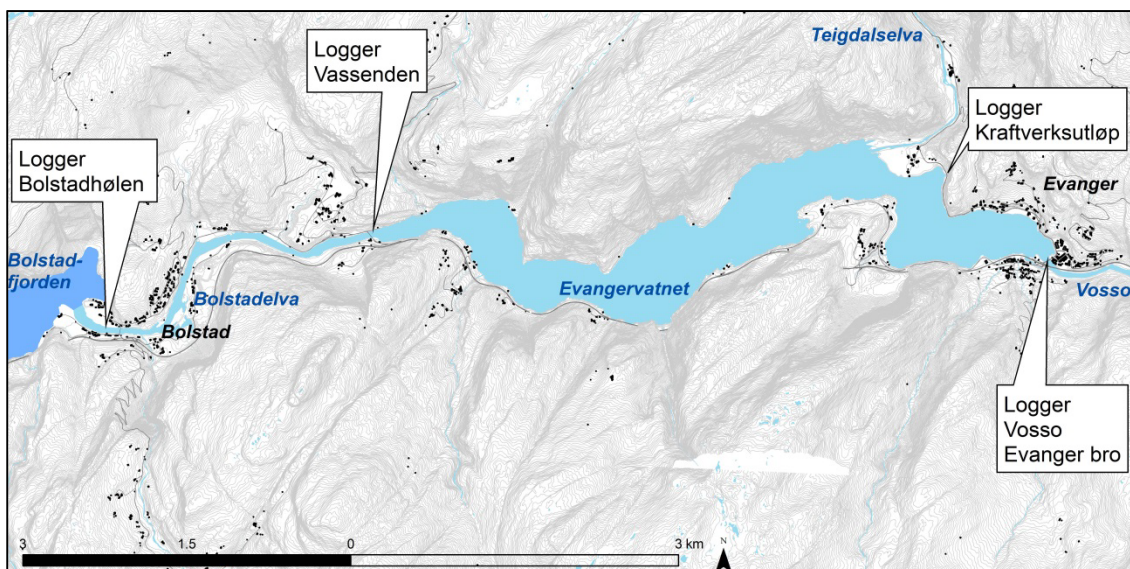
8.2 Metoder

8.2.1 Gassmetningslogging

Fra 15. mai 2015 har gassmetningen blitt målt ved Evanger bro (ovenfor utløp kraftverk), Evanger kraftverk, Vassenden (utløpet av Evangervatnet) og i Bolstadhølen. Formålet var å sjekke om det finnes gassovermetning og å kartlegge eventuelt omfang av overmetningen. Bakgrunnen for varighetsloggingen er at det ble målt periodevise konsentrasjoner opp til 110 % ved håndlogging i vassdraget.

Gassloggerne som ble benyttet er basert på et «Weiss-saturometer» (Weiss 1970). Produsent er «Fisch- und Wassertechnik», utstyret spesiallaget for varighetsinnsats i elver. Loggeren er basert på Fisch- und Wassertechnik «GhPa 500» konfigurert som «Norway 3.0.» til feltinnsats i elver. Sonden måler totalgasstrykket i en permeabel slange under vann (Saturometer). Samtidig måles lufttrykk i selve loggeren på land. Med dette gjengis maksimal overmetning som vannet rundt satuometeret har sett relativt til atmosfærisk trykk, altså ved vannoverflaten. Gasstrykkdifferansen ble logget i hPa hvert 30. minutt. Verdien i prosent gjenspeiler totalgasstrykket (TGP, total gas pressure). Fra mai 2015 til juni 2016 ble omfanget av gassmetning i Vosso overvåket med til sammen 4 stasjoner, se Fig. 1 nedenfor. En stasjon ble satt opp i Vosso (rett nedenfor Evanger bro), en stasjon ble satt opp ved kraftverksutløpet i Evangervatnet, en ved Vassenden (overgang Evangervatnet-Bolstadelva) og en i nedre Bolstadelva (Bolstadhølen).

For å kunne analysere partialgasstrykk i smoltutvandringsperioden (mai og juni 2016) ble det brukt en «Gas analyser» fra Fisch- und Wassertechnik som kan måle TGP, O₂, CO₂ og temperatur og med dette beregne N₂ metning (etter Colt et al., 1983). Slike partialgassloggerne ble satt opp ved kraftutløp Evanger og ved Vosso. Metningen angis i % og den gjelder relativt til metningspotensial for hver gass, gitt en temperatur og totaltrykk. Derfor kan en enkeltgass være relativt sett mer eller mindre overmettet enn andre eller alle gasser samlet (TGP). Avgjørende for gassblærer som kan oppstå i fisken er TGP. Totalgassovermetning kan være farlig for fisk i kombinasjon med N₂ overmetning.



Figur 1. Kart med målepunkter for logging av gassovermetning 2015-2017.

8.2.2 Vannstandsmåling

Vannstanden i Evangervatnet blir indikert gjennom vannføringsdata av NVE (målt på Bulken). For å få nøyaktige lokale data ved kraftutløpet har vannstanden i Evangervatnet blitt målt med en «Solinst LTC levelogger junior» trykkmåler i perioden januar 2016 – juni 2017. Denne har lagret halvtimesverdier av vannstanden ved kraftutløpet i overvåkingsperioden.

8.2.3 Analyse av resultater

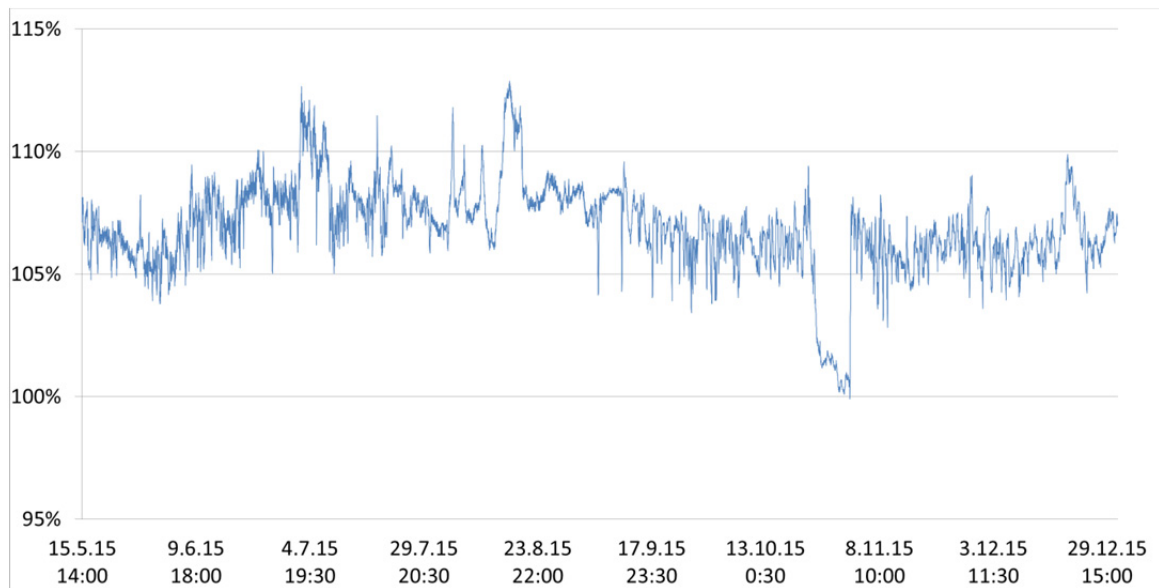
Gassmetningsdata fra overvåkingen, vannstandsdata fra levelogger ved Evanger kraftverk, vannføringsdata fra NVE og driftvannsføring fra BKK ble analysert i R-statistical software (R Core Team, 2015) ved hjelp av lineære regresjonsmodeller. Av disse variablene var vannføringsdataene ikke normalfordelte, og måtte derfor log-transformeres. En rekke modeller ble undersøkt (0) og rangert etter hvor mye av den totale variasjonen til responsvariabelen i datasettet som kunne forklares gjennom de lineære modellene (R^2).

8.3 Resultater

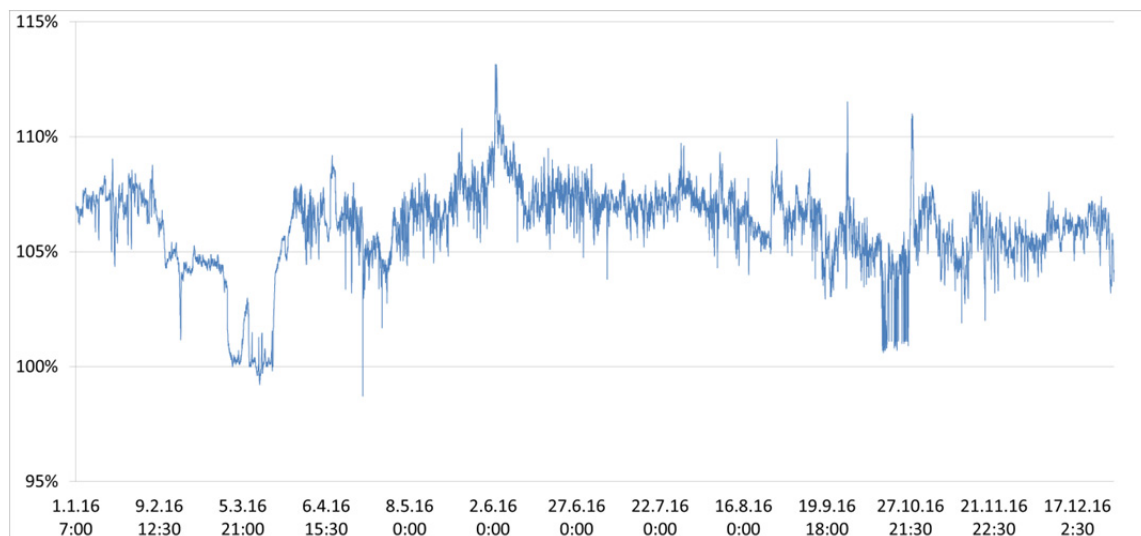
Resultatene presenteres i de følgende underkapitler for hver stasjon. En oversikt over alle stasjoner finnes i 0 og i 0. Data fra smoltutvandringsperioden (mai og juni) er presentert i detalj og med partialgassene N_2 og O_2 i kap. 8.4 og 8.5.

8.3.1 Gassovermetning ved utløp Evanger kraftverk

I utløp fra Evanger kraftverk ble det i 2015 påvist gassovermetning opp til 112,9 % TGP (0, 0). Gjennomsnittlig lå gassmetningen på 106,8 % TGP. Sommerstid ble det observert 8 topper der gassovermetningen var over 110 % TGP i mer enn en times varighet. Utover vinteren steg ikke gassmetningen over dette nivået. Totalt sett var gassovermetning 110 % TGP eller mer i 3,4 % av loggingsperioden i 2015. I 2016 ble det også påvist overmetningsverdier opp til 113,2 % TGP (0). Gjennomsnittlig lå verdiene på 106,1 % TGP. Dette året ble det imidlertid bare observert to gassmetningstopper over 110 % TGP med mer enn en times varighet, og varigheten av slike nivåer var ca. 2 % av hele overvåkingsperioden. Fra januar til juni 2017 har det ikke vært registrert overmetningsverdier over 110 % TGP, gjennomsnittsverdien har vært 105 % TGP, og den høyeste målte verdien er 109 % TGP (0).



Figur 2. Gassmetning (% TGP) ved utløp Evanger kraftverk for mai – desember 2015.



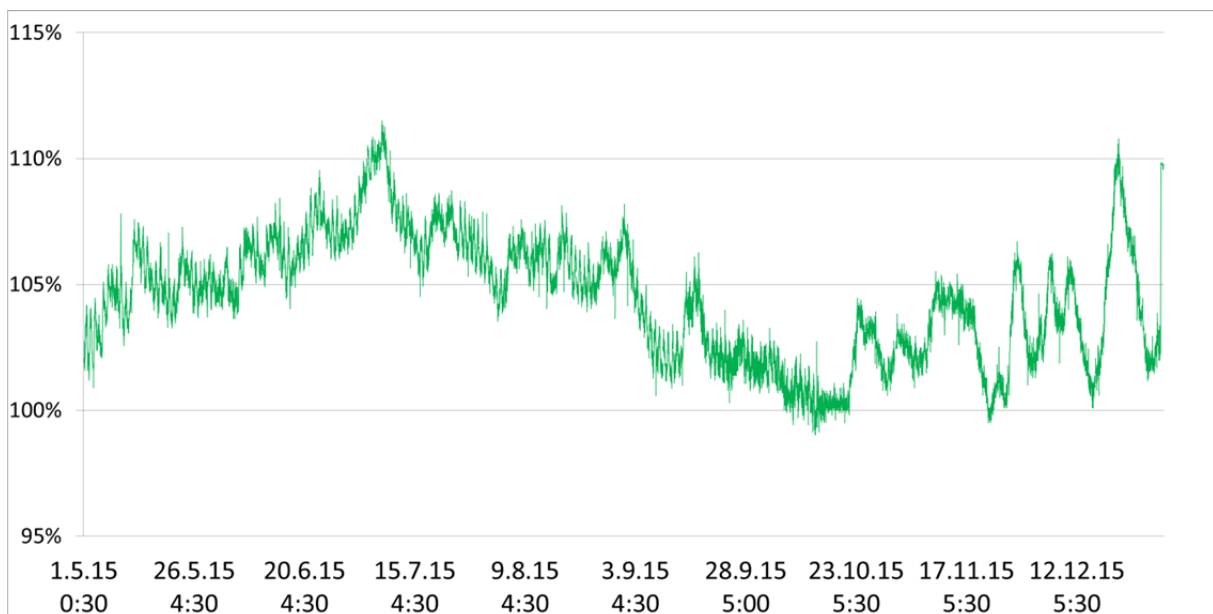
Figur 3. Gassmetning (% TGP) ved utløp Evanger kraftverk for januar – desember 2016.



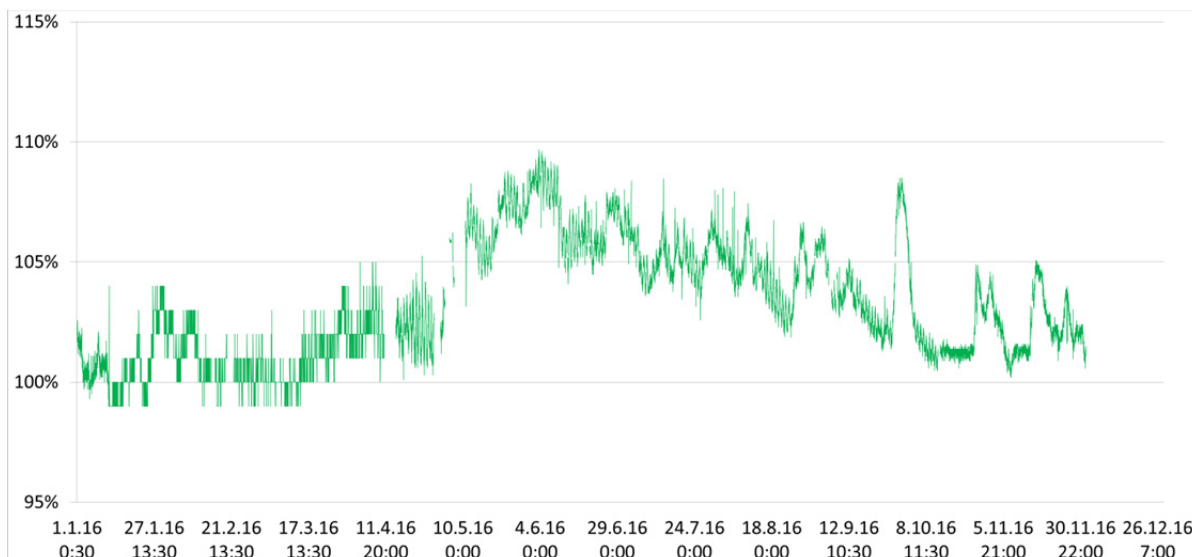
Figur 4. Gassmetning (% TGP) ved utløp Evanger kraftverk for januar – mai 2017.

8.3.2 Gassovermetning i Vosso (Evanger bro)

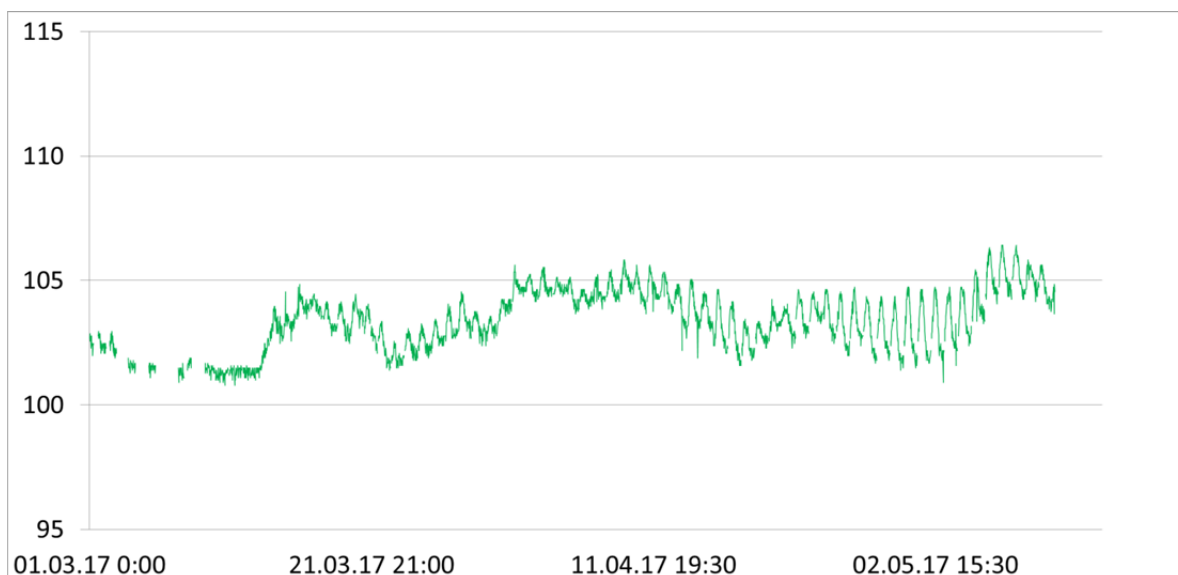
I Vosso ved Evanger bro ble det i 2015 målt gassmetningsverdier opp til 111,5 % TGP (0, 0). Gjennomsnittlig lå gassmetningen i denne perioden på 104,5 % TGP. To gassmetningstopper på over 110 % TGP ble observert, en på sommeren og en på vinteren, og varigheten av slike nivåer var ca. 1,4 % av hele overvåkingsperioden. I 2016 ble det aldri målt verdier over 110 % TGP, og den høyeste overmetningen som inntraff var 109,7 % i mars (0). Gjennomsnittsverdien var 103,4 % TGP. Også i 2017 har gassmetningsnivåene holdt seg under 110 % TGP og den høyeste verdien registrert så langt er 106,4 % (0).



Figur 5. Gassmetning (% TGP) ved Evanger bro for mai – desember 2015.



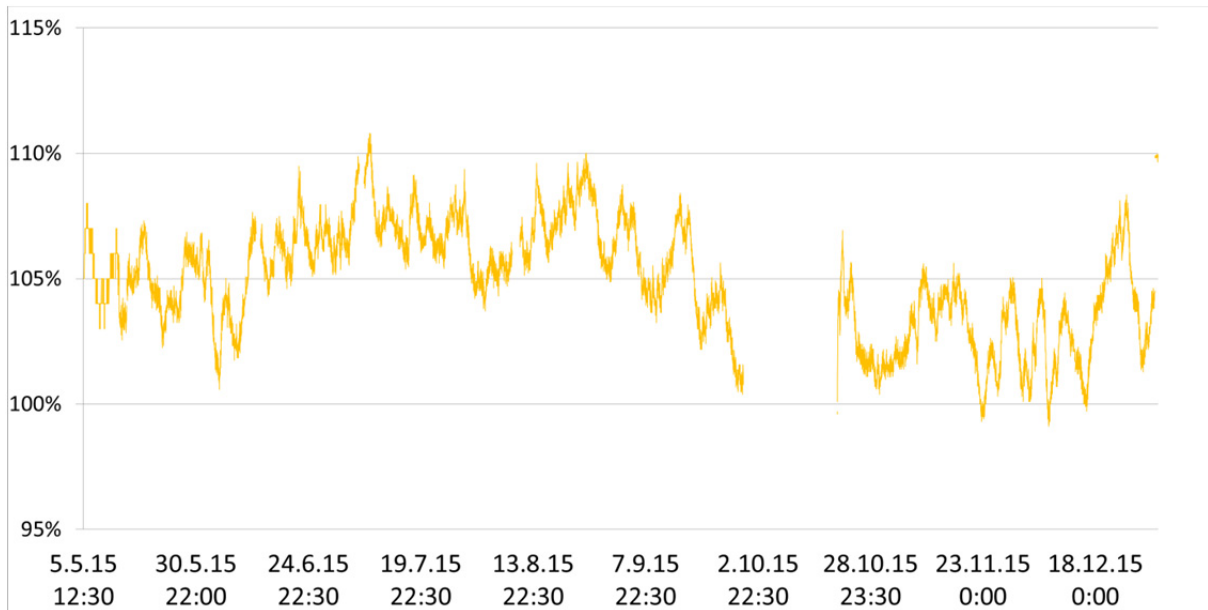
Figur 6. Gassmetning (% TGP) ved Evanger bro for januar – desember 2016.



Figur 7. Gassmetning (% TGP) ved Evanger bro fra mars – mai 2017.

8.3.3 Gassovermetning ved Vassenden (utløpet av Evangervatnet)

Ved Vassenden ble det i 2015 målt gassmetningsverdier opp til 110,8 % TGP (0). Dette forekom i juli og var den eneste toppen som strakk seg over 110 % TGP, og den varte i ca. 0,3 % av den totale overvåkingsperioden. Gjennomsnittlig lå gassmetningsverdien på 104,8 % TGP. I 2016 var det også én gassmetningstopp på sommeren (juni) hvor det ble registrert en maksverdi på 110,7 % TGP. Denne var imidlertid svært kortvarig, ca. 0,04 % av den totalte overvåkingsperioden dette året. Gjennomsnittsverdien var i 2016 102,7 % TGP. Så langt i 2017 har det ikke forekommet noen gassmetningstopper som overstiger 110 %, og gjennomsnittsverdien er 103,1 % TGP (0-0).



Figur 8. Gassmetning (% TGP) ved Vassenden for mai – desember 2015.



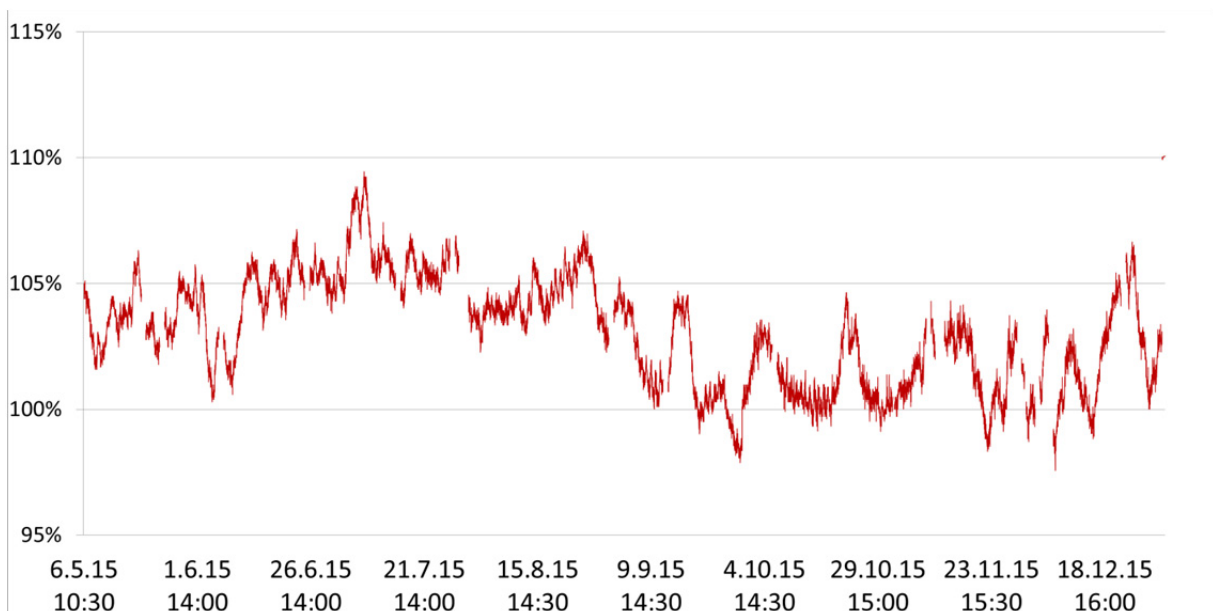
Figur 9. Gassmetning (% TGP) ved Vassenden for januar – desember 2016.



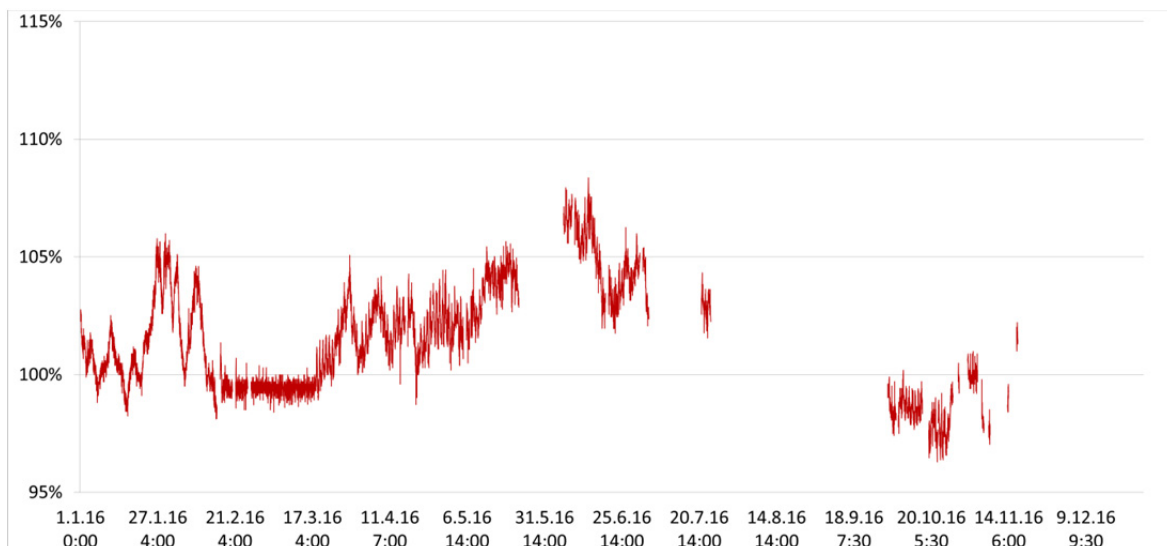
Figur 10. Gassmetning (% TGP) ved Vassenden for januar – mai 2017.

8.3.4 Gassovermetning i Bolstad

I Bolstadhølen ble det i 2015 registrert gassmetningsverdier opp til 110 % TGP helt på slutten av året i desember. Dette var en svært kort periode på en og samme dato, som strakte seg over 0,3 % av den totale overvåkingsperioden dette året. I 2016 og 2017 ble det ikke registrert noen verdier over 110 %, og gjennomsnittsverdiene har ligget på respektivt 101,4 % og 100,8 % TGP (0-0, 0).



Figur 11. Gassmetning (% TGP) i Bolstadhølen for mai – desember 2015.



Figur 12. Gassmetning (% TGP) i Bolstadhølen for januar – november 2016.



Figur 13. Gassmetning (% TGP) i Bolstadhølen for januar – mai 2017.

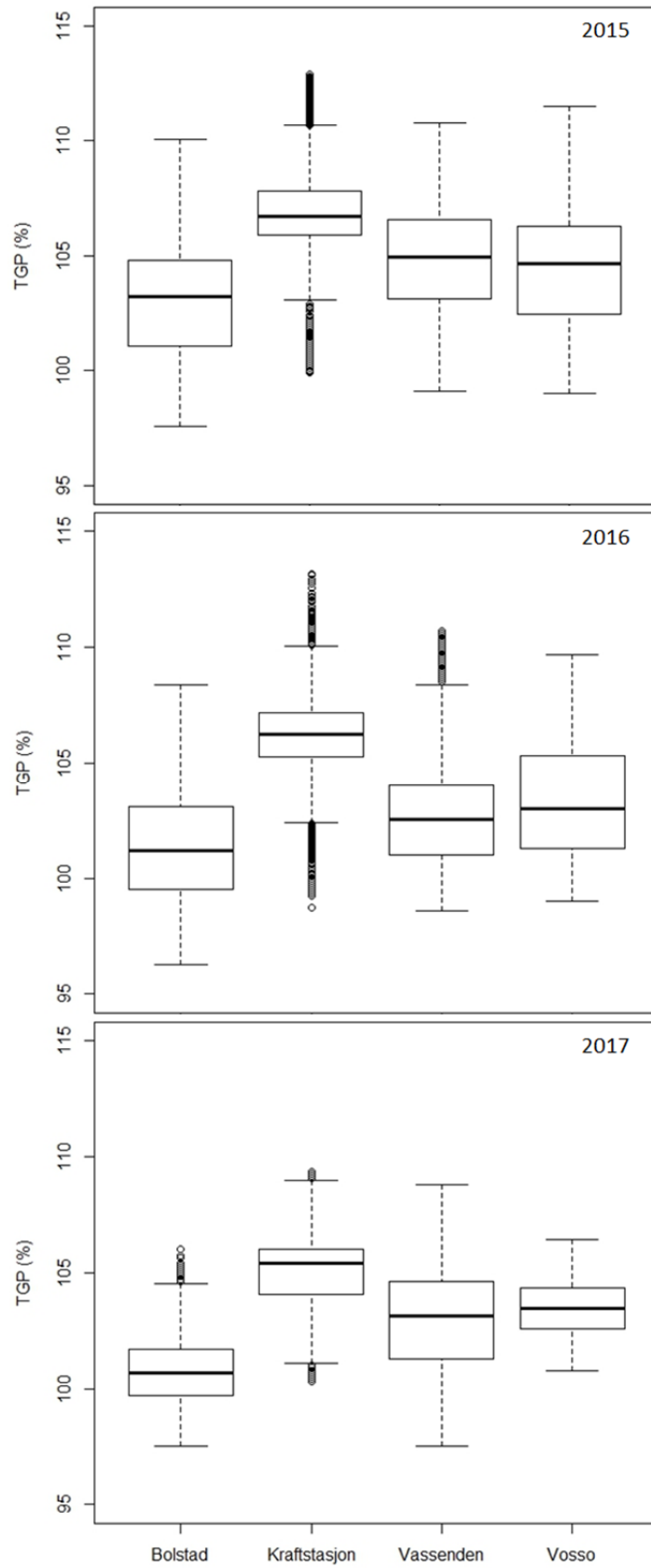
8.3.5 Gassovermetning sammenlignet for alle 4 loggestasjoner.

På alle overvåkingsstasjoner ble det registrert perioder med lav til moderat gassovermetning (0, 0). Gassmetning i kraftutløp var høyest (median 105,4 % til 106,7 %) og med dette 1,9 - 3,3 % høyere enn i Vosso (median 103,5 % til 104,7 %). Også maksimumsverdien ble målt i kraftutløp (113,2 %). Ved Vassenden var median gassmetning mellom 102,5 og 105 %. Lavest var gassmetning i Bolstadelva med en median mellom 100,7 og 103,2 %.

I 3,4 % av tiden var gassmetningen over 110 % TGP i kraftutløpet mens det var opp til 1,4 % av tiden i Vosso og 0,3 % av tiden i henholdsvis Vassenden og Bolstad. Alle maksimale tidsverdier ble nådd i 2015. I de andre årene var tiden over 110 % TGP betydelig kortere eller null (for Vosso og Bolstad).

Gassmetningsforløpet gjennom året på elvestasjoner ligner hverandre i alle årene av overvåkingen. Det var relativt lave verdier om vinteren. I mai steg verdiene og gikk så tendensielt tilbake i løpet av sensommeren og høst, utenom enkelte bølger. Gassmetning i kraftutløp viste et lignende mønster men mindre tydelig utpreget. Her fantes også perioder som ikke var avhengig av vannføring i Vosso, for eksempel når gassmetningen gikk ned mot 100 %. Disse periodene sammenfaller med kraftverksstopp (f. eks. oktober 2015, 0). I tiden med kraftverksdrift lå gassmetningen vanligvis mellom 104 % og 109 %. Høye verdier ble målt når kraftverket var i drift og vannstand i Evangervatnet var høy.

Analyse av dataene ved bruk av lineære regresjonsmodeller (tabell 2) viser at gassmetningen over alle stasjonene i vassdraget hovedsakelig er korrelert med vannføring i Vosso (Modell 1, $R^2 = 0,51$, alle korrelasjoner sterk signifikant). Med økende vannføring var det en generell økning i gassmetning i vassdraget (**Feil! Fant ikke referanse-kilden.**). Gassmetning på stasjoner nedenfor Evanger kraftverk (Vassenden og Bolstad) kan knapt forklares med driftsvannføring i Evanger kraftverk (Modell 2, $R^2 = 0,06$) men langt bedre med vannføring i Vosso (Modell 3, $R^2 = 0,47$). Også på stasjonen i kraftutløpet (Evanger Kraftverk) er vannføringen i Vosso den viktigste forklaringsfaktoren (Modell 4, $R^2 = 0,41$). Enda sterkere er korrelasjonen når gassmetning i kraftutløpet sammenlignes direkte med målt vannstand (Modell 5, $R^2 = 0,44$). Også driftvannføringen i kraftverket forklarer en del av variasjonen i gassmetningen (Modell 5, $R^2 = 0,27$). Gassmetningen i kraftutløpet var altså størst når det var høy vannstand i Evangervatnet og mye drift i kraftverket, den gikk tilbake når vannstanden gikk tilbake, og - i mindre grad - når kraftverksdrift ble kjørt ned. I perioder uten kraftverksdrift var det helle rikke overmetning. En fullstendig tidsserie over gassmetning, driftvannføring og vannføring i Vosso finnes i 0.



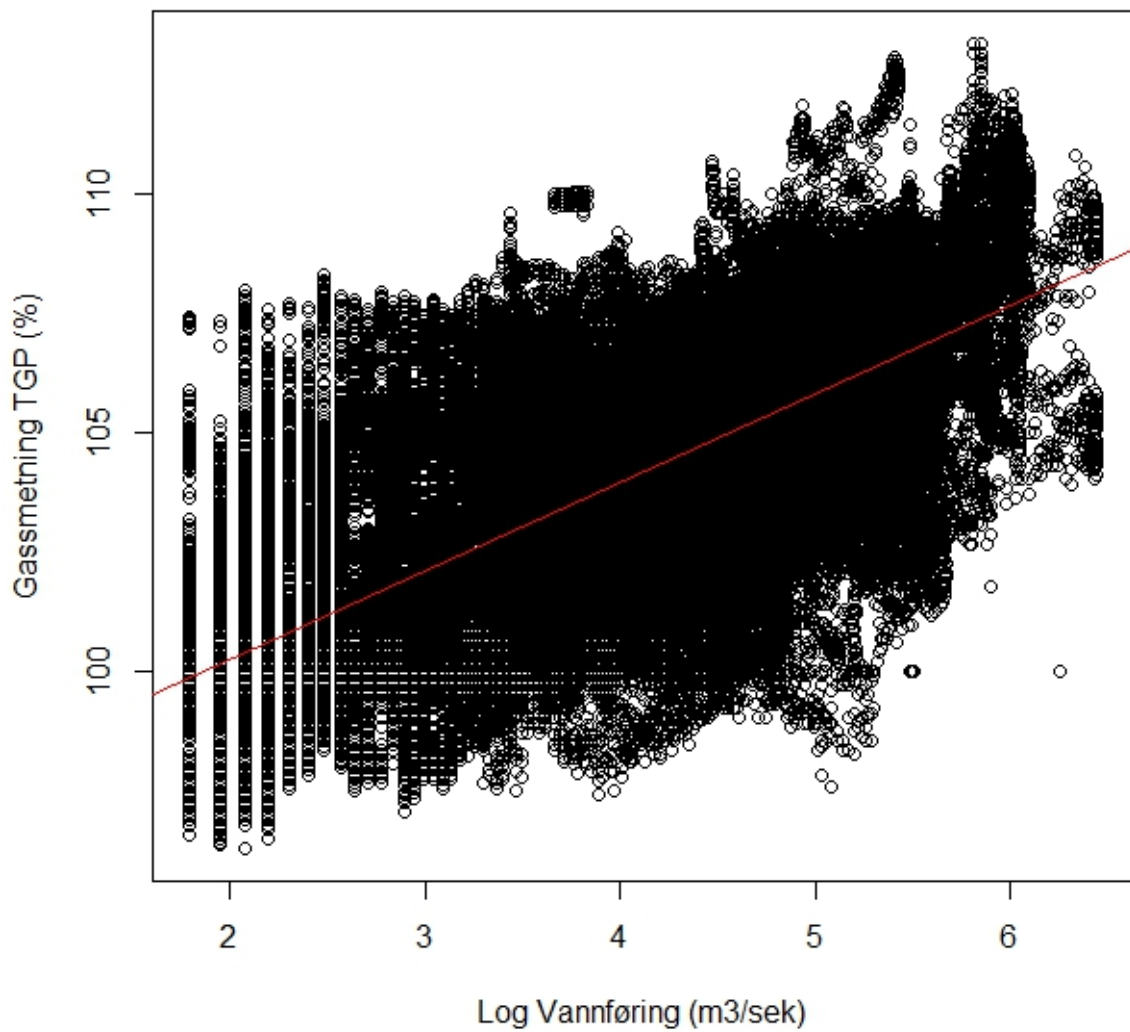
Figur 14. Gassmetning på de forskjellige stasjonene mai 2015 – juni 2017.

Tabell 1. Karakteristiske verdier fra loggerne i Vossovassdraget, x = persentil

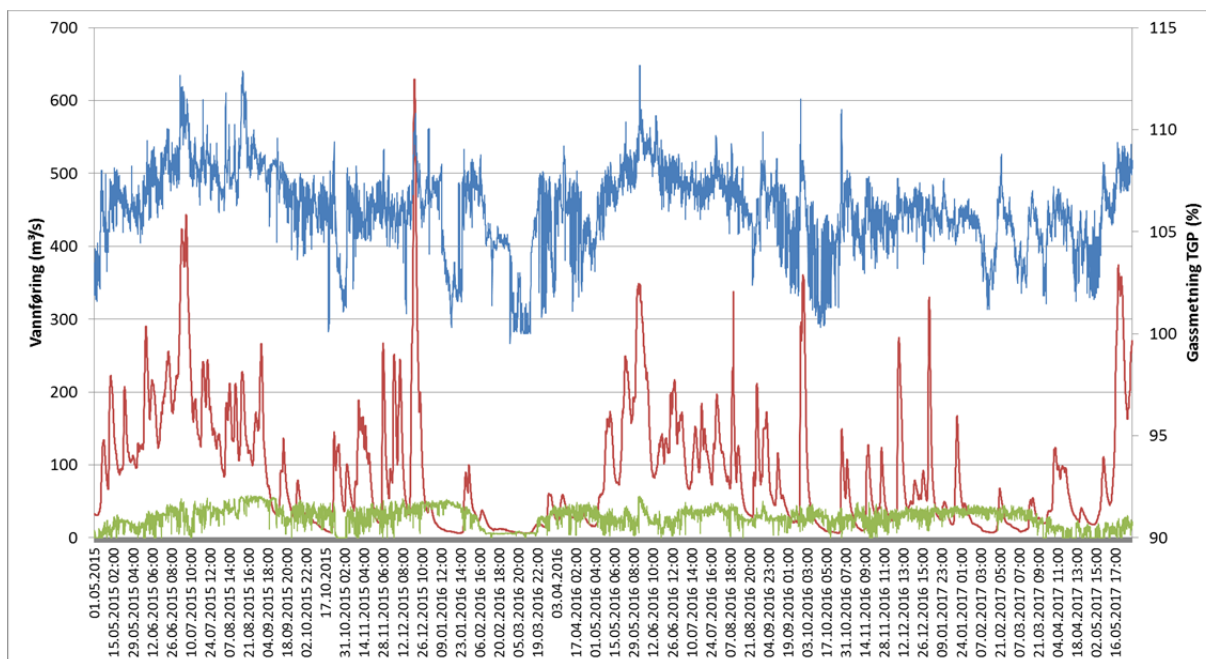
Tidsrom	Verdier	Utløp kraftstasjon	Vosso	Vassenden	Bolstad
Fra mai 2015	min	99,9	99	99,1	97,6
	maks	112,9	111,5	110,8	110,1
	middel	106,8	104,5	104,8	103,1
	x50 (median)	106,7	104,7	105	103,2
	x75	107,8	106,3	106,6	104,8
	x95	109,4	108,2	108,2	106,3
	Antall topper over 110 % TGP	8	2	1	1
	% tid over 110 % TGP	3,4 %	1,4 %	0,3 %	0,3 %
2016	min	98,7	99	98,6	96,3
	maks	113,2	109,7	110,7	108,4
	middel	106,1	103,4	102,7	101,4
	x50 (median)	106,3	103	102,5	101,2
	x75	107,2	105,3	104	103,1
	x95	108,8	107,6	106,4	105,3
	Antall topper over 110 % TGP	2	-	1	-
	% tid over 110 % TGP	2 %	-	0,04 %	-
2017 til mai	min	100,3	100,8	97,5	97,5
	maks	109,4	106,4	108,8	106
	middel	105	103,4	103,1	100,8
	x50 (median)	105,4	103,5	103,2	100,7
	x75	106	104,3	104,6	101,7
	x95	107,8	105,2	106,7	103,9
	Antall topper over 110 % TGP	-	-	-	-
	% tid over 110 % TGP	-	-	-	-

Tabell 2. Lineære regresjonsmodeller benyttet under analyse av gassmetningsdata.

Modell nr.	Modell	R ²
1	lm(Gassmetning_Aller_stasjoner ~ Vannføring_Vosso)	0.51
2	lm(Gassmetning_Stasjoner_nedstrøms_kraftstasjon ~ Driftvannsføring_kraftverk)	0.06
3	lm(Gassmetning_Stasjoner_nedstrøms_kraftstasjon ~ Vannføring_Vosso)	0.47
4	lm(Gassmetning_Kraftstasjon ~ Vannføring_Vosso)	0.41
5	lm(Gassmetning_Kraftstasjon ~ Vannstand_v/Kraftstasjon)	0.44
6	lm(Gassmetning_Kraftstasjon ~ Driftvannsføring)	0.27



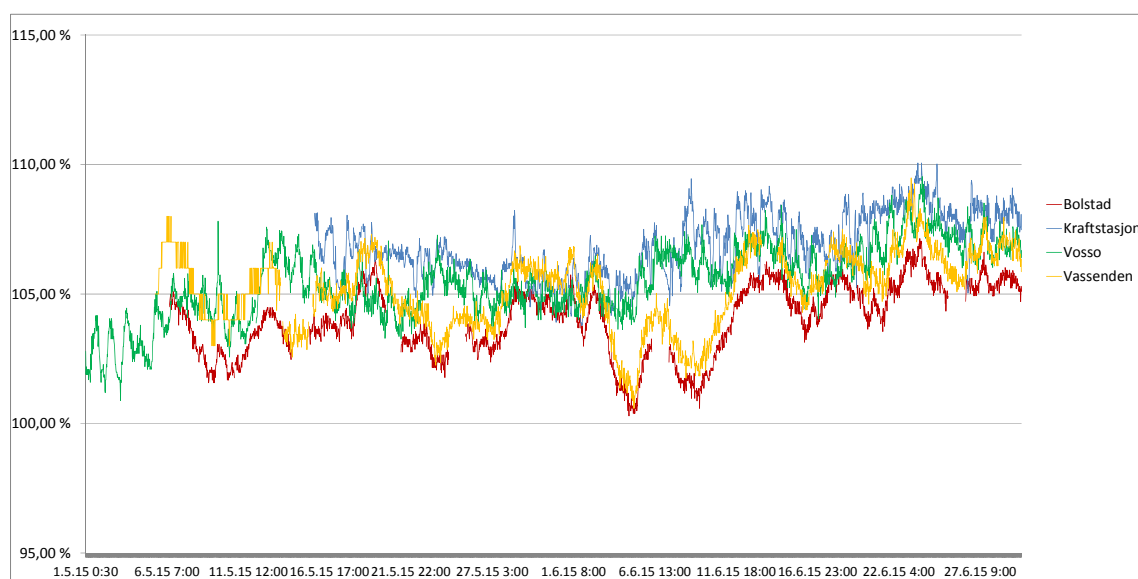
Figur 15. Enkelt scatterplot som demonstrerer forholdet mellom gassmetning (TGP) på alle overvåkingsstasjoner og vannføringen i Vosso. Trenden er en signifikant økning i gassmetning ved økt vannføring. Merk at vannføringsdata er log-transformert, da disse dataene ikke er normalfordelte.



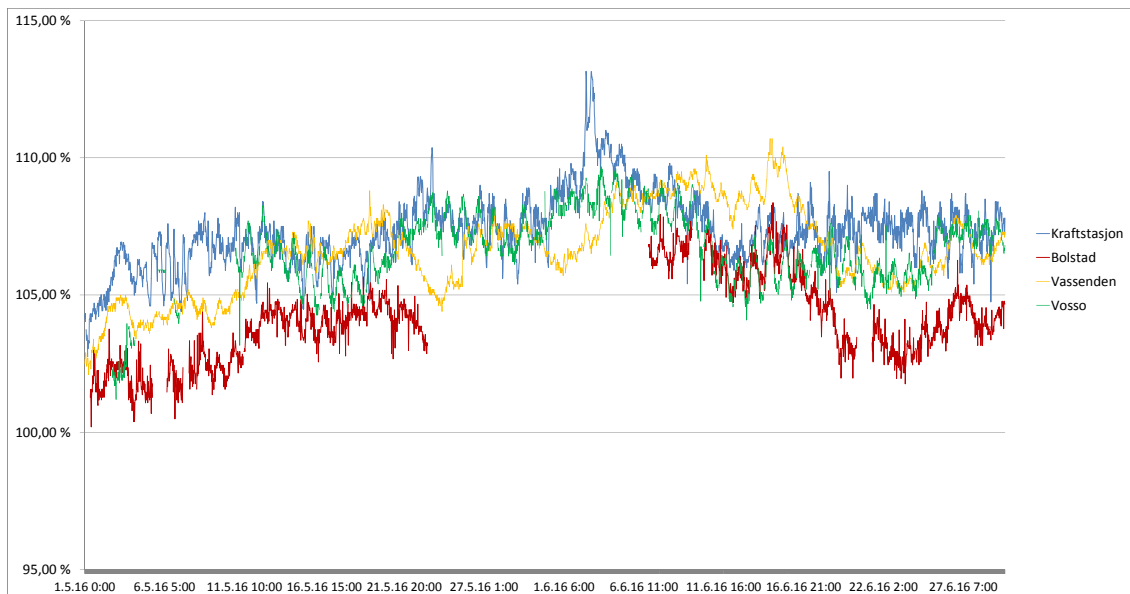
Figur 16. Oversikt over gassmetning (blå linje), vannføring Vosso (rød linje, målt på Bulken) og driftsvannføring (grønn linje) i Evanger kraftverk i perioden 01.05.2015 – 28.05.2017.

8.4 Gassovermetning under smoltutvandring

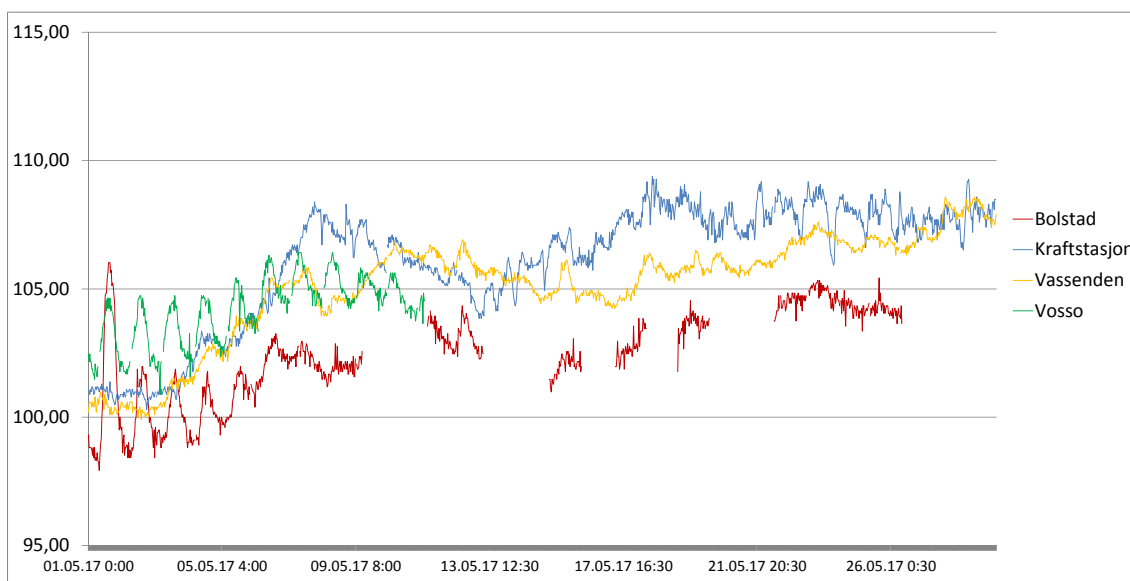
Under smoltutvandring (mai og juni) ble det registrert en tendensiell økning av overmetning fra typiske vinterverdier (100-105%) i begynnelsen av mai til nivåer mellom 105 og 110 %, maks 113,2 %, i juni 2016 (0-0). Gassmetning i kraftutløp var vanligvis størst og den samsvarte tett med gassmetning i Vosso, oftest 0-3 % over Vosso. Metning i Vassenden og Bolstad ser ut til å følge hovedmønsteret fra Vosso men har også perioder med tydelig avvik fra Vosso/kraftutløp. I disse perioder synker verdiene relativt til Vosso/kraftutløp.



Figur 17. Gassmetning på de forskjellige stasjonene under smoltutvandningsperioden (mai/juni) i 2015.



Figur 18. Gassmetning på de forskjellige stasjonene under smoltutvandringsperioden (mai/juni) i 2016.

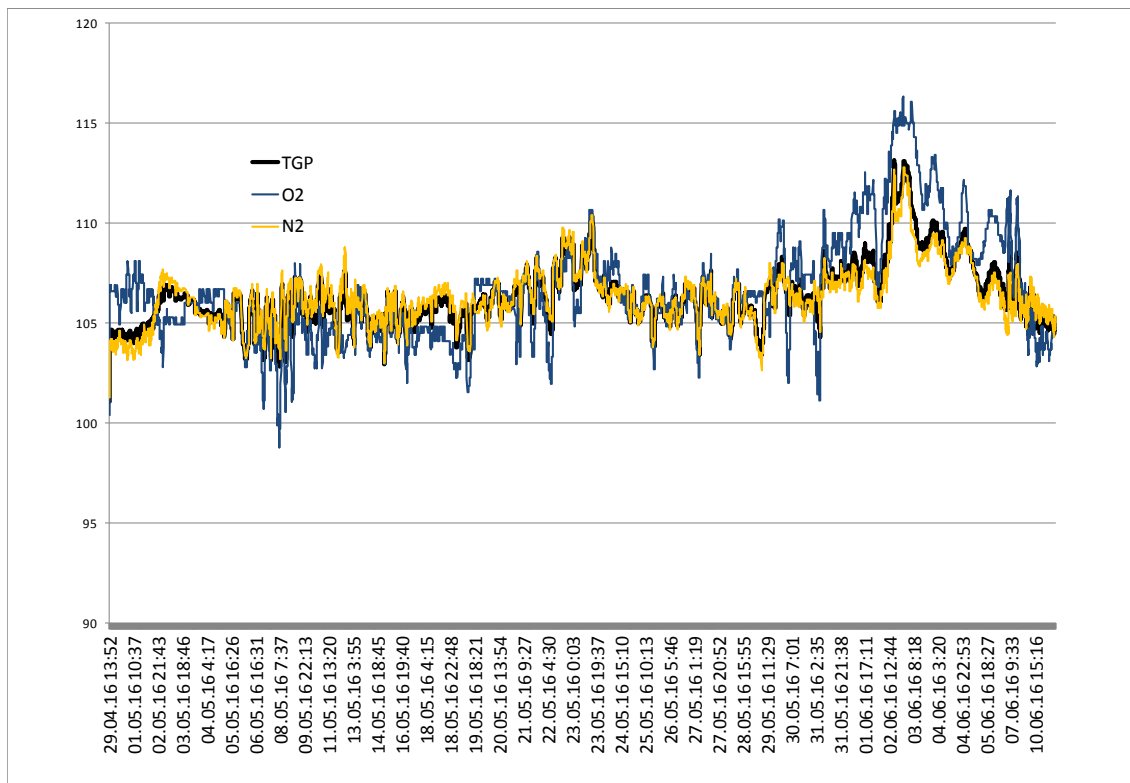


Figur 19. Gassmetning på de forskjellige stasjonene under første del av smoltutvandringsperioden (mai) 2017.

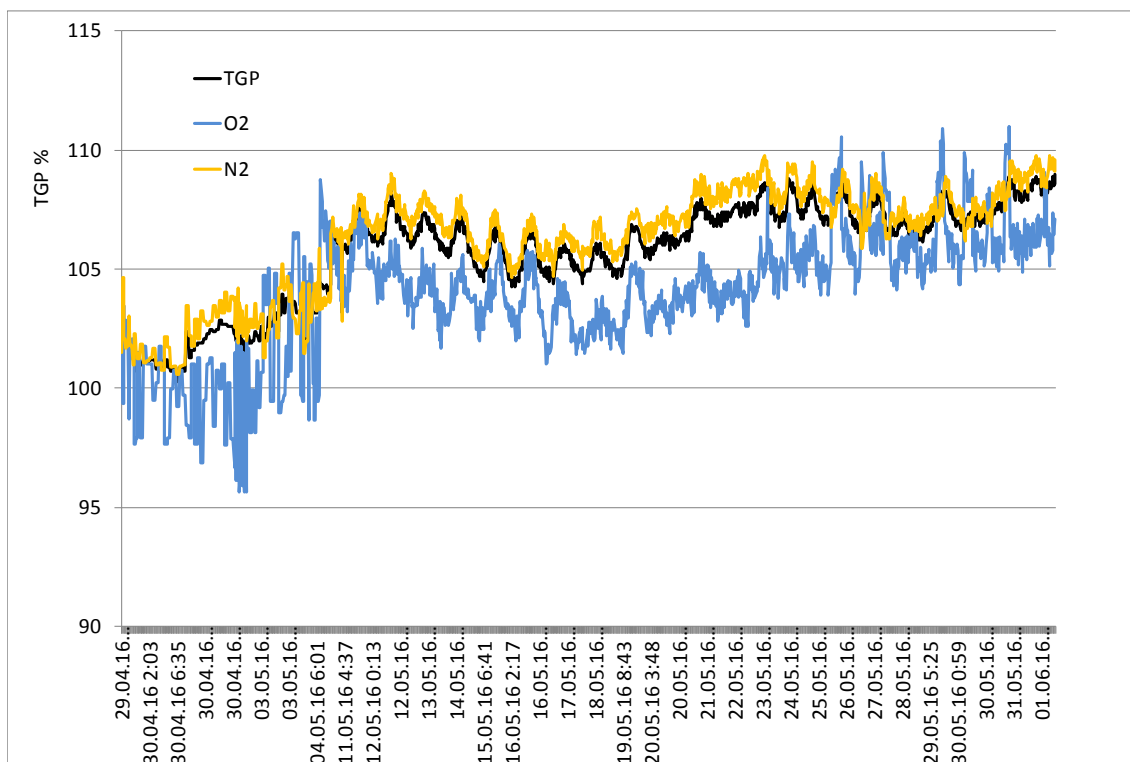
8.5 Partialgassstrykk ved kraftverk og i Vosso under smoltutvandring

Partialmetningen av Nitrogen (N_2) lå tett ved totalgassmetning i kraftutløpet og hadde stort sett samme relative verdier i overvåkingsperioden. O_2 -metningen fulgte TGP-kurven også, men hadde en tendens å ligge litt over denne, særlig ved maksimalmetninger der TGP gikk opp til 113,2 % mens O_2 -metning går opp til 116 %. I Vosso lå N_2 -metningen generelt litt høyere enn totalgassmetning, mens O_2 -metningen var litt lavere. (Figur 20 og 21) I motsetning til ved kraftutløpet viser stasjonen i Vosso tydelige døgnvariasjoner som sammenfaller med temperaturvariasjonen. Samlet sett for mai og juni

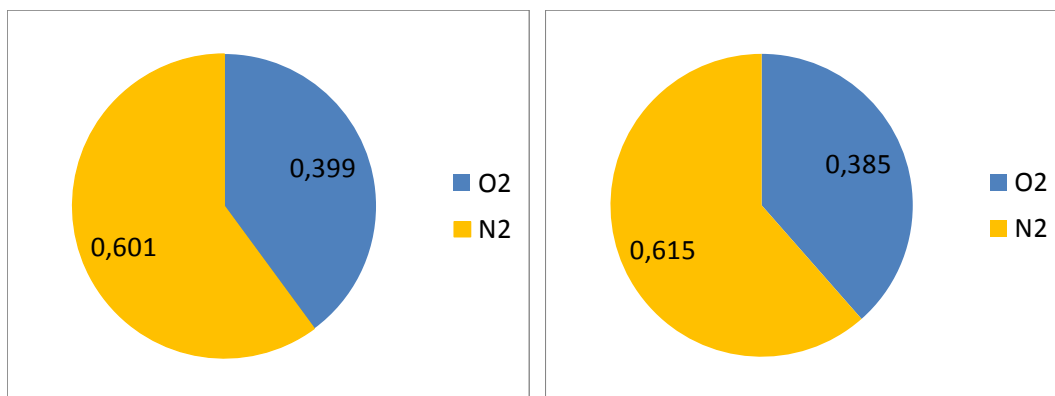
2016 var O₂-andelen ca. 39,9 % og N₂-andelen 60,1 % ved kraftutløpet. I Vosso var O₂-andelen ca. 38,5 % og N₂-andelen 61,5 % (Figur 22).



Figur 20. Partialgassmetning (%) ved Evanger kraftverk mai 2016



Figur 21. Partialgassmetning (%) i Vosso mai 2016



Figur 22. Andel løst N₂ og O₂ i vann fra Evanger kraftverk (til venstre) og Vosso (til høyre). Verdiene er typisk for løst luft i vann.

8.6 Diskusjon

8.6.1 Mulige årsaker - Gassmetning, kraftverksdrift og vannføring

Gassmetningen på overvåkingsstasjonene korrelerer godt med vannføringen i Vosso. Dette gjelder også bare for Vassenden og Bolstad, stasjonene nedstrøms Evanger kraftverk. Kraftversdrift korrelerer ikke med gassmetning på Vassenden og i Bolstadelva (0). Gassmetning i kraftverksutløpet korrelerer godt med vannføringen i Vosso men også, dog i mindre grad, med kraftverksdrift. Dette tyder på at vannføring og vannstand i vassdraget er hovedfaktoren som styrer gassmetningen på stasjonene. Maksimalmetningene blir imidlertid oppnådd i kraftutløpet og den ligger generelt høyest (median 106,7 %, maksimum 112,9 %). Dette og den svakere korrelasjonen mellom gassmetning kraftutløp og kraftverksdrift tyder på at kraftverket bidrar med 1,9 til 3,3 % ekstra (median). Dette blir så pass fortynnet med vann fra Vosso (middel 82 m³/s mot 26 m³/s fra Evanger kraftverk i tidsrom 2014-2016) at dette ekstrabidraget faller under målegrensen ved Vassenden og i Bolstadelva. Også utlufting spiller in siden både Vassenden og særlig Bolstad ligger lavest av alle stasjoner.

I Vossovassdraget ovenfor kraftverksutløpet sammenfaller overmetningsperioder (maks. 111,5 %, median ca. 104 %) med høy vannføring i elven. Det er ikke kjent menneskeskapte årsaker til denne overmetningen. Det går ut i fra at overmetningen oppstår med økende vannføring når både hydrostatisk trykk øker og med dette potensialet for løsning av luft i vann, samtidig som innblanding av luft i stryk er større. Denne gassovermetningen betraktes som naturlig. En lignende situasjon med naturlig overmetning er kjent fra andre vassdrag (Weiss, 2008; Pulg et al., 2015; Pulg et al., 2016). Gassmetningen fra Vosso preger gassmetningen på Vassenden og i Bolstadelva nedenfor og virker som hoveddrivkraften i systemet. I tillegg kommer gassovermetning fra Evanger kraftverk. Den ble observert når kraftverket var i drift. Verdiene var 1,9-3,3 % høyere (median) enn i Vosso.

Gassmetningens omfang korrelerer godt med vannføring i Vosso (og med dette også vannstand i Evangervatnet) og i mindre grad med vannføring fra kraftverket. Som årsak for overmetning finnes to mulige faktorer: 1 Luftinndrag før turbinpassasje i inntak og bekkeinntak (Pulg et al., 2016b) eller luftinndrag etter turbinpassasje i utløpskanal. Siden kraftverket har Peltonturbiner som lufter vann meget godt og siden det er bare en svak korrelasjon mellom kraftverksdriftens intensitet og overmetningens omfang samt at det mangler et typisk årsforløpsmønster med store utslag (som f eks i Brokke kraftverk), betraktes det som lite sannsynlig at overmetningens årsak ligger ovenfor turbinpassasjen. Mer sannsynlig er 2. Løsning av luft etter turbinpassasjen. Dette kan skje ved at vann som fosser ned fra Peltonturbinen tar med seg luftbobler og at disse løses i den kompakte, ca. 1

km lange utløpskanalen med et vanddyb som er avhengig av vannstand i Evangervatnet. Både hydrostatisk trykk og tid er tilstrekkelig for det observerte gassmetningsnivået. Også overmetningens lave intensitet og særlig korrelasjonen med vannføring Vosso (som indikerer vannstanden i Evangervatnet) som gir høyere hydrostatisk potensial for overmetning, taler for dette. Det kan utelukkes at vann fra Vosso eller Evangervatnet blandes inn i vannet like ved målestasjonen ved Evanger kraftverk. Dette grunnet kraftutløpets beliggenhet, og at dette gjenspeiles i data fra perioder der kraftverket ikke er i drift.

8.6.2 Sammensetning av gassene

Nitrogen (N_2) betraktes som farligere for fisk siden denne gassen ikke kan tas opp av fisken på samme måte som oksygen (O_2). Resultatene viser at N_2 -overmetning ligger i samme størrelsesorden som TGP-overmetning, og at N_2 -andelen blant de løste gassene er 60 – 61 %. Med dette er gassovermetningen potensielt farlig for fisk, dersom eksponeringsgraden er høy nok. Dessuten kan N_2/O_2 -forholdet indikere mulige kilder til overmetningen. N_2/O_2 -forholdet i Vosso og Evanger kraftverk (ca. 61 % til 39 %) ligger innenfor det forholdet som er vanlig når luft løses i vann. At O_2 -andelen er høyere enn i luft er på grunn av den høyere løseligheten til O_2 i vann (Colt 1983). Dette kan eventuelt også bekrefte hypotesen om løsning av luft etter turbinpassasjen. O_2 -andelen er litt høyere i Evanger kraftverk enn i Vosso (1 %) noe som kan tyde på nylig innblandet luft, men forskjellen er så liten at det trengs ytterligere målinger dersom dette skal testes.

8.6.3 Gassmetningsnivå og mulige effekter på fisk

Gassovermetningen som er målt var lav til moderat (median 101-107 %, maks opptil 113 %) men kan ha effekter på fisk. I klekkerier og bassenger med begrenset vanddyb kan slike verdier ved gitt N_2 -andel (60 %) føre til akutt gassblæresyke. Medianverdiene (101-107 %) kan under slike forhold føre til kroniske og indirekte effekter (atferdsendring, stress, sopp, sekundærinfeksjoner). Effekter på fisk er imidlertid annerledes i et naturlig habitat med dypere vann. Ettersom TGP verdiene er lave til moderate og særlig fordi fiskene lever i et dypere habitat med kompensasjonsmuligheter, forventes det ikke store effekter. Akutt gassblæresyke er i dette tilfellet lite sannsynlig. Gassovermetning ligger delvis over 110 % og N_2 andelen er stor nok for å gjøre gassblandingen farlig for fisk - men slike perioder er kortvarige, maksimal 3,4 % av tiden rett ved kraftutløpet i (2015) og 1,4 % i Vosso i samme år. I Vassenden og Bolstad var gassmetningen bare unntaksvis over 110 % (0,3 % av tiden i 2015, ellers ikke). For mulige effekter på fisk er hydrostatisk trykk og med dette vanddyb en avgjørende faktor. Maksimal registrert gassovermetning rett ved kraftverket (113,2 %) kan fullstendig kompenseres under 113 cm vanddyb, medianovermetning under 54-67 cm vanddyb. Ved Vassenden kan medianovermetning kompenseres fra 25-50 cm vanddyb, maksimalverdien fra 82 cm. Fisk som holder seg dypere kan ikke få gassblæresyke av den overmetningen. I Evangervatnet er det mye dypere nesten overalt og dette gjelder også mesteparten av Bolstadelva og Vosso – særlig når vannstand er høy og med dette også gassmetningen.

Eventuelle effekter på fisk er avhengig av dens eksponering for gassovermettet vann, altså tid og dose – og med dette i stor grad av atferden til fisken. Kortvarige opphold i det overmettede overflatelaget kan tolereres. Det kan imidlertid ikke utelukkes at fisk oppholder seg langvarig i overflatelaget også like ved kraftverksutløpet. Vandring, orientering, næringssøk, temperatur, strømforhold og predasjon kan bidra til dette. Også habitatbruk for yngel kan være redusert dersom fiskene unngår grunne områder.

For å belyse slike mulige effekter på fisk nærmere ble det satt i gang forsøk med smoltbur og observasjoner på fisk i Evangervatnet. Resultatene er presentert i kapittel av Sondre Kvalsvik Stenberg, se kap. 9. Ingen dødelighet i smoltburene og observasjon av friske ungfisk i grunt vann tyder på at gassovermetning har liten til ingen effekt på fisk i vassdraget. Effekter på habitatbruk av yngel i elv, som kan stå langvarig i meget grunt vann, har ikke blitt testet. Men økt antall yngel i

Bolstadelva de siste årene etter økningen i innsig av gytefisk, tyder ikke på store effekter her, se kap.3.

Er det avvik fra referansetilstand?

Vannføring i Vosso er hoveddrivkraft til gassovermetningen på målestasjonene. Avvik fra naturlig overmetning er lite. Rett ved kraftutløpet er verdiene 1,9 til 3,3 % høyere enn i Vosso. Denne kunstige effekten fra kraftverket påvirker ikke nedenforliggende stasjon Vassenden, grunnet fortynning og utlufting. Måledataene indikerer at det ikke er en målbar kunstig gassovermetning av Bolstadelva. Rett ved kraftutløpet i Evangervatnet forekommer imidlertid perioder med kunstig økt gassmetning fra kraftverket, men denne økningen er liten og kan kompenseres av fisk ved å svømme 19 - 33 cm dypere.

8.7 Konklusjoner:

- Det ble målt lav til moderat naturlig gassovermetning i Vosso i overvåkingsperioden 2015-2017, median la ved rundt 104 % TGP, maksimalverdi 111,5 %.
- Overmetningen i Vosso var knyttet til vannføring og ble mest sannsynlig forårsaket gjennom løsning av luft ved høyere hydrostatisk trykk i turbulent vann ved økt vannstand.
- Vosso dominerte vannføringen (middel 75 %, ved flom opptil 95 %, 2014-2016) og gassmetning fra Vosso var hoveddriveren for gassmetning på nedenforliggende stasjoner Vassenden og i Bolstadelva men også for de andre stasjoner.
- Det fantes kunstig gassovermetning fra Evanger kraftverk (median 105 %- 106,7 %, maks. 113,2 %). Medianverdiene la 1,9 – 3,3 % høyere enn i Vosso, maksimalveriden 1,7 % høyere).
- Årsak til gassovermetning i kraftutløpet er mest sannsynlig løsning av luft i kraftutløpskanalen etter turbinpassasje
- Gassmetning fra Evanger kraftverk hadde ingen målbar effekt på gassmetning i Bolstadelva og Vassenden. Vossos gassmetning er hoveddriveren siden vann fra Vosso dominerer totalvannføring og siden den kunstige overmetningen fra Evanger er liten i forhold til Vosso.
- Risiko for gassblæresyke hos fisk er sannsynligvis liten siden gassovermetning er liten til moderat og siden fisk i naturen kan kompensere overmetningen ved å gå dypere. Vannlag under 0,5 m var lite påvirket av gassovermetning, vannlag under 1,13 ikke i det hele tatt.
- Burforsøk med levende laksesmolt og observasjoner av ungfisk tyder på at gassmetningen ikke fører til gassblæresyke hos fisk i Vossovassdraget (se kap. 9)

8.8 Referanser

- Beeman JW, Maule AG (2006) Migration depths of juvenile Chinook salmon and steelhead relative to total dissolved gas supersaturation in a Columbia river reservoir. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 584-594.
- Blindheim B, Brox G, Heggberget T, Kittelsen A, Mellquist P, Tekle T (1984) Problemer med luftovermetning i vann fra kraftverk. Komiteen for undersøkelse av gassovermetning (in Norwegian). Oslo: Vassdragsregulantenenes forening.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Dissolved gas supersaturation. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Forseth, T. & Forsgren, E 2008: El-fiskemetodikk – Gamle problemer og nye utfordringer. NINA Rapport 488, 74 s.
- Forseth, T. & Harby, A. (Red.) Ola Ugedal, Ulrich Pulg, Hans-Petter Fjeldstad, Grethe Robertsen, Bjørn Barlaup, Knut Alfredsen, Håkon Sundt, Svein Jakob Saltveit, Helge Skoglund, Eli Kvingedal, Line Elisabeth Sundt-Hansen, Anders Gravbrøt Finstad, Sigurd Einum og Jo Vegar Arnekleiv 2013: Håndbok for miljødesign I regulerte vassdrag. NINA-Temahefte 52, 90 s
- Golmen LG (1992) Vurdering av mulighet for gassovermetning i utløpet fra kraftstasjonen ved Evengervatnet. Bergen: NIVA, 11.
- Harvey HH (1975) Gas Disease in Fishes - a review. In Adams, WA, editor, Chemistry and physics of aqueous gas solutions, Princeton, New Jersey: Journal of the Electrochemical Society, 450-485.
- Heggberget TG (1984) Effect of Supersaturated Water on Fish in the River Nidelva, Southern-Norway. *Journal of Fish Biology* 24: 65-74.
- Henry, W. (1803). "Experiments on the quantity of gases absorbed by water, at different temperatures, and under different pressures". *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* 93: 29–274. doi:10.1098/rstl.1803.0004.
- Jungwirth M, Haidvogel G, Moog O, Muhar S, Schmutz S. 2003. *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*, Facultas Universitätsverlag, Wien.
- Kondolf GM, Vick JC, Ramirez TM. 1996. Salmon spawning habitat rehabilitation on the Merced river, California. *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 899-912.
- Kondolf GM. 2000. Assessing Salmonid Spawning Gravel Quality. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 262-281.
- Kristensen T, Rosseland BO, Kiessling A, Djordevic B, Massabau JC (2010) Lack of arterial PO₂ downregulation in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) during long-term normoxia and hyperoxia. *Fish Physiology and Biochemistry* 36: 1087-1095.
- Nebeker AV (1976) Survival of Daphnia, Crayfish, and Stoneflies in Air-Supersaturated Water. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 33: 1208-1212.
- Nebeker AV, Baker FD, Weitz SL (1981) Survival and Adult Emergence of Aquatic Insects in Air-Supersaturated Water. *Journal of Freshwater Ecology* 1: 243-250.
- Pulg, U. Stranzl, S. 2015: Gassmetning nedstrøms småkraftverk med installert omløpsventil. LFI Rapport nr. 255.
- Pulg U, Stranzl S. Gassmetning i Vetlefjordselva ved Mel kraftverk. 2015. Technical Report no. 258. Bergen, Norway: Uni Research Miljø LFI; 2015.
- Pulg U, Wiik Vollset K, Barlaup BT, Stranzl S. 2016. Gassmetning i Otra nedenfor Brokke. Technical Report no. 266. 2016 Uni Research LFI, Bergen, Norway
- Pulg, U., Vollset, K. W., Velle, G. & Stranzl, S. (2016). First observations of saturopeaking: characteristics and implications. *Science of The Total Environment* 573, 1615–1621.
- Stokkebø G, Berdal B, Brox G, Fleischer E, Guttormsen G, Kjeldsen A, Tvinnereim K (1986) Bekkeinntak på kraftverkstunneler. Sluttrapport fra Bekkeinntakskomiteen (in Norwegian). Asker: Vassdragsregulantenenes forening.

- Weitkamp DE (2008) Total dissolved gas supersaturation biological effects, review of literature 1980-2007. Bellevue, Washington: Parametrix, 65.
- Weiss, R.F. 1970: The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater. Deep-Sea Research, 1970, Vol. 17, pp. 721 to 735. Pergamon Press. Great Britain.
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

9 Effekter av gassovermetning på migrerende laksesmolt (*Salmo salar*) i Evangervatnet

Stenberg S. K.^{1,2}, Velle G.^{2,3}, Powell M. D.^{1,2}, Åtland Å.¹

¹Norsk institutt for vannforskning

²Universitet i Bergen

³Uni Research Environment

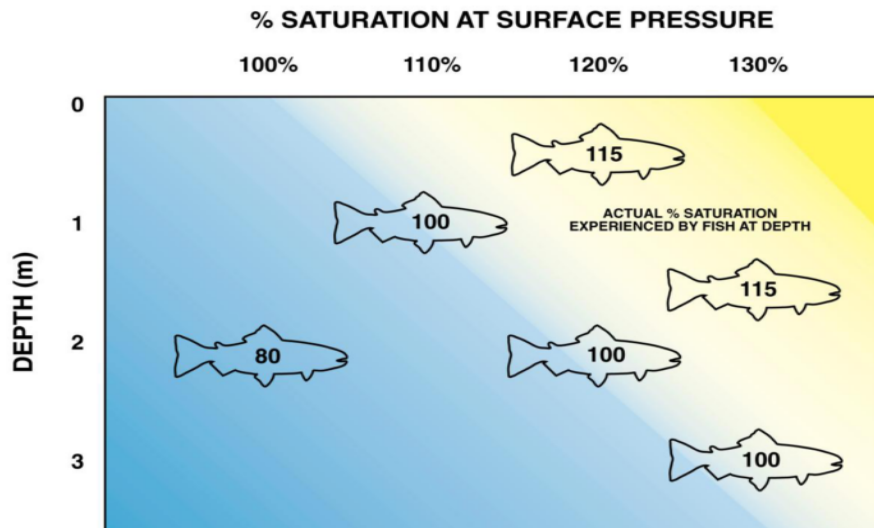
9.1 Innledning

Luft oppløst i vann kan føre til gassovermetning (Weitkamp & Parametrix 2008). Gassovermetning kan være skadelig for vannlevende organismer (Bouck 1980; Heggberget 1984; Nebeker *et al.* 1981; Nebeker 1976), og kan føre til akutt dødelighet og subletale effekter (reduisert svømmeytelse, reduserer vekst og soppinfeksjoner, Weitkamp & Katz 1980; Weitkamp & Parametrix 2008). Gassovermetning kan forekomme naturlig i elver med algeoppblomstring og nedstrøms for fossefall, men også kunstig nedstrøms vannkraftverk (Marking 1987; Heggberget 1984). Vannkraftverk har i mange tilfeller vært knyttet til episoder med gassovermetning med skadelig utfall for vannlevende organismer, særlig ved luftinndrag i bekkeinntak ved karftverk med Francis turbiner (Pulg *et al.* 2016b) og vannslipp over høye deminger i store elver i Nordamerika (Weitkamp & Parametrix 2008; Weitkamp & Katz 1980).

9.1.1 Luft oppløst i vann

Gassovermetning i vann kan oppstå når gass løses i vann under trykk og trykket deretter synker, samt ved raske temperaturforandringer i vannet. Luft er en blanding av gass som hovedsakelig består av nitrogen (ca. 78%) og oksygen (ca. 21%). I vann er løseligheten av oksygen dobbelt så høy som nitrogen (Weitkamp & Katz 1980). Et resultat av dette er at vann inneholder ca. 35% oksygen og 65% nitrogen.

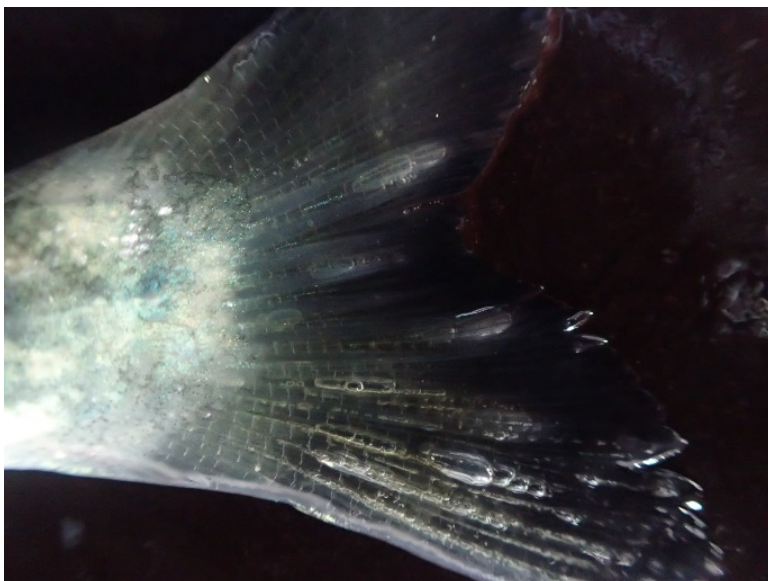
Løseligheten til gass øker med økende trykk og avtagende temperatur. Når løseligheten til gass i vann avtar vil gassmetningen kunne øke. Gassovermetningen vil derfor øke med ca. 2 % for hver økning på 1 °C i vann (Marking 1987). I tillegg vil det hydrostatiske trykket i vannet øke oppløseligheten av gassen proporsjonalt med vanddybde (Henrys lov; Henry 1803). Det resulterer i redusert gassovermetning, slik at den faktiske gassovermetning fisken utsettes for blir påvirket av dybden som fisken oppholder seg på (Weitkamp & Parametrix 2008). I vann avtar gassovermetning med omtrent 10 % per meter dybde, dersom andre faktorer som påvirker løselighet og gassovermetning holdes konstant (Weitkamp & Parametrix 2008; Figur 1). Derfor kan man si at 110 % gassovermetning på vannoverflaten er tilnærmet 100 % gassovermetning ved 1 m dybde (Weitkamp & Parametrix 2008).



Figur 1. Sammenhengen mellom overflategassmetning (%) og dybde (m): gassovermetning er redusert med ca. 10 % per m dybde (Kilde: Weitkamp & Parametrix 2008, s. 6).

9.1.2 Biologiske virkninger av gassmettet vann

Fiskens blod vil bli overmettet av gass når fisken respirerer i overmettet vann. Når blodet er gassovermettet, kan overflødig gass forlate blodet og danne bobler (Figur 2), noe som induserer en rekke dødelige og subletale effekter, ofte referert til som gassblæresyke (Bouck 1980). Tegnene på gassblæresyke er avhengig av gassovermetningsnivå. Høy og akutt eksponering for gassovermetning (> 125 %) er ikke korrelert med eksterne synlige tegn på gassblæresyke (Weitkamp & Katz 1980). Imidlertid er kronisk eksponering (ca. 105 - 125 % gassovermetning) og omfanget av gassblæresyke nært knyttet til forekomst gassbobler (Weitkamp & Parametrix 2008; Mesa *et al.* 2000). Bouck (1980) beskrev utviklingen av gassblæresyke ved at det først starter en dannelse av subkutane gassbobler og fiskene viser tegn på sykdom, senere øker dødsraten til fiskene.



Figur 2. Halefinnen av atlantisk laks (*Salmo salar* L.) fra Otra over Byglandsfjorden i Sør-Norge, med gassbobler forårsaket av gassovermetning. Foto: Sondre Kvalsvik Stenberg

9.1.3 Giftige nivåer av gassmetning på laks

Effektene av og toleransene overfor gassovermetning på atlantisk laks er dårlig dokumentert, og har fått langt mindre oppmerksomhet i forhold til hos mange andre arter, f.eks. aure, abbor og ål (Blindheim *et al.* 1984; Golmen 1992; Heggberget 1984; Kroglund & Tjomsland 2003; Stokkebø *et al.* 1986; Thorstad *et al.* 1997). Laksebestander har blitt rammet flere km nedstrøms vannkraftverk, særlig i kraftverk med Francisturbiner, og gassovermetning er ikke uvanlig i elver med laks (Kroglund & Tjomsland 2003; Pulg *et al.* 2013; Pulg *et al.* 2014; Blindheim *et al.* 1984; Pulg *et al.* 2016). Blindheim *et al.* (1984) utførte bureksperimenter og et laboratorieforsøk på atlantisk laks. Det ble rapportert dødelighet hos atlantisk laks ved 120 % gassovermetning, mens subletale effekter vil kunne oppstå ved 110 til 120 % gassmetning. I tillegg har oppdrettere av atlantisk laks rapportert produksjonsproblemer på 104 til 105 % gassmetning, noe som tyder på at atlantisk laks er spesielt følsom for gassovermetning blant laksefisk (livsfase ble ikke gitt; Marking 1987). Andre studier av gassmetning på atlantisk laks har fokusert på oksygenmetning (Kristensen *et al.* 2010; Espmark *et al.* 2010). Laksefisk (f.eks. *Salmo salar* L.) som utsettes for oksygenmettet vann utvikler imidlertid gassbobler senere i forhold til eksponering av vann mettet med luft (Nebeker *et al.* 1976; Espmark *et al.* 2010). For eksempel atlantisk laksesmolt eksponert for vann med 160 % oksygenmetning utviklet gassbobler først etter 14 dager (Espmark *et al.* 2010). Grunnen til at oksygenovermetning resulterer i gassblæresyke senere enn ved gassovermetning, kan være at i motsetning til N₂ så nyttiggjøres O₂ av fisken.

9.1.4 Gassovermetning i Evangervatnet

Overvåking av gassovermetning i Evangervatnet har vært gjennomført i flere år (Tabell 1). Gassovermetning forekommer naturlig i Vosso (<107 %). Gassovermetning ved kraftutløpet ved Evanger kraftverk er i gjennomsnitt noen prosent høyere enn i selve Vosso (Pulg *et al.* 2013). Undersøkelser av effekten og toleransen av gassovermetning på laksesmolt fra Vosso vil være av stor betydning. Informasjonen vil også ha overføringsverdi og nyttig informasjon for forvaltningen av lakseelver hvor gassovermetning er et kronisk eller periodisk problem.

Tabell 1. Median og minimum til maksimum (min-maks) av totalt oppløst gass (gassovermetning (%)) i Vossovassdraget tidligere år (1992, 2012-2013 og 2015).

Lokalitet (år)	Median gassmetning (%)	Min-maks gassmetning (%)	Kilder
Evanger kraftverk (23. og 29.06.92)	NA	104,6-105	(Golmen 1992)
Evanger kraftverk (2012-2013)	104-106	99-110	(Pulg <i>et al.</i> 2013)
Evanger kraftverk (15-31 mai 2015)	106,2	100-110	(U. Pulg, Uni Research Miljø, pers. komm.)
Vosso (2012-2013)	NA	NA-107	(Pulg <i>et al.</i> 2013)

Gassovermetning har blitt foreslått som en mulig årsak til dødelighet hos Vossolaks (Haugen *et al.* 2016). Målet med denne studien er å finne ut om eksisterende gassovermetning har negative effekter på overlevelse av atlantisk laksesmolt nedstrøms kraftverket i Evangervatnet.

9.2 Metoder

9.2.1 Feltstudie 1: Burforsøk

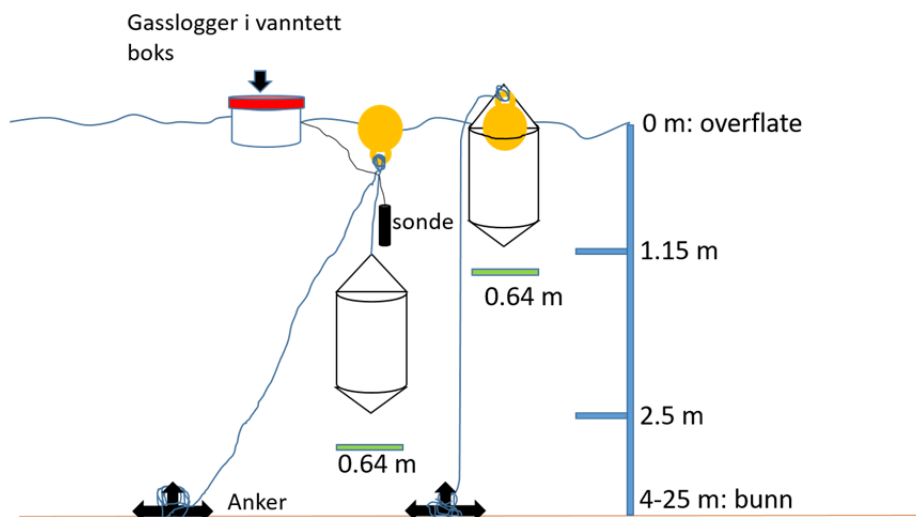
Laksesmolt ble holdt ved fire lokaliteter (Figur 2.1) med forskjellige avstander fra kraftstasjonen for å studere sammenhengen mellom gassovermetning, dødelighet, tegn på gassblæresyke og forhøyede nivåer av stress.

Lokaliteten ved innløpet av Evangervatnet lå oppstrøms kraftverket nær Vosso (Figur 2.1). Lokaliteten ved kraftverket lå sør for kraftverksutløpet. Lokalitet F.H. lå i sundet mellom Fadnes og Hernes (Figur 3). F.H. lå i nærheten av kraftverket og migrerende smolt fra Vosso passerer gjennom dette sundet. Lokaliteten ved utløpet av Evangervatnet lå ca. 4,7 km nedstrøms F.H.



Figur 3. Evangervatnet med burlokalitetene (F.H, kraftverksutløpet, innløpet og utløpet). Kartdata: NVE atlas 3.0 n.d..

To overflatebur (holdt på 0 til 1,15 m dybde) og to nedsenkede bur (holdt på 1,15 til 2,5 m dybde) ble plassert på hver burlokalitet (Figur 4). Formålet med overflateburene var å teste potensielle effekter av gassovermetning for smolt plassert nær overflaten. Formålet med nedsenkede bur var å teste effekten av økt hydrostatisk trykk. 10 og 15 smolt ble henholdsvis holdt i hvert nedsenket bur og overflatebur.



Figur 4. Burdesign: Venstre bur er nedsenket (0,15 til 2,5 m dybde) og høyre er i overflaten (0 til 1,15 m dybde). Blåsen (oransje) var plassert inne i overflataburet og utenfor det nedsenkede buret. Gassloggerne ble plassert i vannrette bokser og gasssondene (svart sylinder) ble festet til blåsene.

Smolten ble holdt i overflataburene for en 4-dagers og en 14-dagers gassmetningseksposering fra den 10. mai 2016 (Figur 5). Fem fisker fra hvert overflatabur ble undersøkt for fysiologi (gassblæresyke, kortisol og histologi av gjeller, hjerne og hjerte) etter fire dager (totalt 40 smolt, Figur 5). Videre ble fem fisker fra hvert overflatabur undersøkt for fysiologi etter 14 dager (totalt 40 smolt). Smolt ($n=80$) som ble holdt i de nedsenkede burene ble holdt over en 14-dagers periode fra 10. mai 2016 (Figur 5), før de ble undersøkt for gassblæresyke. Den korte eksponeringsperioden skulle tilsvare den tiden utvandrende smolt sannsynlig brukte i den østlige delen av Evangervatnet. Den lange eksponeringsperioden var ventet å gi kunnskap om den kumulative effekten av langvarig eksponering for gassovermetning.

	Dybde på bur	Introduksjon av smolt: — Kontroll av smolt: ◆ Uttak av smolt: ◆		
		0 dager	4 dager	14 dager
Overflatabur	0-1.15 m	Introduisert: 15 smolt x 2 bur x 4 lokaliteter	Uttak: 5 smolt x 8 bur x 4 lokaliteter	Uttak: 5 smolt x 2 bur x 4 lokaliteter
Nedsenket bur	0-1.15 m 1.15-2.5 m	Introduisert: 10 smolt x 2 bur x 4 lokaliteter	◆	Uttak: 5 smolt x 2 bur x 4 lokaliteter

Figur 5. Eksperimentelt design: Det var fire bur på hver av de fire lokalitetene. To overflatabur (holdt på 0 til 1,15 m dybde) med 15 smolt i hvert bur og to nedsenkede bur (holdt på 1,15 til 2,5 m dybde) med 10 smolt i hvert bur. De grønne rutene representerer eksponeringstiden til gassovermetning før prøvetaking av smolt (etter fire og 14 dager). De nedsenkede burene ble hevet til overflaten for en kontroll etter fem dager eksponering (blå firkant).

Gassovermetning ble logget med 20 minutters intervaller med en Total Gas Analyzer 3.0 (Fisch- und Wasser, Pulg 2015b, 2015a) ved hver burlokaltet i tidsrommet med burforsøk (10. til 24. mai 2016, Figur 3). Gasslogging ved F.H. fortsatte frem til den 2. juni 2016. Gassloggerne var plassert inni vanntette bokser (Figur 4).

9.2.2 Feltstudie 2: Elektrofiske og snorkling

Elektrofiske og snorkling ble utført for å vurdere om fisk unngikk områder ved utløpet av Evanger kraftverk og om villfisk hadde tegn til gassblæresyke. Elektrofiskestranektene ble fisket tre ganger på hver av datoene 08. mai 2016 og 21. mai 2016, ved lokalitetene M, N, O og P (Figur 6). Transektene var 30 m lange og 3,5 m brede (105 m²). Fanget fisk ble sortert i bøtter og all fanget fisk ble undersøkt for gassblæresyke.



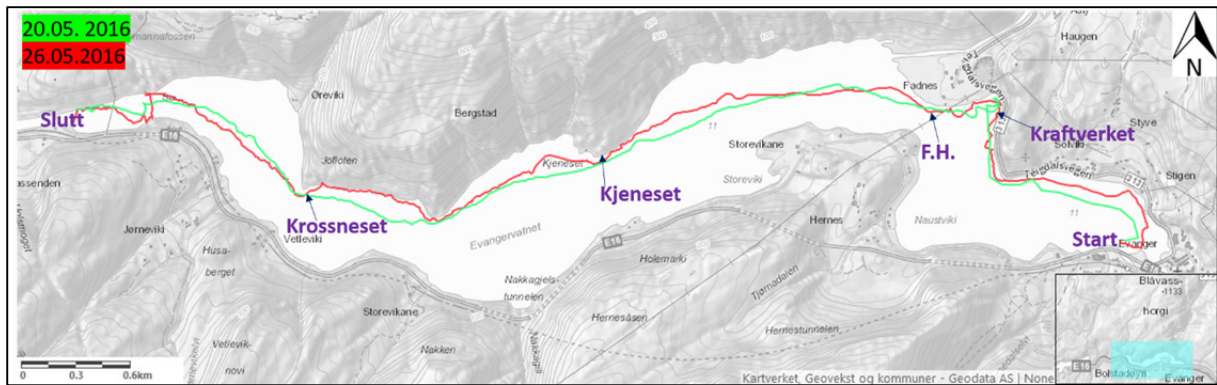
Figur 6. Elektrofiske ble utført ved M, N, O og P. Snorkling ble utført ved strandlinjen mellom lokalitet N og O (ca. 140 m distance). Kartgrunnlag: NVE atlas 3.0 n.d..

Et transekt på ca. 140 m nær land på nordsiden av kraftverkutløpet ble undersøkt med snorkling den 25. april, den 9. mai og den 22. mai 2016 (Figur 6). Snorkling ble utført fra midnatt til kl. 02:00. Det ble benyttet lommelykter for å se fisken og fisken ble registrert. Av erfaring kan gassbobler (forårsaket av gassblæresyke) på halefinnen og gattfinnen observeres uten lysmikroskop. Fisken ble også fotografert under snorklingen. Hvis gassblæresyke var til stede ville det sannsynligvis være mulig å oppdage fisk med gassbobler i bildematerialet.

9.2.3 Feltstudie 4: Smoltslep

Sleping av smolt ble gjennomført for å gi informasjon om virkningene av gassovermetning på smolt som vandrer gjennom Evangervatnet. 10 smolt ble slept gjennom Evangervatnet den 20. mai 2016 og den 26. mai 2016 (Figur 7). Det ble brukt en spesialdesignet båt med et bur (0-1 m dyp) som ble senket ned gjennom skroget.

Båten med smolt var utstyrt med gasslogger, GPS og to kameraer som filmet smolten. Dataene fra gassloggeren ble sammenlignet med GPS-sporet for å finne gassverdiene gjennom vannet. Det ble holdt lav motorkraft og 70 m avstand mellom båten med smoltbur til selve slepebåten, for å minimere risiko for at fisken ble påvirket av luftbobler fra slepebåtens motor.

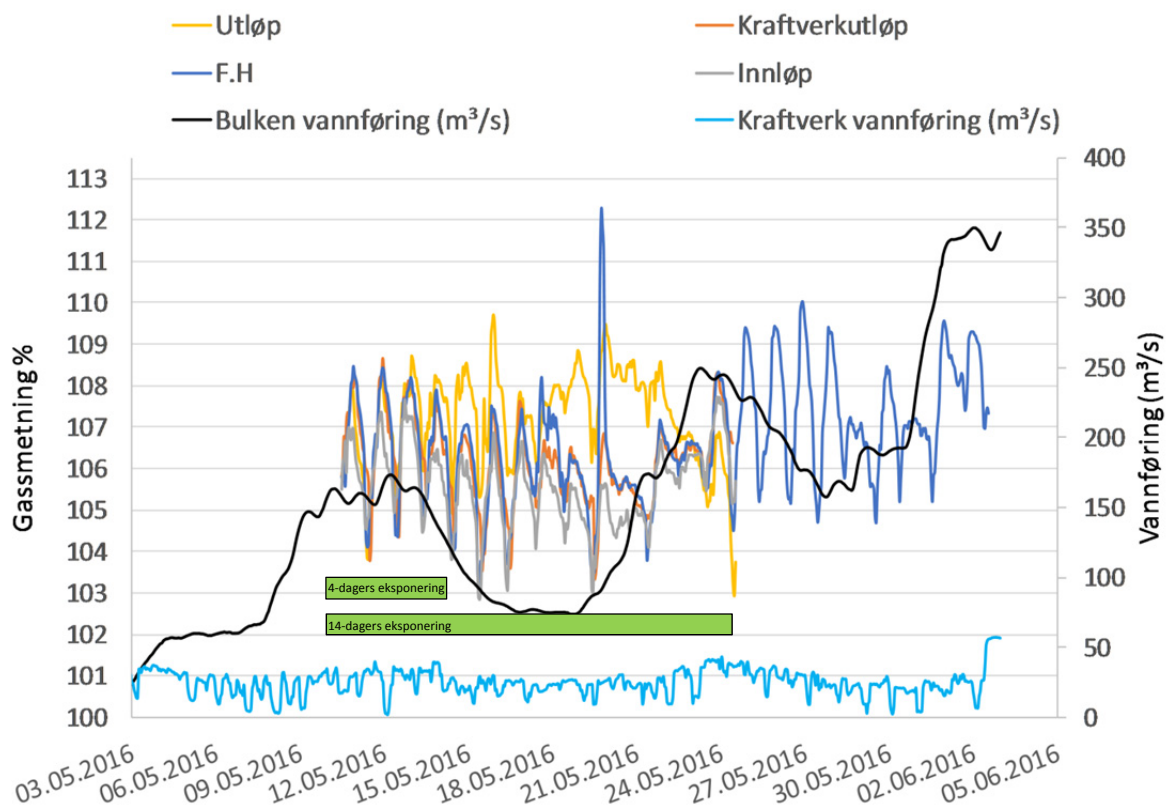


Figur 7. Oversikt over GPS-sporene for smoltslepene 20. mai 2016 (grønn) og 26. mai 2016 (rød). "Kraftverket", "F.H.," Kjeneset ", " Krossneset ", "start" og "slutt" representerer ulike steder i innsjøen. Kartgrunnlag: NVE atlas 3,0 n.d.

9.3 Resultater

9.3.1 Gasslogging ved burlokalitetene

Det var store variasjoner i gassmetning gjennom døgnet i løpet av eksponeringsperioden (Figur 8). Smolten i burene ble eksponert for gassmetning mellom 102,9 til 108,8 % i løpet av 4-dagers gassmetningseksponering (10. til 14. mai 2016) og 102,7 til 112,8 % gassmetning i løpet av 14-dagers gassmetningseksponering (10. til 24. mai 2016; Tabell 2). Gassmetningsverdiene var høyest på kveld og natt, og lavest midt på dagen (Figur 8). Det var to flommer i Vossovassdraget i løpet av eksponeringsperioden (Figur 8). Fra starten av andre flomperiode var det mindre døgnvariasjoner i gassmetning (19 mai 2016, Figur 8).



Figur 8. Gassmetning (%) målt ved utløp (gul), F.H (blå), kraftverktøp (oransje) og innløp (grå) fra 10. mai 2016 til 24. mai 2016. 4-dagers gassmetningseksposering og 14-dagers gassmetningseksposering representerer perioder med smolt holdt i bur. Den sekundære akselen representerer vannføring ved Bulken og kraftverket.

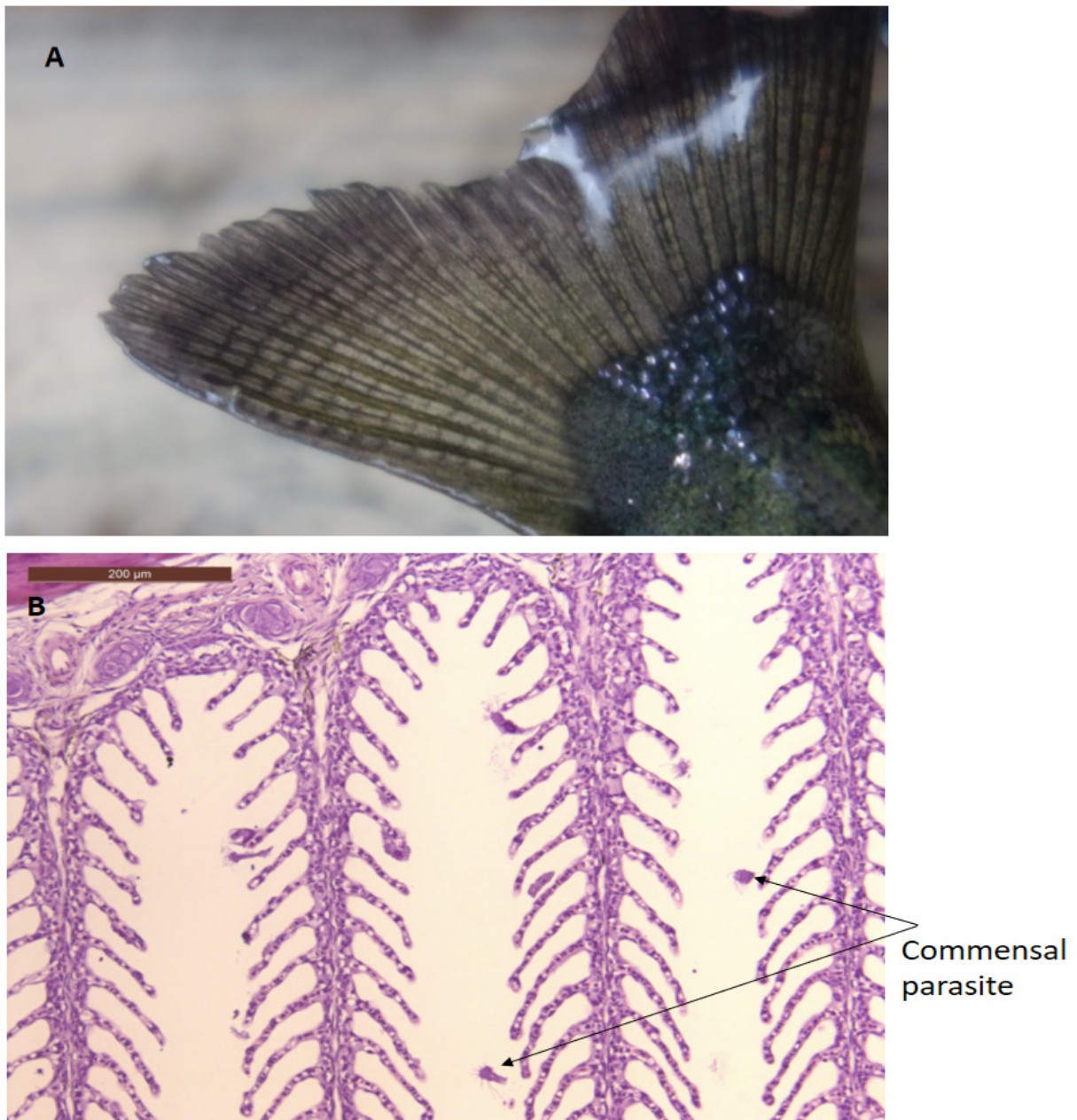
Gassmetningen var generelt høyest nedstrøms Evanger kraftverk (Utløp, F.H og kraftverktøp) og lavest oppstrøms kraftverket (Innløp) for begge eksponeringsperiodene (Figur 8). Smolten i burene ble eksponert for gassmetningsverdier med median fra 106,0 til 107,3 % og 105,6 til 107,5 % henholdsvis etter 4-dagers og 14-dagers eksponering (Tabell 2).

Tabell 2. 25. persentilen, median (50. persentil), 75. persentil, minimumsverdien (Min) og maksimumsverdien (Maks) for gassmetning (%) ved 4-dagers (10. til 14. mai 2016) og 14 dager (10. til 24. mai 2016) gassmetningseksposering. Usikkerheten på målingene er $\pm 1\%$.

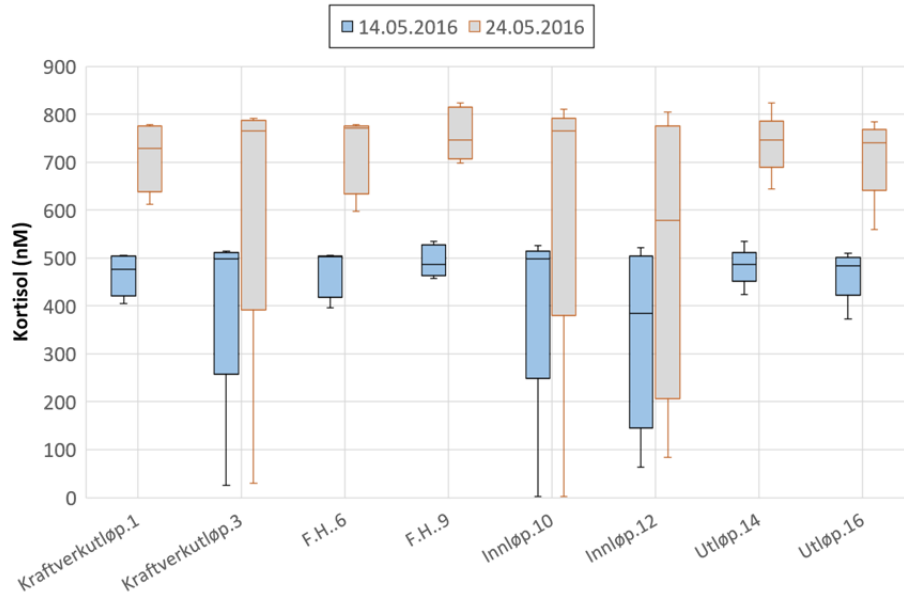
Eksponering og lokalitet	25. persentil gassmetning (%)	Median gassmetning (%)	75. persentil gassmetning (%)	Min gassmetning (%)	Maks gassmetning (%)
4-dager gassmetningseksposering					
Utløp	106,2	107,3	107,8	103,7	108,8
F.H.	105,5	106,9	107,7	102,9	108,5
Kraftverktøp	106,1	106,7	107,5	103,7	108,7
Innløp	105,4	106	106,7	103,6	107,8
14-dager gassmetningseksposering					
Utløp	106,6	107,5	108	102,7	109,8
F.H.	105,5	106,3	107	102,9	112,8
Kraftverktøp	105,5	106,2	106,7	102,9	108,7
Innløp	104,9	105,6	106,2	102,7	107,8

9.3.2 Feltstudie 1: Burforsøk

Det var ingen dødelighet eller tegn til gassblæresyke for smolt holdt i overflatebur for hverken 4-dagers eksponering (120 smolt) eller 14-dagers eksponering (80 smolt, Figur 10). Det var heller ingen tegn til dødelighet eller gassblæresyke blant de 80 smoltene holdt i nedsenkede bur over 14 dager. En kommensal parasitt (harmløs) ble funnet i 91,2 % av fiskens gjeller (Figur 9). 23,8 % av gjellene viste fokal hyperplasi (proliferasjon av vev med differensierte celler), klubbing (akkumulering av epitelceller ytterst på sekundærlamellene) og inflammasjon. Epitelcelleseparasjon (epitelceller som løsner fra underlaget til lamellen) og ødem (epitel løftes fra underlaget) forekom i 13,7 % av gjellene.



Figur 9. Ingen tegn til gassbobler ble funnet: En halefinne (A) og en gjelle med kommensal parasitt (B). Median kortisolnivå hos totalt 80 smolt i overflatebur varierte fra 383,7 til 502,3 nM ved prøvetaking den 14. mai 2016 og fra 578,0 til 771,4 nM ved prøvetaking den 24. mai 2016 (Figur 10). Kortisolnivåene var signifikant høyere 24. mai 2016 (gjennomsnitt = 673,911; $F(1,14) = 36,810$; $p < 0,001$) sammenlignet med 14. mai 2016 (Figur 10). Det var ingen signifikante forskjeller i kortisol mellom burlokalitetene.



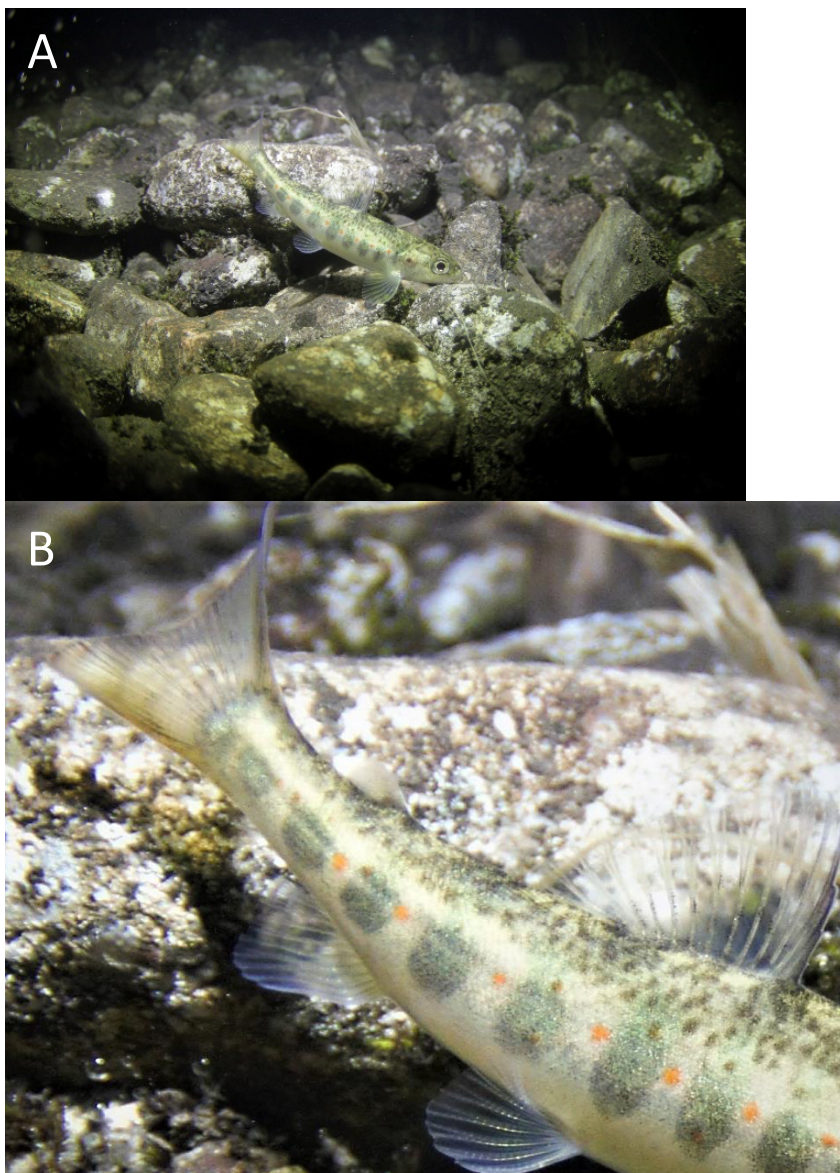
Figur 10. Boksploott (25., 50. og 75. persentil) av kortisolnivå (nM) 14. mai 2016 (blå bokser) og 24. mai 2016 (grå bokser) hos laksesmolt (n = 80) holdt i overflatebur ved kraftverktløp (bur 1 og 3), F.H (bur 6 og 9), innløpet (bur 10 og 12) og utløp (bur 14 og 16). Boksens øvre og nedre grense representerer henholdsvis maksimums- og minimumsverdiene.

9.3.3 Feltstudie 2: Elektrofiske og snorkling

Både laks og aure (*Salmo trutta*) ble fanget med elektrofiske på lokalitetene nærmest Evanger kraftverk (lokalitet N og O) 09. mai 2016 (laks n = 2, aure n = 15) og 21. mai 2016 (laks n = 2, aure n = 9). Ingen laks eller aure ble fanget på lokalitet M (sør for kraftverket) og P (lengst nedstrøms kraftverket). Fiskene viste ingen tegn til gassblæresyke. Både laks og aureyngel (0+), og juvenil og voksen (> 0+) ble observert ved snorkling. Det ble ikke observert tegn til gassbobler på noen av fiskene (Tabell 3, Figur 11).

Tabell 3. Antall laks og aure der finner (brystfinner, ryggfinner, halefinner, gattfinner og bukfinner) ble undersøkt for gassbobler på bilder tatt under snorkling og antall finner med gassbobler.

Dato og art	Antall fisk undersøkt for gassbobler					Finner med gassbobler
	Brystfinne	Ryggfinne	Halefinne	Gattfinne	Bukfinne	
25.04.2016						
Laks (n=3)	3	3	3	3	3	0
Aure (n=2)	2	2	1	0	2	0
10.05.2016						
Laks (n=2)	2	2	1	2	2	0
Aure (n=12)	12	9	5	7	11	0
22.05.2016						
Laks (n=9)	7	7	3	6	9	0
Aure (n=22)	17	18	10	13	17	0

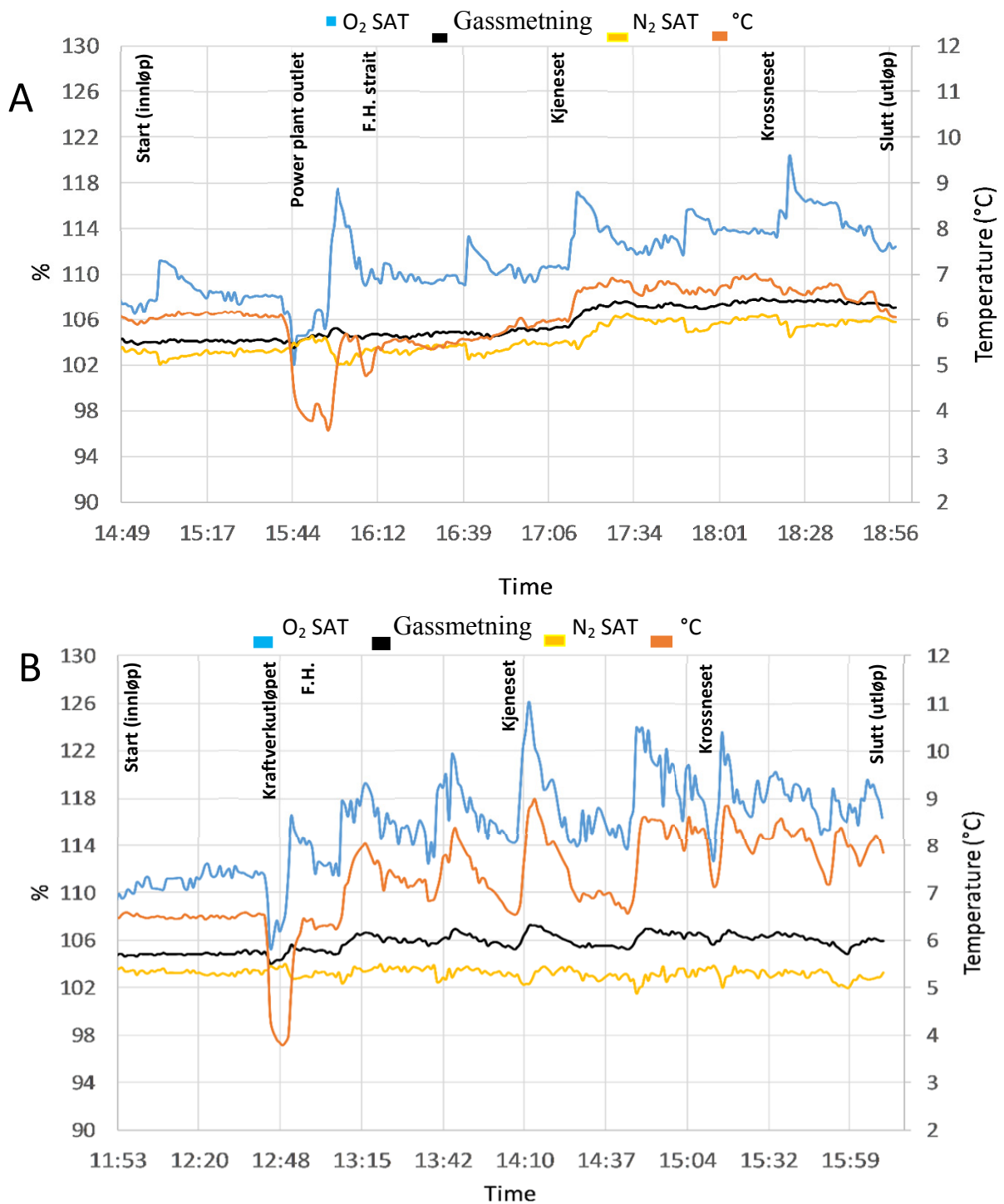


Figur 11. Originalbilde (A) og forstørret bilde (B) av en laksesmolt i strandsonen ved kraftverket. Foto: Bjørn Barlaup, LFI

9.3.4 Feltstudie 4: Smoltslep

Smolt slept på tvers av Evangervatnet viste ingen tegn til gassblæresyke. 10 av 10, og 9 av 10 smolt ble slept gjennom vannet henholdsvis 20. mai 2016 og 26. mai 2016. Smolten som ikke ble slept ble tatt ut av forsøket på grunn av deformert halefinne. Slepene tok ca. 4 timer.

Gassovermetning økte fra innløpet til utløpet av Evangervatnet under første slep, mens gassovermetningen varierte mer i løpet av andre slep (Figur 12). Høyeste topp i gassovermetning ble målt etter å ha passert Krossneset den 20. mai og like etter Kjeneset den 26. mai. Temperaturen varierte fra 3,6 til 7,0 °C og 3,8 til 9,0 °C i løpet av smoltslepene henholdsvis 20. og 26. mai. Det ble også observert en del lokale variasjoner i O₂-metning.



Figur 12. O₂ metning (%), gassovermetning (%), N₂ metning (%) og temperatur (°C) gjennom Evangervatnet 20. mai 2016 (A) og 26. mai 2016 (B). "Start (innløp)," kraftverk, "F.H. sundet "," Kjeneset "," Krossneset "og" utløp "representerer ulike steder i Evangervatnet.

9.4 Diskusjon

Gassblæresyke hos fisk er knyttet til omfanget av gassbobler i blod og vev til fisk (Weitkamp & Parametrix 2008; Mesa *et al.* 2000). Bouck (1980) rapporterte for eksempel at det første trinn i gassblæresyke er bobledannelse i blodet og i gjellene. Deretter begynner overskudd av gass å danne bobler i epitelet til fisken. Flere studier har rapportert økt dødelighet med økt nivå av gassovermetning (Newcomb 1974; Antcliffe *et al.* 2002; Dawley & Ebel 1975; Mesa *et al.* 2000). Laksesmoltene viste ingen tegn til gassblæresyke eller dødelighet i denne studien, noe som tyder på at gassmetningsverdiene lå under det kritiske nivået.

Per dags dato finnes det ingen tilsvarende burstudie utført med atlantisk laks. Laboratorie- og feltstudier har derimot blitt utført med flere typer laksefisk på ulike livsstadier, holdt på ulike dybder og ulike eksponeringer (antall dager og nivå, Antcliffe, Fidler & Birtwell 2002; Dawley & Ebel 1975; Geist *et al.* 2013; Heggberget 1984; Mesa, Weiland & Maule 2000; Shrimpton, Randal & Fidler 1990; Weitkamp & Parametrix 2008). Flere studier har vist at laksefiskyngel eksponert for opptil 110 % gassovermetning ikke har resultert i mortalitet. For eksempel, var det ingen dødelighet hos yngel av chinook laks (*Oncorhynchus tshawytscha*) og regnbueaure (*Oncorhynchus mykiss*) eksponert for 110 % gassmetning på 0-28 cm dybde i henholdsvis 22 og 11 dager (Mesa *et al.* 2000; Antcliffe *et al.* 2002). Det forekom heller ingen dødelighet under laboratorieforsøk med chinook lakseyngel og regnbueaureyngel holdt i 23 cm og 25 cm dype tanker på 106 % gassmetning i 35 dager (Dawley & Ebel 1975; Newcomb 1974). I disse studiene var det i motsetning til i vårt studie flere av fiskene som hadde tegn til gassblæresyke (Newcomb 1974; Mesa *et al.* 2000; Antcliffe *et al.* 2002; Dawley & Ebel 1975).

Det er minst fire forskjeller mellom disse studiene og vårt burforsøk som kan ha resultert i forskjellige resultater: For det første kan smolt ha kommet seg fra gassblæresyke ved tidspunktet for prøvetaking i dette studiet. Smolt utsatt for gassblæresyke vil ofte utvikle soppinfeksjoner (Weitkamp 1976). Det ble ikke observert tegn til soppinfeksjoner på smoltene i dette studiet. For det andre kan laksefisk ha forskjellig toleranse for gassovermetning. For eksempel, chinook lakseyngel eksponert for 130 % gassovermetning på 28 cm dybde hadde 20 % dødelighet etter 3 til 6 timer. Når regnbueaureyngel ble testet for de samme miljøforhold hadde de en dødelighet på 20% etter 5 til 7 timer (Mesa *et al.* 2000). For det tredje var de fleste fiskene som utviklet gassblæresyke eksponert over lengre tid (8-35 dager) sammenlignet med smolt holdt i dette forsøket. Med økt eksponeringstid øker også risikoen for gassblæresyke (Mesa *et al.* 2000). For det fjerde ble laksen holdt nærmere overflaten i laboratoriestudiene (<30 cm dybde) enn i denne undersøkelsen. Fisk vil ha redusert effekt (f.eks dødelighet) fra gassovermetning ved økt dybde (Ebel 1969; Dawley *et al.* 1975; Weitkamp 1976; Heggberget 1984). Gassmetning er redusert med ca. 10 % for hver m dybde (Weitkamp & Parametrix 2008; Figur 1.1).

På grunn av hydrostatisk kompensasjon vil fisk som oppholder seg i dypere vannlag bli eksponert for lavere gassmetning enn ved overflaten (Weitkamp 2000; Weitkamp *et al.* 2003; Heggberget 1984). Radiomerket aure (*Oncorhynchus mykiss*, *Salmo trutta*, *O. clarki*, *Salvelinus confluentus*) oppholdt seg i gjennomsnitt på 1,3 m dyp (Weitkamp *et al.* 2003). Det har også blitt observert at aure (*Salmo trutta*), abbor (*Perca fluviatilis*) og ål (*Anguilla anguilla*) holdt i overflatebur hadde høyere dødelighet sammenlignet med fisk observert under dykking og garnfiske langs bunnen (Heggberget 1984). Basert på disse funnene, konkluderte Heggberget (1984) med at villfisken unngikk dødelighet direkte fra gassovermetning ved å oppholde seg i dypere deler av elva sammenlignet med fisken som ble holdt i overflateburene. Forskjeller i dybdefordelingen mellom livsstadier og arter er ikke usannsynlig (Weitkamp *et al.* 2003). Hvorvidt funnene i den foreliggende studien også gjelder naturlig migrerende atlantisk laksesmolt er uklart.

Noen arter av fisk kan ha unnvikelsesrespons til gassovermetning og derfor aktivt migrere fra områder med høy gassovermetning (Beeman & Maule 2006; Stevens *et al.* 1980). Stevens *et al.* (1980) testet om smolt av stillehavslaks (*Oncorhynchus kisutch*, *Oncorhynchus gairdneri* og *Oncorhynchus tshawytscha*) og regnbueaure hadde unnvikelsesrespons til gassovermetning ved å eksponere fisken i en tank med flere tilgjengelige avdelinger med ulik gassovermetning. Laksen unngikk generelt områdene med 145 % og 125 % gassmetning, mens regnbueaure ikke viste unnvikelsesrespons (Stevens *et al.* 1980). Unnvikelsesresponsen for atlantisk laks til gassovermetning er ikke kjent.

Fisk kan komme seg etter å ha vært eksponert for høye gassovermetningsnivåer ved å svømme til dypere vann (Knittel *et al.* 1980; Elston *et al.* 1997; Schiewe 1974). Regnbueaure holdt i bur (0,1 m, 0,5 m og 1 m dyp) mistet alle tegn på gassblæresyke når fisken ble senket til tre meters dyp i to timer etter en nesten-dødelig gassovermetningseksponering (Knittel *et al.* 1980). Utvandrende laksesmolt i Evangervatnet kan migrere mot dypet og kompensere for gassovermetning, ettersom størsteparten av Evangervatnet er dypere enn 10 m (Bjørklund & Brekke 2000).

Atlantisk laksesmolt holdt i oppdrettsmerder viser variasjon i svømmemønster gjennom dagen (Fernö *et al.* 1995; Oppedal *et al.* 2001). I merden svømmer laksen ofte nærmere overflaten i løpet av natten enn om dagen (Fernö *et al.* 1995; Oppedal *et al.* 2001). Fôring av fisk i oppdrett er imidlertid vanligvis utført ved overflaten i løpet av dagen, noe som motiverer laksen til å svømme nærmere overflaten om dagen heller enn om natten. Migrerende atlantisk laksesmolt har også vist et daglig svømmemønster. Atlantisk laksesmolt svømte hovedsakelig på 1 til 3 m dyp i løpet av dagen og grunnere enn 0,5 m dyp i løpet av natten i Hardangerfjorden (Davidsen *et al.* 2008). Daglig svømmemønster kan være knyttet til predator unngåelse. Ved å svømme dypere på dagen minimeres predasjon fra land, mens ved å svømme nærmere overflaten om natten reduserer fisken predasjon nedenfra (Reddin *et al.* 2006; Davidsen *et al.* 2008; Fernö *et al.* 1995). Som migrerende smolt i sjøen vil migrerende smolt i Evangervatnet mest sannsynlig bli predatert av både fugl (f.eks. laksand, siland og storskarv; Haugen *et al.* 2016) og fisk (f.eks. *Salmo trutta* og *Salvelinus alpinus*; Sægrov 1999). Utvandrende laksesmolt i Evangervatnet vil derfor sannsynlig ha et lignende daglig svømmemønster. Med et tilsvarende svømmemønster i Evangervatnet vil smolten være utsatt for gassovermetning i løpet av natten og ikke i løpet av dagen. Det kan ikke utelukkes at noen fisk som svømmer ved overflaten opplever effekter fra gassovermetning, men antallet fisk som berøres og effekten er trolig liten.

9.4.1 Stressmålinger

Plasmakortisolnivå i dette studiet (median varierte fra 384-771 nM) var høyere enn normale bakgrunnsnivå for atlantisk laks (<50 nM ; Finstad, Iversen & Sandodden 2003; Iversen & Eliassen 2009; Iversen, Finstad & Nilssen 1998; Sandodden & Iversen 2001). Atlantisk laksesmolt har en naturlig økning av kortisol i smoltifiseringsperioden som finner sted i løpet av våren. Laksesmolt i slutten av smoltifiseringen har normalt et kortisolnivå på ca. 55-69 nM (Langhorne & Simpson 1981). De målte kortisolnivåene i dette forsøket kan derfor indikere forhøyde stressnivåer hos smolten holdt i bur.

Kortisolnivået økte signifikant fra 14. til 24. mai. Gassovermetning kan ha vært medvirkende årsak til økningen i kortisolnivået som en følge av kronisk stress over tid. I motsetning til det foreliggende resultat, viste regnbueaureyngel ingen endring i blodkjemi ved utsettelse for gassovermetning under 110 % i 35 dager i grunne tanker (Newcomb 1974). Kortisolnivåene viste heller ikke signifikant forskjellige mellom områdene oppstrøms og nedstrøms kraftverket. Det er derfor lite sannsynlig at gassovermetning har resultert i de høye kortisolnivåene.

Kortisolnivå hos laks i denne studien var tilsvarende til det en ser ved for eksempel transport og håving av laks (Iversen *et al.* 1998; Iversen & Eliassen 2009). Kronisk stress resulterer vanligvis i lavere kortisolnivå enn akutt stress ettersom laksen vanligvis begynner å tilpasse seg stresset (Pickering & Stewart 1984; Barton *et al.* 1986). I tillegg har stressrelatert dødelighet blitt rapportert med kortisolnivåer tilsvarende det kortisolnivå som ble målt etter 4-dagers gassmetningseksponeringen i dette studiet (Iversen & Eliassen 2009). Smolten som ble holdt i bur har derfor neppe opprettholdt disse høye kortisolnivåene i hele eksponeringsperioden uten dødelighet. Selv om det ble gjort en innsats for å redusere stress som følge av håndtering, er effekten av håndteringen før blodprøvetakingen den mest sannsynlige forklaringen på hvorfor smolt viste høye kortisolnivåer i denne studien. Finstad *et al.* (2003) viste at atlantisk laksesmolt som ble flyttet direkte til en tank med bedøvelse (nellikolje) (≥ 20 mg l⁻¹) ikke ville ha en økning av plasmakortisol i minst 30 minutter. Imidlertid vil plasmakortisol øke etter noen minutter med stress, slik at tiden som blir brukt på prøvetaking av smolt er avgjørende for å hindre forhøyede plasmakortisolnivå. De høye kortisolnivåene kan ha oppstått da smolt ble tatt fra nærliggende bur, eller som et resultat av å bruke for lang tid fra tilnærmingen til buret, til fisken ble bedøvet.

9.4.2 Observasjoner av villfisk

Både laks og aure i ulike størrelser ble fanget ved hjelp av elektrofiske og observert ved snorkling. Disse fiskene oppholdt seg i hovedsak på grunne områder. Snorkleren kunne ofte observere fisken på nært hold. Til tross for den korte avstanden til fisken og gode lysforhold ved bruk av lommelykt, ble ingen tegn til gassblæresyke observert. Heller ikke elektrofisket fisk viste tegn til gassblæresyke. Disse dataene indikerer at gassmetningsnivåene ved elektrofiske og snorklingene var for lave til å avgi symptomer på gassblæresyke hos laks og aure.

Subletale effekter av gassovermetning hos fisk omfatter blant annet redusert gassblærefunksjon (Shrimpton, Randall & Fidler 1990). Ingen negative effekter ble påvist på laksefiskyngel (*Salmo gairdneri* og *Oncorhynchus tshawytscha*) da fisken ble utsatt for gassovermetning under 106 % (Dawley & Ebel 1975; Schiewe 1974). Laksefisken hadde derimot redusert vekst og svømmeytelse ved 106 % gassovermetning. Gassovermetning som resulterte i subletale effekter i disse studiene er innenfor de målte gassverdiene i Evangervatnet. Dette kan ha gitt utvandrende smolt i Evangervatnet redusert svømmeytelse og vekst. Det er trolig en begrenset effekt, da utvandrende smolt kan svømme ned på større dyp og bruke mindre tid i tilsvarende gassovermetning sammenlignet med disse studiene. Fisken viste ingen tegn til redusert svømmeytelse i denne studien.

Pulg *et al.* (2014) undersøkte et område preget av høy gassmetning og effekten av dette på fisketetthet i Brokke, Aust-Agder. Fisketettheten i området med høyest gassovermetning (opp til 173 %) var lav, mens økende fisketetthet ble observert ved minkende nivåer av gassovermetning. I den foreliggende studien ble det ikke funnet lavere fisketetthet nær kraftverket. Fisk oppholdt seg i områdene nær kraftverket og ingen effekter av gassovermetning ble observert. Atlantisk laks og aure har habitatpreferanser (Einarsson *et al.* 1990; Armstrong *et al.* 2003). Forskjellene i fangsten blant elektrofiskelokalitetene ble derfor sannsynligvis ikke forårsaket av forskjeller i gassovermetning, men på grunn av forskjeller i habitat. For eksempel, var lokalitet M sør for kraftverket dominert av sand og terrestrisk materiale, mens de andre stedene (N, O, P) besto av en marbakke med stein.

En annen grunn til at villfisk manglet tegn på gassblæresyke kan skyldes økt predasjon av syk smolt. Fisk utsatt for gassovermetning kan ha hatt redusert svømmeytelse (Schiewe 1974), noe som igjen gjør den mer utsatt for predasjon (Schiewe 1974; Shrimpton *et al.* 1990). Chinook lakseyngel (*Oncorhynchus tshawytscha*) eksponert for gassovermetning over 130% (30 cm dyp tank) var mer utsatt for predasjon (åtte timer, Mesa & Warren 1997). Lakseyngel utsatt for lavere nivåer av gassovermetning (120 % i åtte timer og 112 % i 13 dager) var derimot ikke mer utsatt for predasjon enn fisk som ikke var utsatt for gassovermetning (Mesa & Warren 1997). Hvis disse resultatene også

gjelder for atlantisk laks, vil laksesmolt i Evangervatnet trolig ikke være mer utsatt for predasjon. I tillegg kunne utvandrende smolt i Evangervatnet kompensere for gassovermetning ved å migrere til dypere vann, mens fisk i studien til Mesa og Warren (1997) var begrenset til grunt vann. Dessuten, hvis utvandrende smolt hadde økt risiko for predasjon, ville det også bety at predatorfiskene vil ha risiko for å oppleve gassblæresyke (Bentley & Dawley 1981).

9.4.3 Smoltslep

Ingen tegn til gassblæresyke ble observert på smolt slept gjennom Evangervatnet. Den til dels hyppige variasjonen i temperatur og gassmetning på overfarten kan henge sammen med at Evangervatnet ikke har en stabil lagdeling på denne årstiden, og variasjonen kan forårsakes av lokale strømmer og virvler (Pers. komm., Pulg, U., 12.10.2017). Videre kan O₂-nivået påvirkes av fotosyntetiserende organismer, og også her indikerer resultatene at det finnes lokale forskjeller. Sleppeparten varte i omkring fire timer. Vill laksesmolt brukte i gjennomsnitt ni og en halv dag til midten av Evangervatnet (Haugen *et al.* 2016). Til tross for et lavt antall smolt og høy individuell variasjon i tid brukt på svømming over innsjøen i den studien, indikerer dette at migrasjonsperioden gjennom Evangervatnet er vesentlig lengre for utvandrende smolt enn for slept smolt. Dette tyder på at slept smolt representerer minimum eksponeringstid for gassovermetning sammenlignet med villsmolt. Likevel kan naturlig utvandrende laksesmolt ha unngått områder med gassovermetning, mens slept smolt ble tvunget til å være i vannlagene med gassovermetning. På den måten kan slept smolt ha opplevd høyere gassovermetning enn utvandrende smolt.

9.5 Konklusjoner

Laksesmolten i denne studien viste ingen tegn til gassblæresyke eller dødelighet. Dette gjaldt for all smolt som ble holdt i bur, fanget ved hjelp av elektrofisking, observert under snorkling, fanget i feller og observert under smoltslepet. Til tross for at noen smolt kan ha svømt til overflaten, og som et resultat ha opplevd effekter fra gassovermetning, antyder den foreliggende studien at laksesmolt ble eksponert for gassovermetningsnivåer under de kritiske nivåene for dødelighet og tegn på gassblæresyke.

Høyt kortisolnivå ble funnet i områder med både høye og lav gassovermetning, noe som indikerer at kortisolnivå ikke var relatert til gassovermetning. De høye kortisolverdiene i smolt var mest sannsynlig forårsaket av håndteringen før blodprøvetaking.

Fisk oppholdt seg i områdene nær kraftverktløpet, og tettheten av fisk var ikke lavere ved kraftverket enn andre steder i vannet.

Videre viste det seg at gassmetningsnivåene syntes å være på samme nivå sammenlignet med tidligere års gassovermetningsovervåking, noe som tyder på at effektene fra gassovermetning på fisk i 2016 er representative for effektene i tidligere år.

Gitt dybden i Evangervatnet (Bjørklund & Brekke 2000), gassmetningsnivåer og feltstudier, syntes ikke gassovermetning å ha noen negative effekter på overlevelse av atlantisk laksesmolt nedstrøms kraftverket.

9.6 Referanser

- Anon, NVE atlas 3.0. Available at: <https://www.nve.no/karttjenester/> [Accessed September 29, 2016].
- Antcliffe, B., Fidler, L.E. & Birtwell, I.K., 2002. *Effects of dissolved gas supersaturation on the survival and condition of juvenile rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) under static and dynamic exposure scenarios*, Vancouver: Fisheries and Oceans Canada.
- Armstrong, J. *et al.*, 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research*, 62(2), pp.143–170. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165783602001601>.
- Barton, B., Schreck, C. & Barton, L., 1986. Effects of chronic cortisol administration and daily acute stress on growth, physiological conditions, and stress responses in juvenile rainbow trout. *Diseases of Aquatic Organisms*, 2, pp.173–185. Available at: <http://www.int-res.com/articles/dao/2/d002p173.pdf>.
- Beeman, J.W. & Maule, A.G., 2006. Migration depths of juvenile Chinook salmon and steelhead relative to total dissolved gas supersaturation in a Columbia river reservoir. *Transactions of the American Fisheries Society*, 135(3), pp.584–594. Available at: <http://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1577/T05-193.1>.
- Bentley, W.W. & Dawley, E.M., 1981. Effects of supersaturated dissolved atmospheric gases on Northern squawfish, *Ptychocheilus oregonensis*. *Northwest Science*, 55(1), pp.50–61.
- Bjørklund, A.E. & Brekke, E., 2000. *Vassdrag i Hordaland 2000. Beskrivelse av vannkvalitet i 26 utvalgte vassdrag*, Bergen: Rådgivende Biologer AS.
- Blindheim, B. *et al.*, 1984. *Problemer med luftovermetning i vann fra kraftverk. Komiteen for undersøkelse av gassovermetning (in Norwegian)*, Oslo: Vassdragsregulantenenes forening.
- Bouck, G.R., 1980. Etiology of gas bubble disease. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109(6), pp.703–707.
- Cornacchia, J.W. & Colt, J.E., 1984. The effects of dissolved gas supersaturation on larval striped bass, *Morone saxatilis* (Walbaum). *Journal of Fish Diseases*, 7(1), pp.15–27. Available at: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2761.1984.tb00903.x>.
- Dauidsen, J.G. *et al.*, 2008. Changes in swimming depths of Atlantic salmon *Salmo salar* post-smolts relative to light intensity. *Journal of Fish Biology*, 73(4), pp.1065–1074.
- Dawley, E. *et al.*, 1975. *Salmonid bioassay of supersaturation of dissolved gas in water*, Seattle: National Marine Fisheries Service Northwest Fisheries Center.
- Dawley, E.M. & Ebel, W.J., 1975. Effects of various concentrations of dissolved atmospheric gas on juvenile Chinook salmon and steelhead trout. *Fishery Bulletin*, 73(4), pp.787–796. Available at: <http://fishbull.noaa.gov/73-4/dawley.pdf>.
- Ebel, W.J., 1969. Supersaturation of nitrogen in the Columbia River and its effect on salmon and steelhead trout. *Fishery Bulletin*, 68(1).
- Einarsson, S.M., Mills, D.H. & Johannsson, V., 1990. Utilisation of fluvial and lacustrine habitat by anadromous Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in an Icelandic watershed. *Fisheries Research*, 10(1–2), pp.53–71.
- Elston, R. *et al.*, 1997. Gas bubble reabsorption in Chinook salmon: pressurization effects. *Journal of Aquatic Animal Health*, 9(4), pp.317–321.
- Espmark, A.M., Hjelde, K. & Baeverfjord, G., 2010. Development of gas bubble disease in juvenile Atlantic salmon exposed to water supersaturated with oxygen. *Aquaculture*, 306(1–4), pp.198–204.
- Fernö, A. *et al.*, 1995. Vertical distribution of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in net pens: trade-off between surface light avoidance and food attraction. *Aquaculture*, 132(3–4), pp.285–296.
- Finstad, B., Iversen, M. & Sandodden, R., 2003. Stress-reducing methods for releases of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in Norway. *Aquaculture*, 222(1–4), pp.203–214.

- Geist, D.R. *et al.*, 2013. The effects of total dissolved gas on Chum salmon fry survival, growth, gas bubble disease, and seawater tolerance. *North American Journal of Fisheries Management*, 33(1), pp.200–215. Available at: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02755947.2012.750634>.
- Golmen, L.G., 1992. *Vurdering av mulighet for gassovermetning i utløpet fra kraftstasjonen ved Evengervatnet*, Bergen: NIVA.
- Haugen, T.O. *et al.*, 2016. *Vandringsmønster og overleving hjå laksesmolt frå Bolstadelva og Vosso*, Trondheim: INA.
- Heggberget, T.G., 1984. Effect of supersaturated water on fish in the River Nidelva, Southern-Norway. *Journal of Fish Biology*, 24(1), pp.65–74.
- Henry, W., 1803. Experiments on the quantity of gases absorbed by water, at different temperatures, and under different pressures. *The Royal Society*, 93, pp.29–274.
- Iversen, M. & Eliassen, R.A., 2009. The effect of AQUI-S® sedation on primary, secondary, and tertiary stress responses during salmon smolt, *Salmo salar L.*, transport and transfer to sea. *Journal of the World Aquaculture Society*, 40(2), pp.216–225.
- Iversen, M., Finstad, B. & Nilssen, K.J., 1998. Recovery from loading and transport stress in Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) smolts. *Aquaculture*, 168(1–4), pp.387–394.
- Knittel, M.D., Chapman, G.A. & Garton, R.R., 1980. Effects of hydrostatic pressure on steelhead survival in air-supersaturated water. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109(6), pp.755–759. Available at: [http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659\(1980\)109%3C755:EOHPOS%3E2.0.CO](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659(1980)109%3C755:EOHPOS%3E2.0.CO).
- Kristensen, T. *et al.*, 2010. Lack of arterial PO₂ downregulation in Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) during long-term normoxia and hyperoxia. *Fish Physiology and Biochemistry*, 36(4), pp.1087–1095.
- Kroglund, F. & Tjomsland, T., 2003. *Beregning av varighet og konsentrasjon av luftovermetning i Nidelva*, Grimstad: NIVA.
- Langhorne, P. & Simpson, T.H., 1981. Natural changes in serum cortisol in Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) during parr-smolt transformation. In A. D. Pickering, ed. *Stress and fish*. London, UK.: Academic Press, pp. 349–350.
- Marking, L.L., 1987. *Gas Supersaturation in Fisheries: Causes, Concerns, and Cures*, La Crosse, Wisconsin: National Fisheries Research Center.
- Mesa, M.G. & Warren, J.J., 1997. Predator avoidance ability of juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) subjected to sublethal exposures of gas-supersaturated water. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(4), pp.757–764.
- Mesa, M.G., Weiland, L.K. & Maule, A.G., 2000. Progression and severity of gas bubble trauma in juvenile salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(1), pp.174–185.
- Nebeker, A. V, 1976. Survival of daphnia, crayfish, and stoneflies in air-supersaturated Water. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33(5), pp.1208–1212. Available at: <http://dx.doi.org/10.1139/f76-156>.
- Nebeker, A. V, Baker, F.D. & Weitz, S.L., 1981. Survival and adult emergence of aquatic insects in air-supersaturated water. *Journal of Freshwater Ecology*, 1(3), pp.243–250. Available at: <http://dx.doi.org/10.1080/02705060.1981.9664039>.
- Nebeker, A. V, Bouck, G.R. & Stevens, D.G., 1976. Carbon dioxide and oxygen-nitrogen ratios as factors affecting salmon survival in air-supersaturated water. *Transactions of the American Fisheries Society*, 105(3), pp.425–429. Available at: [http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659\(1976\)105%3C425:CDAORA%3E2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659(1976)105%3C425:CDAORA%3E2.0.CO;2).
- Newcomb, T.W., 1974. Changes in blood-chemistry of juvenile steelhead trout, *Salmo Gairdneri*, following sublethal exposure to nitrogen supersaturation. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 31(12), pp.1953–1957.

- Oppedal, F. *et al.*, 2001. Artificial light and season affects vertical distribution and swimming behaviour of post-smolt Atlantic salmon in sea cages. *Journal of Fish Biology*, 58(6), pp.1570–1584.
- Pickering, A.D. & Stewart, A., 1984. Acclimation of the interrenal tissue of the brown trout, *Salmo trutta L.*, to chronic crowding stress. *Journal of Fish Biology*, 24, pp.731–740.
- Pulg, U. *et al.*, 2016. *First observations of saturopeaking: Characteristics and implications*, Elsevier B.V. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969716320733>.
- Pulg, U., Barlaup, B.T. & Normann, E.S., 2014. *Gassmetning ved Brokke kraftverk -Technical Report on supersaturation*, Bergen: Uni Research Environment.
- Pulg, U., Gabrielsen, S.E. & Normann, E.S., 2013. *Gassmetning i tre LIV-elver, Matreelva, Modalselva og Vossovassdraget - Technical Report on supersaturation*, Bergen: Uni Research Environment.
- Reddin, D.G., Downton, P. & Friedland, K.D., 2006. Diurnal and nocturnal temperatures for Atlantic salmon postsmolts (*Salmo salar L.*) during their early marine life. *Fishery Bulletin*, 104(3), pp.415–427.
- Sandodden, R. & Iversen, M., 2001. Transport stress in Atlantic salmon (*Salmo salar L.*): anaesthesia and recovery. *Aquaculture Research*, 32, pp.87–90.
- Schiewe, M.H., 1974. Influence of dissolved atmospheric gas on swimming performance of juvenile Chinook salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 103(4), pp.717–721.
- Shrimpton, D.J., Randall, L.E. & Fidler, J.M., 1990. Assessing the effects of positive buoyancy on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) held in gas supersaturated water. *Canadian Journal of zoology*, 68(5), pp.969–973.
- Shrimpton, J.M., Randal, D.J. & Fidler, L.E., 1990. Factors affecting swim bladder volume in rainbow-trout (*Oncorhynchus Mykiss*) held in gas supersaturated water. *Canadian Journal of Zoology- Revue Canadienne De Zoologie*, 68(5), pp.962–968.
- Stenberg, S. kvalsвик, 2016. *Effects of gas supersaturation on migrating Atlantic salmon smolt (Salmo salar) in Evangervatnet*. University of Bergen.
- Stevens, D.G., Nebeker, A. V & Baker, R.J., 1980. Avoidance responses of salmon and trout to air-supersaturated water. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109(6), pp.751–754.
- Stokkebo, G. *et al.*, 1986. *Bekkeinntak på kraftverkstunneler. Sluttrapport fra Bekkeinntakkomiteen (in Norwegian)*, Asker: Vassdragsregulantenenes forening.
- Sægrov, H. & Hellen, B.A., 1998. *Fiskeundersøkingar i Evangervatnet i 1997*, Bergen: Rådgivende biologer AS.
- Thorstad, E.B. *et al.*, 1997. *Vurdering av luftovermetning, trefiberutslipp og oppvandring av laks ved Rygene kraftverk i Nidelva, Aust-Agder*, Trondheim: NINA.
- Weitkamp, D.E. *et al.*, 2003. Behavior of resident fish relative to total dissolved gas supersaturation in the Lower Clark Fork River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132(5), pp.856–864.
- Weitkamp, D.E., 1976. Dissolved gas supersaturation: live cage bioassays at Rock Island Dam. In D. H. Fickeisen & M. J. Schneider, eds. *Gas bubble disease*. Washington: Energy research and development administration, Technical Information Center, pp. 24–36. Available at: <http://www.biodiversitylibrary.org/item/22855#page/1/mode/1up>.
- Weitkamp, D.E., 2000. *Total dissolved gas supersaturation in the natural river environment*, Kirkland, Washington: Parametrix.
- Weitkamp, D.E. & Katz, M., 1980. A review of dissolved gas supersaturation literature. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109(6), pp.659–702. Available at: [http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659\(1980\)109%3C659:ARODGS%3E2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659(1980)109%3C659:ARODGS%3E2.0.CO;2).
- Weitkamp, D.E. & Parametrix, 2008. *Total dissolved gas supersaturation biological effects, review of literature 1980-2007*, Bellevue, Washington: Parametrix.

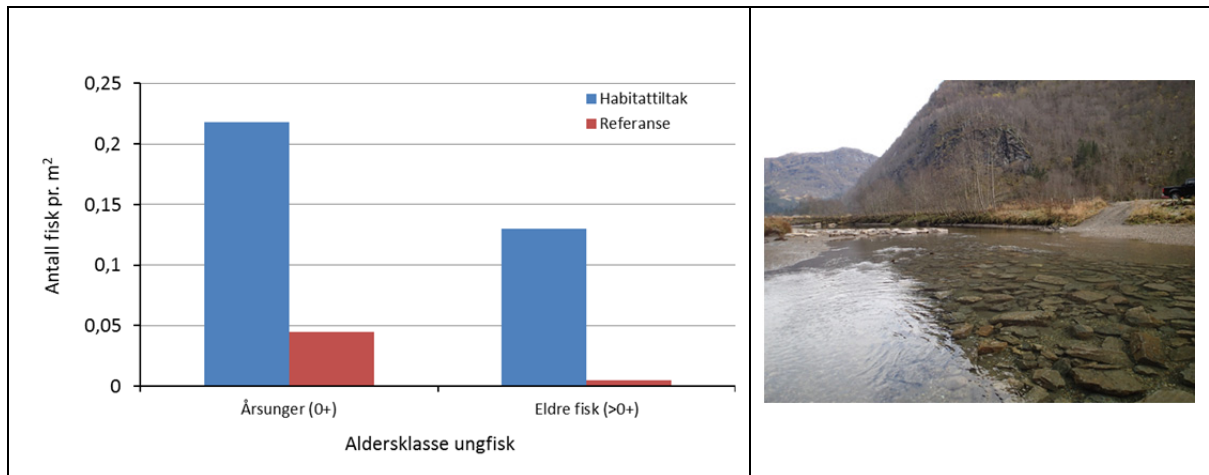
10 Gjennomførte biotopjusteringer

Av Sven Erik Gabrielsen, Ulrich Pulg, Bjørnar Skår, Tore Wiers og Bjørn Barlaup
Uni Miljø Research

I perioden 2012-2016 har det blitt gjennomført ulike biotopiltak for å sikre eller bedre fiskeproduksjonen i Vossovassdraget. Den viktige gyteplassen på Bulken ble ødelagt ved flomsenkningen av utløpet av Vangsvatnet i 1991. Dette gyteområde ble restaurert i 2014 med finansiering fra Voss kommune. I Teigdalselva er det de senere år gjort avbøtende habitattiltak for å dempe effektene av vassdragsreguleringen. I Vosso og Bolstad er det gjennomført tiltak i for å ivareta fiskehabitatet i forbindelse med flomsikringen som ble gjennomført etter at storflommen den 28-29 oktober 2014 førte til skader på vei og bane. I dette kapittelet gis en beskrivelse av tiltakene gjennomført de senere årene. For en nærmere drøfting av effektene av senkningen av Vangsvatnet og veibyggingen langs vassdraget henvises det til tidligere rapport fra Vossprosjektet (Barlaup 2013).

10.1 Habitattiltak i Teigdalselva

Habitattiltak er tidligere utført i Teigdalselva i form av fire terskler og steinutlegg (Fjellheim et al. 2003). Konklusjonen fra dette arbeidet var at tiltakene hadde ført til økt fiskeproduksjon og at denne type biotopjusteringer var egnet til å øke fiskeproduksjonen i regulerte elver med sterkt redusert vannføring. I 2011 ble forholdene i Teigdalselva undersøkt i en masteroppgave ved Universitet i Bergen. Bonitering og elektrisk fiske viste at forekomsten av egnede gyteplasser og oppvekstområder er en begrensende faktor for produksjonen av sjøaure i Teigdalselva spesielt på såkalte monotone «ørkenstrekninger» hvor bunnforholdene er dominert av sand. I 2013 ble det så vedtatt å utføre habitattiltak for å avbøte negative effekter av regulering (Gabrielsen et al 2016). En kartlegging av Teigdalselva avdekket da behovet for habitattiltak på minst 3 ulike strekninger. Elvebunnen på disse tre strekningene var «steril» og hadde lite skjul og få standplasser for både ungfisk og gytefisk. Valgte habitattiltak var ledebuner (strømsettere), utlegg av blokker og steiner, uttak av løsmasser og rotvelting av trær langs elvebredden. Hensikten med de foreslåtte tiltakene var å bedre forholdene for gyting, samt å øke hulromkapasiteten i elvebunnen for å gi økt kvalitet på leveområdene for ungfisk. Evaluering av habitattiltakene viste at tiltakene gav økt fiskeproduksjon på disse områdene. Det ble funnet høyere tettheter av både årsunger og eldre ungfisk i de habitatjusterte områdene sammenliknet med referansestrekninger. Det var ca. 5 ganger så mange årsunger og ca. 28 ganger så mange eldre ungfisk i de habitatjusterte områdene enn i referanseområdene (Figur 1)



Figur 1. Gjennomsnittlige tettheter av årsunger (0+) og eldre fisk (>0+) pr. m² for samtlige områder med habitattiltak og referanseområder i Teigdalselva i årene 2015 og 2016. Bildet viser blokker festet i elvebunnen samt ledebune/strømsetter øverst i bildet med gyteområde i glattstrømmen til høyre for ledebunen.

Samtlige strømsettere har ført til en bedre romlig fordeling av gytemuligheter for fisk i øvre del av Teigdalselva. Undersøkelsene av eggoverlevelsen viste at det var en høy overlevelse ved disse strømsetterne.

Imidlertid burde omfanget av tiltakene økes. En analyse av det totale tilgjengelige arealet på de tre områdene, viser at habitattiltakene kun utgjør 2 % av dette arealet. Dette betyr at habitattiltakene har en relativt liten effekt på totalproduksjonen av fisk i Teigdalselva. Habitattiltakene har vist at de har fungert som tiltenkt, men for at produksjonen av fisk skal økes nevneverdig i de aktuelle områdene, må omfanget av tilsvarende habitattiltak økes betraktelig. Dette vil trolig forsterke miljøtiltaket ytterligere og vil føre til økt fiskeproduksjon.



Undersøkelse av gytegrøper ved en ledebune i Teigdalselva våren 2015.

10.2 Restaurering av gyteplassen ved Lilandsosen

Gyteplassen i utløpet av Vangsvatnet (Lilandsosen, **Figur 2**) ble nesten fullstendig fjernet under utgraving av utløpet og bygging av utløpsterskelen i rammen av flomsikringstiltak i 1991. Det finnes flere andre gyteplasser i Vossovassdraget men gyteplassen i Lilandsosen kan ha vært svært produktiv og stabil siden den lå på utløpet av vannet. På slike steder finnes det optimale hydrauliske forhold for gyting av laks og sjøaure som gir høy eggoverlevelse og muligheter for at yngel kan spre seg både oppstrøms inn i innsjøen og nedover i elven.

I 2011, 2012 og 2013 ble det bare funnet mindre grusrester langs bredden ovenfor utløpsterskelen. Opptil syv små gytegroper ble registrert på relativt grunt vann, med risiko for stranding ved lav vannstand. Størrelsen tydet på at disse gropene stammet fra aure. Dypere områder med sikker vannstand og gunstige hydrauliske forhold hadde ikke egent gytesubstrat. Arealet ble derfor vurdert som dårlig egnet for reproduksjon av laks. Etter en grundig planlegging sammen med BOKU Wien ble gyteområdet restaurert vinteren 2014. Tiltaket ble finansiert av Voss kommune.

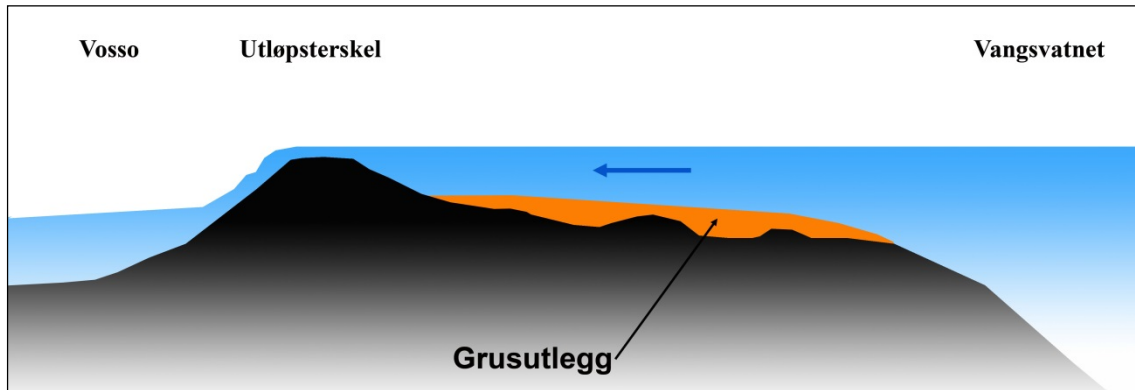


Figur 2. Utløpsterskel Lilandsosen under oppmåling med Leica Tachymeter og Ekkolodd fra kajakk i 2011. Gyteplassen ble restaurert 2014 ca. fra kajakken og oppover mot Vangsvatnet.

10.2.1 Restaurering

For å finne en gunstig plassering av grus, ble området målt opp, dataene ble lagt inn i en hydraulisk modell og koblet til vannføringsdata fra den vel etablerte målestasjonen på Bulken. Med dette kunne vannstand, vannhastigheter, erosjon og skjærspenninger modelleres. På dette grunnlaget ble det uformet et grusutlegg som er innenfor de ønskete rammer (**Figur 3**). Grusen ble lagt ut under terskelnivået slik at vannstanden i Vangsvatnet ikke ble påvirket. Det dimensjonerende

avløpstverrsnittet på utløpsterskel ble ikke forandret. Modellering av erosjonspotensialet viste at grusen ligger tilstrekkelig stabilt ved vannføringer minst opp mot 590 m³/s (HQ 50). Det ble lagt ut 250 m³ grus som resulterte i et gyteareal på ca. 600 m². Grusmengden ble redusert grunnet budsjettbegrensninger og med dette ble gytepassen ikke så stor som opprinnelig planlagt (ca. 1000 m²). Grusen som ble lagt ut stammet fra moreneavsetning og ble sortert etter følgende kornfordeling: 30 % 16-32 mm, 60 % 32-64 mm og 10 % 64 -128 mm. For å stabilisere grusflaten ytterligere og å skape skjul for både gytefisk og yngel ble det lagt ut enkelte blokker på grusen.



Figur 3. Prinsippskisse av grusutlegget i lengdeprofil ca. i midten av elven. Dagens avløpstverrsnitt på utløpsterskel som er dimensjonerende for vannstanden ovenfor ble ikke forandret. Ved flom blir den stabilisert av terskelen og hydraulisk skjermet av oppstuingseffekter i juvet nedenfor.

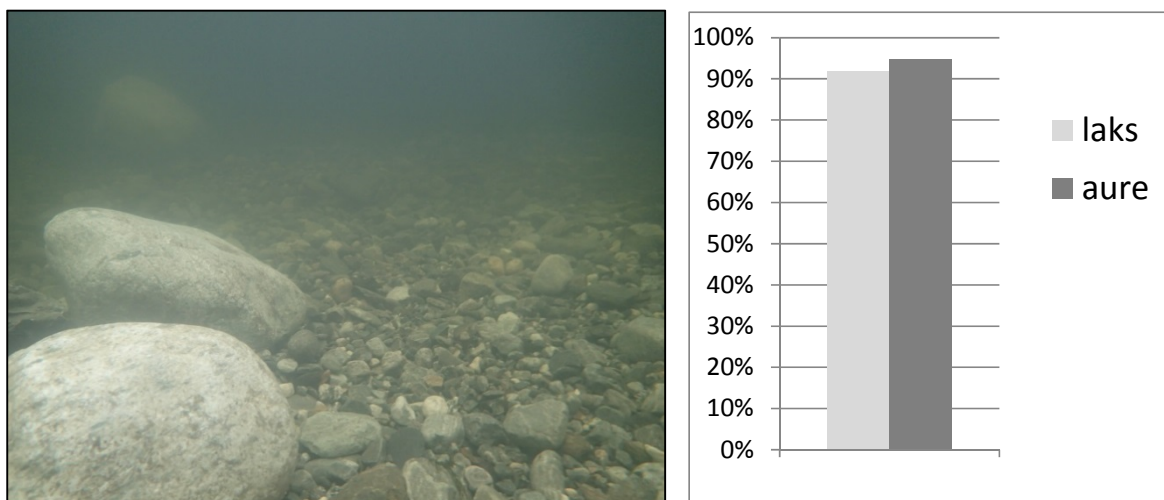


Gravemaskin ble benyttet for å legge ut grusen i mars 2014. På motsatt elvebredd ligger hauger med siktet grus klar for utlegging.

10.2.2 Resultater og vurdering

Grusutlegget ble tatt i bruk av fisk allerede første høsten. Det ble telt minst 40 gytegroper på den utlagte grusen vinter 2014/2015. Også i årene etterpå ble det observert mye gyting her. En genetisk undersøkelse av en stikkprøve med egg fra 22 gytegroper i april 2015 viste at 43 % stammet fra laks og 57 % fra aure. Gjennomsnittlig eggoverlevelse var høy med over 90 % for begge arter (**Figur 4**). Grusutlegget viste seg å være tilstrekkelig stabilt. Det var dimensjonert for minimum en 50-årsflom, men tålte også 200-års flommen i slutten av oktober 2014.

Basert på disse resultatene vurderes tiltaket som vellykket. Siden 2014 finnes det igjen en produktiv gyteplass for laks og aure på Lilandsosen, et hydraulisk og økologisk gunstig sted i vassdraget. Det anbefales å følge utviklingen videre siden flere flommer, isgang men også bevegelse gjennomført av fisk på sikt kan bidra til å forflytte grusen nedstrøms. Tiltaket kan også utvides slik at gytearealet økes til det opprinnelig planlagte arealet.



Figur 4. Bildet viser gytegrus og enkelte steinblokker etter gjennomføringen av tiltaket i mars 2014. Både laks og aure tok den nye gyteplassen i bruk allerede første sesong den var tilgjengelig (høsten 2014) og ved undersøkelse av gytegroperne vinteren 2015 ble det målt normal høy eggoverlevelse (figur til høyre). Hver høst siden 2014 har det vært observert gyting av laks og aure på gyteplassen.

10.3 Effekter av storflommen i Vosovassdraget høsten 2014

Mot slutten av oktober 2014 førte uvanlig store nedbørsmengder til storflom i Vosso og en rekke andre Vestlandsvassdrag. Den 28-29 oktober 2014 kulminerte flommen med en vannføring på over 800 m³/s ved utløpet av Vangsvatnet og det er tilsvarende anslått at vannføringen kulminerte med ca. 1300 m³/s ved utløpet av Evangervatnet. Dette er den største registrerte flommen siden målingene i Vossovassdraget begynte i 1892 (Holmqvist 2015). Flommen førte til store erosjonsskader på vei og jernbane som førte til stengning av både RV 16 og jernbanen (Sælhun et al. 2016). Erosjon og forflytning av sedimentene var derfor omfattende og i særlig påvirkede områder er det rimelig å anta at dette førte til økt dødelighet for ungfisk som søkte skjul nede i elvegrusen. Ved en stor flomepisode i Daleelva i Vaksdal i november 2005 fant vi at antall utvandrende smolt registrert i smoltfella ble mer enn halvert. Dette ble satt i sammenheng med at flommen førte til omfattende massetransport og trolig derfor dødelighet og utspyling av ungfisk (Gabrielsen m.fl. 2015). Effekten av storflommen i Vosso er ikke kjent men det kan ikke utelukkes at slike uheldige effekter av flommen reduserte antallet smolt for flere av årsklassene som var tilstede under flommen.

På den andre side er flommer en naturlig og viktig påvirkningsfaktor i elvene våre som former elveløpet og fiskehabitatet ved å vaske ut finsediment og fordeler grus og stein. Uten normale flommer får sedimenteringen overtaket og fiskehabitatet forringes ved at hulrommene blant grus og stein tettes igjen. Dette fører til mindre skjul og oppveksthabitat og redusert fiskeproduksjon. Storflommen i oktober 2014 kan derfor på sikt ha en positiv påvirkning på fiskehabitat i Vossvassdraget, men på kort sikt førte trolig episoden til økt dødelighet for de eksponerte årsklassene av laks og aure.

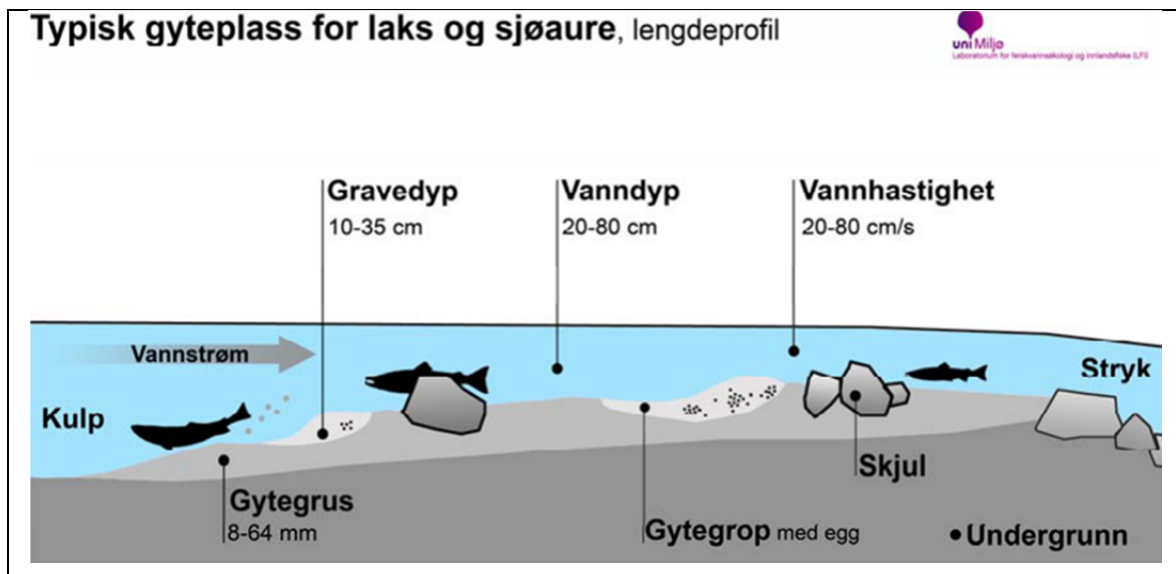
10.4 Utlegg av gytegrus i forbindelse med flomsikring av E 16

Under den store flommen som inntraff 29 oktober 2014 ble E16 langs Vosso flomskadet. I etterkant var det derfor behov for å reparere og flomsikre veien. I den forbindelse har det blitt utført gravearbeid i elva og plastring av elvebreddene ved bruk av anleggsmaskiner. For å ta hensyn til laksehabitatet ble plantegningene for tiltaksområdet ved Skorve diskutert med Uni Research Miljø som har bidratt med fiskefaglige innspill til Statens Vegvesen i forkant og under anleggsperioden (Gabrielsen et al. 2015). I dette notatet ble det lagt vekt på å ivareta egnede leveområder for ungfisk i det flomsikrede området samtidig som det ble foreslått å etablere et nytt gyteområde.

10.4.1 Etablering av et nytt gyteområde i forbindelse med flomsikringen

Det er tidligere registrert et gyteområde for laks og sjøaure på utløpet av Skorvevannet. Dette området ble negativt berørt av flomsikringen av veien. For å kompensere for dette ble det etablert et nytt og større gyteområde for å opprettholde gytemulighetene på utløpet av Skorvevatnet.

Laks og sjøaure trenger grussubstrat og særegne hydrauliske betingelser for å gyte. Disse betingelser er detaljert beskrevet i Barlaup et al. (2008) og sammenfattet i **Figur 5**.



Figur 5. Typiske sedimentologiske, morfologiske og hydrauliske betingelser på en gyteplass for laks og sjøaure.

Basert på skjønnsmessige vurderinger var de hydrauliske forholdene ved Skorve egnet for gyting, men det manglet gytegrus. Utlekking av gytegrus har vist seg som effektiv metode for å gjenskape gyteplasser i liknende situasjoner. Det ble valgt å legge ut gytegrus som dekket om lag 200 m² av elvebunnen, tilsvarende 60 m³ med egnet gytegrus. For å sikre at grusen var egnet for gyting ble det benyttet grus og stein med avrundede kanter med følgende vektfordeling: 30 % 16-32 mm, 60 % 32-64 mm og 10 % 64-128 mm. Grusen ble levert etter avtale med Voss Cement og kvalitetssikret med tanke på kornfordeling før den ble lagt ut etter anvisning den 02. oktober 2015. Grusens

sammensetningen og plassering er avgjørende for både gyting og stabilitet. For å stabilisere gytegrusen og for å skape skjul og standplasser for både gytefisk og ungfisk, ble det lagt ut enkelte steinblokker på grusen. I tillegg ble det lagt vekt på å få lagt grusen på en kote som sikret at den ikke blir tørrlagt ved lav vannføring i vassdraget.

Plasseringen og utbredelsen av den nye gytegrusen på utløpet av Skorvevatnet, vil bidra til å sikre gytemulighetene på strekningen og det er også mulig tiltaket øker gytemulighetene sammenlignet med situasjonen før oppstarten av flomsikringsarbeidet. I tillegg vil tiltaket bidra til gode oppveksthabitat for ungfisken ved Skorve. Basert på befaringer fram til og med høsten 2017 har tiltaket ført til reetablering av et viktig gyteområde. Det er antatt at ca 20-30 % av de utlagte grusmasene er spylt ut men hovedinntrykket er at et stabilt gyteområde er etablert. Videre oppfølging vil vise om tiltaket er permanent og om det eventuelt er behov for vedlikehold.

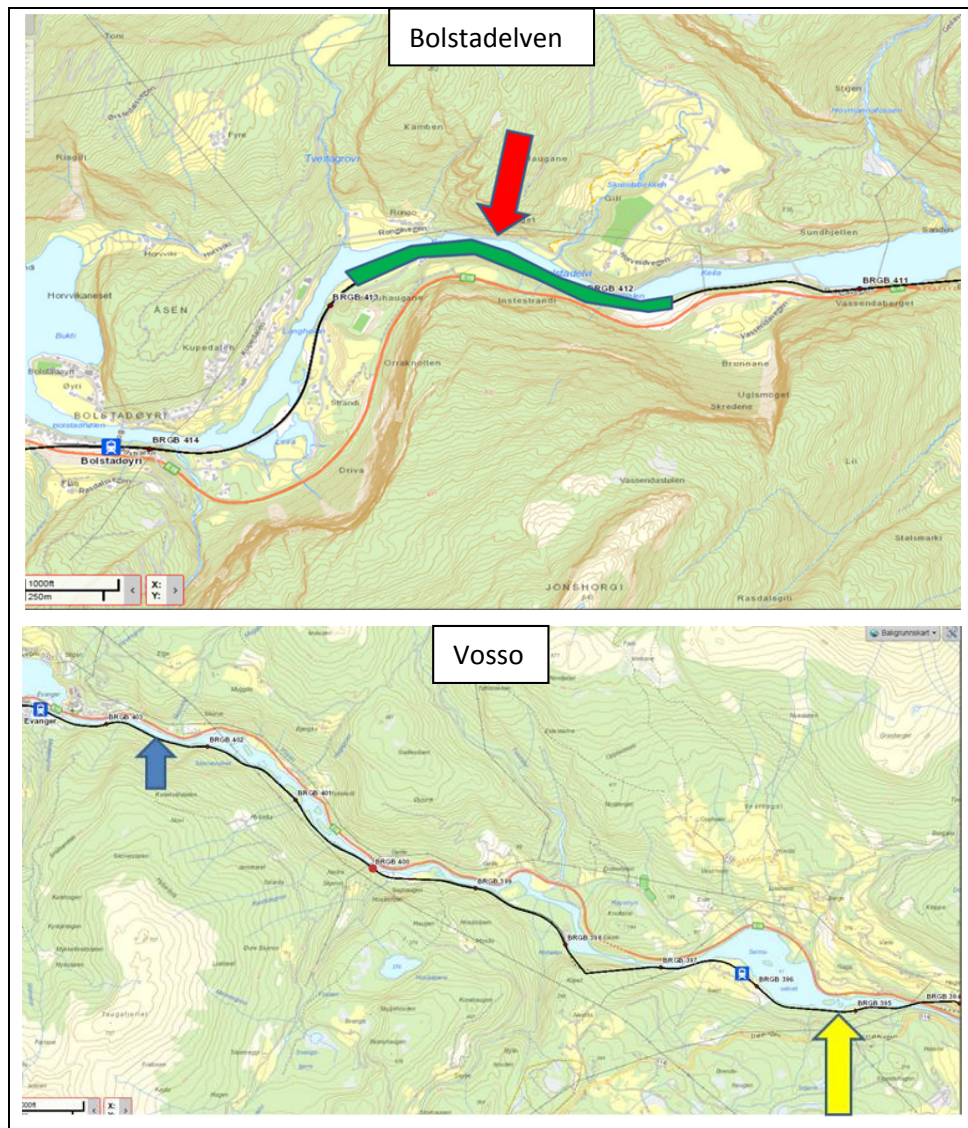


I forbindelse med flomsikring av E16 i oktober 2015 ble det opprinnelige gyteområde på utløpet av Skorvehølen ødelagt og et nytt gyteområde ble etablert. Det nye område er om lag 200 m² stort. For å stabilisere gytegrusen og for å skape skjul og standplasser for både gytefisk og ungfisk, ble det lagt ut enkelte blokker på grusen (se bilde nederst til høyre). Det ble observert gytefisk av laks på gytegrusen i november 2015. Senere befaringer tilsier at tiltaket har ført til etableringen av et stabilt gyteområde selv om noe (20-30 %) av grusen er spylt ut.

10.5 Flomsikring av jernbanelinjen - sårbare lokaliteter i tiltaksområdet

I tillegg til skadene på E16 førte også flommen i oktober 2014 til skader på jernbanelinjen. I forbindelse med denne flomsikringen var det planlagt å krysse elven med anleggsmaskiner samt kjøring og graving i selve elven. Plantegninger over tiltaksområdene ble diskutert for å ta hensyn til

fiskehabitatet (**Figur 6**). De største arbeidene med å flomsikre jernbanelinjen skjedde i Bolstadelven. Den betydelige kunnskapen som er opparbeidet om fiskebiologiske forhold i Vossovassdraget var et viktig grunnlag når en skulle vurdere effekter av fysiske inngrep på fiskebestandene og egnede avbøtende tiltak.

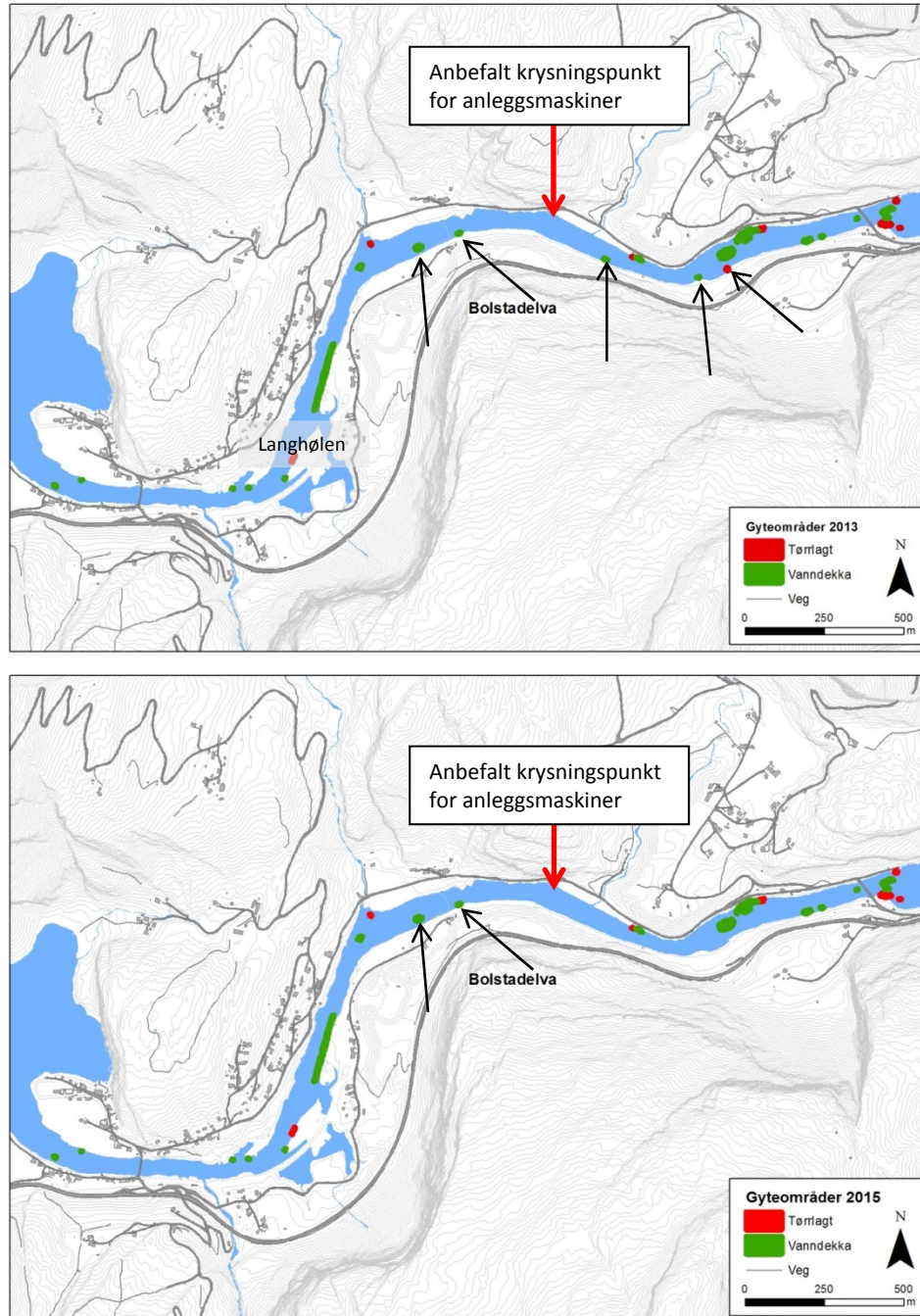


Figur 6. Rød og blå pil er kryssningspunkt med anleggsmaskiner i Bolstadelva (rød pil) og Vosso (blå pil). Ved gul pil var det arbeid med maskiner ved elvebredden men ikke kryssning. Grønt område markerer flomsikringen av jernbanelinjen som berørte elven.

10.5.1 Viktig nøkkelhabitat for fiskeproduksjon – gyteområder i Bolstadelva

De viktigste gyteområdene i Bolstadelva vises i **Figur 7**. De fleste gyteområdene ligger i den øvre og spesielt i den midtre delen av elva. Det viktigste gyteområdet ligger i Langhølen og dette området utgjør nesten halvparten av alt egnet gyteareal i Bolstadelva. I tillegg til gyteområdene markert i figuren kan det i tillegg ligge flekkvis fordelte mindre gyteområder i vassdraget. Det lå tidligere fem gyteområder som kunne ha blitt direkte påvirket av planlagt flomsikringsarbeid, se piler øverst i **Figur 7**. Grunnet flommen høsten 2014, ble de tre øverste gyteområdene spylt vekk slik at det i dagens situasjon kun er de to nederste gyteområdene som ble direkte påvirket av flomsikringsarbeidet, se piler nederst i **Figur 7**. Dette ble observert ved snorkling i elva 16. januar

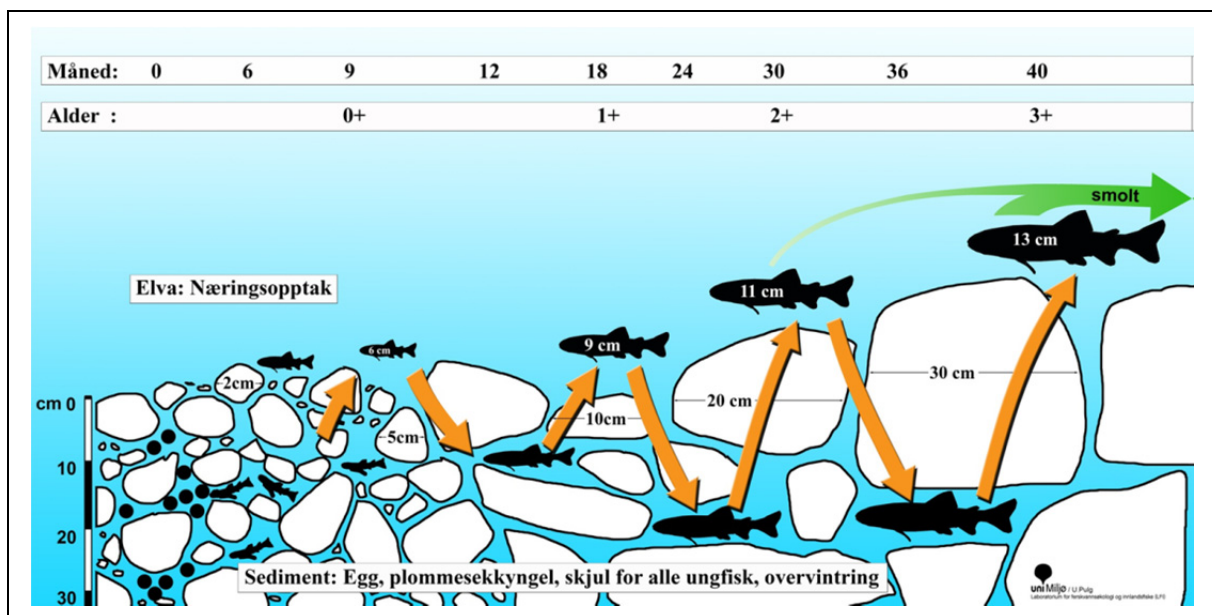
2015. I tillegg kunne potensielt gyteområdene som lå nedstrøms flomsikringsområdet i **Figur 7** ha blitt indirekte berørt av flomsikringen. Finstoff fra gravingen, som silt og sand, kan legge seg over gyteområdene, spesielt på det store og viktige gyteområdet i Langhølen. Dette kan tette porene i gytegrusen og dermed redusere oksygentransporten ned til eggene i gytegroppen og resultere i økt eggdødelighet.



Figur 7. Gyteområder i Bolstadelven ble kartlagt vinteren 2013 (øverst) og i 2015, -etter 2014-flommen (nederst). De røde gyteområdene ble tørrlagt grunnet ekstremt lav vannføring vinteren 2013, mens de grønne fremdeles var vanndekket. Svarte piler viser gyteområder som ble direkte påvirket av flomsikringsarbeidet. Rød pil viser anbefalt krysningspunkt ved vedskjul.

10.5.2 Vurdering av krysningspunktene

Foreslått adkomst og sikringen av toglinjen ved Flage berørte ikke viktige nøkkelhabitat for ungfiskproduksjonen i Vosso. Det ligger viktige gyteområder oppstrøms Skorve, men de ble ikke berørt. I vinterhalvåret benytter ungfisken mye av tiden i hulrom nede i elvegrusen (**Figur 8**). En kryssing med anleggsmaskiner vil trolig føre til at noen av disse blir berørt. En måte å redusere antallet fisk som blir berørt av dette, er å lage en fast trasé slik at en unngår flere krysningspunkt. En slik fast trasé ble etablert i Bolstadelven rett oppstrøms Ronghølen (**Figur 7**). Dette ivaretok også kjente gyteområder på strekningen ved gjennomføringen av flomsikringsarbeidet.



Figur 8. Illustrasjon på hvordan ungfisk benytter seg av hulrom nede i elvebunnen fra egg til smolt. Egg og plommesekkynge er hele tiden nede i elvegrusen (til venstre i illustrasjonen), men også ungfisk benytter mye av tiden nede i hulrommene spesielt i vinterhalvåret.

10.5.3 Kompenserende tiltak

Vi foreslo konkrete kompensierende tiltak i forbindelse med flomsikringsarbeidet. Aktuell lokalitet var på strekningen med flomsikringstiltaket i Bolstadelven (**Figur 7**). For å øke kvaliteten på leveområdene for både ungfisk og gytefisk, ble det lagt ut større blokker på strekningen ved avslutningen av flomsikringsarbeidet. I tillegg til disse blokkene ble det lagt ut egnet gytegrus. Siden det fantes naturlig gytegrus på denne strekningen før flommen i 2014, vil trolig den tilførte gytegrusen ligge stabilt og motstå utspyling under normale flommer (som minimum bør tiltaket tåle en tiårsflom). Spesielt viktig er det at utspyling ikke forekommer i inkubasjonsperioden fra november til juni. Sammensetningen av gytegrusen var fra 2-4 cm og den ble lagt ut mellom blokkene (**Figur 9**). Etterfølgende befaringer fram til høsten 2017 viser at hovedandelen av den utlagte grusen ligger stabilt men at anslagsvis 20 % av den utlagte grusen er spylt ut. Det er derfor rimelig å anta at tiltakene har ført til stabile og permanente gyteområder. Dette vil bli fulgt opp gjennom jevnlig befaringer som utføres ved snorkling.



Figur 9. Store blokker (blå strukturer) skaper variasjon i vannstrømmen og i vannhastigheten og lager bedre leveområder for små- og store fisk. Små fisker vil finne skjul og gytefiske standplasser ved slike blokker. Denne variasjonen sorterer substratet i elvebunnen og det er lagt ut egnet gytegrus (oransje strukturer) i forbindelse med disse blokkene.

10.6 Referanser

- Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.-E., Skoglund, H. & Wiers, T. 2008. Addition of spawning gravel – a means to restore spawning habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.). *River research and Applications*, 24: 453-550.
- Barlaup, B.T. (red.) 2013. Redningsaksjonen for Vossolaksen. DN-utredning 1-2013.
- Fjellheim, A., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E. & Raddum, G.G. 2003. Restoring fish habitat as an alternative to stocking in a river with strong reduced flow. *Ecohydrology & Hydrobiology* 3: 17-26.
- Gabrielsen, S.E, Skår, B., Hauer, C. 2015. Miljødesign i restfeltet i Daleelva i Hordaland. LFI-rapport nr. 252.
- Gabrielsen, S.-E., Barlaup, B.T., Pulg, U. & Wiers, T. 2015. Etablering av gyteområde og ungfiskhabitat i forbindelse med flomsikringen av E 16 langs Vossovassdraget ved Skorve. Uni Research Miljø LFI, Notat juni 2015. 3 s.

- Gabrielsen, S-E., Skår, B., Wiers, T., Normann, E., Barlaup, B.T. & Fagard, P. 2013. Vintersituasjonen i Bolstadelva 2013 – ekstremt lav vannføring og effekter på eggoverlevelse. UNI Miljø LFI Rapport nr. 220. s 20.
- Holmkvist, 2015. Flomberegning for Vosso (062.Z). NVE rapport nr. 56-2015.
- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. 1998. The relative role of density-dependent and density-independent survival in the life cycle of Atlantic salmon *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology* 67: 751-762.
- Normann, E.S. 2011. Spatial Distribution of Seatrout Spawning and the Effects on Juvenile Abundance in River Teigdalselva, Western-Norway. Master-oppgave, Biologisk institutt, University of Bergen.
- Pulg, U., Barlaup, B.T., Hauer, C. 2012: Restaurering av gyteplassen ved Lilandsosen. LFI-notat 8/2012. LFI Uni Research, Bergen.
- Pulg, U., Unfer, G., Barlaup, B., Trepl, L. Sternecker, K. 2011: Restoration of spawning habitats of brown trout (*Salmo trutta*) in a regulated chalk stream. *River Research and Applications*, published online DOI: 10.1002/rra.1594
- Skjærven, K., Birkeland, L., Andersen, K., Skorve, A. & Skorve, O.K. 1997. Notat om skadeverknader frå flaumsenkinga av Vangsvatnet. Voss 10.06.96. Rev. 08.01.97. 30 s.
- Sælthun, N.R., K. Lilleeng Walløe, R. Osen, H. Johnsborg, M. Kraabøl, J.M. Amundsen m.fl. 2016. Mogelegheitsstudie for flaumdempande tiltak i Vossavassdraget. Multiconsult rapport. Dokumentkode: 129236-RiVass-RAP-01
- Thorstad, E. B., Heggberget, T. G. & Økland, F. 1999. Biologisk evaluering av anleggsarbeider i Vossavassdraget 1989-91 med hovedvekt på laks. Norsk institutt for naturforskning. 29 s.

11 Forsuring og aluminium som trusselfaktorer

Åse Åtland¹, Sondre Kvalsvik Stenberg¹, Sven-Erik Gabrielsen², Eirik Nordmann² & Bjørn T. Barlaup²

¹) NIVA ²) Uni Research

11.1 Bakgrunn

Sur nedbør som følge av langtransportert luftforurensing har hatt store negative konsekvenser for laksebestandene i Norge, og minst 25 laksebestander er gått tapt som følge av forsuring (Hesthagen & Hansen 1991). I tillegg er bestandene redusert i et større antall elver (NASCO 2005). De mest omfattende skadene fant sted på Sørlandet og i Rogaland, men det ble også påvist tap eller skade på laksebestander i Hordaland og Sogn og Fjordane (se bl.a. Lien *et al.* 1996, Hindar *et al.* 1997; Bjercknes *et al.* 1998; Hansen *et al.* 2007).

Programmet for "Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør" startet i 1980 i regi av Statens forurensningstilsyn (senere Klima- og forurensningsdirektoratet, Klif, og nå Miljødirektoratet) etter avslutningen av forskningsprosjektet "Sur nedbørs virkning på skog og fisk" (SNSF-prosjektet). Programmet omfattet overvåking av atmosfæriske tilførsler, vannkjemisk og biologisk overvåking av innsjøer og elver, samt vannkjemisk overvåking av feltforskningsstasjoner. Dette programmet er nå delt opp i flere separate overvåkingsprogrammer som alle administreres av Miljødirektoratet. Den siste nasjonale overvåkingsrapporten om sur nedbør kom ut i 2016 og inkluderer data tom 2015 (Garmo *et al.* 2016).

I rapporten fra 2016 påpekes det at reduserte tilførsler av svovel gjennom luft og nedbør har hatt en markert innvirkning på pH i vann og vassdrag. I 2014 opplevde en et lite tilbakeslag i den positive utviklingen, og resultatene fra 2014, viste at den gjennomsnittlige pH-verdien i innsjøene var den laveste som er målt siden 2008. Samtidig var innholdet av svovelforbindelsen sulfat det høyeste siden 2009. Sur nedbør fører også til at vannet får økt innhold av labilt aluminium, som er en form for aluminium som er giftig for fisk. Innholdet av labilt aluminium i 2014 var også det høyeste som er målt siden 2009. På Vestlandet er trolig hovedårsaken til tilbakeslaget i vannkemi nedfall av svovel fra den islandske vulkanen Barðarbunga, som hadde utbrudd høsten 2014 (Garmo *et al.* 2015). Nedgangen i sulfat og nitrat har siden 1986 gitt økning i pH, syrenøytraliserende kapasitet (ANC) og alkalitet, og nedgang i labilt aluminium i alle deler av landet. Labilt aluminium i sør har i de to siste årene (dvs. i 2015 og 2016) vært høyere enn i foregående år. Konsentrasjonen av total organisk karbon (TOC) har økt samtidig som forsuringen har blitt redusert (Garmo *et al.* 2015, 2016).

Forsuring av Vossovassdraget har vært vurdert som en mulig faktor til en redusert laksebestand i vassdraget. På 70- og 80-tallet ble vannkvaliteten i Vossovassdraget undersøkt sporadisk. I tilknytning til den dramatiske tilbakegangen i laksebestanden i Vossovassdraget startet det opp overvåking av vannkemi i Vosso og Bolstadelva i hhv. 1988 og 1993.

11.2 Forsuring som trusselfaktor i ferskvann

Det er veldokumentert at surt vann som inneholder aluminium er giftig for fisk i ferskvann, hvor laks er den mest følsomme arten (Rosseland & Staurnes 1994). Når laksebestander blir redusert som følge av forsuring er årsaken redusert overlevelse på fiskens mest sensitive livsstadier. Rognstadiet er særlig følsomt for lav pH (Peterson *et al.* 1980; Lacroix 1985), og etter klekking er plommeseekkyngelen sårbar for både lav pH og giftig aluminium (Baker & Schofield 1982; Skogheim &

Rosseland 1984; Reader *et al.* 1988). Selv om disse tidlige stadiene i laksens livssyklus er utsatt, har det vist seg at smoltstadiet er det mest følsomme for forsuring (Rosseland & Skogheim 1984; Staurnes *et al.* 1993, 1995, 1996). Under smoltifiseringen gjennomgår laksen en rekke fysiologiske tilpasninger for å klare overgangen fra ferskvann til sjøvann. I denne fasen kan forsuring med utfelling av aluminium på gjellene medføre gjelleskader, svikt i viktige fysiologiske funksjoner, og dermed redusert overlevelse fra smolt til voksen laks (Staurnes *et al.* 1993; Kroglund & Staurnes 1999; Kroglund *et al.* 2007, 2008; DN 2009).

Fra midten av 1990-tallet ble en mer oppmerksom på såkalte blandsoner som er giftige for fisken i avgrensede områder. Disse oppstår der surt, aluminiumsrikt vann fra sidebekker eller sideelver renner inn i hovedløpet (Rosseland *et al.* 1992). Blandsonene er giftige fordi aluminium omdannes (polymeriseres) til en form som felles ut på fiskens gjeller (Rosseland *et al.* 1992; Poleo *et al.* 1994; Kroglund *et al.* 2001a).

Smoltstadiet er særlig sensitivt i forhold til forsuringsskader, og smoltens vandring fra ferskvann til sjø foregår om våren og ofte i forbindelse med vårfloppen. Kortvarige episoder med forsuret vann i forkant av eller i forbindelse med vårfloppen, eller dannelsen av de nevnte giftige blandsonene i denne perioden, kan medføre en betydelig svekkelse av smolten (se bl.a. Thorstad *et al.* 2013). Hyppig prøvetaking av vannkvalitet og prøvetaking av smoltens fysiologiske status kan derfor være nødvendig for å avdekke skadelige effekter av forsuring på dette stadiet. Eventuelle forsuringsskader på smolten kan medføre redusert sjøoverlevelse. Det er også en rekke andre faktorer, f.eks. parasitter, predasjon, og ugunstig sjøtemperatur som kan medføre lav sjøoverlevelse i den 1-3 år lange perioden laksen tilbringer i havet. I bestander som har en tydelig redusert gytebestand, og hvor det er usikkert om forsuring har bidratt til resultatet, vil undersøkelser av vannkvalitet og smoltkvalitet idet smolten forlater vassdraget derfor være viktige for å avdekke eventuelle skadelige effekter av forsuring.

For en mer detaljert gjennomgang av forsuringssituasjonen på 1990-tallet henvises det til de tidligere Vossorapportene (Barlaup 2004, 2008, 2013) og arbeid referert i disse. I foreliggende rapport gis en oppdatert vurdering av hvordan laksebestanden har vært påvirket av de vannkjemiske forholdene med vekt på perioden etter år 2012. Materialet er basert på vannkjemiske målinger utført og vurdert i Miljødirektoratet overvåkinger, samt egne vannkjemiske og biologiske målinger gjort i forbindelse med smoltutgangen fra Vosso.

11.3 Aluminium som trusselfaktor i brakkvann

I ferskvann vil Al avgiftes når pH heves, f.eks. etter kalking eller etter at surt vann blandes med vann som har høy pH. Avgiftingshastigheten er relatert til pH og tar timer hvis pH er lavere enn 6, minutter hvis pH er omkring 6,4 (Kroglund *et al.* 2001a, b). Det var lenge antatt at Al i sjøvann var ufarlig for fisk som følge av pH-økningen, og at Al raskt ville felles ut av løsnings (Jenssen & Leivestad 1989, Rosseland *et al.* 1998, Rosseland & Skogheim 1986, Staurnes *et al.* 1998). De første indikasjonene på at Al kunne være giftig i brakkvann (10 ppt) kom i 1993. Det ble da innrapportert betydelig akkumulering av aluminium på gjeller til voksen laks i et merdanlegg for Atlantisk laks i Fedafjorden på Sørlandet (K. Thorud, Veterinærinstituttet, pers. medd.). Det ble antatt at denne akkumuleringen var forårsaket av Al i flomvann fra Kvina (forsuret vassdrag). Dødelighet etter eksponering for Al er senere beskrevet fra flere fjordområder på Sørlandet og fra oppdrettsanlegg lokalisert rundt Osterøy og i Masfjorden (Rosseland *et al.*, 1998, Bjerknes *et al.* 2003).

Mekanismen som medfører dødelighet er antatt å være respiratorisk/sirkulatorisk stress med opphopning av CO₂ i fiskens blod og medfølgende pH-senkning i blodet (acidose). Reduksjonen i plasmaklorid er en mekanisme for å motvirke blodforsuringen. Ved dødelighetsepisoder i 1997 i

oppdrettsanlegg i Osterfjorden ble det observert at den døde fisken hadde hjertesprenging (Bjerknes et al. 2003). Dette har trolig sammenheng med den ekstrabelastningen fiskens hjerte blir påført når gjellene klogges med aluminium, hvor respirasjonssvikt vil være relatert til bl.a. akkumulering av Al på gjeller og eksponeringsvarighet. Remobilisering av Al til giftig form tiltar når saliniteten overskrider 1-2 ppt og avtar igjen når saliniteten overskrider ca. 15 ppt. Reduksjonen i giftighet over tid (aldring av vannet; økende avstand fra kildeområdet) kan delvis forklares med fortykning, men kan også skyldes tiltagende transformasjon av giftige tilstandsformer til ugiftige former av Al. Kilden til Al i de ulike observasjonene må tilskrives Al-bidrag fra ferskvann ettersom Al-konsentrasjonen i Atlantisk havvann er lavere enn 0,5 µg Al/l, samtidig som konsentrasjonen i kystnære farvann i sommermånedene vil være lavere enn 5 µg Al/l (Hydes 1977, Beusekom 1988, Helmers & Loeff 1993).

Sjøvannstoleransen hos laksesmolt påvirkes også av aluminium ved at Al innvirker på aktiviteten til gjelleenzymet Na⁺K⁺-ATPase (Bjerknes (red.) 2007). I forsøk utført ved NINAs forskningsstasjon på lms i Rogaland ble det påvist samsvar mellom mengde av aluminium på gjellene og nivåene av plasmaklorid, glukose og Na⁺K⁺-ATPase aktivitet forut for utsetting. Det var videre godt samsvar mellom mengde aluminium på gjellene ved utsetting i sjø og overlevelse og gjenfangst som tilbakevandrende laks (Finstad et al. 2007, 2012). I det samme forsøket ble det påvist at eksponering av smolt for lakselus ga markert høyere dødelighet hos smolt som på forhånd hadde vært eksponert for aluminium. Gjenfangstverdiene til smolten som ble utsatt i lmsa var redusert for alle grupper som hadde gjelle-Al over 25 µg/g tørrvekt. Forsøkene viser at vannkvaliteten i siste del av settefiskfasen har betydning for sjøvannstoleranse og overleving. Eksponering for lakselus etter utsetting virker forsterkende på dødelighet hos postsmolt som har vært utsatt for suboptimal vannkvalitet i forkant. Overført til Vosso og fjordene rundt Osterøy, vil smolt på utvandring fra Vosso bli eksponert for aluminium i fjordene. Laksesmolt som har passert Osterøy vil på sin videre vandring mot kyststrømmen passere områder med høy tetthet av oppdrettsanlegg i en økende salinitetsgradient, og med en økende konsentrasjon av lakselus. Smolt som på forhånd har vært eksponert for aluminium vil kunne få økt dødelighet som følge av luseinfeksjon.

Klimaendringene har blitt spådd å forårsake økt nedbør i Nord-Europa (IPCC 2007). Temperaturscenarioene for Norge innebærer en større oppvarming i innlandet enn langs kysten, større i nord enn i syd, og i nordlige områder større oppvarming vinter enn sommer. Nedbøren vil trolig øke med 10–15 prosent, men i kyststrøkene kan økningen bli 15–20 prosent (St.meld. nr. 39). Økningen vil være størst om vinteren og høsten. Spesielt på Sør-Vestlandet og i de nordligste fylkene vil det i perioden 2030–2050 kunne komme rundt 20 prosent mer nedbør på høsten sammenlignet med perioden 1980–2000. I hele Norge vil ekstreme nedbørsmengder forekomme oftere. Mer ekstreme nedbørsmengder over kort tid øker særlig risikoen for flom og jordras. Dersom den globale temperaturen skulle stige med tre grader i løpet av dette århundret, vil det for Norge sin del føre til at snøgrensen vil ligge opp mot 500 meter høyere enn i dag, og at snøsesongen blir kortere. Sammen med en generell økning i nedbør, vil disse to faktorene bidra til større vannføring i vassdragene om vinteren. Det kan bli betydelig flere flommer sent på høsten og om vinteren i enkelte områder, mens det om våren kan bli reduserte og tidligere snøsmeltingsflommer. Dette er utfordringer som må tas med i betraktningen når en skal vurdere aluminium som trusselfaktor for laks i Osterfjordsystemet og i andre ferskvannspåvirkede fjorder.

11.4 Effekter av forsurening i ferskvann

11.4.1 Undersøkelser utført tidlig på 1990-tallet

På den faste målestasjonen i Vosso v/Kvilekvål ble det registrert en nedgang i pH-verdiene i perioden 1988-1994. Da overvåkingen ble utvidet i 1993 ble det påvist ustabile vannkjemiske forhold på flere stasjoner i hovedløpet, og flere av sideelvene var tydelig påvirket av forsurening. Bolstadelva hadde generelt en dårligere vannkjemie enn Vosso, noe som skyldtes tilførsel av surt vann fra flere sideelver og fra Evanger kraftstasjon. Evanger kraftstasjon har siden 1972 overført vann fra Eksingedalen, og dette vannet har generelt en dårligere kvalitet enn hovedløpet i Vosso.

De vannkjemiske målingene i 1993 og 1994 viste at vannkvalitetskravet for laks i perioder ble overskredet. I hovedløpet av Vosso (v/Kvilekvål) ble det målt pH-verdier ned mot 5,7, konsentrasjoner av giftig (labilt) opp mot 16 µg/l, og den syrenøytraliserende evnen (ANC) var redusert ned mot 10 µekv/l. Dette er verdier som er assosiert med redusert bestandsstyrke i flere vassdrag (Kroglund *et al.* 2008).

De første fiskeforsøkene for å undersøke mulige effekter av forsurening ble utført våren 1993. Laksesmolt fra Eiostammen fra fiskeanlegget i Eidfjord ble da plassert i kar på elvebredden og eksponert for vann pumpet opp fra elva på ulike stasjoner i Vossovassdraget. Samtidig ble det gjennomført en intensiv vannkjemisk overvåking (Kroglund *et al.* 1993). De vannkjemiske undersøkelsene viste at på flere stasjoner i hovedvassdraget (Flage, Kvilekvål og utløpet av Evangervatn) sank pH verdiene til mellom 5,8 og 6,0 i løpet av mai. I tillegg ble det registrert relativt høye konsentrasjoner av labilt aluminium (opp til 16 µg/l). I undersøkelsen fra 1993 og 1994 ble det påpekt at tilførsel av surt, aluminiumsrikt vann fra sideelver, bl.a. Teigdalselva og Tverrelva, bidro til forsureningen av hovedløpet, og at dette kunne bidra til å skape giftige blandsoner for fisken i hovedløpet (Kroglund *et al.* 1993, 1995).

Et viktig bidrag til de ugunstige forholdene våren 1993 var trolig en kraftig episode med sjøsaltanrikt nedbør. Denne nedbøren utløste surt, aluminiumsrikt vann i en rekke vassdrag på Sør- og Vestlandet og medførte fiskedød flere steder vinteren og våren 1993 (Hindar *et al.* 1993, 1994; Barlaup & Åtland 1996).

Basert på de biologiske og vannkjemiske resultater fra Vossovassdraget våren 1993 og våren 1994 ble det utarbeidet en kalkingsplan for å motvirke eventuelle negative effekter av forsurening på laksebestanden (Kaste *et al.* 1994). Planen resulterte i bygging av et doseringsanlegg med kontinuerlig kalking av utløpsvannet fra Evanger kraftstasjon fra og med våren 1994. Målinger fra Evanger kraftstasjon før kalking, i perioden mai-november 1993, viste at middel pH i utløpsvannet var 5,75 (N=28) (Kaste *et al.* 1994). Etter at kalkingen kom igang har pH-verdien i utløpsvannet i hovedsak vært høyere enn pH 6.0. Kalkdosereren var i drift fram til juni 2005 da den positive utviklingen i de vannkjemiske forhold ikke lenger gjorde det nødvendig å kalke vannet fra kraftstasjonen. I perioden 2001-2005 var dosereren kun i drift i de første 5-6 månedene av året.

11.4.2 Undersøkelser i perioden 1998-2017

I 1998 ble det gjort en ny vurdering av de vannkjemiske og hydrologiske forholdene i vassdraget (Kroglund *et al.* 1998). Dette arbeidet viste at vannføringen fra Evanger kraftverk i perioder om vinteren og våren før vårfloppen, kunne dominere vannføringen i Bolstadelva. Slike forhold kan oppstå i perioder når avrenningen i hovedløpet normalt er lav og kraftproduksjonen og vannføringen gjennom Evanger kraftverk er høy. Dette er et unormalt avrenningsmønster som skyldes Evanger-reguleringen. Forekomsten av blandsoner på strekningen fra utløpet av Vangsvatnet til Bolstadfjorden ble da vurdert til å kunne utgjøre en trussel for laksebestanden. En uttynnningseffekt

som følge av innblanding av vann med god vannkjemi fra hovedløpet vil avgrense utbredelsen og skadeeffekten av blandsonen. Videre er det kjent at vanntemperaturen bestemmer hastigheten på omdannelsen og dermed også utbredelsen av blandsonene. Ved lav temperatur vil blandsonene øke i utbredelse ved at omdannelsen går relativt saktere enn ved høyere temperaturer (Lydersen *et al.* 1991, Kroglund *et al.* 1993). Et forhold som kan redusere de negative effektene av giftige blandsoner er at ungfisk av laks og aure trolig til en viss grad aktivt unngår den skadelige vannkjemien som oppstår (Åtland & Barlaup 1995).

Faren for skadelige effekter av giftige blandsoner gjorde at det i 1998 og 1999 ble iverksatt prøvetaking for å bestemme om ungfisk som lever i områder med antatte blandsoner akkumulerer aluminium på gjellene. Resultatene fra disse målingene viste at det begge årene ble funnet høyest konsentrasjoner av aluminium på fiskens gjeller i områder som var påvirket av innløpene (blandsonene) fra Rasdalselva og Skorveelva. Ved prøvetakingstidspunktet i april/mai hadde disse to sideelvene pH verdier i intervallet 5,44 - 5,65 og konsentrasjoner av labilt aluminium fra 7 til 22 µg/l. Alle de andre undersøkte lokalitetene hadde pH verdier > 6,0 og konsentrasjoner av labilt aluminium < 5 µg/l. Unntaket var Sagelva i 1998 som hadde pH 5,91. Disse resultatene støttet opp under antagelsen om at tilførsel av aluminium fra sideelvene felles ut på gjellene til fisk som lever i blandsonen mellom sideelv og hovedløp.

I 2000 ble det gjort en vurdering av behovet for ytterligere kalkingstiltak i vassdraget (Hindar & Kroglund 2000). Basert på de vannkemiske målingene i Raundalselva og Strandaelva, med lave konsentrasjoner av labilt aluminium, ble det ikke anbefalt kalking av disse elvestrekningene. I hovedløpet fra utløpet av Vangsvatnet og ned til Bolstad ble det heller ikke påvist vannkvaliteter som ble vurdert som skadelige. Imidlertid ble det lagt avgjørende vekt på at avrenning fra de søndre lokalfeltene i nedre del av Vosso tilfører hovedløpet labilt aluminium, og at dette kan felles ut på fiskegjellene og påføre smolten skader. Basert på føre-var prinsippet ble det derfor anbefalt terrengkalking i nedre del av vassdraget for å holde aluminium tilbake, eventuelt i kombinasjon med kalkdosering av de aktuelle sideelvene i perioden februar-mai. Videre ble det anbefalt å videreføre kalkingen ved Evanger kraftstasjon og skjellsandkalkingen i Teigdalselva og Tverrelva. Den anbefalte terrengkalkingen av de søndre feltene ble ikke realisert, mens kalkingen ved Evanger kraftstasjon ble opprettholdt fram til 2006. Hovedårsakene til at planene om terrengkalking ikke ble videreført var den generelle bedringen i vannkemiske forhold, og målinger som viste lave konsentrasjoner av aluminium på gjellene til utvandrende smolt og smolt plassert i bur i ulike deler av vassdraget (Barlaup 2004).

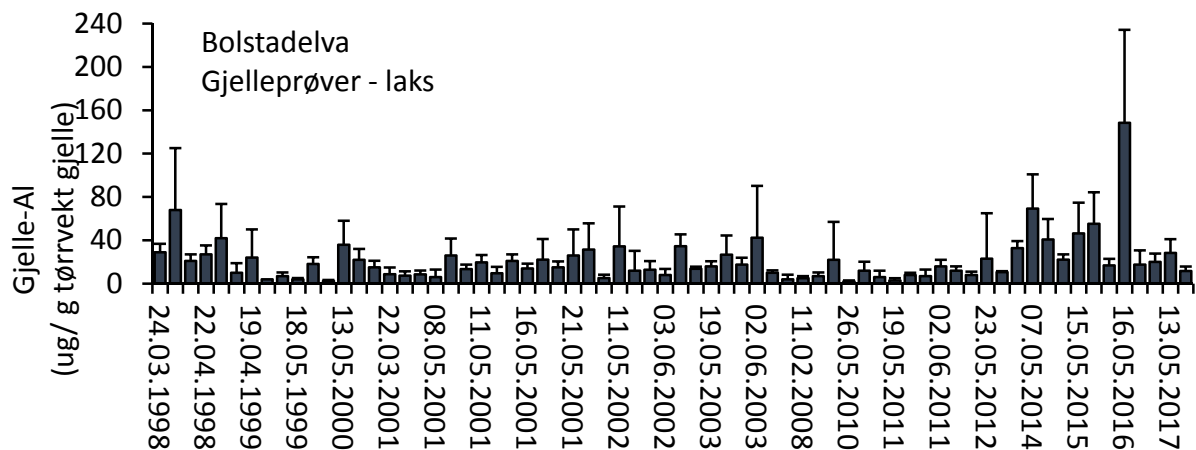
Overvåkingen av vannkvaliteten fram til 2006 viste en naturlig bedring av forsureningsituasjonen siden 1995/96 (Saksgård & Schartau 2007). Bl.a. viste målinger av vannkvaliteten oppstrøms kalkingsanlegget i Evanger en forholdsvis god vannkvalitet med pH > 6,0 hele året. Dette var bakgrunnen for at den kontinuerlige kalkingen av kraftverksvannet ble stanset i 2006.

For å styrke vurderingsgrunnlaget med tanke på forsuring som trusselfaktor for Vossolaksen er det i årlig i perioden 2000-2017 foretatt årlige undersøkelser av vannkvaliteten og gjellealuminium i forbindelse med smoltutgangen. Et viktig spørsmål er hvor mye aluminium som kan felles ut på gjellene før dette påvirker overlevelsen til fisken. Det er gjort en lang rekke studier for å bestemme grenseverdier av gjelle-Al relatert til smoltens sjøoverlevelse (Kroglund *et al.* 2007). Det forventes ikke at det vil forekomme dødelighet i ferskvannseksponeringer før mengden gjelle-Al >300 µg Al/g gjelle tørrvekt. Eksponeringen må samtidig vare i mange dager for å gi dødelighet ved denne metallkonsentrasjonen. Settes det imidlertid krav til at det ikke skal være effekter på vekst, saltvannstoleranse samt sjøoverlevelse, må grenseverdien senkes til 30 µg Al/g tørrvekt gjelle (Kroglund *et al.* 2007). Konsentrasjoner av gjelle-Al < 30 µg Al/g kan derfor brukes til å skille smolt med forventet god helse fra smolt med forringet helse. Tilsvarende vurdering av aluminium på gjeller er gjort i klassifiseringsveilederen til Vanddirektivet (DN 2009) (Tabell 1).

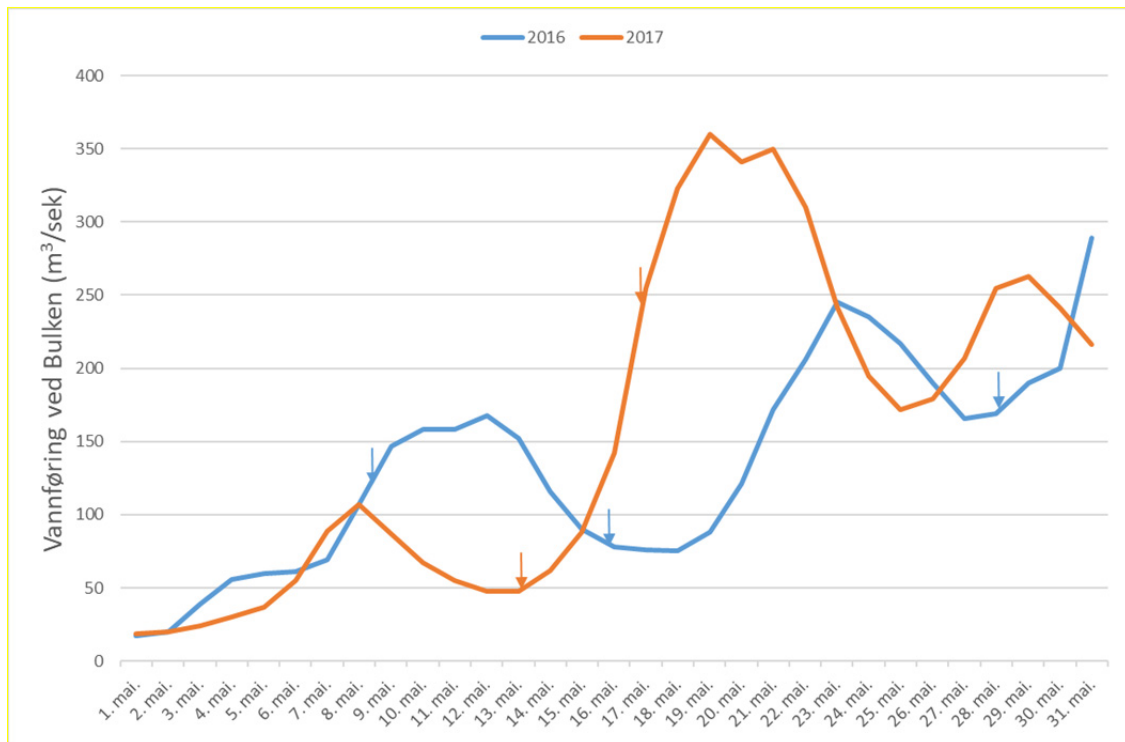
Tabell 1. Vurdering av klassegrensar for tilstanden hos laksunger på basis av aluminium på gjeller hos parr i ferskvann og hos smolt i ferskvann og sjøvann.

Stadium	Enhet	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Gjelle-Al hos parr i ferskvann	µg Al/g tv	<100	100-200	200-400	400-800	>800
Gjelle-Al hos smolt i ferskvann	µg Al/g tv	<30	30-100	100-200	200-300	>300
Gjelle-Al hos smolt i sjøvann	µg Al/g tv	<10	10-30	30-60	60-150	>150

I perioden 1998-2017 er det årlig gjort målinger av aluminium på gjellene til laksesmolt i hovedløpet i Bolstadelva og/eller i Bolstadhølen før og under smoltutvandringen om våren (mars-mai) (Figur 1). For årene 2014-2017 er målingene av gjellenivå fra Bolstadelva relativt variable, og en observerer en trend med høyere gjellenivåer av aluminium enn tidligere. I 2016 ble det målt aluminiumskonsentrasjoner på hele 148 µg Al/g tørrvekt gjelle i den 16. mai, mens i 2017 var det om lag 20 µg Al/g tørrvekt gjelle på nivå med verdiene målt i perioden 1990-2012. En mer detaljert gjennomgang av situasjonen i 2016 (Åtland og Skancke 2016) viste at toppen i gjelle aluminium den 16. mai 2016 kom like etter den første flomtoppen, mens prøvene tatt i 2017 var enten før (13. og 18. mai 2017) eller relativt lang tid etter den største flomtoppen (den 6. juni 2017) (Figur 2).

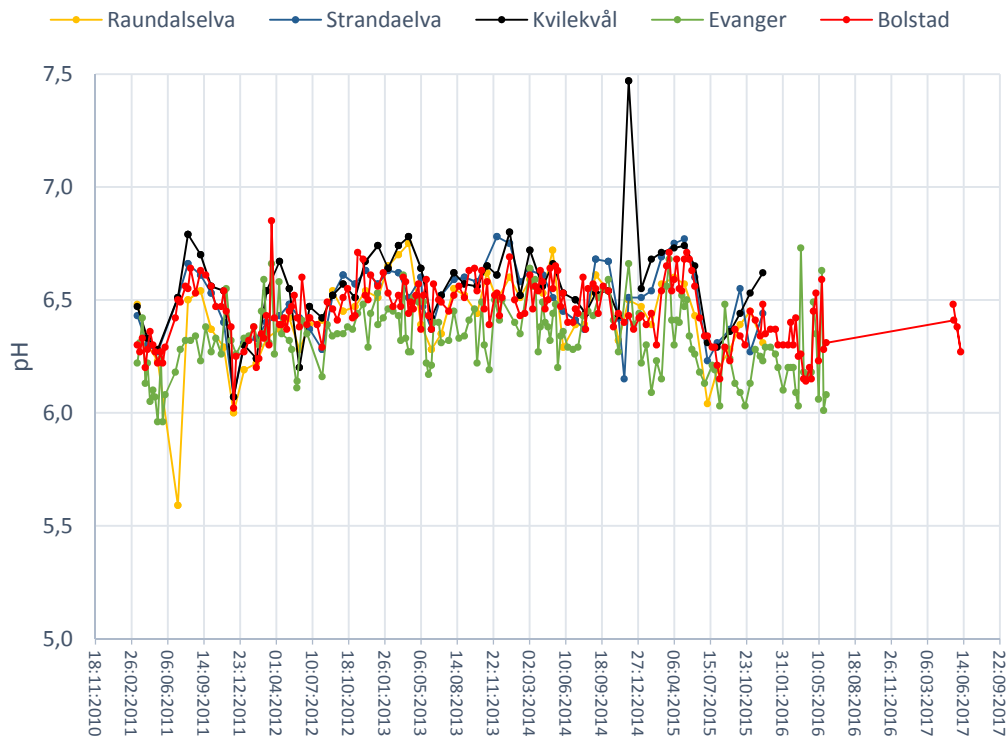


Figur 1. Gjennomsnittlige konsentrasjoner (med standard avvik) for aluminium funnet på gjellene til presmolt eller utvandrende laksesmolt i Bolstadelva i årene 1998-2017. Det mangler data fra årene 2004, 2005 og 2009.

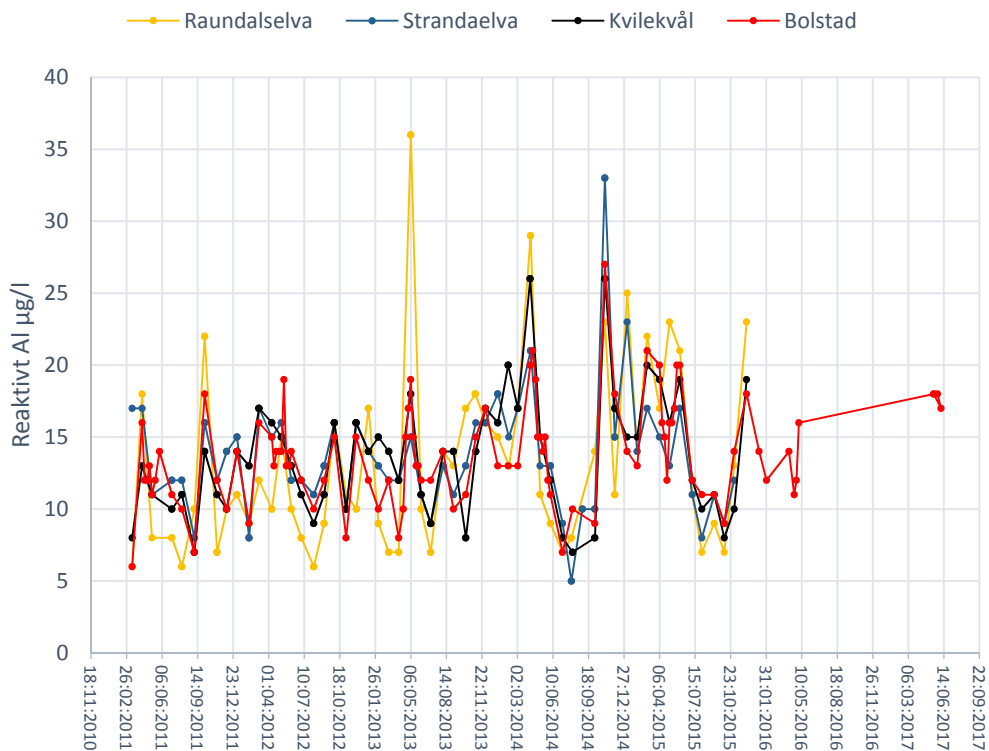


Figur 2. Vannføring i Vosso ved Bulken i mai 2016 og 2017 (data fra BKK). Datoer for prøvetaking av fisk for gjellemetallanalyse er markert med piler.

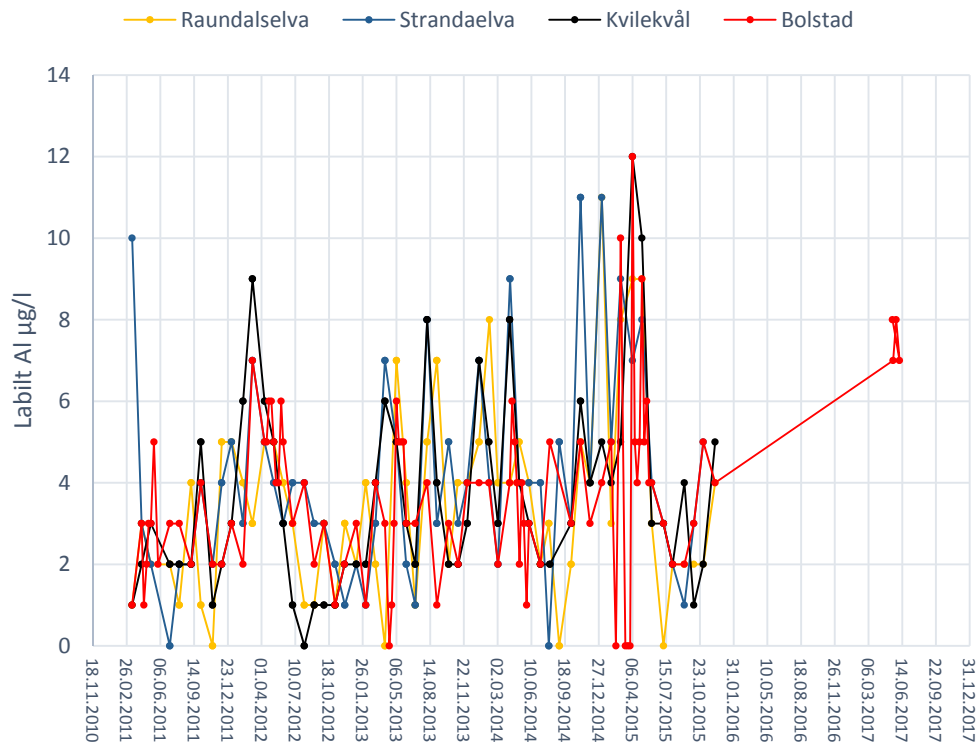
Målinger av pH i hovedvassdraget (Bolstadelva og Vosso) i 2014-2017 skiller seg ikke ut fra tidligere målinger og varierer stort sett mellom 6,0 og 6,7 (Figur 3). Når det gjelder konsentrasjonene av reaktivt (Figur 4) og labilt (Figur 5) aluminium er det heller ikke noe dramatiske å påpeke i denne perioden. For sideelvene Vossedalselvi, Rasdalselva og Teigdalselva er bildet imidlertid mer sammensatt både når det gjelder reaktivt og labilt aluminium (Figur 6, og Figur 7). Det er til dels høy konsentrasjon av både reaktivt og labilt aluminium på enkelte datoer i Vossedalselva både i 2011 og i 2014. På bakgrunn av dette samt funnene av høyt gjellealuminium i 2016 ble det på oppdrag fra Fylkesmannen i Hordaland igangsatt en flomovervåking under smoltperioden i 2017 i Vossedalselvi og i Rasdalselva. Dette datamaterialet er ikke helt ferdig analysert enda, men resultatene så langt viser at særlig Vossedalselvi har voldsom variasjon i konsentrasjon av aluminium (Figur 8).



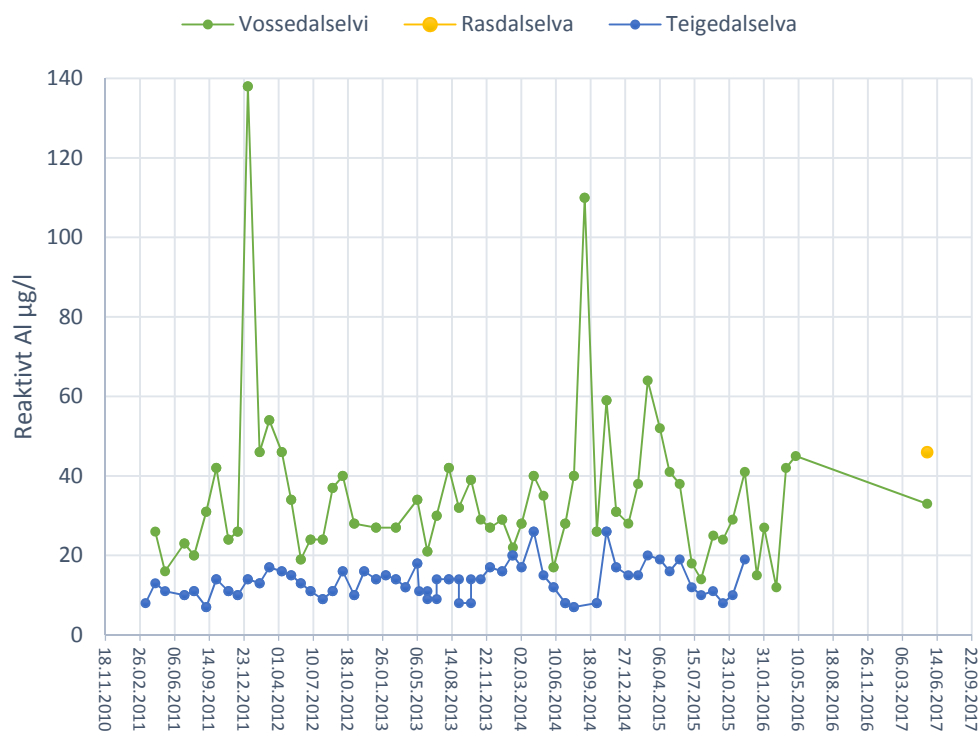
Figur 3. pH i Vosso ved Raundalselva, Strandaelva, Kvilekvål, Evanger og Bolstad.



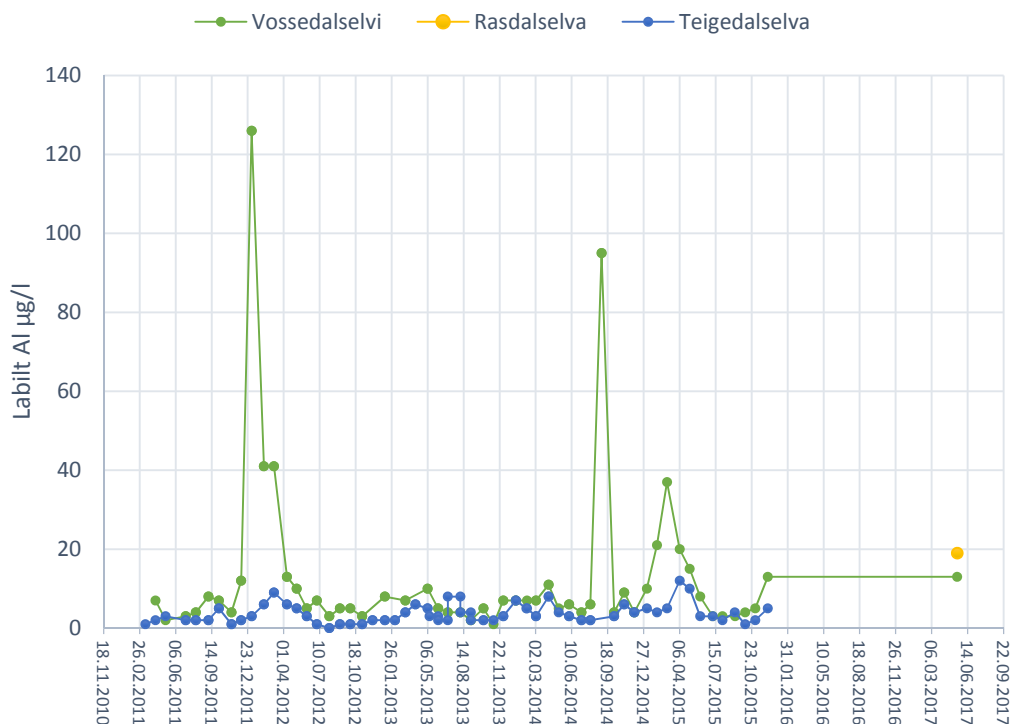
Figur 4. Konsentrasjon av reaktivt aluminium ($\mu\text{g/l}$) i Vosso ved Raundalselva, Strandaelva, Kvilekvål og Bolstad.



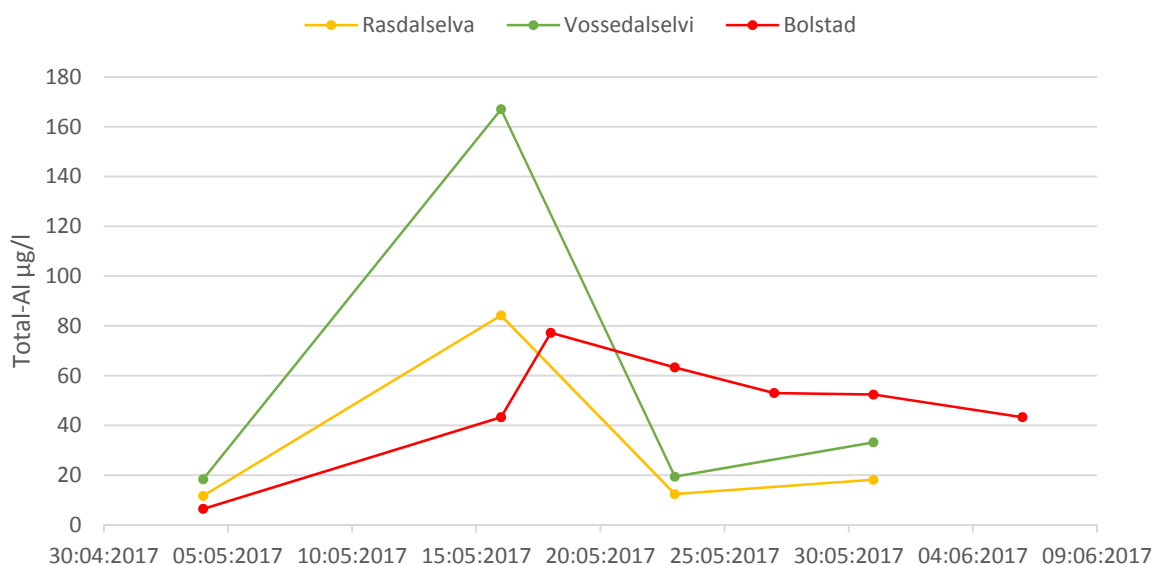
Figur 5. Konsentrasjon av labilt aluminium ($\mu\text{g/l}$) i Vosso ved Raundalselva, Strandaelva, Kvilekvål, og Bolstad.



Figur 6. Konsentrasjon av reaktivt aluminium ($\mu\text{g/l}$) i sidevassdrag til Vosso ved Vossedalselvi, Rasdalselva og Teigdalselva.



Figur 7. Konsentrasjon av labilt aluminium ($\mu\text{g/l}$) i sidevassdrag til Vosso ved Vossedalselvi, Rasdalselva og Teigdalselva.



Figur 8. Konsentrasjon av total aluminium ($\mu\text{g/l}$) i Bolstad og i sidevassdrag til Vosso ved Vossedalselvi og Rasdalselva.

11.5 Tungmetalldata fra Elvetilførselsprogrammet

Hvert år overvåkes tilførsler til norskekysten av næringsstoff, tungmetaller og organiske miljøgifter under elvetilførselsprogrammet RID (Riverine Inputs and direct Discharges). Overvåkingen utføres i 47 elver, blant annet Vosso, og prøvetakingsstasjonen her er i nedre del (Bolstadelva). Tungmetallresultater for prøver fra 2014 er vist i Tabell 2. Konsentrasjonene er sammenlignet med

fastsatte grenseverdier (Skarbøvik m.fl. 2015). I Bolstadelva ble det ikke registrert kritisk høye konsentrasjoner for noen av de målte metallene. Alle måleverdiene er under gjeldende EQS (Environmental Quality Standard) - verdier for prioriterte miljøgifter i vannforskriften (kvikksølv, bly, kadmium og nikkel) og for vannregionspesifikke stoffer. I tabellen er US EPA (Environmental Protection Agency) sine grenseverdier for akvatisk liv i ferskvann tatt med. Også disse viser at de målte tungmetallkonsentrasjonene er langt under det som kan forårsake skade.

Tabell 2. Analyser av pH og metaller fra Elvetilførselsprogrammet fra Bolstadelva i 2014 (Skarbøvik m.fl. 2015). CMC (Critical Maximum Concentration) for akutt og kronisk eksponering (Aquatic life – freshwater) fra US EPA er lagt inn nederst i tabellen. For krom er grenseverdien for CrIV oppgitt dvs. den mest toksiske formen.

Dato	pH	Sølv µg/l	Arsen µg/l	Kadmium µg/l	Krom µg/l	Kobber µg/l	Kvikksølv µg/l	Nikkel µg/l	Bly µg/l	Sink µg/l
06.01.2014	7,11	0,05	0,06	0,006	0,30	0,369	0,001	0,360	0,045	1,10
04.02.2014	6,66	0,05	0,07	0,005	0,51	0,348	0,002	0,270	0,035	0,96
04.03.2014	6,78	0,05	0,07	0,005	0,30	0,546	0,001	0,330	0,056	1,80
07.04.2014	6,26	0,05	0,07	0,007	0,10	0,472	0,001	0,450	0,058	1,30
06.05.2014	6,83	0,05	0,10	0,005	0,10	0,353	0,001	0,340	0,042	1,20
03.06.2014	6,66	0,05	0,06	0,005	0,10	0,280	0,001	0,250	0,046	0,96
07.07.2014	6,46	0,05	0,05	0,009	0,10	0,250	0,001	0,210	0,039	0,86
04.08.2014	6,59	0,05	0,05	0,006	0,10	0,305	0,001	0,240	0,070	0,94
01.09.2014	6,41	0,05	0,06	0,006	0,70	0,210	0,001	0,550	0,021	0,58
06.10.2014	6,38	0,05	0,07	0,010	0,10	0,358	0,001	0,330	0,160	1,10
03.11.2014	6,64	0,05	0,20	0,010	0,10	0,622	0,001	0,470	0,245	1,20
01.12.2014	6,48	0,05	0,10	0,007	0,20	0,418	0,001	0,360	0,087	1,30
CMC Akutt		3,2	340	1,800	16,00		1,400	470,000	65,000	120,00
CMC Kronisk			150	0,720	11,00		0,770	52,000	2,500	120,00

11.6 Samlet vurdering

Forsuring er vurdert som en av faktorene som kan ha bidratt til den uheldige bestandsutviklingen for Vossolaksen. I tråd med den vannkjemiske utviklingen viste prøvetakingen at mengden aluminium på gjellene til presmolt eller utvandrende smolt var på akseptabel lave nivå i Bolstadelva i perioden fra 1998 og fram til 2014. Etter dette har konsentrasjonen av gjellealuminium vært gjennomgående lav både ved Voss klekkeri og i øvre deler av vassdraget, mens det har vært målt forhøyede nivåer hos laks fanget i Bolstadelva i 2014, 2015 og særlig under en flomtopp i mai 2016. Data fra mai 2016 viser at nivåene av gjellealuminium lå i underkant av 20 µg/g ved to anledninger, mens gjennomsnittsverdien var hele 148 µg/g den 16. mai. De høye verdiene ble målt etter en varmeperiode med høy vannføring. Slike nivåer av gjellealuminium er ikke dødelig for laks, men en kan forvente effekter på ioneregulering og enzymer (Na-K-ATP-ase). Det er ekstra bekymringsfullt når slike flomtopper, som i dette tilfellet, sammenfaller i tid med smoltutvandring. I 2017 var aluminiumsnivåene på gjellene til laks fanget i Bolstad igjen nede på lave verdier tilsvarende målingene i perioden 1998-2014. Vannkjemisk overvåking i sidevassdragene Rasdalselva og Vossedalselvi i 2017 har vist at særlig sistnevnte har meget variabel konsentrasjon av aluminium. Vi anbefaler at det vannkjemiske måleprogrammet utvides for å dokumentere slike episoder bedre både i sidevassdragene (logging, passive prøvetakere), og med prøvetaking i de nedre delene av hovedvassdraget. Andre metaller enn aluminium ser ikke ut til å være et problem for fisk i vassdraget.

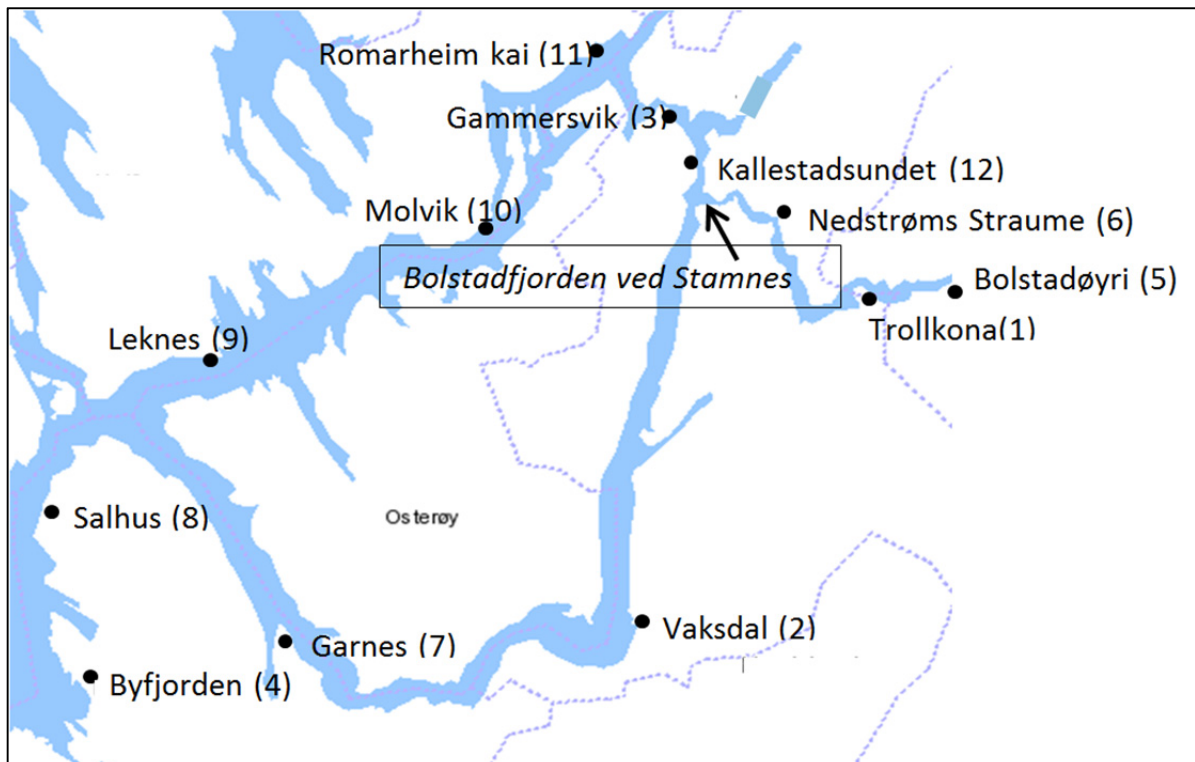
11.7 Aluminium som trusselfaktor i brakkvann

11.7.1 Eksponeringsforsøk med smolt 1994-2017

Metoder

Våren 1994 ble det gjort en første studie med eksponering av laksesmolt i merd på totalt 6 stasjoner (Figur 9) med fokus på Bolstadfjordsystemet (Bjerknes m. fl. 1995). Fisken ble eksponert i perioden 11.-27. mai 1994. Resultatene viste ingen dødelighet hos fisk på noen av stasjonene under eksponeringsforsøket, og blodverdiene var relativt normale på samtlige stasjoner. Sjøvannstestene viste imidlertid høyest dødelighet på fisk fra stasjonene Straume, Leiren og Veafjorden. Det var også fisk fra disse tre stasjonene som hadde de høyeste plasmakloridverdiene etter sjøvannstestene (>190 mmol/L). Disse forsøkene ble gjort før en hadde fått på plass metode for kvantitative analyser av gjelle-Al. Studien konkluderte med at vannkvaliteten i Bolstadfjordsystemet ikke var akutt toksisk for laksesmolt i løpet av den perioden forsøket pågikk, men at en ikke kunne utelukke at dødeligheten i sjøvannstestene hadde sammenheng med en Al-belastning (Bjerknes m. fl. 1994). Dette aller første eksperimentet var et viktig grunnlag for det videre arbeidet med denne problemstillingen i Osterfjordsystemet.

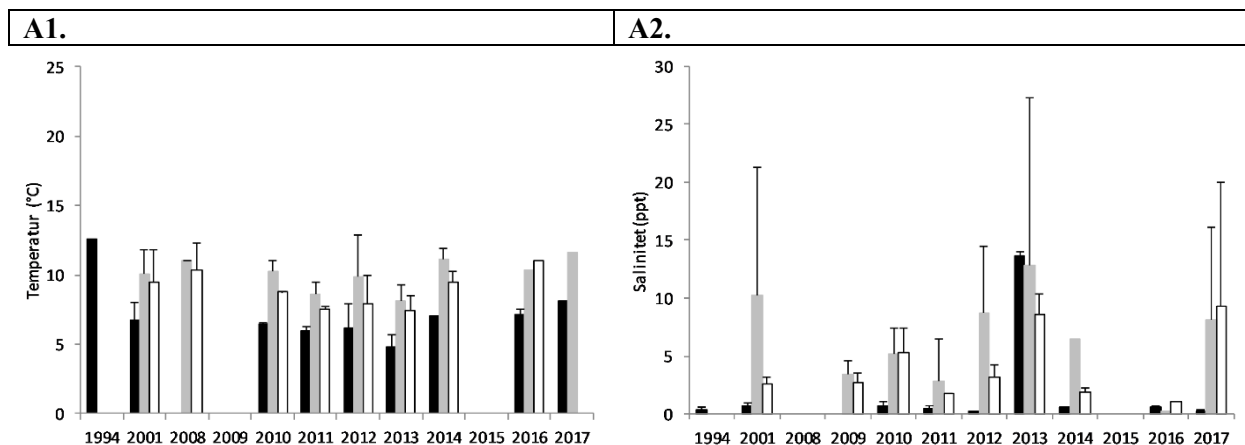
Arbeidet med eksponering av laksesmolt i merd ble videreført, og som vist i Tabell 3 har det vært gjennomført merdeksponering av laksesmolt på ulike stasjoner i området (Figur 9) fra 1994 til 2017. Dette representerer en unik tidsserie som danner grunnlag for å se på tidstrender. Vi har i det følgende valgt å presentere data fra samtlige stasjoner der det er naturlig, men med hovedfokus på de tre stasjonene hvor det er flest år med data: Bolstadfjorden (Trollkona St. 1), Vaksdal (St. 2) og Gammersvik (St. 3). Temperatur og salinitet på de tre hovedstasjonene (Trollkona i Bolstadfjorden, Vaksdal og Gammersvik) er presentert i Figur 10.



Figur 9. Kart som viser samtlige av stasjonene hvor det har vært gjennomført eksponering av smolt i bur under smoltutvandringen.

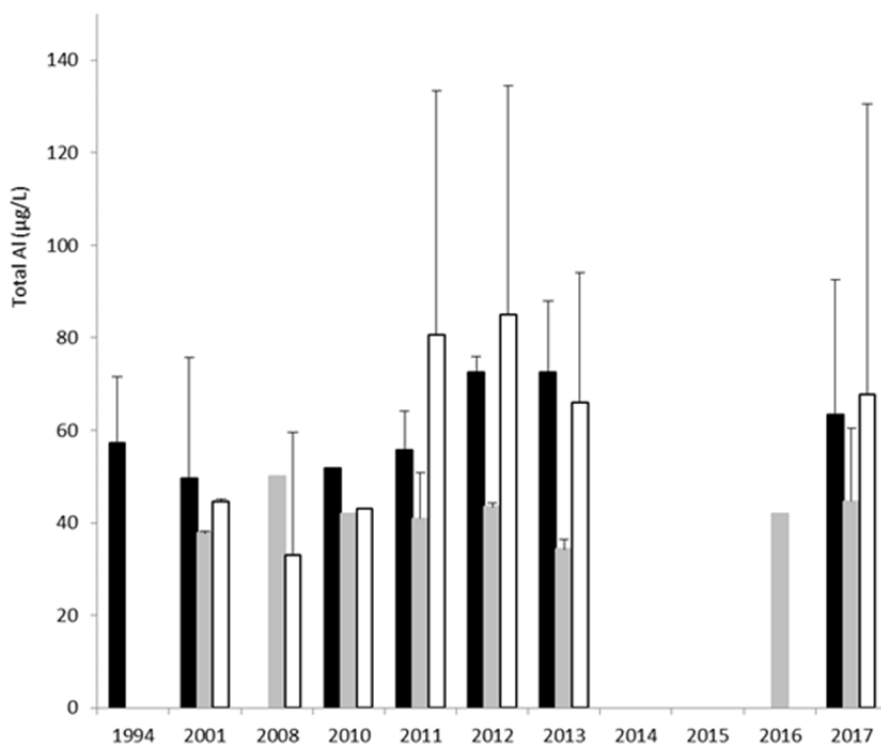
Tabell 3. Oversikt over analyser utført på gjeller fra smolt eksponert på forskjellige stasjoner ulike år. Datoer for utsett i merd samt siste eksponeringsdato er spesifisert.

Eksponeeringsperiode	Stasjon nr	Analyse utført på gjelleprøver
11.05 - 14.05 2000	2	Aluminium
08.05 - 31.05 2001	1 - 12	Aluminium
15.05 - 30.05 2002	2, 3, 4	Aluminium
15.05 - 07.06 2007	2, 3, 5	Aluminium
11.05 - 09.06 2008	2, 3, 5	Aluminium + Na+/K+-ATPase
14.05 - 29.05 2009	2, 3	Aluminium + Na+/K+-ATPase
10.05 - 25.05 2010	1, 2, 3	Aluminium + Na+/K+-ATPase
13.05 - 30.05 2011	1, 2, 3	Aluminium
15.05 - 30.05 2012	1, 2, 3	Aluminium + Na+/K+-ATPase
13.05 - 30.05 2013	1, 2, 3	Aluminium
07.05 - 10.06 2014	1, 2, 3	Aluminium
18.05 - 13.06 2015	1, 2, 3	Aluminium
01.05 - 30.05.2016	1, 2, 3	Aluminium
03.05 - 06.06.2017	1, 2, 3	Aluminium



Figur 10. Gjennomsnitt \pm SD temperatur og salinitet målt i løpet av smolteeksponeringsforsøk eksperimenter. A1. og A2. Temperatur og salinitet registrert i de 3 hovedstasjonene: Trollkona (svart), Vaksdal (grått) og Gammersvik (hvitt) med ulike år på X-aksen.

Sammenstillingen av aluminiumsdata viser tydelig en del mønstre. Det mest iøynefallende er at det ikke har vært noen bedring i situasjonen med hensyn på aluminiumskonsentrasjonen i brakkvannet i perioden 1994 til 2017 (Figur 11). På stasjon 3 (Gammersvik) ser det ut som aluminiumskonsentrasjonen faktisk har økt noe, og det er også betydelig variasjon mellom datoene på de enkelte årene. Dette bildet ser vi til tross for at det i løpet av denne perioden har vært en betydelig reduksjon i syrenedfall, og det har også vært registrert en bedring i vannkvaliteten i Vosso (se kapittel 11 om forsurening og aluminium).



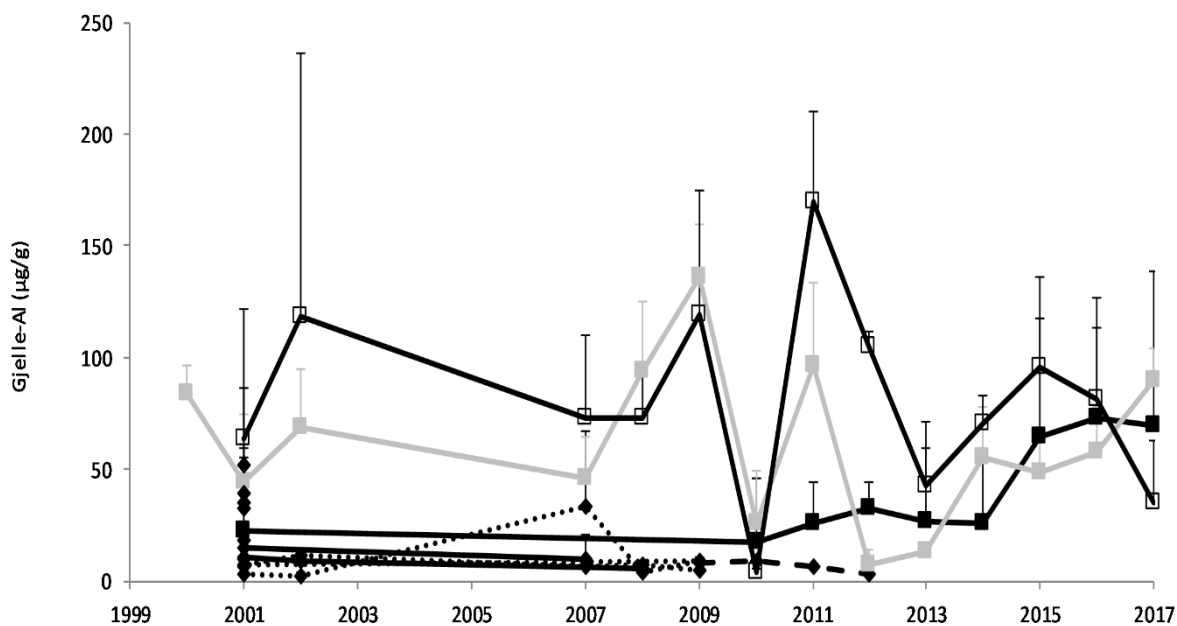
Figur 11. Gjennomsnittlig Tot-Al registrert i Trollkona (St. 1 svart), Vaksdal (St. 2, grå) og Gammersvik (St. 3, hvit) under smolteeksponering fra 1994 til 2017 (X-aksen). I 1994 og 2001 ble Tot-Al målt som Al-A, og fra 2008 til 2017 Tot-Al ble målt som ICP-Al.

11.8.2 Gjellealuminium

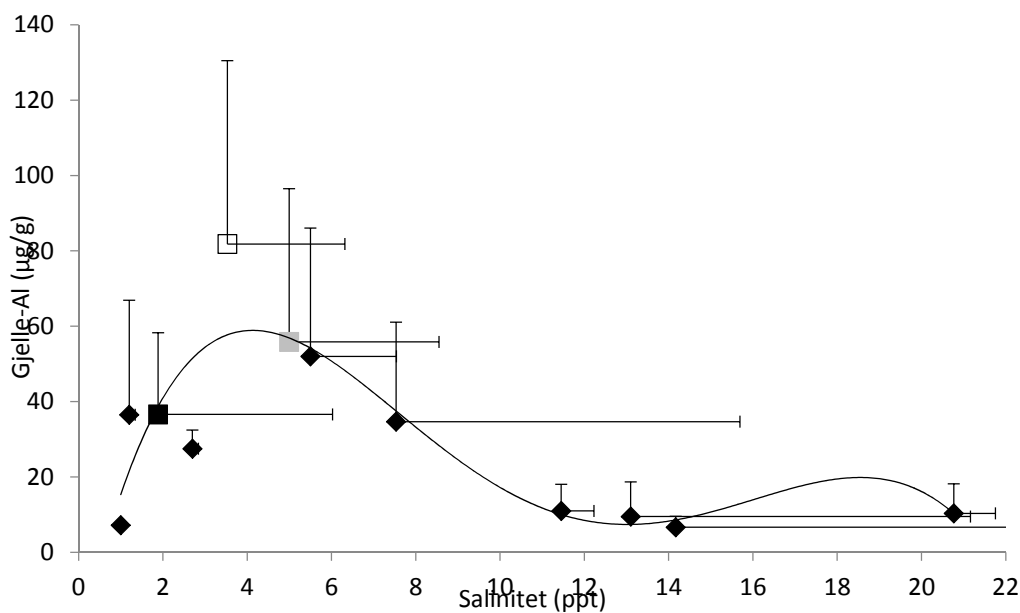
Gjellealuminium varierte mye mellom stasjonene, og mellom år (Figur 12). Gjelle-Al konsentrasjoner målt på smolt ved Voss klekkeri viste lave verdier med et gjennomsnitt på $6,2 \pm 4,0 \mu\text{g/g}$ og det samme for smolt fra anlegget på Evanger som hadde en gjennomsnittlig verdi på $7,2 \pm 2,7 \mu\text{g/g}$. Gjellealuminium har vært lav for fisk eksponert i Bolstadfjorden/Trollkona, men siden 2015 har det vært en økning med noe høyere gjellealuminium. Smolt eksponert på Gammersvik hadde jevnt over de høyeste verdiene av gjellealuminium, og også fisk eksponert ved Vaksdal hadde høye konsentrasjoner. Resultatene viste videre svært god samvariasjon mellom Vaksdal og Gammersvik, og år 2010 skilte seg ut med svært lave nivåer av gjellealuminium på begge disse stasjonene. Dette samsvarer godt med at det var det året hvor ferskvannstilførselen til fjordsystemet var absolutt lavest i hele perioden.

En sammenstilling av data på gjellealuminium og salinitet i perioden 1994 til 2017 på det aktuelle dypet hvor fisken sto, viser at den høyeste akkumuleringen av gjellealuminium skjedde i salinitetsområdet fra 1.5 til 4.5 ppt (Figur 13). Dette samsvarer godt med tidligere observasjoner (bl.a. Åtland m fl. 2008), og dette har sammenheng med at ved høyere saliniteter så vil sjøvannet fortynne det aluminiumsholdige ferskvannet såpass mye at totalkonsentrasjonen av Al kommer under det kritiske. Sammenhengen mellom salinitet og gjellealuminium i Osterfjordssystemet kan uttrykkes ved følgende polynomiske regresjon:

$$y = 0,0002x^5 - 0,0195x^4 + 0,6964x^3 - 9,7664x^2 + 50,325x - 25,918; R^2 = 0,7618; p < 0,01$$



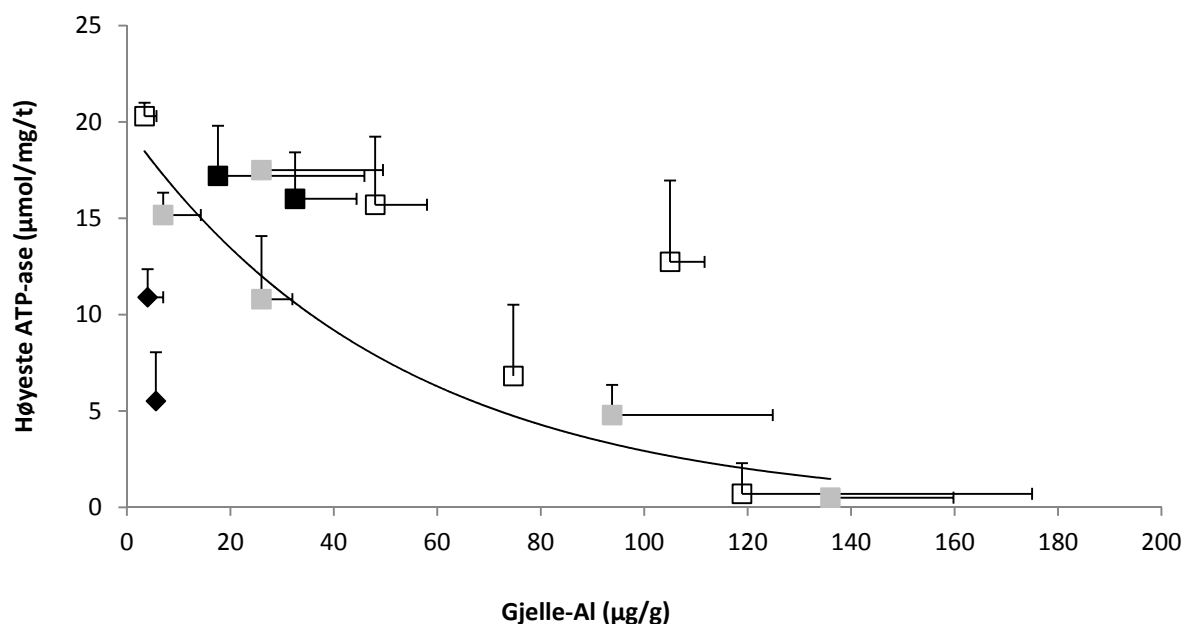
Figur 12. Gjennomsnittlig konsentrasjon av gjellealuminium ($\mu\text{g/g} \pm \text{SD}$). Data er vist for Trollkona (St. 1, svarte firkanter), Vaksdal (St. 2, grå firkanter) og Gammersvik (St. 3, åpne firkanter). Smolt fra Voss klekkeri er vist med prikket linje og fra anlegget på Evanger i stiplet linje.



Figur 13. Gjennomsnittlig salinitet \pm SD registrert i de 12 forskjellige stasjoner plottet mot gjennomsnittlig konsentrasjon av Al på gjele \pm SD. De tre hovedstasjonene er gjengitt Trollkona (At. 1, svarte firkanter), Vaksdal (At. 2, grå firkanter) og Gammersvik (St. 3, åpne firkanter).

11.8.3 Aluminium og sjøvannstilpasning

ATP-ase målinger er foretatt på en rekke stasjoner som angitt i Tabell 1. Plott av ATP-ase mot gjellealuminium viste at ved økende konsentrasjoner av gjelle-Al avtok ATP-ase nivåene hos smolten (Figur 14).



Figur 14. Gjelle-Al plottet mot $\text{Na}^+ - \text{K}^+$ -ATPase aktivitet målt i smolt gjeller på slutten av eksponeringsperioden (dvs. høyeste ATP-ase verdi). De tre hovedstasjonene er angitt; Trollkona (St. 1, svarte firkanter), Vaksdal (St. 2, grå firkanter) og Gammersvik (St. 3 åpne firkanter, stasjon 3).

11.9 Eksponeringsforsøk av PIT-merkede smolt

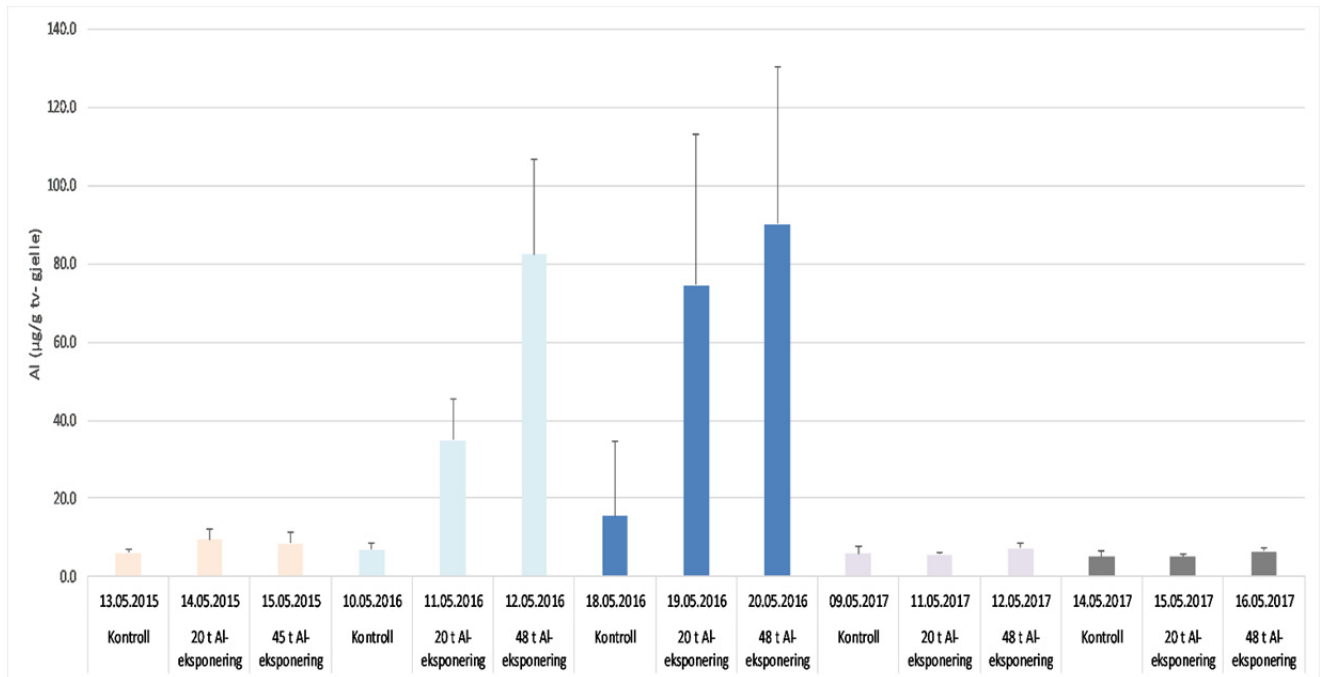
Et omfattende forsøksoppsett er gjennomført i årene 2015 tom 2017 for å avdekke hvordan aluminium og lakselus sammen kan påvirke sjøoverlevelsen for Vosso-laksen. Det er vist at en allerede svekket laksesmolt kan være mindre motstandsdyktig mot lakselus. I disse tre årene er halvparten av den PIT-merkede smolten fra Voss Klekkeri utsatt for en kortvarig og svært moderat aluminiums-eksponering før utsetting. Eksponeringen ble gjort direkte i fiskekarene ved Voss klekkeri ved inndosering av aluminium ($\text{AlCl}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$) stabilisert med syre ved hjelp av peristaltiske pumper. Eksponeringene ble gjort umiddelbart før utsett for å simulere en flomepisode på det mest kritiske tidspunktet før utvandring.

Smolt ble eksponert for aluminium i 45 timer i 2015 og 48 timer i 2016 og 2017. Mål-dose av total aluminium var å tilføre 30 $\mu\text{g/l}$ i 2015 og 2017, og 50 $\mu\text{g/l}$ total Al-dosering i 2016. Aluminiumskonsentrasjonene i karene for råvann (kontroll), 20 timers eksponering og 48 timers eksponering er vist i Tabell 4. Som ventet ut fra mengden inndosert aluminium gav dette resultater i form av forhøyet gjelle aluminium (Figur 15). Resultatene fra eksponeringsforsøket vil foreligge etter hvert som vi får gjenfangster de kommende årene.

Tabell 4. Oversikt over aluminiumskonsentrasjonene ($\mu\text{g/l}$) målt karene med PIT-merket smolt før oppstart av eksponering (kontroll), etter 20 timers Al-eksponering og etter 48 timers Al-eksponering.

	2015	2016	2017
Kontroll	52,9±2,8	40,8±2,5	38,9±0,7
20 t Al-eksponering	81,6±15,2	91,1±15,4	68,6±1,0
48 t Al-eksponering*	111,8±57,1	99,0±2,8	68,7±0,1

*2015 – 45 t Al-eksponering



Figur 15. Gjellealuminium $\mu\text{g/g}$ tørrvekt (\pm SD) før aluminiumseksponering (kontroll), etter 20 timer Al-eksponering og 48 timer Al eksponering for årene 2015-2017

11.10 Samlet vurdering/diskusjon

Det døde ingen smolt i løpet av merdforsøkene i perioden 1994 til 2017. Undersøkelsene gir likevel grunnlag for å anta at aluminiumskonsentrasjonen i brakkvannsområdene rundt Osterøy er på et nivå som kan ha negativ betydning for overlevelsen til smolt som vandrer ut fra Vosso og de andre elvene i indre deler av Osterfjordsystemet. Forsøkene viser at smolten kan få relativt høye konsentrasjoner av aluminium på gjellene dvs. på et nivå hvor det er påvist dødelighet på laks og regnbueaure i merdoppdrett rundt Osterøy. Denne situasjonen har ikke bedret seg fra 1994, men det er betydelig år til år variasjon. Ferskvannstilførsel virker som den dominerende faktoren, og dette samsvarer godt med at året 2010 med svært lav vannføring i elvene viste svært lavt påslag av aluminium på laksesmolt eksponert i fjordsystemet, inkludert på de mest påvirkede stasjonene Vaksdal og Gammersvik hvor nivåene dette året var nede på under $25 \mu\text{g/g}$ gjelle tørrvekt.

Det er vanskelig å se egnede tiltak for å bøte på dette problemet i et så komplekst system som Osterfjordsystemet. Ved enklere «en elv – en fjord» system kan en under smoltperioden gjennomføre silikatdosering i ferskvann, og aluminium vil dermed kunne bindes til silikat og forbli ugiftig også i brakkvannssystemet. I et system med flere elver som transporterer mye aluminiumholdig ferskvann inn i fjordsystemet vil en i så fall måtte behandle alle elvene samtidig. For også å ta hånd om direkte avrenning som kommer til fjorden utenom de store elvene vil en måtte kompensere en høy silikatdose, og et slikt tiltak vil derfor bli svært kostbart.

Klimaendringene har blitt spådd å forårsake økt nedbør i Nord-Europa (IPCC 2007). Temperaturscenarioene for Norge innebærer en større oppvarming i innlandet enn langs kysten, større i nord enn i sør, og i nordlige områder større oppvarming vinter enn sommer. Nedbøren vil trolig øke med 10–15 prosent, men i kyststrøkene kan økningen bli 15–20 prosent (St.meld. nr. 39). Dette vil kunne påvirke størrelsen på vårflommene i framtiden, og dermed risiko for at smolten vil

passere områder med giftig aluminium i brakkvannsområdene i ferskvannspåvirkede, innelukkede fjordsystemer.

Det er observert økning i konsentrasjon av organisk materiale i vassdrag på Sør- og Vestlandet i de senere år (se bl.a. de Wit et al 2016). Aluminium bundet til organisk stoff vil ikke gi skade i ferskvann, men blir bioreaktivt når saltholdigheten øker i blanding med sjøvann i estuariet. For å få en bedre oversikt over tilførsler av organisk bundet aluminium bør total-aluminium innføres som analyseparameter i forbindelse med vassdragsovervåkingen, særlig med tanke på hvordan klimaendringer kan forverre situasjonen med aluminiumspåslag for smolt på utvandring i sterkt ferskvannspåvirkede fjorder.

11.11 Referanser

- Baker, J.D. & Schofield, C.L. 1982. Aluminum toxicity to fish in acidic waters. *Water Air Soil Pollut.* 18: 289-309.
- Barlaup, B.T. (redaktør) 2008. Nå eller aldri for Vossolaksen - anbefalte tiltak med bakgrunn i bestandsutvikling og trusselfaktorer. DN-utredning 2008-9.
- Barlaup, B.T. (redaktør) 2004. Bestandsutvikling, trusselfaktorer og tiltak. DN-utredning 2004-7.
- Barlaup, Bjørn T. (redaktør). 2013. Redningsaksjonen for Vossolaksen. DN-utredning 1-2013. ISBN (Trykt): 978-82-8284-085-9, ISBN (PDF): 978-82-8284-086-6
- Barlaup, B.T. & Åtland, Å. 1996. Episodic mortality of brown trout (*Salmo trutta* L.) caused by sea-salt induced acidification in western Norway: effects on different life stages within three populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 8:1835-1843.
- Beusekom, J.E.E. 1988. Distribution of dissolved aluminium in surface waters of the North Sea: Influence of biological processes. *Mitt. Geol-Palaeontol. Inst. Univ. Hamburg*, no. 65: 137-151.
- Bjerknes, V., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E., Hindar, A., Kleiven, E., Kvellestad, A., Raddum, G.G., Skiple, A. & Åtland, Å. 1998. Undersøkelse av vassdrag med anadrome fiskebestander i Sogn og Fjordane. NIVA-rapport 3950-98.
- Bjerknes, V., Fyllingen, I., Holtet, L., Teien, H.-C., Rosseland, B.O. & Kroglund, F. 2003. Aluminium deposition and mortality in farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in estuarine waters. *Marine Chemistry* 2011.
- Bjerknes, V., Golmen, L.G. & Åtland, Å. 1995. Undersøkelser av vannkvalitet og overleving av laksesmolt i Bolstadfjorden. NIVA-rapport 3282, 47 s.
- de Wit, H.A., S. Valinia, G. A. Weyhenmeyer, M. N. Futter, P. Kortelainen, K. Austnes, D. O. Hessen, A. Räike, H. Laudon, and J. Vuorenmaa. 2016. Current Browning of Surface Waters Will Be Further Promoted by Wetter Climate. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, 2016, 3 (12):430–435.
- DN 2009: Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Direktoratgruppen.
- Vanndirektivet, Direktorat for Naturforvaltning. Trondheim. www.vannportalen.no
- Finstad, B., F. Kroglund, R. Strand, S.O. Stefansson, P.A. Bjørn, B.O. Rosseland, T.O. Nilsen, B. Salbu. 2007. Salmon lice or suboptimal water quality — Reasons for reduced postsmolt survival? *Aquaculture* 273: 374–383
- Finstad, B., F. Kroglund, P.A. Bjørn, R. Nilsen, K. Pettersen, B.O. Rosseland, H.-C. Teien, T.O. Nilsen, S.O. Stefansson, B. Salbu, P. Fiske, L.O.E. Ebbesson. 2012. Salmon lice-induced mortality of Atlantic salmon postsmolts experiencing episodic acidification and recovery in freshwater. *Aquaculture* 362–363:193–199
- Garmo, Ø., L.B. Skancke og T. Høgåsen. 2015. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Vannkjemiske effekter 2014. Monitoring long-range transboundary air pollution. *Water chemical effects 2014*. NIVA rapport 6907-2015. ISBN 978-82-577-6642-9) 60 s.

- Garmo, Ø., L.B. Skancke og T. Høgåsen. 2016. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Vannkjemiske effekter 2015. Monitoring long-range transboundary air pollution. Water chemical effects 2015. NIVA rapport 7078-2016. ISBN 978-82-577-6813-3
- Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A.J., & Sægrov, H. 2007. Bestandsstatus for laks 2007. Rapport fra arbeidsgruppe. Utredning for DN 2007-2: 88 sider.
- Helmers, E. & Van der Loeff, M.M.R. 1993. Lead and aluminum in Atlantic surface waters (50 degree N to 50 degree S) reflecting anthropogenic and natural sources in the eolian transport. J. Geophys. Res. C Ocean, vol. 98: 261-273.
- Hesthagen, T. & Hansen, L.P. 1991. Estimates of the annual loss of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Norway due to acidification. Aquaculture and fisheries Management 22: 85-91.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. & Lien, L. 1993. Betydning av sjøsaltanrikt nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA-rapport nr. 2917-1993.
- Hindar, A., Henriksen, K. Tørseth & A. Semb. 1994. Acid water and fish death. Nature 372, 327 – 328.
- Hindar, A. & Kroglund, F. 2000. Forsuringssituasjonen for laks i Vosso og vurdering av behov for ytterligere kalkingstiltak. NIVA-rapport 4255-2000, 41 s.
- Hindar, A., Kroglund, F. & Skiple, A. 1997. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet; vurdering av behovet for tiltak. NIVA-rapport 3606-97.
- Hydes, D.J. 1977. Dissolved aluminium concentration in sea water. Nature. Vol. 268, no. 5616, pp. 136-137.
- Jenssen, E.A. & Leivestad, H. 1989. Surt vann og smoltproduksjon. Sluttrapport fra Vannbehandlingsprosjektet Salar/BP 1984/87. 82s.
- Kaste, Ø., Hindar, A. & Kroglund, F. 1994. Miljøtiltak for bevaring av laksen i Vossovassdraget – kalkingsplan. NIVA-rapport 2992, 23 s.
- Kroglund, F., Berntssen, M., Åtland, Å. & Rosseland, B.O. 1993. Er laksen truet selv ved moderat forsuring. NIVA-rapport nr. 2947-93.
- Kroglund, F., Finstad, B., Staurnes, M., Rosseland, B.O., Hektoen, H., Van Berkum, T. & Iversen, M. 1995. Vannkvalitetskravet til laksesmolt: undersøkelser av smoltkvalitet i ulike vassdrag. DN-notat 1995.
- Kroglund, F., Hindar, A., Kaste, Ø. & Rosseland, B.O. 1998. En vurdering av vannkvaliteten i Vossovassdraget i perioden 1967-1997. NIVA-rapport 3823-98, 71 s.
- Kroglund, F., Lydersen, E. & Rosseland, B.O. 1993. Endringer i aluminiumskjemi i blandsoner med kalket og surt vann. Områder karakterisert av aluminiums ulikevekt og stor giftighet for fisk. I: Fløisand, I. & E. Løbersli (red.): TVLF og naturens tålegrenser. NILU OR 17/93.
- Kroglund, F. & Staurnes, M. 1999. Water quality requirements of smolting Atlantic salmon (*Salmo salar*) in limed acidic rivers. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 2078-2086.
- Kroglund, F., Kleiven, E., Barlaup, B.T., Halvorsen, G.A., Gabrielsen, S.E., Skoglund, H & Wiers, T., Güttrup, J., Teien, H.C. 2007. Fisk og bunndyr, effekter av sjøsaltepisoder vinteren 2004/2005 NIVA-rapport nr. OR-5369. 96 s.
- Kroglund, F., Rosseland B.O., Teien, H.-C., Teien, Salbu, B., Kristensen, T. og Finstad B. 2008. Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes. Hydrol. Earth Syst. Sci. 12. 491-507.
- Kroglund, F., Teien, H.-C., Rosseland B.O. & Salbu, B. 2001a. Time and pH-dependent detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. Water, Air and Soil Pollution 130: 905-910.
- Kroglund, F., Rosseland, B.O., Teien, H.C., Salbu, B., Hansen, T. & Kroglund, M. Aluminum toxicity in coastal/brackish waters. Artikkel under produksjon.
- Kroglund, F., Teien, H.-C., Rosseland, B.O., Salbu, B. & Lucassen, E.C.H.E.T. 2001b. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolts. Water, Air, and Soil Pollut. 130: 911-916.

- Larsen, J., Birks, H.J.B., Raddum, G.G. *et al.* 1996. Quantitative relationships of invertebrates to pH in Norwegian river systems. *Hydrobiologia* 328: 57-74
- Lacroix, G.L. 1985. Survival of eggs and alevins of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in relation to the chemistry of interstitial water in redds in some acidic streams of Atlantic Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 292-299.
- Lien, L., G.G. Raddum, A. Fjellheim & A. Henriksen. 1996. A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. *Sci. Total Environ.* 117: 173-193.
- Lydersen, E., Salbu, B., Poleo, A.B.S. & Muniz, I.P. 1991. Formation of and dissolution kinetics of Al(OH)₃ (s) in synthetic freshwater solutions. *Water Resour. Res.* 27: 351-357.
- NASCO. 2005. The convention for the conservation of the salmon in the North Atlantic Ocean.
- Peterson, R.H., Daye, P.G. & Metcalfe, J.L. 1980. Inhibition of Atlantic salmon (*Salmo salar*) hatching at low pH. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 770-774.
- Poleo, A.B.S., Lydersen, E., Rosseland, B.O., Kroglund, F., Salbu, B., Vogt, R. & Kvellestad, A. 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water, Air, and Soil Pollut.* 75: 339 - 351.
- Reader, J.P., Dalziel, T.R.K. & Morris, R. 1988. Growth, mineral uptake and skeletal calcium deposition in brown trout, *Salmo trutta* L., yolk-sac fry exposed to aluminum and manganese in soft acid water. *J. Fish Biol.* 32: 607-624.
- Rosseland and Skogheim 1984, A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one and two year old fish. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61: 186-194.
- Rosseland, B.O., Blakar, I., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D.H., Salbu, B., Staurnes, M and Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme Skogheim, O.K. & B.O. Rosseland. 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water I. Mortality of eggs and alevins. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm.* 61:177-185.
- Rosseland, B.O., Salbu, B. & Hansen, T. 1997. Endringer i metallers tilstandsform i overgangen fra ferskvann til sjøvann (estuarier) og virkningen på laks og marine organismer. NFR, MAREMI konferanse, Ålesund, januar 1997.
- Rosseland, B.O., Salbu, B., Kroglund, F., Hansen, T., Teien, H.-C., Håvardstun, J. 1998. Endring av metallers tilstandsform i overgangen fra ferskvann til sjøvann (estuarier) og virkningen på laks og marine organismer (ESTUMIX). Sluttrapport til Norges Forskningsråd, Prosjektnr. 108102/122
- Rosseland, B.O. & Skogheim, O.K. 1986. Neutralization of acidic brook-water using a shell-sand filters or sea-water: Effects on eggs, alevins and smolts in: Rosseland, B.O. & O.K. Skogheim. 1984a. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one and two year old fish. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 61: 186 - 194. *Salmonids. Aquaculture* 58: 99 - 110.
- Rosseland, B.O. & Staurnes, M. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: An ecophysiological and ecotoxicological approach. In: Steinberg, C.E.W. & R.W. Wright (eds.): *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future*, pp 227 - 246, John Wiley & Sons, Ltd
- Saksgård, R. & Schartau, A.K.L. 2007. Vossvassdraget, Vannkjemi. Kalking i vann og vassdrag – Effektkontroll av større prosjekter 2006. DN-notat 2-2007
- Skarbøvik, E. , I. Allan, P. Stålnacke, A. Gjørwad Hagen, I. Greipsland, T. Høgåsen, J. R. Selvik, S. Beldring. 2015. Elvetilførsler og direkte tilførsler til norske kystområder – 2014 ISBN: 978-82-577-6664-1
- Skogheim, O.K., Rosseland, B.O. & Sevaldrud, I.H. 1984. Deaths of spawners of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in river Ognå, S.W. Norway, caused by acidified aluminum-rich water. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm.* 61: 195-202.

- Staurnes, M., Blix, P. & Reite, O.A. 1993. Effects of acid water and aluminium on parr-smolt transformation and seawater tolerance in Atlantic salmon, *Salmo salar*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 1816-1827.
- Staurnes, M., Hansen, L.P., Fugelli, K. & Haraldstad, Ø. 1996. Short-term exposure to acid water impairs osmoregulation, seawater tolerance, and subsequent marine survival of smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 1695-1704.
- Staurnes, M., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. 1995. Water quality requirements of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or liming in Norway. Water, Air and Soil Pollut. 85:347-352.
- Staurnes, M., Nortvedt, R. & Rosseland, B.O. 1998. Vannkvalitet. I: Hansen, T. (red.): Oppdrett av laksesmolt, s 87 - 113. Landbruksforlaget, ISBN 82-529-1722-4.
- Thorstad, E.B., I. Uglem, B. Finstad, F. Kroglund, I. E. Einarsdottir, T. Kristensen, O. Diserud, P. Arechavala-Lopez, I. Mayer, A. Moore, R. Nilsen, B. Thrandur Björnsson, and F. Økland. 2013. Reduced marine survival of hatchery-reared Atlantic salmon post-smolts exposed to aluminium and moderate acidification in freshwater. Estuarine, Coastal and Shelf Science 124: 34-43
- Åtland, Å. & Barlaup, B. T. 1995. Avoidance of toxic mixing zones by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in the limed River Audna, Southern Norway. Environ. Poll. 90: 203-208.
- Åtland, Å., Barlaup, B. T., Bjerknes, V., Kvellestad, A., Raddum, G.G. & Sundt, R. 1998. Undersøkelse av regulerte vassdrag med anadrome fiskebestander i Høyanger kommune, Sogn og Fjordane. NIVA-rapport 3812-98.
- Åtland, Å., H. C. Teien, T. Kristensen, B. O. Rosseland og B. Salbu. 2008. Vannbehandling for å redusere giftighet av jern og aluminium ved Fjord Seafood avd. Salsbruket settefisk. NIVA-rapport 5499. ISBN 82-577-5234-7.
- Åtland, Å og L.B. Skancke. 2016. Gjennomgang av data for vannkjemi og gjellealuminium fra Vosso. NIVA rapport 7082-2016. ISBN 978-82-577- 6817-1

12 Lakselus som trusselfaktor for Vossolaksen

Knut Wiik Vollset, Bjørn T. Barlaup, Einar Straume Normann, Helge Skoglund, Ina Birkeland, Bjørnar Skår, Ivar Ulgenes & Agnes Marie Mohn Uni Research Miljø, LFI

12.1 Introduksjon

Lakselus (*Lepotheirus salmonis*¹) er en naturlig ektoparasitt på vill laksefisk. Lakselusen er et krepsdyr som lever av å spise slim, hud og blod på yttersiden av fisken. Livssyklusen består av 10 stadier atskilt med skallskifter, hvorav de tre første er frittlevende og brukes til å spre seg til nye verter. I tillegg til å smitte vill laksefisk er lakselus en stor utfordring for oppdrettsnæringen. Forebyggende tiltak mot lakselus og behandling av smittet fisk en betydelig utgiftspost for fiskeoppdrett både nasjonalt og internasjonalt.

Lakselus ble tidlig i Vossoprosjektet påpekt som en potensiell viktig trusselfaktor (Barlaup et al. 2004). Kunnskapen rundt dette temaet har økt betraktelig både nasjonalt og internasjonalt i prosjektperioden. Blant annet har man fått en bedre og mer organisert overvåkning av lakselus nasjonalt (for eksempel Nilsen et al. 2017). Vossoprosjektet har bidratt på flere felt og har blant annet utviklet nye og bedre metoder for å overvåke lus på vill laksefisk som nå brukes i nasjonal overvåkning (Barlaup et al. 2012). I tillegg har data fra data og infrastrukturen knyttet til Vossoprosjektet vært viktig i flere internasjonale publikasjoner og forskningsprosjekter de senere årene (Vollset and Barlaup, 2014; Vollset et al., 2015; Vollset et al., 2016a; Vollset et al., 2017b).

12.2 Metoder for å kartlegge lakselus som trusselfaktor for Vossolaksen

I Vossoprosjektet har man brukt en rekke metoder for å kartlegge hvordan lakselus påvirker Vossolaksen. Dette innebærer både direkte metoder ved å prøve å estimere dødeligheten av lakselus ved hjelp av forsøkssmolt som er behandlet eller ubehandlet med Slice ©, og mer indirekte metoder ved å analysere lakselus på sjøauren i utvandningsruten til smolten så vel som å forsøke å fange frittlevende stadier av lus ved forskjellige verktøy. I tillegg har man økt fokuset rundt kunnskapen om hvor og når smolten og sjøauren vandrer i de fjordsystemene i forhold til hvor det er mest sannsynlig de vil treffe på lakselus. Ingen av metodene kan alene beskrive effekten av lakselus på villsmolt, men samlet gir de ulike metodene en bred tilnærming som kan sannsynliggjøre i hvor stor grad lakselus er en trussel for utvandrende villsmolt.

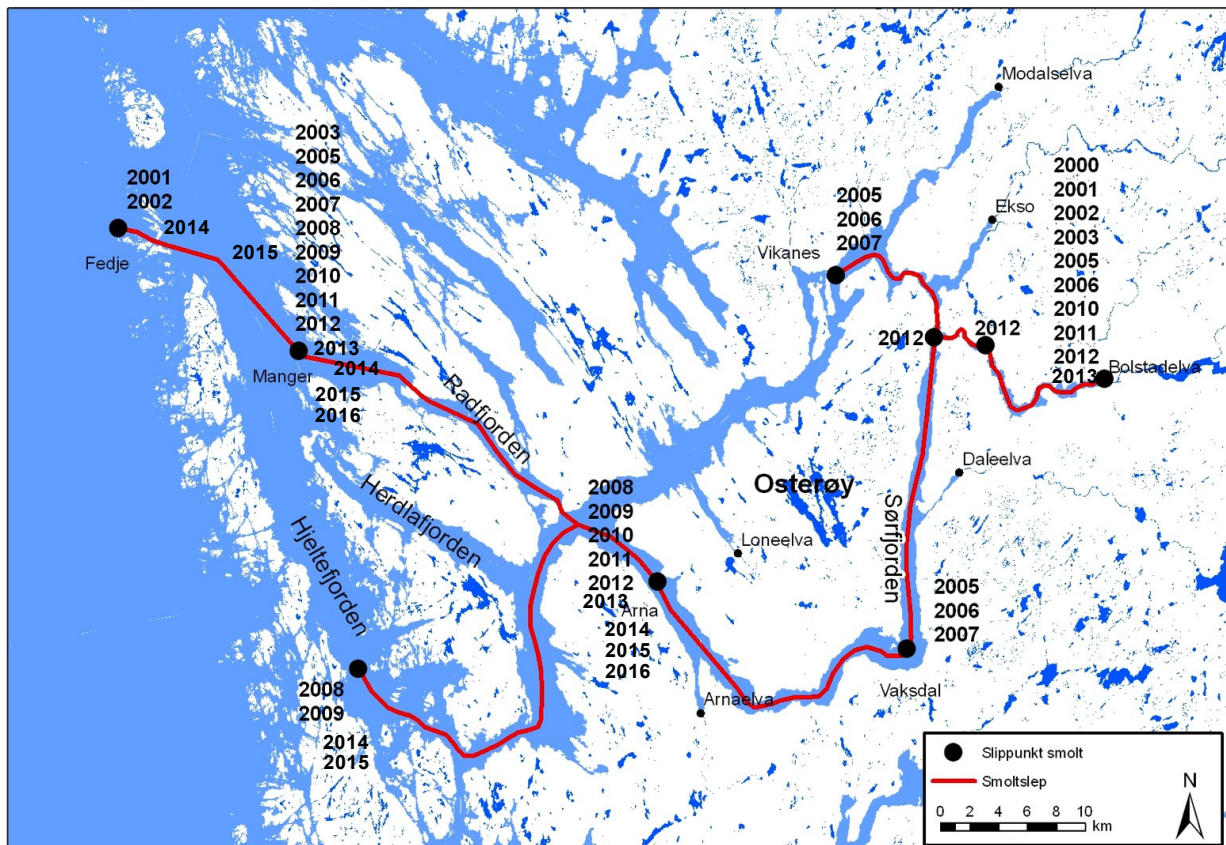
12.2.1 Forsøksgrupper behandlet mot lakselus

Vossoprosjektet har siden 2000 merket og sluppet forsøksgrupper med laksesmolt som enten har blitt behandlet med Slice © (Emamectin benzoate) og i enkelte år «Substans EX» eller kontrollgrupper som ikke har fått behandling. Forsøkssmolten har vært produsert ved Voss klekkeri eller i smoltanlegget ved Evanger og har uten unntak vært ettårig smolt. Før utsett har smolten blitt merket med snutemerker (Coded wire tag) for identifisering til gruppe. I prosjektet fases nå CWT merkingen ut og erstattes med Passive-integrated-transponder (PIT) merker. I denne rapporten har vi

¹ I tillegg til lakselus er også Skottelusen (*Caligus* spp.) en parasitt på laksefisk som kan forveksles med lakselusen.

fokus på resultatene fra CWT merker ettersom det fremdeles vil gå noen år før vi får sammenlignbare data basert på PIT merker.

Den samlede gjenfangsten av forsøkssmolten som voksen laks (tert, mellom og storlaks) har vært brukt som grunnlag for å gi svar på om behandling med lusemiddel har gitt økt overlevelse for forsøkssmolt. I de første årene ble forsøkssmolten sluppet i Vossovassdraget, men dette ga meget dårlig overlevelse og kunne dermed ikke gi svar på effekten av lus. Ved å slepe smolten i en spesiallaget perforert tank har forsøkssmolten vært satt utover i fjordene ved forskjellige slipp-punkt langs smoltens naturlige utvandningsrute (Figur 1). Dette førte til en økt overlevelse av fisken sannsynligvis fordi den da unnslipper de største utfordringene knyttet til å vandre ut elvemunningen og estuariene hvor forholdene i brakkvann kan være utfordrende og hvor dødeligheten fra predasjon kan være høy (Vollset et al., 2016b; Vollset et al., 2017a). Fisken har blitt sluppet ved 3 steder i de indre fjordsystemene (innenfor Nordhordlandsbrua) (Vikanes, Vaksdal og Arna) og tre steder i de ytre fjordsystemene (utenfor Nordhordlandsbrua) (Hanøy, Manger og Fedje). De ulike slippunktene har muliggjort en sammenligning av overlevelse mellom grupper med forskjellige vandingsruter og avstander ut fjorden. Ulempen med å slepe forsøkssmolt er at eksponeringen for lus kan bli ulik den eksponeringen villfisk som vandrer fra vassdraget opplever.



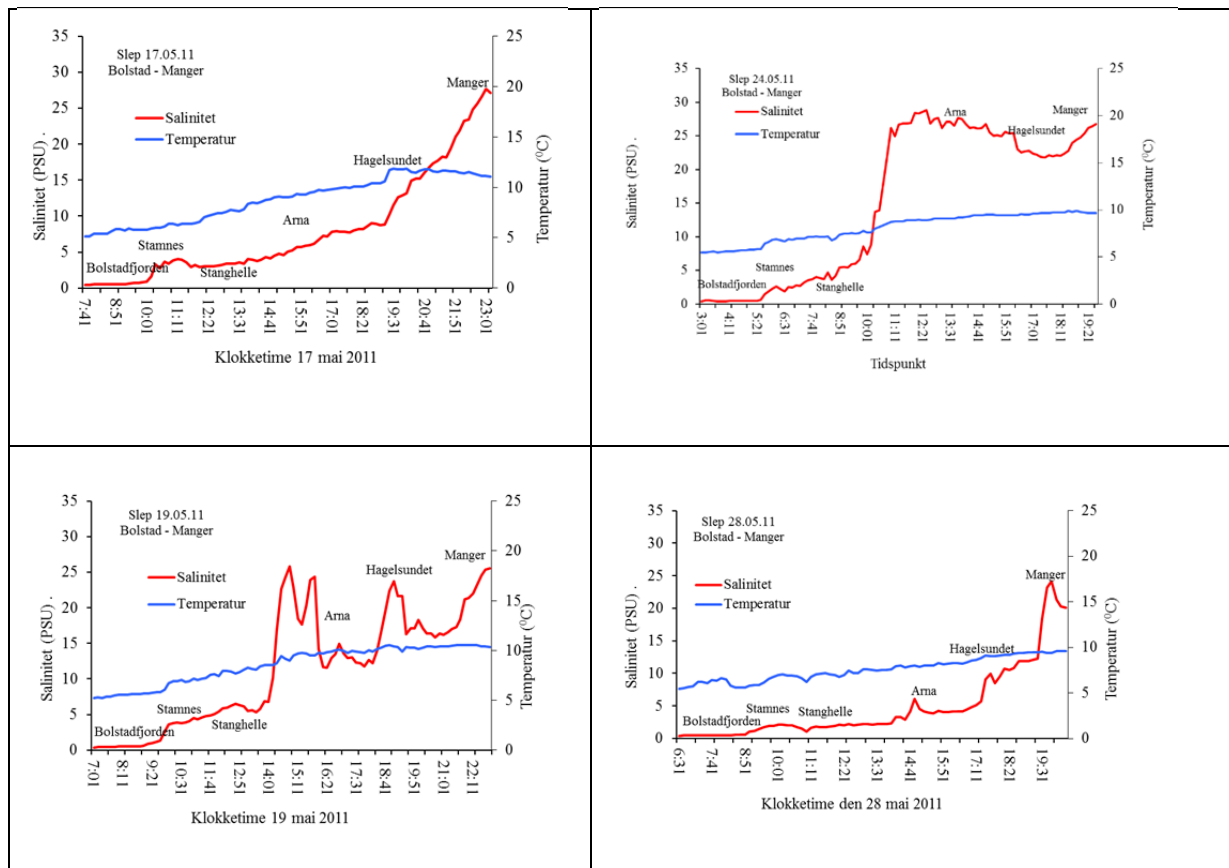
Figur 1. Kart som viser sleperuter og slipp punkter for merket settesmolt benyttet i Vosso-prosjektet i perioden 2000-2016.

12.2.2 Detaljer rundt slipp

Slippene skulle i utgangspunktet reflektere den naturlige smoltvandringen for villfisk som har en median utgang ca. 21. mai målt ved utløpet av Bolstadelva (se kapittel 4 om smoltutgang). Ved slep av smolt betyr dette at fisken er i de ytre fjordområdene kunstig tidlig på sesongen ettersom de vil

bruke kortere tid på å bli slept enn selv å svømme ut fjordene (slep ca. 12-20 timer vs naturlig ca. 5-15 dager, (Vollset et al., 2016a)).

Saliniteten og temperaturen har blitt logget under smoltslepene for å få et bilde av hvilken salinitet smolten eksponeres for i løpet av utvandringen. Generelt sier litteraturen at lakselus unngår vann med lavere saltholdighet enn ca 20-23 promille, og at overlevelsen og infestasjons raten går betydelig ned i salinitet under 28 promille (Heuch, 1995). Basert på antakelsen om at dette reflekterer hvordan lus og laksesmolt treffer på hverandre i naturen vil smolten i et normalt år først treffe på lus i overflatevannet når den kommer ut til Nordhordlandsbroen. Imidlertid varierer denne salinitetsgrensen mye mellom år og også gjennom den enkelte sesong avhengig av variasjon i avrenning fra elvene og havstrømmer (Figur 2). Likevel kan man generelt si at det er sannsynlig at påslag av lakselus skjer hovedsakelig etter at smolten har vandret ut av Osterfjordsystemet dvs. etter at den har forlatt Sørfjorden og Osterfjorden. Dette stemmer også overens med observasjoner gjort på smolt fanget med smolttruse ved Herdla som viser at fisk som har vandret gjennom Osterfjorden generelt har relativt lave verdier av lus (Vollset et al., 2016a).



Figur 2. Eksempel på målinger av salinitet og temperatur under smoltslepet som går fra opplasting av smolt ved utløpet av Bolstadelva hvor den står i tanken i ca 12-24 timer. Deretter slepes den ut Bolstadfjorden til Starnnes, ned Sørfjorden (Stanghelle og Ama), ut Radfjorden (Hagelsundet) og ut til Manger. Sleperuten er gitt på kartet i Figur 1.

12.2.3 Oppsummering av rapport fra 2012

I rapporten fra Vosso i 2012 konkluderte man med tre hovedpunkter angående resultatene fra slippgruppeforsøkene i Vosso:

- 1) Fisk som slippes i indre fjordområder og i ferskvann har lavere overlevelse / gjenfangst enn fisk som slepes til ytre fjordområder/kyst
- 2) Det er stor romlig og tidsmessig variasjon i gjenfangst mellom forskjellige slippsteder, tid og år.
- 3) Behandling av laksesmolt fører totalt sett til en bedre sjøoverlevelse.

Disse hovedkonklusjonene er fremdeles riktige nå i 2017, men etter rapporten i 2012 er data fra Vossoprosjektet benyttet i en rekke sammenhenger som har gitt ny innsikt om effektene av lakselus. I dette kapittelet har vi derfor fokusert på å summere opp studiene og prosjektene som har hatt tilknytning til Vossoprosjektet. For mer detaljerte resultater henviser vi til de viktigste publikasjonene som har kommet ut de siste årene (Barlaup et al., 2013; Vollset and Barlaup, 2014; Vollset et al., 2014a; Vollset et al., 2014b; Vollset et al., 2015; Vollset et al., 2016a; Vollset et al., 2016b; Vollset et al., 2017b; Vollset et al., 2017c).

12.2.4 MetaLice

I 2014 tok FHF (Fiskeri og Havbruksnæringens Forskningsfond) initiativ til å gjøre en meta-analyse av alle slippgruppe forsøk gjennomført i Norge. Datasettet fra Vosso var en naturlig del av dette arbeidet. Studiet besto av to trinn der man først prøvde å identifisere alle publiserte og upubliserte slippgruppeforsøk i Norge («systematic review») og deretter gjøre en vektet analyse av disse data («metaanalyse»).

Analysen ble gjennomført i samarbeid mellom Uni Research, NTNU, NMBU, Universitetet i Toronto, Universitetet i Prince Edward Island og NINA. Totalt i analysen ble det identifisert 118 slipp forsøk i Norge i perioden mellom 1996 og 2011. Sammen med slippgruppe forsøkene fra Dale utgjør dataen fra disse forsøkene i underkant av 70 % av alle slike forsøk i Norge. Derfor er de endelige resultatene fra denne analysen sterkt påvirket av forsøkene gjennomført i Nordhordland. Det ble identifisert totalt 11 forskjellige forklaringsvariabler, og vi vil ikke gå i detaljer på alle disse eller den statistiske analysen. For den spesielt interesserte henviser vi til rapporten og den endelige publikasjonen (Vollset et al., 2015). Veldig kort går metaanalyse ut på å regne ut effektstørrelsen ved å summere opp tidligere publikasjoner eller forsøk og vekte verdiene fra hvert av forsøkene basert på et mål på usikkerheten fra hvert forsøk. I slippgruppeforsøk blir derfor hvert forsøk vektet basert på hvor mange fisk som i utgangspunktet blir sluppet og hvor mange som blir gjenfanget.

Hovedkonklusjonen fra rapporten og den endelige publikasjonen i Fish and Fisheries (Vollset et al., 2015) var at effekten av behandling var signifikant og at effekten har variert over tid, at effekten var større om det ble sluppet ut i fjorden enn lenger inne, og at effekten var sterkt avhengig av gjenfangsten i kontrollgruppen. Denne siste faktoren forklarte så mye som over 60 % av variasjonen og indikerte at effekten av lakselus var sterkt avhengig av om gruppen hadde en god eller dårlig overlevelse i havet. I Tabell 1 har vi reprodusert tabellen fra Vollset et al. (2015).

Snitt verdien fra dette studiet viste en risk ratio på 1.18. Det vil si at det kommer i snitt 18 % mer behandlete enn ubehandlete fisk tilbake, eller 15 % mindre ubehandlete enn behandlete fisk. Hvis man regner ut % effekten for hver gruppe og vektet denne basert på den samme vektingen som er blitt brukt i meta-analysen er denne verdien ca. 11 %. Det er derimot viktig å påpeke at det ikke er riktig å si at 11% eller en risk ratio 1.18 er en god representasjon av effekten av lus ettersom den varierer kraftig mellom år og grupper. Hvis man gjør den samme meta-analysen på forsøk kun gjort

fra Vosso oppdatert for de siste årene blir risk ratioen 1.16 og redusert overlevelse ~10% (Se avsnitt under).

En av motivasjonene fra meta-analysen var blant annet å se om det var mulig å koble effektstørrelsen fra forsøkene til en enkel smittemodell utviklet av Veterinærinstituttet (Jansen et al., 2012) basert på avstanden til oppdrettsanlegg og mengden hunnlus og biomasse. Selv om lus virket til å ha en effekt før andre effekter ble inkludert, falt denne ut i den endelige analysen. Dette kan delvis være fordi lus og effekten av overlevelse i kontroll gruppen var korrelert ($\rho=-0.25$). Derfor falt effekten av lus ut som en signifikant forklaringsvariabel når man korrejerer for overlevelsen i kontroll gruppen. Samtidig kan denne korrelasjonen mellom lus og kontroll gruppe overlevelse være drevet av at grupper med lenger vandringsveier har høyere eksponering både for lus fra oppdrett, og samtidig andre dødelighetsfaktorer knyttet til det å måtte vandre ut lange komplekse fjordsystem. Denne problemstillingen er også diskutert i Vollset et al. (2014b). Det er åpenbart at elver som passerer flest oppdrettsanlegg er også elver som i utgangspunktet har en lang og kompleks fjord utvandring som kan være knyttet til en naturlig (eller unaturlig) høy dødelighet. Å statistisk skille årsakssammenhengen fra lus og potensielle andre faktorer er derfor utfordrende. I en nylig publisert rapport fra VRL (Anon. 2017) er det gjort et forsøk på nettopp dette, hvilket indikerer at hvis man studerer variasjonen i bestandsnivåer og kobler det opp mot smittepressmodeller kan man regne ut en effektstørrelse som ligger i den samme størrelsesordenen som man ser i slippgruppeforsøkene fra Vosso.

Tabell 1. Resultater fra den multivariate “random effect” meta-regressjonen fra alle slippgruppe forsøk gjennomført i Norge fram til og med 2012. Standard error (SE) er gitt i parentes. For flere detaljer se Vollset et al. (2015)

Variabel	Log risk ratio (SE)	P verdi	95% konf.int.
Slippsted			
Elv/estuarie	Baseline	-	-
Fjord	0.185 (0,09)	0.036	.013 .357
Periode^b			
1996-2003	Baseline	-	-
2004-2006	-0.512 (0,16)	0.002	-.833 -.191
2007-2008	-0.231 (0,14)	0.094	-.502 .040
2009-2012	-0.116 (0,10)	0.249	-.315 .083
Kontrollgruppe overlevelse^a	-0.241 (0,05)	<0.001	-.337 -.144
Intercept	0.500 (0,10)	<0.001	0.302 0.698

^a sentrert på en gjennomsnittverdi lik -5.793; ^b p-verdi for periode P=0.0174.

12.2.5 Effekt på størrelse og alder ved kjønnsmodning

I tillegg til effekter på overlevelse, har man i en rekke publikasjoner fokusert på ikke-dødelige effekter av behandling, men som allikevel kan ha en påvirkning på den totale populasjonsveksten til bestandene. Hvis en fisk først overlever kan lus fremdeles ha påvirket den i større eller mindre grad. Studiene har blant annet vist at en effekt på størrelse på tert hvor terten kommer tilbake i underkant

av 100 gram lettere hvis de ikke får behandling mot lakselus (Skilbrei et al., 2013; Vollset et al., 2015). I tillegg kjønnsmodner behandlede fisk tidligere enn ubehandlede fisk. Vollset et al. (2014a) viste blant annet dette på data fra Dale og Vosso. Effekten av kjønnsmodning har videre blitt studert i et upublisert arbeid (Vollset et al. in prep) basert på datasettet som ble brukt i den overnevnte meta-analyse studie. Arbeidet viser at effekten av behandling på kjønnsmodning er sterkt signifikant og stabil over år, men at relativt til variasjonen i kjønnsmodning mellom år så er den relativt liten. Dette er kanskje ikke uventet ettersom effekten på kjønnsalders sammensetning kun måles på individer som overlever eventuelle påslag av lakselus.

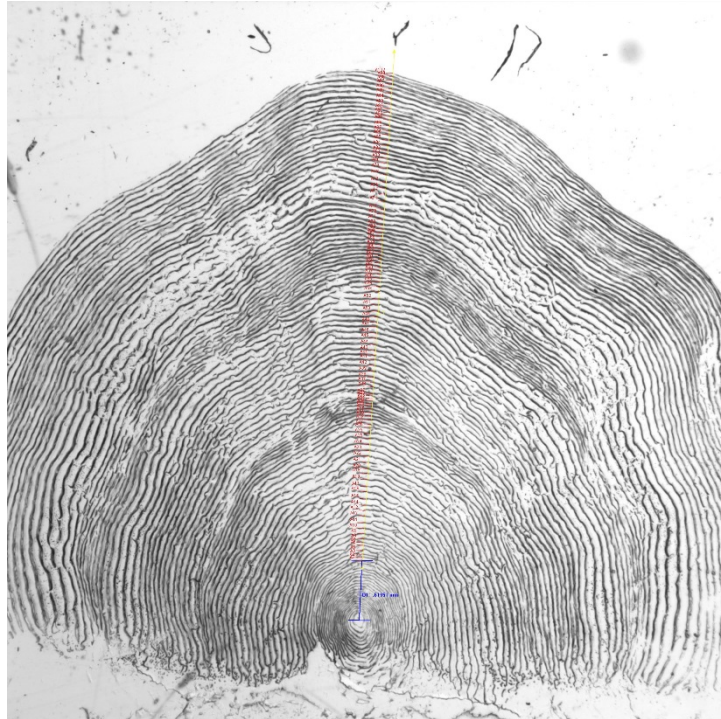
12.2.6 BaseLice

I forlengelsen av metastudien i MetaLice søkte Uni Research i samarbeid med Havforskningsinstituttet, University of Toronto, NOAA og University of Prince Edward Island midler fra norsk forskningsråd til å arbeide med noen av hypotesene som ble diskutert i arbeidet med de historiske slippgruppe forsøkene (MetaLice). Dette prosjektet, med tittelen «BaseLice – Disentangling the role of salmon lice on the marine survival of Atlantic salmon» ble finansiert og hadde oppstart i 2015 og avsluttes i 2018. Prosjektet er en integrert del av Vossoprosjektet og styrker det vitenskapelige samarbeidet og fokuset på lakselus i Vossoprosjektet.

Hovedtemaet for prosjektet er å fokusere på problemstillingen knyttet til at sannsynligheten for å dø av lakselus er sterkt koblet til hvordan andre forhold er både i sjøen og i andre deler av livssyklusen. For eksempel er det sannsynlig at i år med dårlig forhold kan lakselus fra oppdrett være en ekstra dødelig byrde. Slike komplekse årsakssammenhenger er essensielt å ta høyde for når man skal prøve å forstå hvordan menneskeskapte effekter påvirker bestander i et økosystem. I dette prosjektet har målet vært å se nærmere på hvordan lakselus påvirker den marine overlevelsen til villaks og hvordan forskjellige faktorer samvirker for samlet å påvirke bestandene av villaks.

En viktig del av arbeidet som er delfinansiert gjennom Vossoprosjektet og BaseLice er merking og behandling av smoltgrupper med PIT merker. Så langt har det blitt individmerket ca 68 500 laksesmolt i perioden 2014-2017. Halvparten av disse har blitt behandlet mot lakselus, og i 2015, 2016 og 2017 er hver av disse gruppene igjen delt opp i grupper som i tillegg er blitt eksponert for en ekstra stressbelastning i form av en kjent dose aluminium. Tanken har vært å simulere naturlige nivå av aluminium som laksesmoltene opplever i det den vandrer ut fra elven og ut i fjorden. All fisken har så blitt overført til transport tanker som har slept fisken forbi området hvor vi vet de får på seg aluminium, og sluppet på tre lokaliteter i den ytre delen av fjorden hvor vi erfaringsmessig vet at fisken møter på lakselus. På denne måten kan en studere vekselvirkning av de to effektene, aluminiumspåslag og lakselus, på overlevelse, vekst og selektiv dødelighet hos laks. Resultatene fra dette studiet vil først være tilgjengelig når de eldste fiskene returnerer i 2019 og 2020.

Når den voksne laksen kommer tilbake til elven vet vi dessverre lite om hvor den har vært, eller hva den har opplevd i havet. Det finnes derimot metoder til å få innsikt i nettopp dette. Ved å se på mønstrene i fiskeskjellene kan man analysere vekstforløpet til individene. I BaseLiceprosjektet har vi derfor tatt skjell fra villfisk og forsøksfisk i perioden 2003-2015 og studert veksten av behandlet versus ubehandlet fisk og sammenlignet dette med veksten til villaks som har kommet tilbake til Vosso (Figur 3). Dette vil gi innblikk i hvordan lus påvirker vekst og hvordan forhold i havet kan vekselvirke med effekten av lus. Resultatene fra dette studiet vil være klart i løpet av vinteren 2018.

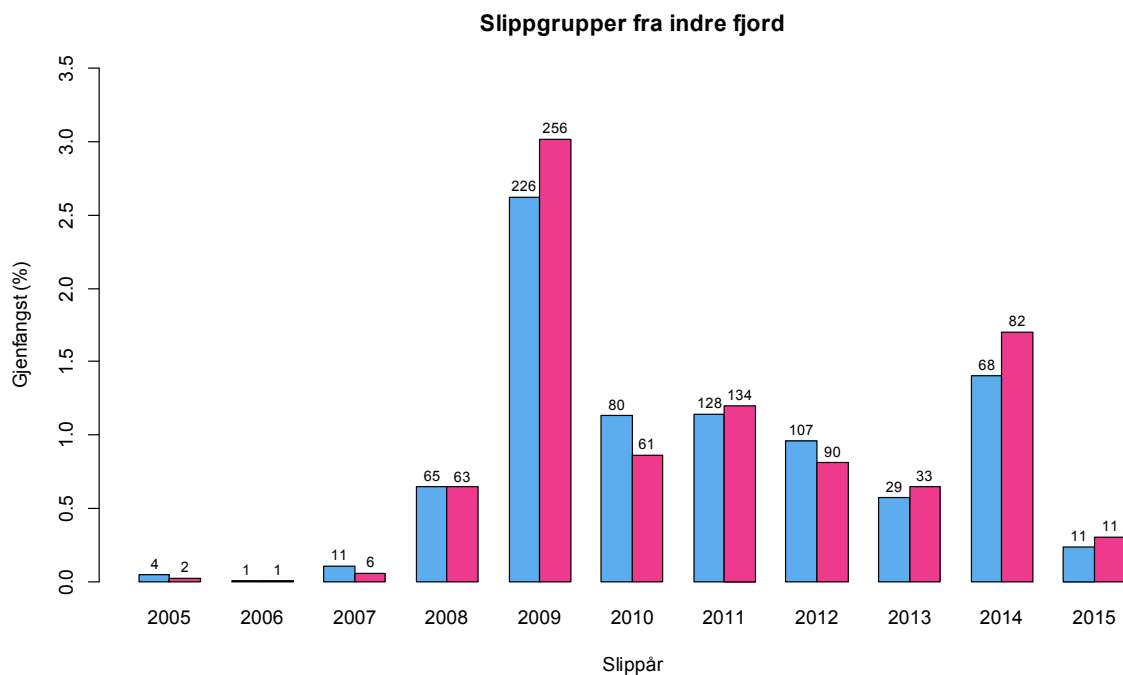


Figur 3. Eksempel på bilde brukt i vekstanalyse av forsøksgrupper fra Vossoprosjektet. Resultatene fra dette studiet vil være tilgjengelig i 2018.

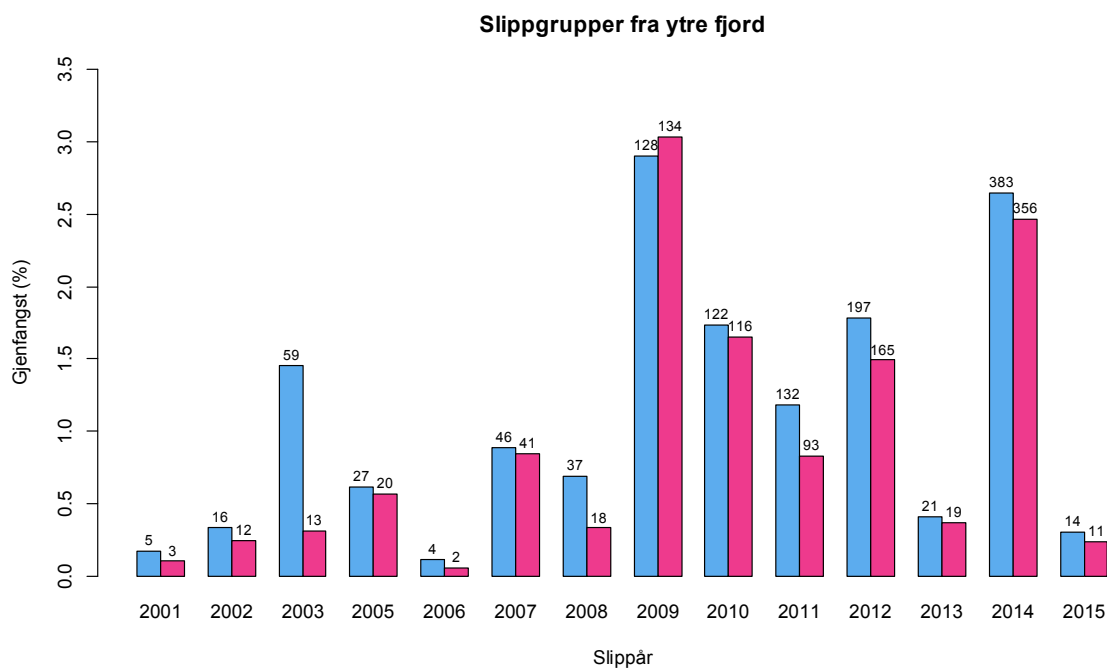
Det er økonomisk og praktisk vanskelig å gjennomføre eksperimentelle feltforsøk for å kunne studere alle type interaksjoner mellom forskjellige påvirkningsfaktorer på sjøoverlevelsen til laks. I virkeligheten er dette derimot økonomisk og praktisk umulig. I den siste delen av prosjektet er målet derfor å lage matematiske simuleringmodeller for å kunne utforske flere mulige hypoteser. Slike modeller vil ikke kun gi et endelig svar på våre spørsmål (ettersom de kun er modeller), men gjør det mulig å utforske komplekse forhold, og kanskje viktigst av alt, gi innsikt i hvilken type kombinasjoner av faktorer fører til størst effekter på marin overlevelse hos laksen. Slike resultater vil kunne gjøre kostbare fremtidige studier mer målrettet.

12.2.7 Oppdatert analyse av slippgruppe forsøk fra Vosso

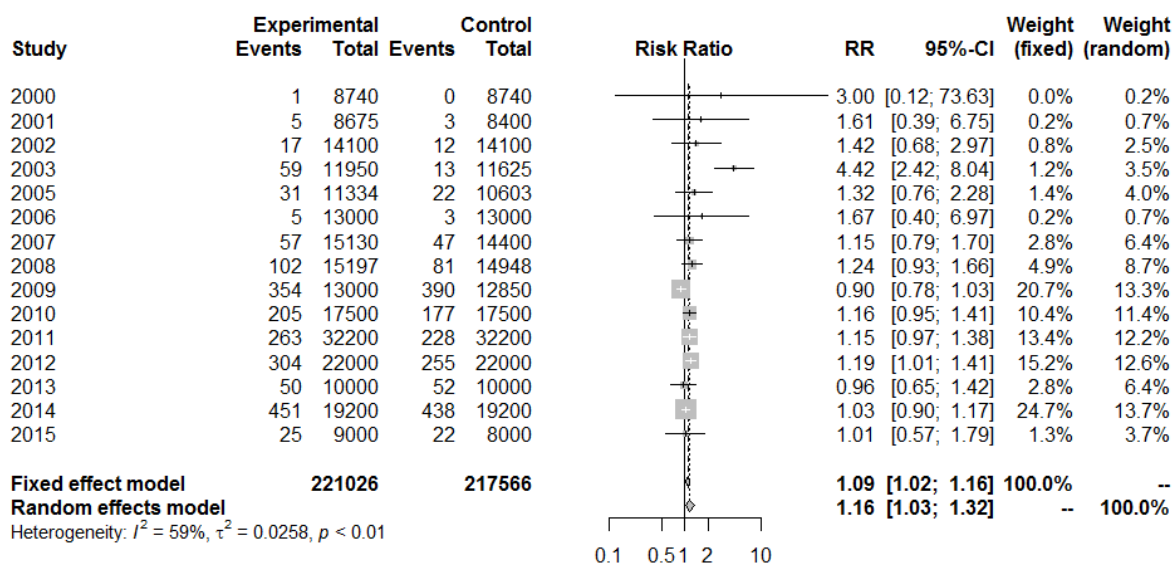
I figur 4 og 5 viser vi enkle søylediagram for gjenfangster for behandlet og ubehandlet fisk sluppet ved Manger og Arna. Variasjonen i fangster knyttet til slippsted er diskutert i detalj i kapittelet om gjenfangster fra smoltsutsettingene og vi fokuserer derfor hovedsakelig på effektstørrelsen av lakselus i denne delen.



Figur 4. Gjenfangstprosent for behandlet- (røde søyler) og kontroll (blå søyler) gruppene med settesmolt slept og sluppet på slippunktene i de indre fjordområdene dvs. i årene 2008-2015 i Sørfjorden ved Breistein (Arna) og i årene 2005 – 2007 ved Stanghelle sør i Veafjorden og Vikaneset i Osterfjorden. Se Figur 1 for slippsteder de ulike år.



Figur 5. Gjenfangstprosent for behandlet- (røde søyler) og kontroll (blå søyler) gruppene med settesmolt slept og sluppet på slippunktene i de ytre fjordområdene dvs. ved Toska/Manger, sør i Hjeltefjorden, og Fedje. Se Figur 1 for slippsteder de ulike år.

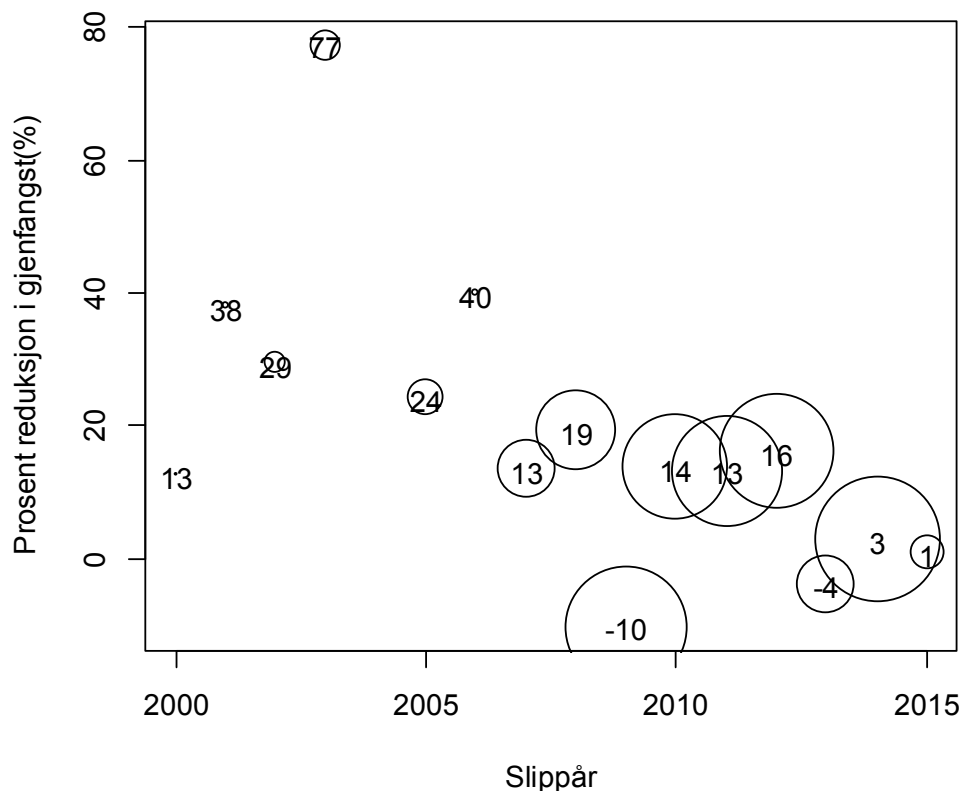


Figur 6. Forest plot for meta analysen gjort på årssnivå for slipp forsøkene fra Vosso.

For å analysere data fra slippgruppene i Vosso har vi tatt i bruk den samme type meta-analyse metode som ble brukt i Vollset et al. (2015). Vi har derimot ikke gjennomført en meta-regresjon slik som beskrevet der, men har holdt oss til å beskrive variasjonen i effektstørrelse gjennom tid i dataserien.

I Figur 6 viser vi et «forest plot» for metaanalysen gjort på årssnivå. Et forest plot på slippgruppenivå blir for stort og uoversiktlig, men gir i hovedsak de samme resultatene. Hovedresultatene fra denne analysen er at 1) Effekten av behandling er signifikant og 2) Heterogeniteten er stor. Det vil si at variasjonen i effektstørrelse er stor og en snitt verdi (som i dette tilfellet har en risk ratio verdi på 1.16) beskriver dårlig hva den egentlig effekten av behandling er, ettersom den sjelden egentlig er 1.16, men kan være alt fra 4.42 til 0.96 (hvis man tar utgangspunkt i RR basert på data summert over år). Hvis man regner ut % reduksjon i gjenfangst er denne på lik linje en dårlig representasjon av effekten. I snitt er denne 9-12 % (avhengig om man bruker vektning fra år eller slippgrupper). Samtidig virker det som effekten var større tidligere i tidsserien sammenlignet med senere (figur 7). Hvis man gjennomfører en analyse kun på de senere årene (fra 2009-2015) vil ikke effekten av behandling være signifikant forskjellig fra 0. Merk også at tidlig i tidsserien var gjenfangsten dårligere enn senere i tidsserien noe som fører til at vekten (illustrert med størrelsen på sirkelene) som legges på hvert datapunkt i metaanalysen blir lavere. Årsaken til denne utviklingen vet vi ikke, men et sannsynlig bidrag er reduserte nivå av lakselus i utvandningsruten til laksesmoltene. Dette er i tråd med overvåking av lakselus på sjøaure i utvandningsruten til Vossolaksen som indikerer at det i flere år i den perioden slipp-gruppene har blitt sluppet (mellom 2009-2015) har vært lave nivåer av lus på sjøaureen og lave påslag av lus på bur (se nedenfor).

En annen mulighet er at effekten av slice © har blitt redusert i løpet av perioden på grunn av resistens. For å følge opp denne problemstillingen har vi i 2016 og 2017 gjennomført forsøk med behandlede og ubehandlede fisk i bur for å evaluere effekten på påslag av lus. Resultatene indikerer at slice © (Emamecting benzoate) fremdeles fungerer som påslagshemmer for lakselus (se lenger ned for detaljer). En tredje mulighet er at effektstørrelsen er større i år med lav sjøoverlevelse (Vollset et al., 2015). Det virker til at sjøoverlevelsen i bestandene i Osterfjorden generelt har vært høyere fra 2009 i tidsperioden, noe som sammenfaller med en generelt lavere effektstørrelsen i tidsserien.



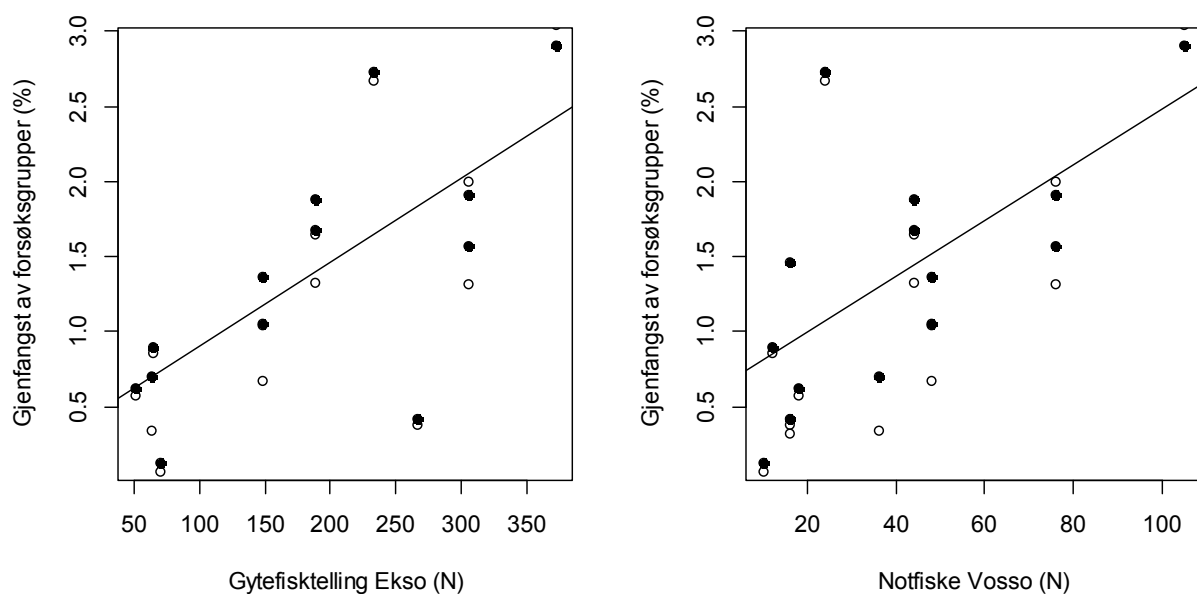
Figur 7. Utvikling av effektstørrelse over tid fra 2000 til 2015 i slippgruppe forsøk fra Vossorprosjektet. Tallet indikerer % reduksjon i gjenfangst i den ubehandlede gruppen sammenlignet med den behandlede gruppen. Størrelsen på sirkelene indikerer vekten av hvert datapunkt i metaanalysen.

12.2.8 Overføringsverdi fra slipp forsøk med settesmolt til naturlig utvandrende villsmolt

Forsøksfisken som benyttes i studier med slipp av smolt er som regel ettårig laksesmolt produsert på et fiskeanlegg. Slik smolt kalles ofte klekkerismolt eller settesmolt. Hovedhensikten med slippforsøkene med Vossosmolt er at de skal gi et relativt mål på hvordan smolten påvirkes av lakselus i utvandningsruta. Et viktig spørsmål er derfor hvor stor overføringsverdi resultatene har til naturlig utvandrende villsmolt. I Vossforsøkene benyttes ettårig smolt produsert ved Voss klekkeri. Denne ettårige klekkerismolten skiller seg imidlertid fra villsmolten på flere måter. Klekkerismolten er ettårig mens villsmolten står to eller tre år på elva før den er stor nok til å vandre ut. Likevel er klekkerismolten typisk større (både lengre og tyngre) sammenliknet med naturlig produsert villsmolt. Normalt vil en større smolt klare seg bedre i forhold til predasjon og en større smolt vil også tåle et høyere påslag av lakselus og svømme raskere sammenliknet med en mindre smolt. Klekkerismolten er produsert under et gitt regime med tanke på vanntemperatur og lys som er mer homogent sammenliknet med forholdene for den ville smoltpopulasjonen. Klekkerismolten blir i tillegg slept ut den første delen av utvandningsruta før den slippes på en gitt dato i motsetning til bestanden av villsmolt som forlater elva over en periode på flere uker. Generelt kan en derfor si at forsøkene representerer et begrenset tidspunkt under smoltutgangen som ikke dekker hele perioden, dvs. de ukene den naturlige smoltutvandringen foregår. Tidligere studier fra Daleelva, som er naboelv til Vosso, med slipp av forsøkssmolt på flere tidspunkt viste at effekten av behandling var klart høyere for gruppene sluppet sent i utvandningsperioden (Skilbrei and Wennevik 2006). Ulike produksjonsforhold på klekkeriet kan også bidra til at smoltkvaliteten og smoltfiseringsgraden

varierer mellom år. I tillegg vil klekkerismolt ha en annen atferd sammenliknet med villsmolt og det er generelt antatt at dette bidrar til at settesmolten har en lavere overlevelse bl.a. fordi den er mer utsatt for predasjon. Samlet sett er det derfor en rekke forhold som skiller klekkerismolt fra villsmolt og som bidrar til å redusere den direkte overføringsverdien av slippforsøkene til villsmolt.

Til tross for disse begrensningene gir resultatene fra slippforsøkene viktige resultat om forholdene i utvandningsrutene for villsmolten og om de generelle forholdene for sjøoverlevelse for en gitt smoltårgang. Av figurene 4 og 5 framgår det tydelig at tilbakevandringen varierer mye mellom år og at smolten som vandret ut i 2009 hadde den høyeste overlevelsen så langt i tidsserien. For både smolt sluppet i indre og ytre fjorder ble det da registrert en tilbakevandring i størrelsesorden 2,5-3 %. I tillegg må vi også regne med tilbakevandring som ikke ble registrert siden vi i datasettet bare inkluderer laks som er innfanget og hvor snutemerket er avlest. En registrert tilbakevandring på 2,5-3 % vurderer vi derfor som svært god. Gjenfangsten de etterfølgende årene gjenspeiler trolig i hovedsak mellomårsvariasjon i forhold for sjøoverlevelse og varierer fra 0,5-2,5 %. For å se om vi finner igjen denne variasjonen i ville laksebestanden har vi sammenliknet med innsiget av villaks til Ekso og med innsiget av villaks til Vosso registrert i notfiske i Bolstadfjorden (Figur 8). Sammenhengene viser hvordan forsøksgrupper med merket settesmolt kan brukes for å beskrive forholdene som påvirker sjøoverlevelse og innsig av villaks.



Figur 8. Sammenheng mellom gjenfangstprosent av forsøksgrupper av kultivert smolt fra Voss klekkeri som er slept ut Osterfjorden og sluppet ved Manger (y-aksen) og (a) gytetelling i Ekso og (b) notfiske i Bolstadfjorden (Nautoneset) utenfor Vosso i perioden 2002-2014. I gytetellingsdataene har vi brukt størrelsene (tert og mellom-laks) til å tilbakeberegne smoltårgang, mens for notfiske har vi lest skjell for å definere alder. Åpne sirkler er ubehandlede grupper uten Slice, mens fylte sirkler er behandlede grupper med Slice. Linjen er en lineær modell for de behandlede gruppene ($R^2=0.45$ for Ekso, $R^2=0.36$ for Vosso, R^2 for Ekso når man ekskluderer uteliggeren 2013 er 0.69).

12.2.9 Konklusjon fra forsøk med slippgrupper

Resultatene fra slepeforsøkene utført i perioden 2001-2015 sannsynliggjør at lakselus er en kilde til dødelighet for smolt som vandrer ut fra Vossovasdraget. Effekten av behandling mot lakselus på forsøksgruppene viser store forskjeller mellom år og slippgrupper. I noen år kan det til og med virke som effekten av behandlingen reduserer gjenfangsten. Dette er spesielt tydelig i 2009 når gjenfangsten var svært høy, og effekten av behandling mot lus var signifikant negativ. Det virker også

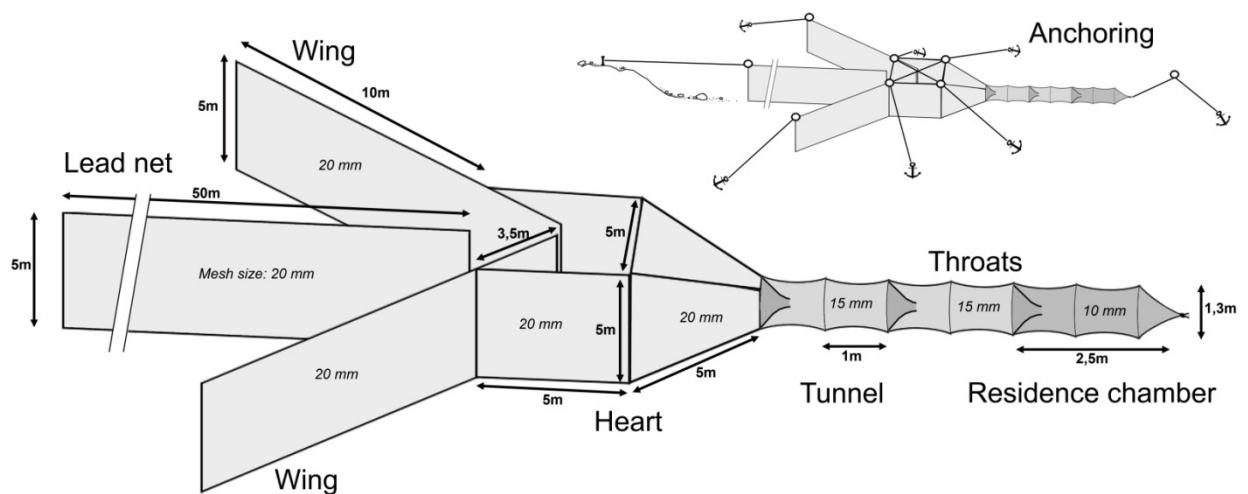
til at effekten av behandlingen mot lus er blitt redusert i forsøksperioden samtidig som fangstene totalt sett har vært bedre. Den vektete gjennomsnittlig effekt størrelsen er i overkant av 10%, men det er viktig å påpeke at snittverdien ikke er en god representasjon av effekten ettersom den varierer stort mellom år og slippgrupper. Variasjonen i gjenfangst mellom år gjenspeiler i hovedtrekk utviklingen i de ville bestandene og forsøkene kan derfor brukes som en indikator på forhold som er bestemmende for laksens sjøoverlevelse i regionen.

12.3 Overvåking av sjøaure

Overvåking av lakselus på sjøauren er blitt innført som en viktig tidsserie i Vossoprojektet. Dette fordi sjøauren brukes som en indikatorart for å registrere mengdene lakselus i dette fjordsystemet så vel som i Nasjonal luseovervåking (Nilsen et al. 2017).

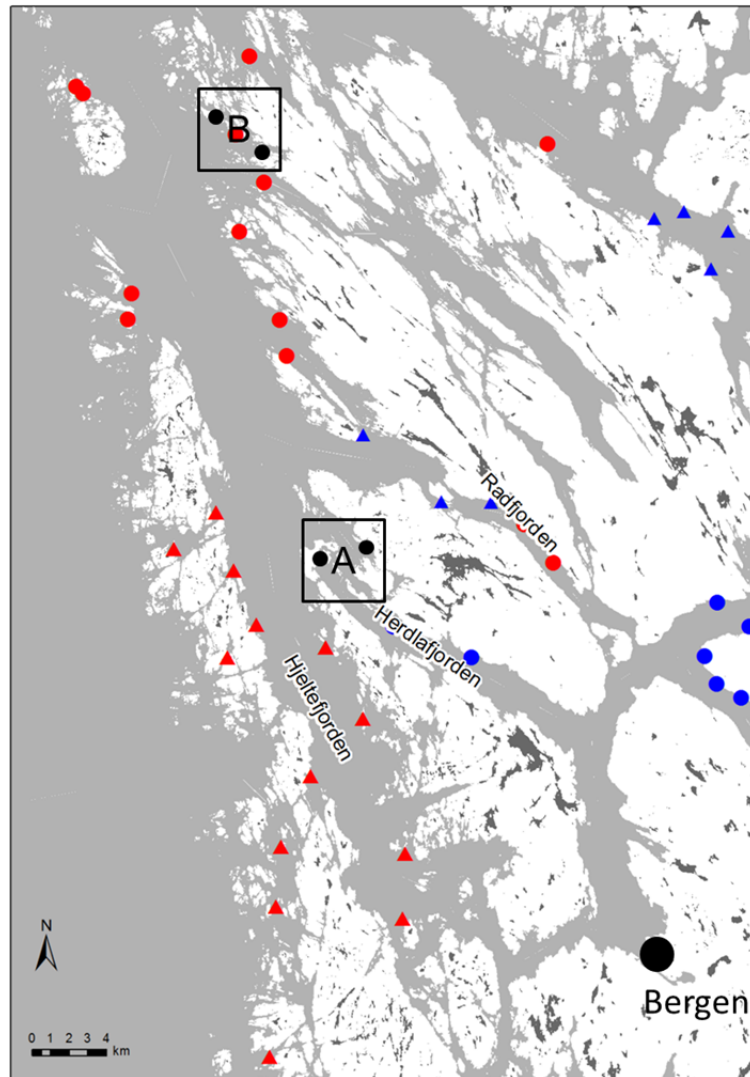
12.3.1 Materialer og metoder

Sjøauren har blitt fanget med garn siden 2009, og med en spesiallaget sjøaureruse siden 2010. Detaljer rundt rusen er beskrevet i Barlaup et al. (2012). I korte trekk består rusen av et ledegarn med to vinger som fører inn i en serie kalver og fangstrom (Figur 9). Fisken blir dermed ledet inn i fangstrommet hvor de ikke kan svømme ut. Rusen har en stor fordel sammenlignet med garn, ved at lakselus i mindre grad vil bli skrapet av. Arbeidet med rusen er intensivt og rusen må røktes ofte (gjerne hver dag hvis det er mye fangst). I tillegg er tilgroing et problem ettersom fangbarheten vil synke drastisk med økt tilgroing. Dette fører til at rusen som regel må tas opp av vannet og renses flere ganger i fangstperioden.



Figur 9. Storruse for fangst av sjøaure i sjø. Redskaperen er utviklet gjennom et langvarig samarbeid mellom LFI Uni Miljø og ruseprodusent John Løyland. Modifisert etter Barlaup et al. (2012).

I rapporten fra 2012 ble dataen fra 2009-2012 rapportert. Siden da har vi fortsatt overvåkingen som før, men fra 2016 har stasjonen ved Herdla blitt inkludert i nasjonal overvåking. Metoden er dermed blitt noe forandret fra og med slutten av sesongen 2016, hvor fisken ikke lenger har blitt avlivet og transportert til laboratorium for telling. Isteden blir fisken nå bedøvet og lakselus talt på levende fisk i felt. Havforskningsinstituttet har vist at denne metoden er bedre enn å avlive fisken ettersom en del av lusen går i oppløsning når fisken blir avlivet og frosset. I denne rapporten beskriver vi derfor kun dataene fra 2009-2016, som er innsamlet og behandlet på tilnærmet lik måte.



Figur 10. Kart som viser lokaliteter for innsamling av sjøaure. Firkantene viser fangstområdet som brukes i analysen, mens de svarte boksene viser de eksakte fangstlokalitetene. De røde og blå symbolene indikerer oppdrettsanlegg. Røde symboler viser oppdrettsanlegg som brakklegger i oddetallsår mens de blå symbolene viser oppdrettsanlegg som brakklegger i partallsår. Oppdrettsanlegg som er markert med trekant brakklegger om våren mens de som er markert med sirkler brakklegger om høsten.

12.3.2 Dataanalyse

Å analysere parasittdistribusjoner er generelt en vanskelig oppgave. Dette fordi parasittene nesten uten unntak er skjevt fordelt mellom verter. Det vil si at noen individer ofte har veldig mange parasitter, og mange individer har relativt få parasitter. I denne rapporten har vi ikke anledning til å gå i detalj i en diskusjon rundt disse problemstillingene. Vi jobber konkret med en publikasjon på disse dataene som vil være tilgjengelig våren 2018. I den følgende teksten gir vi en kort

oppsummering av resultatene fra analysen fra denne publikasjonen. Veldig kort bruker vi en negativ-binomial modell for å beskrive mønster i mengde lakselus på sjøaure som en funksjon av forskjellige variabler. Vi har delt analysen i to. I den første analysen for hele datasettet har vi valgt å bygge følgende modell:

$$\ln(N_{lus}) \sim V + PS + D + A + A:PS + D:PS + V:PS + V:D$$

hvor $\ln(N_{lus})$ er naturlig log transformert antall lus på sjøaure, V er vekt, PS er produksjonssyklus i omkringliggende oppdrettsanlegg (første år/ andre år), D er dag og A er område (A/B). «:» indikerer vekselvirkning mellom variablene.

I perioden 2012 til 2016 har vi også tilgjengelig smittepress estimater fra Veterinærinstituttet og har valgt å bygge følgende modell:

$$\ln(N_{lus}) \sim \ln(SP) + \hat{T} + V + \ln(SP):\hat{T} + \ln(SP):V + \hat{T}:V$$

hvor $\ln(SP)$ er naturlig log transformert smittepress, \hat{T} er estimert temperatur og de andre variablene er som forklart over.

Legg merke til at vi ikke har inkludert område, dag og produksjonsområde i modellen med smittepress, ettersom hvor forutsetning er at dette skal beskrives i denne modellen ved de fysiske betingelsene gitt av temperatur og smittepress. Dette er også illustrert av at det er en sterk korrelasjon mellom disse faktorene som peker på at de beskriver de samme mønstrene. En liste over de forskjellige forklaringsvariablene er gitt i tabell 2.

Tabell 2. Forklaringsvariabler brukt i de to modellene.

Forklaringsvariabler	Forkortelse	Analyse	Grupper/responser	Type
År	Y	Begge	2009-2016	Kategorisk
Område	A	1	A, B	Kategorisk
Log (Vekt)	LN (V)	Begge	Vekt i gram aure	Numerisk
Produksjonssyklus	PS	1	Første og andre års produksjonssyklus i omliggende oppdrettsanlegg	Kategorisk
Tidspunkt på sesong (dag)	D	1	95-214	Numerisk
Log (smittepress)	LN (SP)	2		Numerisk
Temperatur	T	2		Numerisk

En seleksjonsprosess ble gjort hvor man i hvert steg fjernet den minst signifikante variabelen og modellen ble sammenlignet med den mer komplekse modellen ved å bruke en «likelihood ratio test» og en korrigeret AIC verdi som beskrevet i Zuur and Ieno (2016).

Modellene ble laget både for fastsittende og mobile stadier av lus, men ettersom det er problemstillinger med modell tilpasning til mobile stadier av lus beskriver vi i denne rapporten kun modellen for fastsittende stadier av lakselus.

12.3.3 Resultater

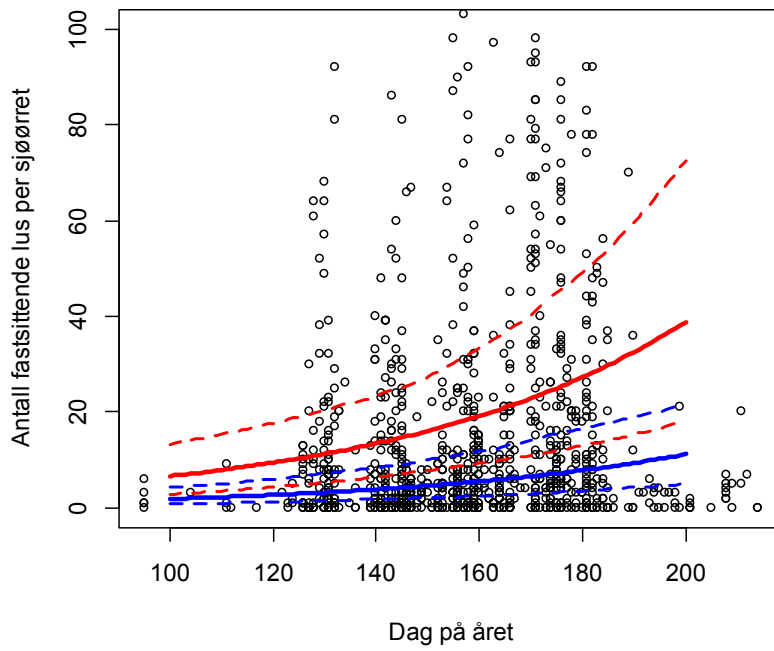
Modell med produksjonssyklus

Den endelige modellen etter seleksjonsprosessen er vist i tabell 3, og inkluderer alle forklaringsvariablene

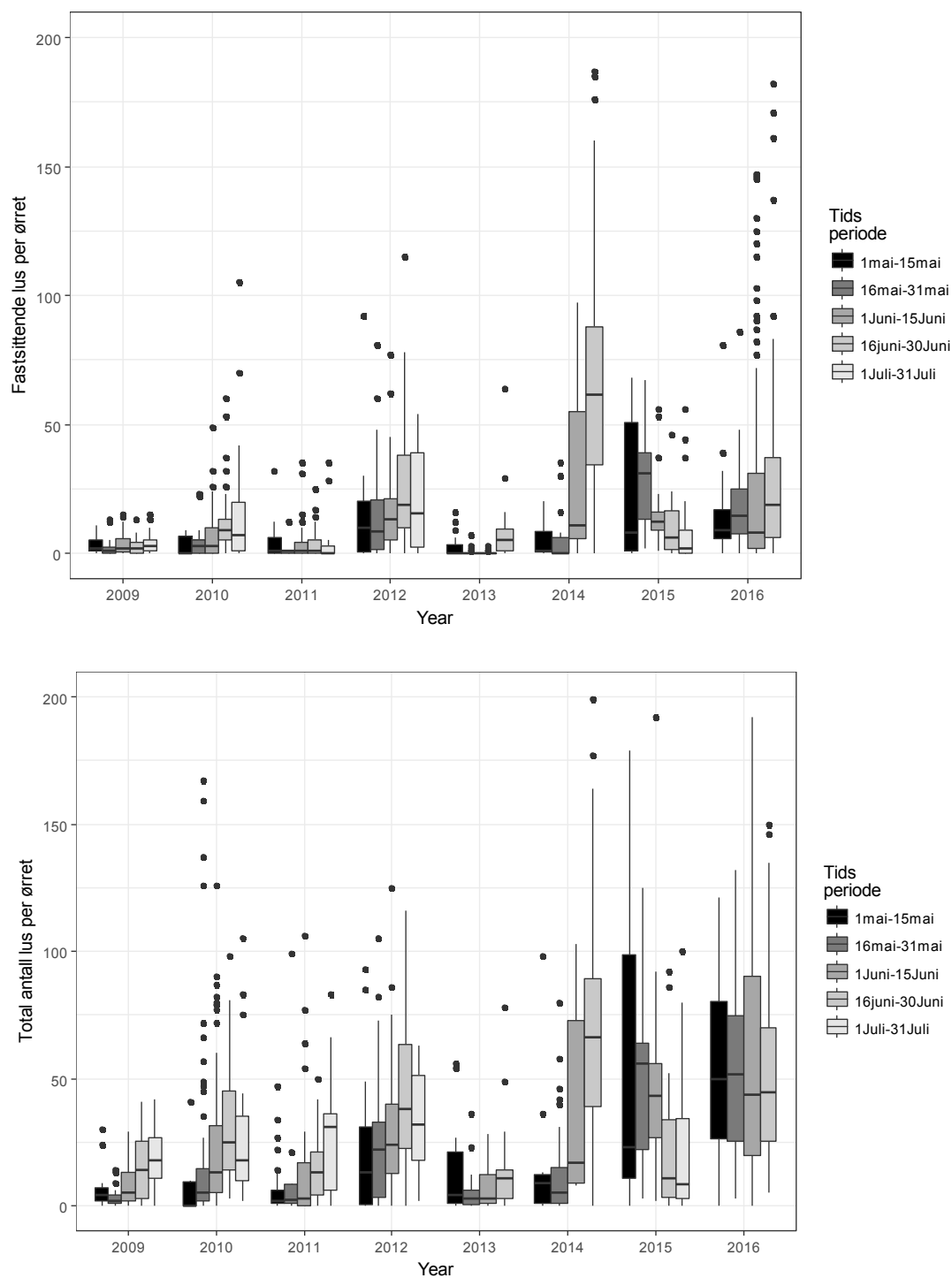
Tabell 3. "Analysis of variance" tabell for negative binomial modell for fastsittende stadier av lus på sjøaure. Theta ble estimert til 0.457, mens "dispersion statistics" var 1.18. Df er frihetsgrader, Resid.Df er «residual degrees of freedom», Resid. Dev er "residual deviance". R^2 for den lineære korrelasjonen mellom observerte og modellerte data var 0.20.

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	p-value
NULL			1055	1502.4	
Vekt	1	15.3	1054	1487.1	<<0.01
Dag	1	60.5	1053	1426.7	<<0.01
Produksjonssyklus (PS)	1	91.7	1052	1335	<<0.01
Område	1	43.8	1051	1291.2	<<0.01
PS:Område	1	5.1	1050	1286.1	0.02
Dag:PS	1	72.8	1049	1213.3	<<0.01
Vekt:Dag	1	9.2	1048	1204.1	<0.01

Den endelige modellen er en kompleksmodell med flere interaksjonsledd. Resultatet tilsier at antall lus øker med vekten på fisken, øker utover sesongen, og er høyere i område A sammenlignet med område B. I tillegg viser modellen at det er mer lus på aureen når omkringliggende oppdrettsanlegg er i andre års produksjonssyklus. Dette mønsteret er sterkest i område A. I tillegg er effekten av størrelse sterkere tidlig i perioden, og forsvinner senere i sesongen. Samtidig er det viktig å påpeke at det var mye variasjon i dataene som ikke ble forklart av modellen illustrert med at R^2 for den lineære korrelasjonen mellom observerte og modellerte data er 0.20. Mønsteret med effekt av økende påslag av lus utover sesongen fra år når oppdrettsanleggene er i første og andre års produksjonssyklus er illustrert i figurene 11-13.



Figur 11. Plot av fastsittende lus på sjøaure versus dag på året. De blå linjene indikerer modell parameterisering for sjøaure samplet i år der omkringliggende oppdrettsanlegg er i første års produksjonssyklus, mens rød indikerer modell parameterisering for sjøaure samplet når omkringliggende oppdrettsanlegg er i andre årsproduksjonssyklus.

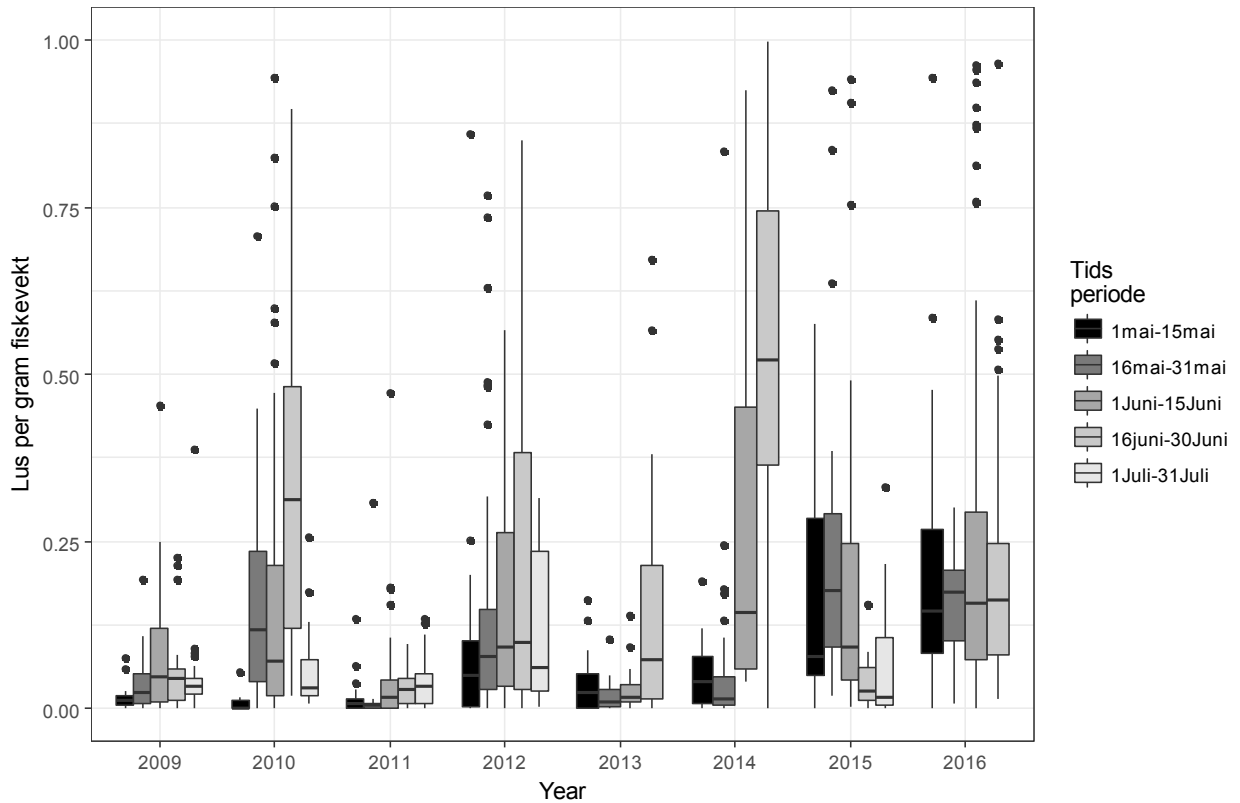


Figur 12. Fastsittende (øvre) og totalt (nedre) antall lus per aure i perioden 2009 til 2015. Merk at aure fra 2009 er fanget med garn og ikke med ruse.

Antall lus per gram på sjøaure

Siden effekten av lus sannsynligvis er størrelsesavhengig har vi også regnet ut lus per gram fiskevekt for dataserien (Figur 13). Resultatene reflekterer resultatene fra modellen parameterisert for fastsittende stadier, som viser at det er høye nivåer av lus i partallsår i dette området. Eksempelvis operer HI sin risikovurdering av norsk oppdrett (Taranger et al., 2015) med grenseverdier der 0.1 lus per gram fisk er nivåer der det er begynnende fysiologiske effekter på verten, og 0.3 lus per gram er

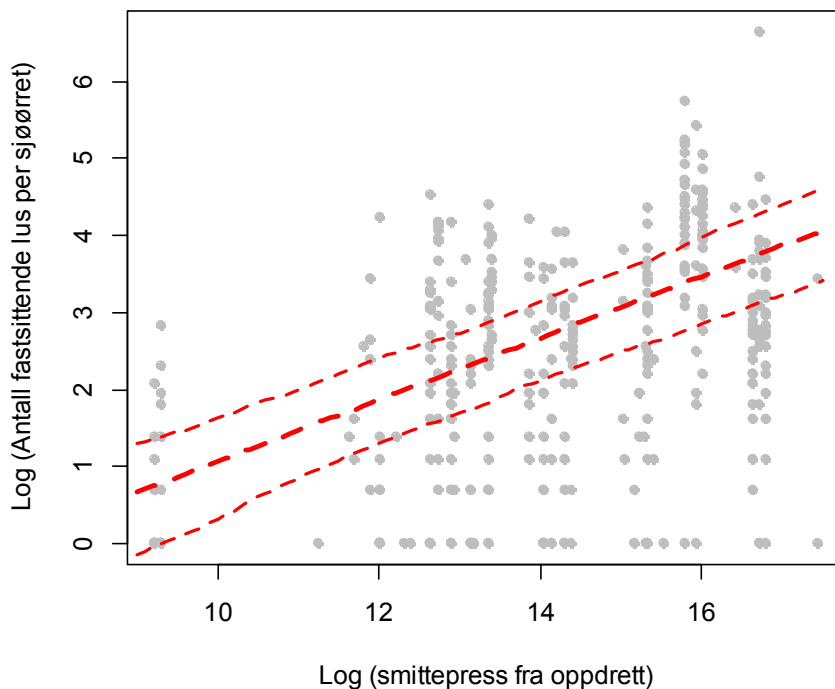
grenseverdier for hva som med stor sannsynlighet vil føre til død hvis ikke fisken klarer å kvitte seg med lusen. Følger man disse grenseverdiene er det klart at sjøaureen i dette området i et flertall av årene er sterkt påvirket av lakselus. Det virker også til å være en trend med mer lus tidlig i sesongen de to siste årene (2015-2016).



Figur 13. Lus per gram aure i perioden 2009 til 2015. Merk at aure fra 2009 er fanget med garn og ikke med ruse.

Modell med smittepress fra oppdrett

Den endelige modellen inkluderte smittepress fra oppdrett, vekt og interaksjonen mellom de to variablene. Større fisk hadde generelt sett mer lus når smittepresset var lavt, men denne effekten forsvant når smittepresset var høyt og alle størrelses klasser hadde mye lus. Temperatur var en ikke signifikant variabel i modellen, men det er viktig å påpeke at temperatur og smittepress korrelerer sterkt. R^2 for den lineære korrelasjonen mellom observerte og modellerte data var 0.30.



Figur 14. Sammenheng mellom smittepress estimat fra oppdrettsanlegg og antall fastsittende lus på sjøaure fanget i ruser og garn i utvandningsruten til Vossolaksen (Herdlefjorden og Lindås). Den røde linjen er en negativ-binomial modell. Strekede linjer indikerer 95 % konfidensintervall («boot-strapped»). Merk at begge aksene er på naturlig logaritmisk skala.

12.3.4 Konklusjoner lusepåslag på sjøaure

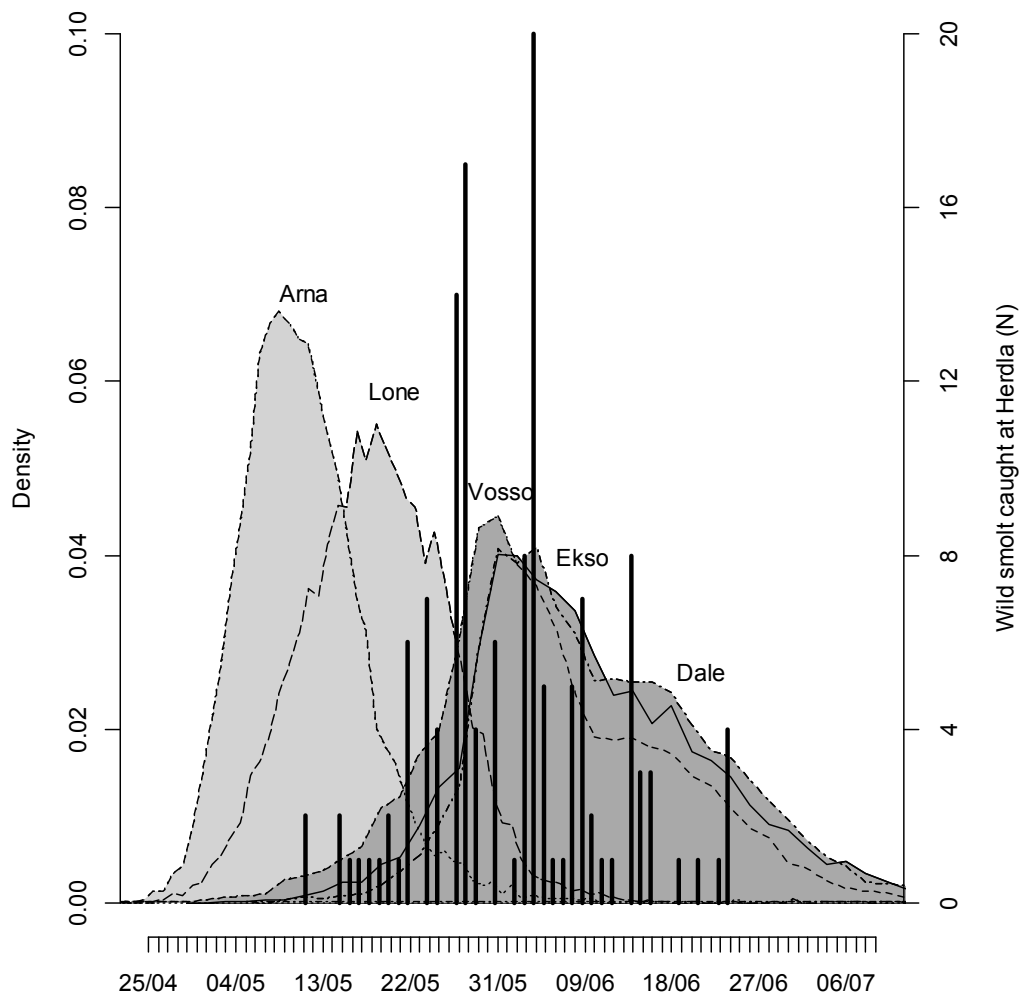
Resultatene fra denne modelløvelsen viser at smitte fra oppdrettsanlegg er en viktig mekanisme i smittedynamikken av lakselus på sjøaure. Det er et klart mønster at det er flere lus på sjøauren når omkringliggende oppdrettsanleggene er i andreårsproduksjonssyklus. Årsaken til dette mønsteret er sannsynligvis knyttet til at oppdrettsanlegg i andreårsproduksjonssyklus vanligvis har høyere påslag av lus og dermed fører til et høyere lokalt smittepress.

Modellen som inkluderte estimert smittepress fra anleggene basert på lusetellinger og biomasse i anleggene i perioden 2012-2016 bedret modellen ytterligere, og bygger opp under argumentasjonen at lus fra oppdrettsanlegg er en viktig smittekilde for vill sjøaure. Det er derimot viktig påpeke at dette mønsteret også kan være drevet av at temperaturen i den samme perioden øker. En modell som kun inkluderer temperatur vil derimot ha en dårligere tilpasning enn ved bruk av smittepress estimatet.

12.4 Innfangning av laksesmolt

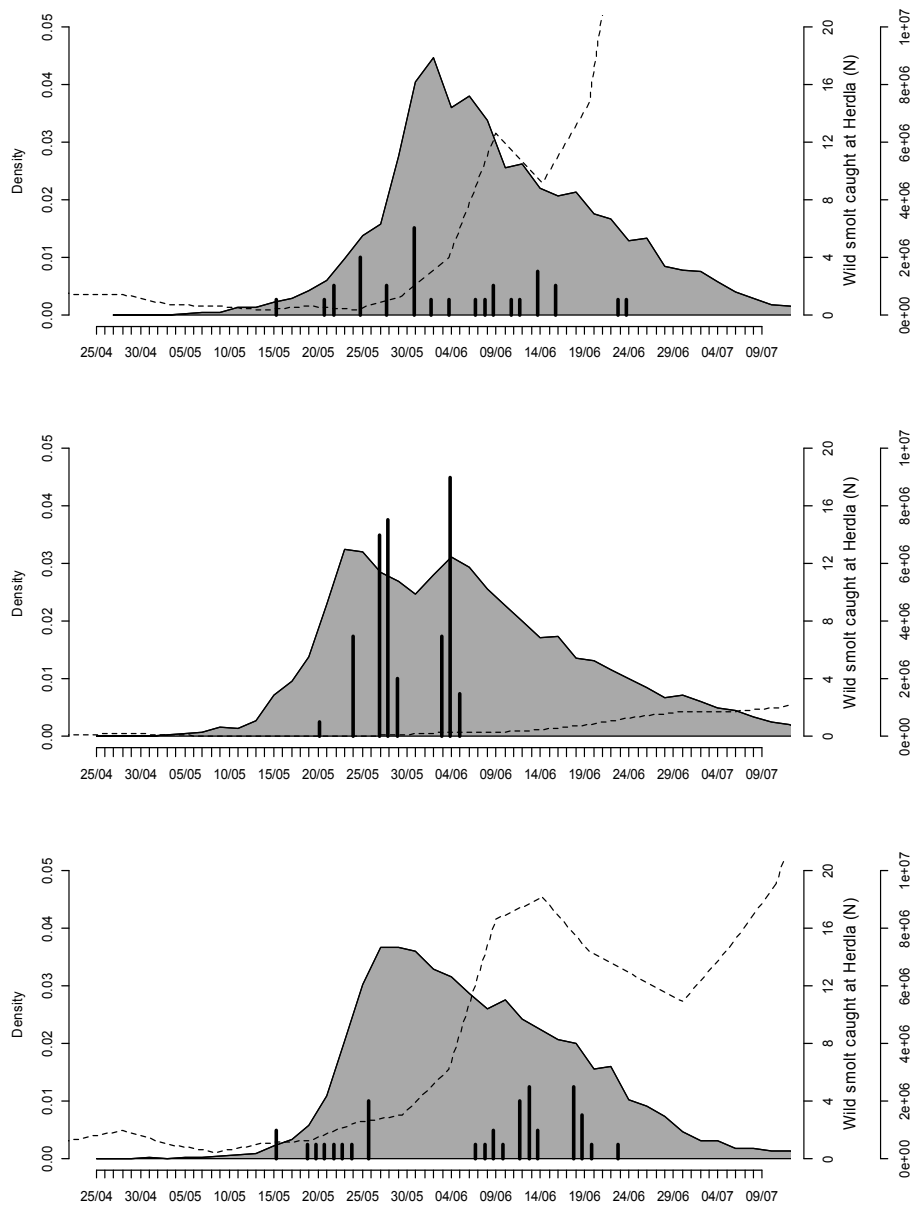
I 2010 ble det for første gang fanget utvandrende laksesmolt med rusen på Herdla. I de følgende årene har vi forsøkt å optimalisere plasseringen av rusene på Herdla slik at vi får fanget inn et representativt sample av den utvandrende smolten. Fra 2012 fanget vi så store mengder at det var mulig å gjøre analyser av utvandningsforløpet til laksesmolt ved Herdla. I tillegg til å fange vill laksesmolt fanget vi også et relativt stort antall klekkeri smolt fra slippgruppene som er beskrevet ovenfor. Disse var merket med snutemerker (CWT). Det er dermed mulig å bruke dem til å

kvantifisere utvandringshastigheten (progresjons raten) fra slippunktet og ut til Herdla. Dette ble gjort i Vollset et al. (2016c), hvor man bygget en modell som beskrev utvandringshastigheten til laksesmolt i fjorden. Den viste blant annet at utvandringshastigheten var en funksjon av fiskens størrelse, hvor smolten ble produsert, og vannføringen i elvene (målt som vannføringen i Vosso). Ved å bruke denne modellen, utvandringstidspunktet for laksesmolt basert på fangst i ruse, smoltskrue data og videoanalyse kan vi da estimere når smolten fra de forskjellige vassdragene i Osterfjorden er i de ytre fjordområdene hvor de er mest eksponert for lakselus. Dette er illustrert i figur 15 (tatt fra Vollset et al. 2016).



Figur 15. Modellert utvandringforløp for de 5 viktigste lakseelvene i Osterfjorden ved Herdla i 2012. Lysegrå elver indikerer elver med en tidlig utvandring og kort utvandringrute (Arna og Lone), mørkegrå elver indikerer elver med en senere utvandring og lenger utvandringrute (Vosso, Ekso og Dale). Svarte linjer indikerer vill smolt fanget ved Herdla (med ukjent opphav). Figuren er fra Vollset et al. (2016c)

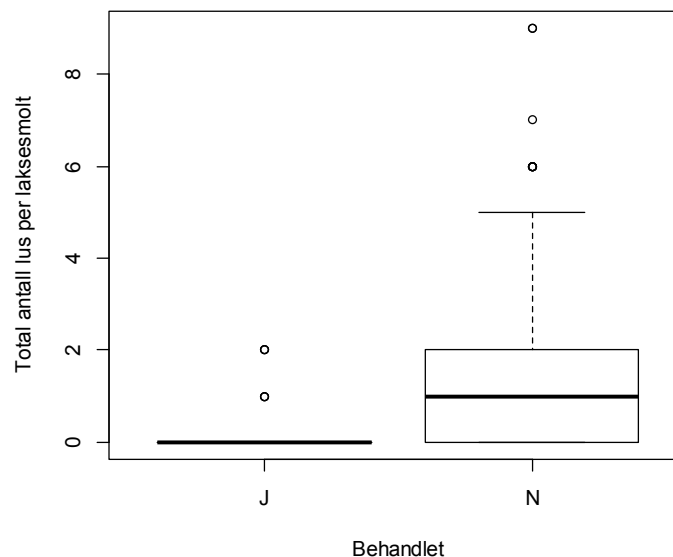
Ved å kombinere denne modellen med modellen for smittepress fra oppdrett (Kristoffersen et al., 2014), viser studiet at det er sent utvandrende laksesmolt i partallsår som er mest usatt for lakselus fra oppdrett (Figur 16) i de ytre fjordområdene.



Figur 16. Figurene viser modellerte utvandningsforløp av laksesmolt fra Vosso ved Herdla fra Vollset et al (2016c) i grått fra 2012 (øvre) til 2014 (nedre). Svarte søyler viser vill fanget smolt i samme tidsperiode. Stiplet linje viser modellert smittepress fra Kristoffersen et al. (2014) estimert for Herdla.

Samtidig er et annet viktig resultat at lusemengden på laksesmolten på det tidspunkt den fanges på Herdla lav (Tabell 4). Disse smoltene har vandret fra elvene i Osterfjorden og ut Herdlefjorden. Årsaken til disse lave nivåene av lus kan forklares av at smolten hovedsakelig vandrer i øverste 1-3 meterne når den vandrer i sjø. Her er saliniteten i Osterfjorden normalt lav (Figur 2) og det er hovedsakelig i de ytre delene av fjordsystemet laksesmolten treffer på høyere salinitet og lakselus. Dette er et viktig resultat ettersom det betyr at lusemengdene som er i oppdrettsanleggene innover i Osterfjorden normalt ikke er et problem for laksesmolten om våren.

Det er urovekkende at mengden lus funnet på smolten som gjenfanges på Herdla er lik for både den behandlede og ubehandlede smolten. Årsaken til dette er usikker, men kan være fordi effekten av behandling mot lus først trer i kraft når lusen får i seg nok lusemiddel til at den påvirker skallskifte. I 2016 ble det derfor gjennomført et forsøk i bur overvåkningen der 5 av 15 fisk ble behandlet mot lakselus for å evaluere om slice fremdeles fungerer som påslagshemmer på laksesmolt. Resultatet viser at emamectin fremdeles fungerer godt som påslagshemmer mot lakselus i utvandringsruten (Figur 17).



Figur 17. Resultater fra behandlingsforsøk av laksesmolt i bur i Hjeltefjorden og Herdlefjorden. Total antall bur er 19 med 10 ubehandlede og 5 behandlede fisk i hvert bur. Behandlede fisk (J) er stikk vaksinert med Emamectin benzoate (Slice ©), mens ubehandlede fisk er ikke behandlet (N).

12.5 Overvåkning ved bruk av bur

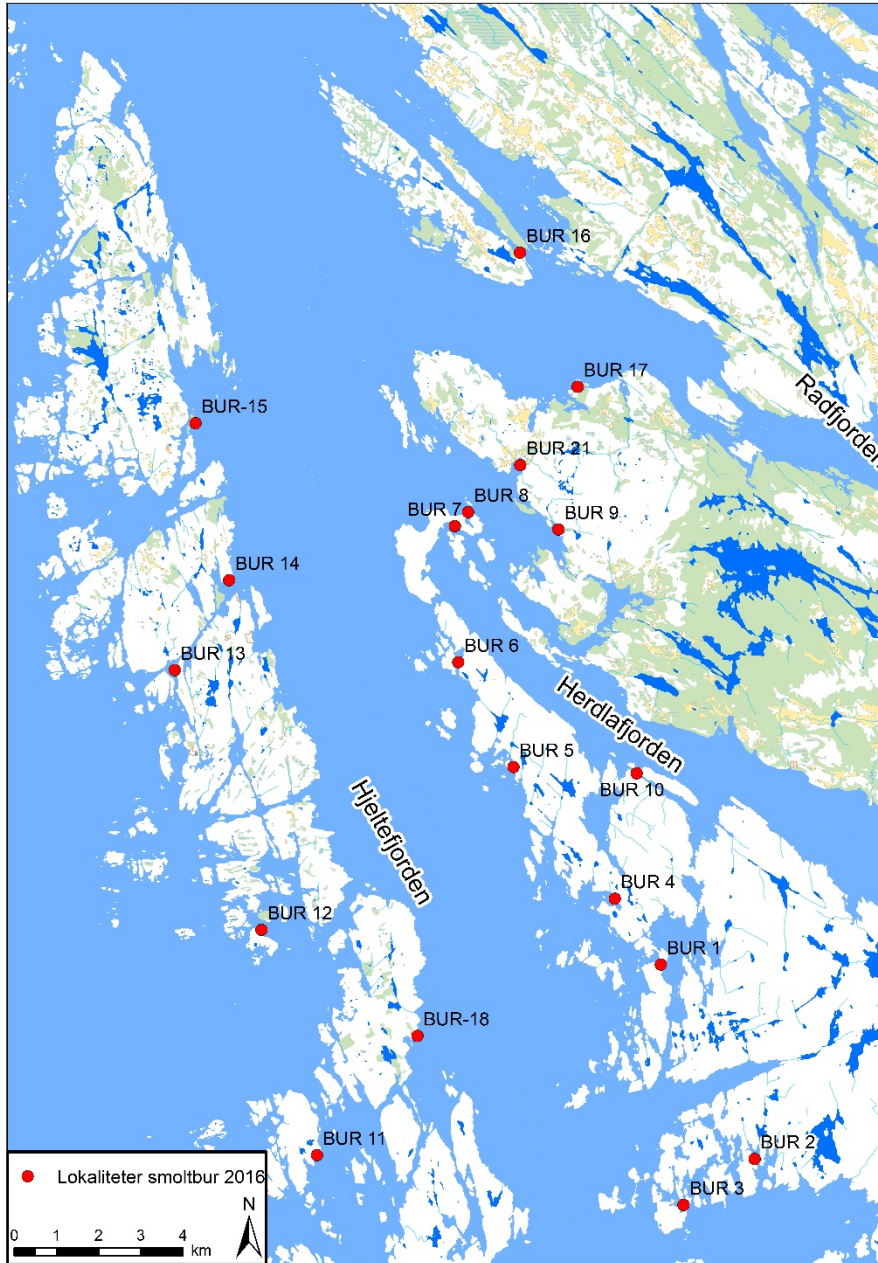
For å overvåke påslag av lus i perioden laksesmolten vandrer har vi i Vossoprosjektet siden 2011 satt ut vaktbur i perioden fra slutten av mai til begynnelsen av juni (Figur 18). Det eksakte tidspunktet har variert noe, men har for det meste dekket den samme perioden med unntak av 2012. I hvert bur er det plassert 10 smolt (i tillegg til 5 behandlede smolt i hvert bur i 2016). Burene har blitt satt i tilknytting til land for å forenkle monteringen og forankringen. Burene ble satt ved ca 3 meter dyp og hadde et volum på $\sim 1,5 \text{ m}^3$.

Overlevelsen i burene har generelt sett vært høy med noen få unntak ($\sim 98 \%$). Når burene ble samlet inn ble fisken avlivet med et slag mot hode og oppbevart individuelt i poser før de ble transportert til laboratoriet i Bergen for analyse. I kartet i figur 15 viser vi lokalitetene med nummer 1-21. Tallet reflekterer at vi har økt antall lokaliteter fra 10 til 21 i perioden. I begynnelsen var det kun 10 lokaliteter (2011-2012), mens dette ble økt til 18 i 2013 og 20 lokaliteter i 2014.

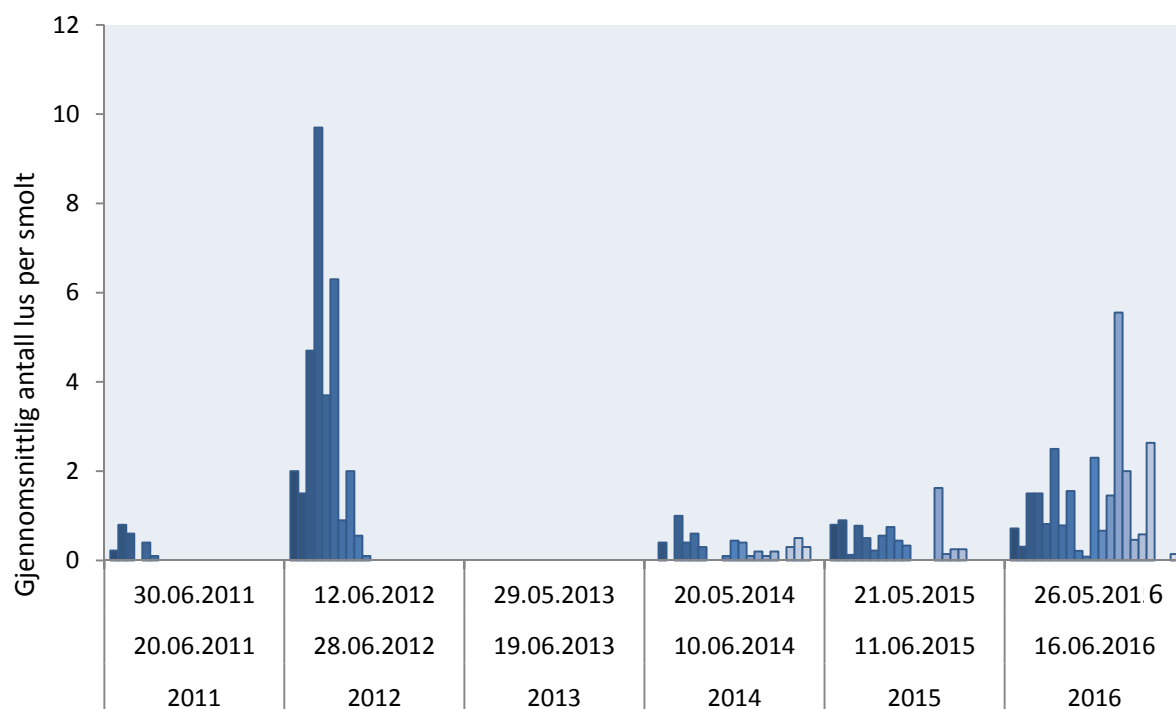
I figur 19 har vi plottet gjennomsnittlig antall lus for alle burene i perioden 2011 og 2016. Merk at det i 2013 ikke ble funnet en eneste lus på fisken i burene. Generelt er mønsteret at det var relativt sett et høyt påslag på laksesmolt i bur i 2012 mens lave påslag i 2011, 2013, 2014 og 2015, med en økende tendens i 2016. Samtidig må det påpekes at utsettingstidspunktet i 2012 var fra 12 juni og dermed ikke representativt for utvandringstidspunktet for laksesmolten fra Vosso. Samtidig bekrefter dette også hypotesen om at påslagene på aure og laks er høyere utover juni.

Resultatene fra burforsøkene gjenspeiler trolig at det i flere av de senere årene har vært relativt lave forekomster av lus i utvandningsruta for laksesmolten fra Vosso. En kritikk av bruk av smoltbur har vært at de ikke er en god metode for å simulere hvordan utvandrende laksesmolt eller sjøaure får på seg lus ettersom de er stasjonære og dermed ikke vil oppleve samme vannvolum og at buret vil påvirke påtreffsmekanismen mellom verten og parasitten. For eksempel reflekterer ikke lusepåslagene på smolten i burene lusepåslagene på sjøaure fanget ved Herdla i samme periode. I tillegg vet vi at de tidlige stadiene av lus vil lettere gå i oppløsning ved avlivning, transport, frysing og tining. Dette er spesielt viktig i forbindelse med burforsøk ettersom hovedandelen av lus er tidligere stadier i slike forsøk.

Studier har derimot vist at påslagene på slike smoltbur korrelerer godt med smittepresset fra oppdrett (Sandvik et al., 2016). Det er viktig å påpeke at påslagsraten på smolt i bur ikke er den samme som på utvandrende laksesmolt, men må brukes for å se på relative endringer i påslag av lus. Sammenlignet med andre studier er resultatene fra våre burforsøk at påslagene er relativt lave og det synes som om en har klart å holde smittepresset fra oppdrett lavt i perioden laksesmolten vandrer ut. Ser man bort fra det sene forsøket i 2012 er det derimot bekymringsfullt at påslagene har en trend med høyere påslag i 2016.



Figur 18. Kart som viser plassering av vaktbur med smolt satt i de ytre fjordene som representerer utvandringsruta for laksesmolten fra Vosso. Kartet viser plasseringen i 2016 da det ble satt ut totalt 21 bur.



Figur 19. Gjennomsnittlig antall lus per bur i perioden 2011 til 2016. Fargesjattering indikerer bur nummer (fra 1-21). Merk at det kun var satt ut 10 bur i 2011 og 2012, mens det i 2013 var satt ut 18 bur (men det ble ikke observert lus på noen av smoltene). Fra 2014 ble det satt ut 21 bur totalt hvert år.

12.6 Kan sjøaure brukes som proxy for laksesmolt?

Siden det er mye enklere å fange sjøaure enn vandrende laksesmolt er det naturlig å undersøke om sjøaure kan brukes som proxy for det smittepresset laksesmolten opplever i samme område. For å utforske dette gjennomførte HI, Uni Research, NINA og University of Prince Edward Island et samarbeid hvor vi sammenlignet lusepåslag på laksesmolt og sjøaure fanget parallelt i historiske trålfangster gjennomført av HI og NINA. Materialet besto totalt av 316 laksesmolt og 228 aure samlet inn ved tråling i fire fjorder (Hardangerfjorden, Trondheimsfjorden, Sognefjorden and Namsenfjorden) over en tiårs periode. Resultater fra dette studiet er publisert i Vollset et al. (2017c), og viser at det er en korrelasjon mellom påslagene på smolt og sjøaure, men at sjøaure generelt har høyere påslag av lus en laksesmolt. Ved å bruke modellen fra dette arbeidet er det mulig å estimere hva type påslag man skal forvente på utvandrende laksemolt.

I tabell 4 har vi delt opp data fra Herdla i to ukers perioder og estimert forventet dødelighet på laksesmolt slik det blir gjort i HI sitt overvåkningsprogram og basert på modellen i Vollset et al. (2017c). Generelt viser dette at estimatene med bruk av modellen fører til lavere estimert dødelighet sammenlignet med å bruke aure under 150 gram direkte som en proxy for laksesmolt. Et annet interessant mønster er at det generelt virker til å være lave estimerte dødelighetsestimater i perioden forsøksfisken blir sluppet i de ytre fjordområdene, mens det senere på sesongen utover juni i partallsår uansett metode er relativ stor påvirkning på laksesmolten. Dette er viktig siden en kan forvente at ca halvparten av smolten som vandrer ut fra Vossovasdraget passerer de ytre fjordområdene etter månedsskifte mai/juni (se figur 12). Disse resultatene tyder på at slepeforsøkene hvor smolten blir sluppet i siste halvdel av mai vil underestimere effekten av lakselus i årene når det er mye lakselus i utvandningsruta. I Vossoprojektet slippes det fra 2017 forsøksgrupper i juni for å validere at dødeligheten av laksesmolten er økende utover i juni.

Tabell 4. Estimert forventet dødelighet på laksesmolt (i %) basert på metoden beskrevet i Taranger et al, (2015) ved bruk av sjøaure fanget i storrusa på Herdla. I det øver panelet (a) brukes all sjøaure under 150 gram som en proxy for laksesmolt, mens i det nedre panelet (b) brukes modellen fra Vollset et al. (2017c) og all aure fanget til å estimere påslag på laksesmolt. Tall i parentes indikerer hvor mange individer estimatet er basert på.

a)

År	1-15 mai	16-31 mai	1-15 juni	16-30 juni	1-31 juli
2009	0,0 (3)	2,4 (17)	18,8 (17)	13,3 (9)	50,0 (2)
2010	0,0 (4)	26,0 (55)	55,7 (23)	83,0 (30)	(0)
2011	6,7 (3)	(0)	10,0 (12)	0,0 (2)	(0)
2012	14,2 (12)	31,8 (17)	58,5 (20)	77,8 (9)	75,0 (2)
2013	0,0 (1)	0,0 (5)	0,0 (8)	36,9 (16)	(0)
2014	0,0 (6)	13,3 (9)	73,3 (3)	97,4 (57)	(0)
2015	0,0 (4)	100,0 (3)	48,0 (5)	0,0 (1)	30,0 (4)

b)

År	1-15 mai	16-31 mai	1-15 juni	16-30 juni	1-31 juli
2009	0,0 (7)	0,9 (23)	7,0 (23)	3,3 (12)	25,0 (4)
2010	0,0 (7)	15,2 (69)	38,8 (32)	65,2 (33)	(0)
2011	0,0 (17)	6,3 (8)	5,8 (24)	0,0 (4)	(0)
2012	4,7 (34)	24,8 (31)	40,0 (27)	58,8 (16)	17,8 (9)
2013	0,0 (20)	0,0 (23)	0,0 (21)	18,0 (25)	(0)
2014	1,3 (15)	6,1 (23)	50,0 (8)	90,3 (63)	(0)
2015	18,5 (20)	21,5 (20)	12,1 (19)	0,0 (8)	11,7 (12)

12.7 Konklusjoner fra luseovervåking i Vossoprosjektet

I sum viser undersøkelsene at lakselus er en aktiv og potensiell skadelig trusselfaktor for Vossolaksen. Dette framgår av de samlede resultatene ved bruk av slippgrupper med forsøkssmolt og registreringer av lakselus på sjøaure i utvandningsruta for smolten. Effekten estimert fra slippgrupper er i snitt 11 %, men denne effekten er ikke signifikant forskjellig fra 0% i perioden 2009-2017 og langt høyere enn 11% før 2009. Siden 2009 har det vært flere år hvor lakselus fra oppdrett har hatt liten effekt på forsøkssmolten i slippgruppene. Den samlede innsatsen fra Mattilsynet og oppdretterne har trolig vært viktig for å oppnå denne endringen. Dette er en positiv utvikling og gir grunn til å tro at det skal være mulig å holde effekten av lakselus på et bærekraftig nivå som gjør at lakselus ikke er en flaskehals for reetablering av Vossolaksen. Når resultatene fra slippforsøkene skal overføres til naturlig utvandrende smolt må en spesielt ta hensyn til at de fleste slippene gjøres i siste halvdel av mai mens om lag halvparten av smolten fra Vosso vandrer ut i første halvdel av juni da lusemengden generelt er økende. Hovedeffekten av lus synes å ramme smolt som vandrer ut fjordene i juni de årene oppdrettsanleggene har høy biomasse i andreårs produksjonssyklus.

Mengden lakselus på undersøkte sjøaure i ruser har i flere av de siste årene (2009, 2011 og 2013) også vært lave i hele perioden i mai-juni når hoveddelen av laksesmolt vandrer ut fjordene. Det er derimot i de siste årene (siden 2014) observert urovekkende høye nivåer av lus på sjøaure utover juni. I tillegg viser undersøkelser de siste årene en negativ trend med økende nivåer av lus i mai og

juni. Årsakene til denne trenden bør undersøkes og fokus bør være på å snu denne trenden. I 2017 er det etablert et nytt regelverk der man har gått bort fra obligatorisk koordinert avlusing til en tiltaksgrense på 0.2 hunn lus per fisk i perioden når laksesmolten vandrer. Effekten av denne endringen i regelverk bør evalueres.

Ut fra undersøkelsene i Vossoprosjektet konkluderer vi derfor med at det er svært viktig å videreføre og videreutvikle effektive tiltak mot lus for på sikt å kunne stabilisere nivåene av lakselus på et bærekraftig nivå. Dette støttes av effekter estimert fra slippgrupper, estimert lusedødelighet basert på innfanget sjøaure, smolt i laksebur, og tellinger av lus på laksesmolt fanget i ruser på Herdla.

12.8 Referanser

- Anon. 2017. Status for norske laksebestander i 2017. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 10, 152 s.
- Barlaup, B. T., Gabrielsen, S. E., Loyland, J., Schlappy, M. L., Wiers, T., Vollset, K. W., and 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.
- Heuch, P. A. 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.
- Jansen, P. A., Kristoffersen, A. B., Viljugrein, H., Jimenez, D., Aldrin, M., and Stien, A. 2012. Sea lice as a density-dependent constraint to salmonid farming. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 279: 2330-2338.
- Kristoffersen, A. B., Jimenez, D., Viljugrein, H., Grontvedt, R., Stien, A., and Jansen, P. A. 2014. Large scale modelling of salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) infection pressure based on lice monitoring data from Norwegian salmonid farms. *Epidemics*, 9: 31-39.
- Nilsen, R., R.M. Serra-Llinares, A. D. Sandvik, K. M. Schrøder Elvik, L. Asplin, P. A. Bjørn, I. Askeland Johnsen, Ø. Karlsen, B. Finstad, M. Berg, I. Uglem, K. Wiik Vollset & G. B. Lehmann. Lakselusinfestasjon på vill laksefisk langs norskekysten i 2016 med vekt på modellbasert varslings og tilstandsbekreftelse. Rapport fra Havforskningsinstituttet 2017-1
- Sandvik, A. D., Bjørn, P. A., Ådlandsvik, B., Asplin, L., Skarðhamar, J., Johnsen, I. A., Myksvoll, M., et al. 2016. Toward a model-based prediction system for salmon lice infestation pressure. *Aquaculture Environment Interactions*, 8: 527-542.
- Skilbrei, O. T., Finstad, B., Urdal, K., Bakke, G., Kroglund, F., and 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.
- Skilbrei OT, Wennevik V. Survival & growth of sea-ranched Atlantic salmon, *Salmo salar* L., treated against sea lice before release. *ICES Journal of Marine Science*. 2006;63:1317–1325.
- Taranger, G. L., Karlsen, Ø., Bannister, R. J., Glover, K. A., Husa, V., Karlsbakk, E., Kvamme, B. O., et al. 2015. Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 72: 997-1021.
- Vollset, K., Barlaup, B., Mahlum, S., Bjørn, P., and Skilbrei, O. 2016a. Estimating the temporal overlap between post-smolt migration of Atlantic salmon and salmon lice infestation pressure from fish farms. *Aquaculture Environment Interactions*, 8: 511-525.

- Vollset, K., Mahlum, S., Davidsen, J., Skoglund, H., and Barlaup, B. 2016b. Interaction between migration behaviour and estuarine mortality in cultivated Atlantic salmon *Salmo salar* smolts. *Journal of Fish Biology*, 89: 1974-1990.
- Vollset, K. W., and Barlaup, B. T. 2014. First report of winter epizootic of salmon lice on sea trout in Norway. *Aquaculture Environment Interactions*, 5: 5.
- Vollset, K. W., Barlaup, B. T., Mahlum, S., Bjørn, P. A., and Skilbrei, O. T. 2016c. Estimating the temporal overlap between post-smolt migration of Atlantic salmon and salmon lice infestation pressure from fish farms. *Aquaculture Environment Interactions*, 8: 511-525.
- Vollset, K. W., Barlaup, B. T., and Normann, E. S. 2017a. Release during night enhances survival of wild Atlantic salmon smolts. *Fisheries Management and Ecology*, 24: 256-264.
- Vollset, K. W., Barlaup, B. T., Skoglund, H., Normann, E. S., and Skilbrei, O. T. 2014a. Salmon lice increase the age of returning Atlantic salmon. *Biol Lett*, 10: 20130896.
- Vollset, K. W., Dohoo, I., Karlsen, Ø., Halttunen, E., Kvamme, B. O., Finstad, B., Wennevik, V., et al. 2017b. Disentangling the role of sea lice on the marine survival of Atlantic salmon. *Ices Journal of Marine Science*.
- Vollset, K. W., Halttunen, E., Finstad, B., Karlsen, Ø., Bjørn, P. A., and Dohoo, I. 2017c. Salmon lice infestations on sea trout predicts infestations on migrating salmon post-smolts *Ices Journal of Marine Science*, 00: 000–000.
- Vollset, K. W., Krontveit, R. I., Jansen, P. A., Finstad, B., Barlaup, B. T., Skilbrei, O. T., Krkošek, M., et al. 2015. Impacts of parasites on marine survival of Atlantic salmon: a meta-analysis. *Fish and Fisheries*: n/a-n/a.
- Vollset, K. W., Skoglund, H., Barlaup, B. T., Pulg, U., Gabrielsen, S. E., Wiers, T., Skar, B., et al. 2014b. Can the river location within a fjord explain the density of Atlantic salmon and sea trout? *Marine Biology Research*, 10: 268-278.
- Zuur, A. F., and Ieno, E. N. 2016. *Beginner's guide to zero-inflated models with R*, Highland Statistics Ltd. , Newburgh, U.K.

13 Erfaringer med utvikling av videonot med PIT-antenne

Av Bjørn Barlaup, Eirik Normann, Shad Mahlum, Håkon Furnes, Christoph Postler, Sebastian Stranzl, Espen Olsen Espedal og Tore Wiers

13.1 Bakgrunn og hensikt

God forvaltning av våre laks- og sjøaurebestander bygger på god kunnskap om bestandsstørrelse. En rekke ulike metoder benyttes for å kvantifisere antallet villaks og sjøaure som vandrer tilbake til elvene, bl.a. ulike metoder hvor fisken merkes og det gjøres fangst-gjenfangstestimat, telleinnretninger som regel plassert i fisketrapper, eller drivtelling hvor snorklere teller fisk ved direkte observasjon. Det er likevel vanlig at forvaltningen må benytte fangstantall som indirekte mål på bestandsstørrelse gitt en antatt beskatningsrate (Forseth m.fl. 2015). Alle metodene er beheftet med ulike former for usikkerhet og det er behov for å videreutvikle eksisterende metoder, eller etablere nye metoder for bedre å kunne bestemme innsig og bestandsstørrelse.

På denne bakgrunn har Uni Research Miljø siden begynnelsen av 2000-tallet arbeidet med ulike metoder for å registrere fisk og å kvantifisere bestandsstørrelse (se bl.a. Barlaup m.fl. 2013, Vollset m.fl. 2014,). Dette har bidratt til utvikling av nye fangstmetoder, bl.a. en spesialbygget storruse for fangst av sjøaure som nå benyttes i den nasjonale overvåkingen av lakselus, og en såkalt indikatorfelle for å varsle eller gjenfange rømt fisk fra oppdrettsanlegg (Barlaup m.fl. 2015). Målet med denne metodeutviklingen i Vossoprosjektet er å fange inn ulike livsstadier av laks og sjøaure for å få mål på når og hvor fisken vandrer, og får å få relative mål på innsig og gjenfangster fra merkeforsøk. I tillegg har innfanget fisk gitt viktig informasjon om hvor mye lakselus fisken har fått på seg i de ulike delene av fjordsystemet. Her presenteres erfaringen med bruk av en åpen kilenot hvor fisken kan svømme fritt ut gjennom en åpning hvor den blir registret ved bruk av kamera. Her presenteres erfaringer med bruk av en åpen kilenot hvor fisken kan svømme fritt ut gjennom en åpning hvor den blir registret ved bruk av kamera.

13.2 Metoder

I Vossoarbeidet har vi benyttet ulike merkemetoder (Coded Wire Tag, Floymerker, og PIT - Passive Integrated Transponders), og ulike former for fangstredskap som kilenøter, sittenøter og storruser. I tillegg har vi nyttet ulike former for kamerateknologi. Basert på disse erfaringene har vi de tre siste årene utviklet en metode hvor vi kombinerer gammel og godt utprøvd fangstteknologi med kontinuerlig filmopptak. En modifisert kilenot brukes for å lede fisken til å svømme ut gjennom en rektangulær ramme som kontinuerlig blir filmet (**Figur 1**). På denne måten filmes all fisk med en oppløsning som gjør at de utfra ytre kjennetegn kan bestemmes til art og omtrentlig størrelse.

Som ved vanlig kilenotfiske styres fisken inn mot redskapets fangstrom vha. et ledegarn som er festet i land (**Figur 2**). Kilenoten i studiet er plassert på Furnes i Bolstadfjorden, og dekker der rundt 10 prosent av fjordbredden. For å komme ut av fangstrommet må fisken svømme gjennom rammen, der den blir filmet av kameraet. Videoene er i ettertid gjennomgått, og all fisk som har passert registreres med art, dato og klokkeslett. Det blir i tillegg lagret et skjermbilde av hver fisk. I trerammen er det også montert en antenne som registrerer PIT-merker, dersom passerende fisk er merket med slike (**Figur 1**).



Figur 1. Prototypene for «videonota» hvor laks, sjøaure og rømt oppdrettslaks registreres ved kontinuerlig filming i det de passerer gjennom det åpne «vinduet» montert i enden på en modifisert kilenot eller størruse. I tillegg er rammen påmontert en egen antenne for å registrere laks og sjøaure som er merket med PIT-merker. Fisken kommer svømmende gjennom nota samme vei som dykkeren på bildet. På sikt vil rask og effektiv bildebehandling gjøre at en fortløpende kan få informasjon om hvor mye fisk som har passert gjennom redskapen f.eks. i løpet av siste døgn eller uke.



Figur 2. Lokalisering (venstre) og flyfoto (høyre) av videonota ved Furnes i Bolstadfjorden

I tillegg til visuell kontroll av alle filmopptakene, har også automatisk bevegelsesdeteksjon vært testet. Videoer på en time behandles av en algoritme som er skrevet for bevegelsesdeteksjon. Dette er basert på å sammenligne vektorer ved faste stillinger i etterfølgende rammer (bilder). Hvis kvadrert gjennomsnitt av forskjellen er høyere enn en gitt terskelverdi, registreres dette som bevegelse og filmsekvensen blir lagret. De lagrede sekvensene blir deretter samlet i en enkelt videofil. Denne algoritmen er imidlertid ikke i stand til å skille mellom ulike typer hendelser. Den registrerer derfor alt som forårsaker bevegelse over den definerte terskelverdien. Dette fører til at det tas opp mange sekvenser med bevegelse, dvs. falske positive, som forårsakes av bevegelser i notveggen grunnet strøm eller bølger, og diverse drivende løv og annet materiale. Dette systemet har derfor ikke fungert godt nok. I 2017 er det derfor utviklet et script i python som initierer filmopptak ved bildegenkjennelse av selve formen på fisken. Dette har fungert godt i tester og vil prøves ut i felten fra neste sesong.

13.3 Resultat og diskusjon

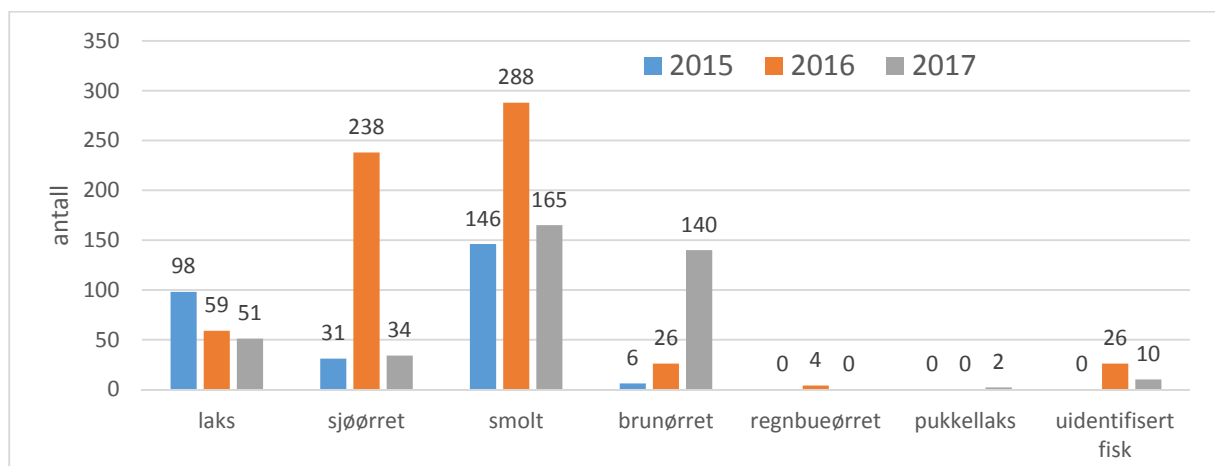
13.3.1 Antall dager med videosystemet i drift og antall fisk observert

I 2015 var videonota på Furnes i drift i 59 dager mellom 4. juli og 6. september. I videomaterialet ble det registrert laks (*Salmo salar*), aure (*Salmo trutta*) og regnbueaure (*Oncorhynchus mykiss*). Observasjoner av aure ble skilt i kategoriene sjøaure og fersk-/brakkvannsresident «brunaure». Både aure og laks i størrelsesintervallet ca 10-20 cm ble registrert i kategorien smolt, da det ikke var mulig å artsbestemme den enkelte fisk på grunn av liten størrelse og opptakskvaliteten på videoen.

I 2016 var videonota i drift i 57 dager mellom 14. juni og 28. august. For de resterende 19 dagene var ikke kameraet i drift på grunn av tekniske problemer.

I 2017 var videonota i drift i 46 dager mellom 24. juni og 02. september. For de resterende 25 dagene finnes det ingen data på grunn av tekniske problemer med kamera. Både i 2016 og 2017 ble de tekniske problemene med kamerasystemet gjennomgått av leverandøren med tanke på mulige forbedringer. Et gjentakende problem var at kameraet ikke automatisk startet opp etter strømstans. Dette er nå utbedret og det forventes derfor en mer stabil drift av kamerasystemet fra og med sesongen 2018.

I løpet av tiden da nota var i drift, ble det registrert 1,66 laks/dag i 2015, 1,04 laks/dag i 2016 og 1,11 laks/dag i 2017. Registreringer er vist i Figur 3. Laksen som ble registrert fordelte seg i kategoriene villaks, fettfinnekløpt laks (ffk) som stammer fra utsettingene av smolt og identifisert rømt oppdrettslaks. I 2017 ble det også sett to pukcellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*). Disse kategoriene av fisk er gjengitt på bildene på etterfølgende side.



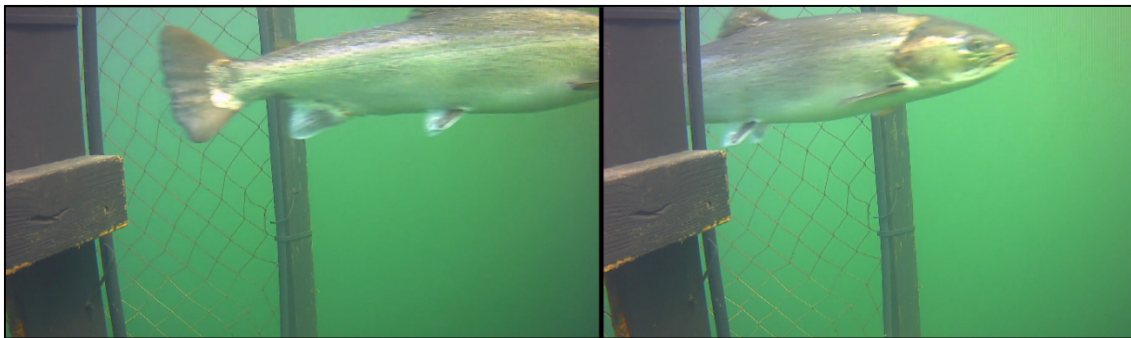
Figur 3. Artsfordeling av fisk som ble registrert i kilenota 2015-2017. Tall over søyler angir totalt antall fisk.



Villaks



FFK-Laks (fettfinneklippet)



Oppdrettslaks

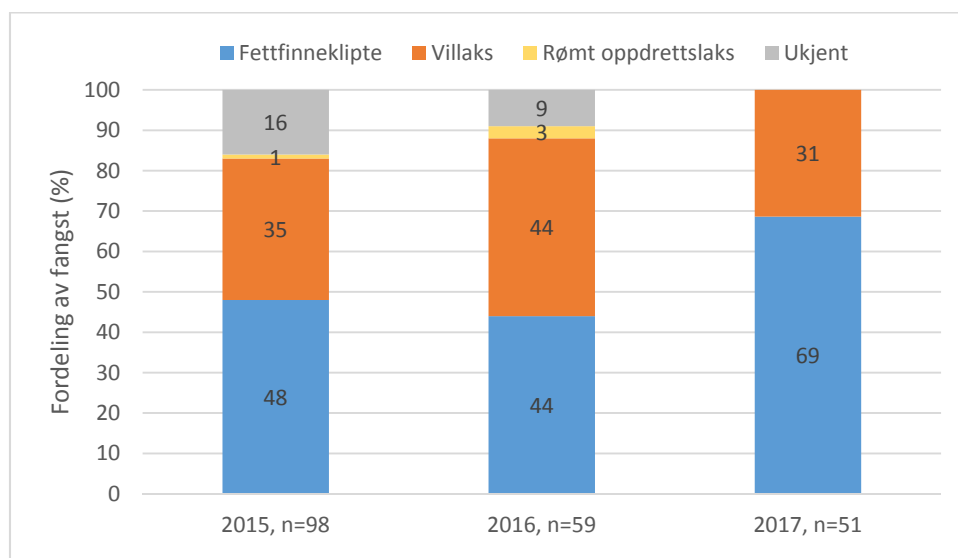


Pukkellaks

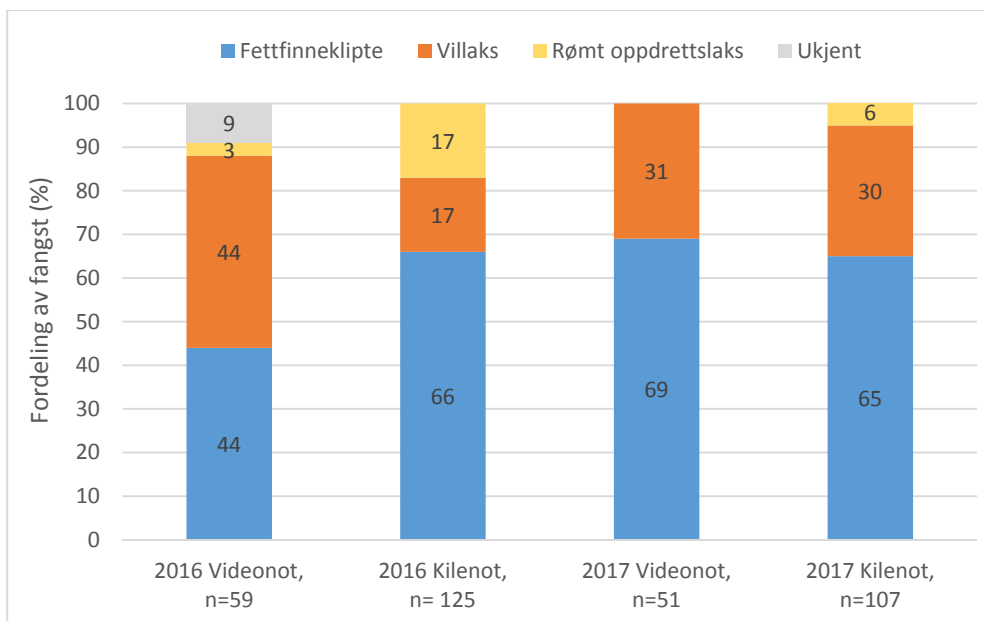
I 2015 og 2017 ble det registrert flere fettfinneklippete laks enn laks som hadde fettfinne, mens i 2016 var disse andelene like (hvh. 26 i hver kategori) (Figur 4). Hos enkelte fisker var det imidlertid ikke mulig å registrere om fettfinnen var klippet eller delvis regenerert («ukjent» i Figur 4). Oppdrettslaks ble registrert i 2015 (1 %) og i 2016 (3,4 %), men ikke i 2017.

Ved sammenlikning av registreringen i videonota med fangstene i kilenotfiske i Bolstadfjorden er fordelingen av de ulike kategoriene svært like i 2017 sesongen og noe avvikende i 2016 sesongen (Figur 5). I 2016 er det særlig andelen fettfinneklapte laks som er lavere i videonota sammenliknet med kilenota. Manglende identifikasjon kan ikke forklare hele forskjellen, siden bare 9% av laksen var i kategorien «ukjent» dvs. at det ikke var mulig å registrere status for fettfinnen. Det er derfor sannsynlig at ulikhetene i 2016 delvis skyldes selektiv fangbarhet for de to systemene. I 2017 var derimot andelen av fettfinneklapte og villaks svært like og tyder da på en mer lik fangbarhet for de to systemene. Andelen oppdrettslaks var generelt høyere i kilenotfangstene. Hovedårsaken til dette er trolig at noe av den rømte fisken i videonota kan være feilbestemt og satt som ukjent eller villaks, mens den ved fysisk håndtering og nærmere inspeksjon i kilenoten er blitt registrert som rømt oppdrettslaks og avlivet. Siden kilenøtene ligger på utløpet av Bolstadfjorden vil uttaket av rømt fisk der føre til en reduksjon av antallet som svømmer videre oppstrøms og inn til videonota ved Furnes. Dette kan også ha bidratt til å redusere antallet rømt laks registrert i videonota.

Totalt antall laks registrert i videonota var om lag halvparten av antallet registret ved kilenotfiske i årene 2016 (59 vs. 125) og 2017 (51 vs. 107). Forskjellen i fangsteffektivitet økte som følge av driftsproblemer i videonota og trolig også ved at stedet hvor kilenøtene er plassert på utløpet av Bolstadfjorden er regnet for en bedre fangstplass enn Furnes hvor videonota står. Likevel viser fangstene at videonota har et godt potensial for å registrere innvandrende laks.

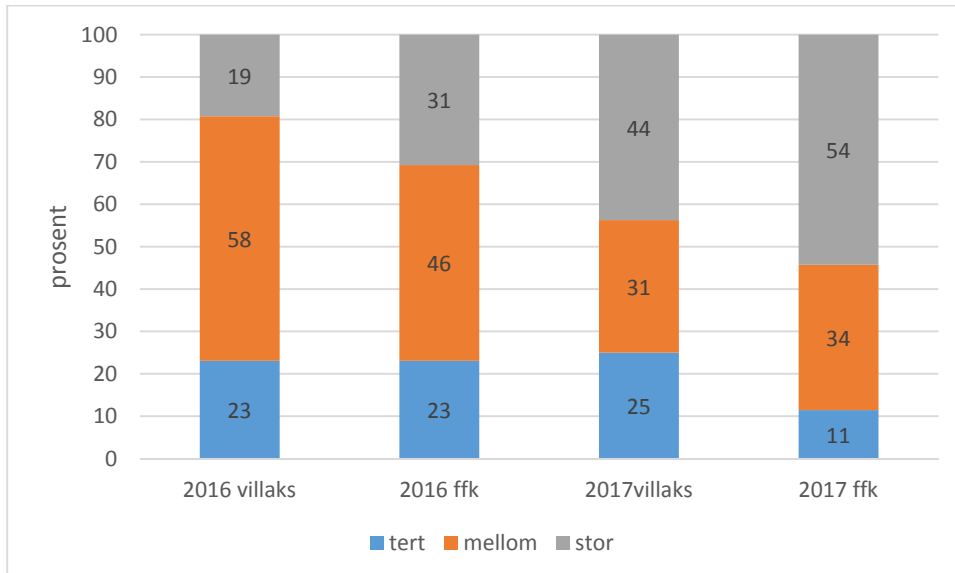


Figur 4. Fordeling av kategorier av laks registrert i videnot, 2015-2017. Tall i søylene viser prosentverdier for hver kategori. Totalt antall laks registrert hvert år er gitt som «n» etter årstallet.



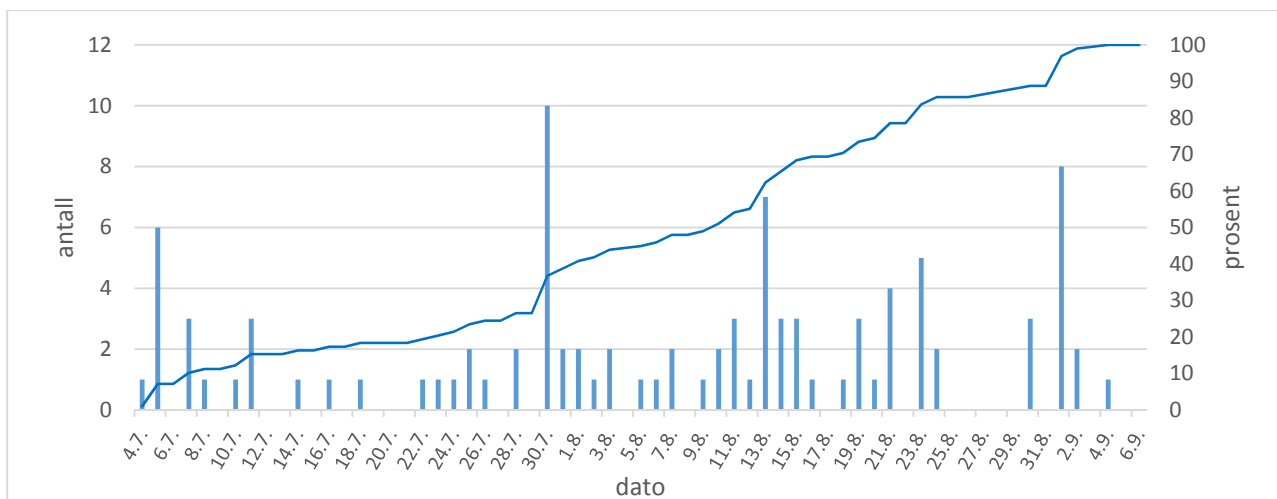
Figur 5. Sammenligning av registreringene i videonota med kilenotfangstene i Bolstadfjorden i 2016 og 2017.

I 2016 og 2017 ble laksens vekt estimert, og hver fisk ble plassert i en av de tre størrelsesklassene Tert (< 3 kg), Mellomlaks (3-7 kg) og Storlaks (> 7 kg). I 2016 var de fleste laks mellomlaks, mens det i 2017 var flere storlaks enn mellomlaks. I begge årene var det en høyere andel av storlaks blant fettfinneklapte (ffk) laks enn blant villaks (Figur 6).

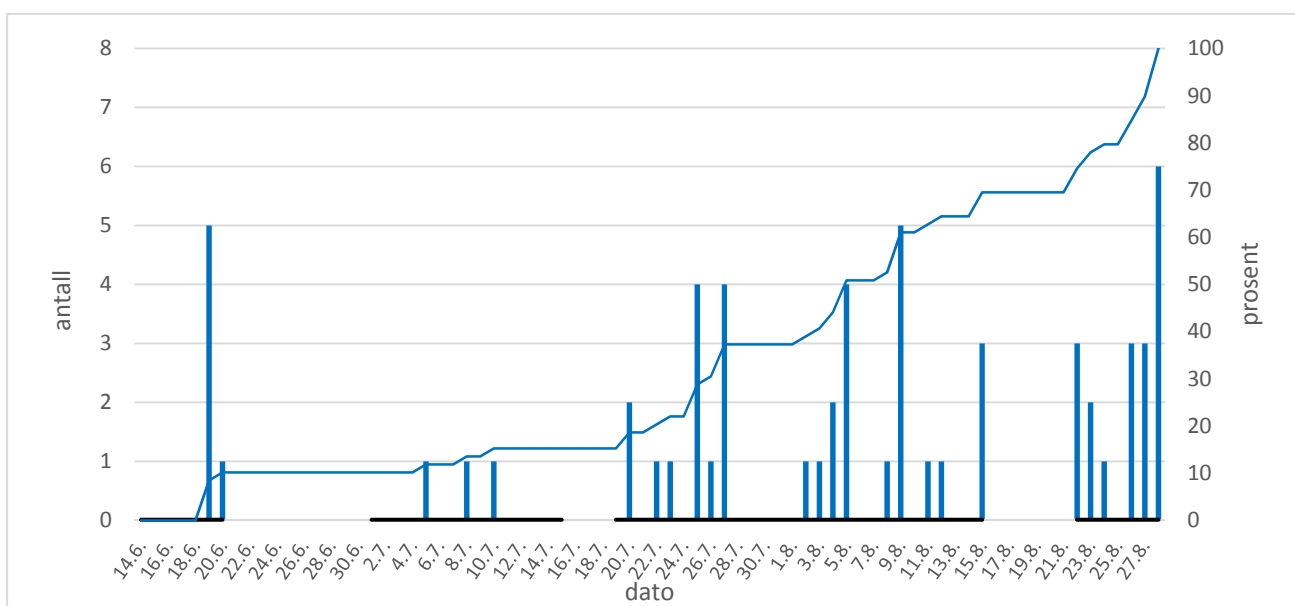


Figur 6. Størrelsesfordeling (estimert) av fettfinneklapte laks (ffk) og villaks i 2016 og 2017. Tall gitt i søylene viser prosentverdier for hver kategori.

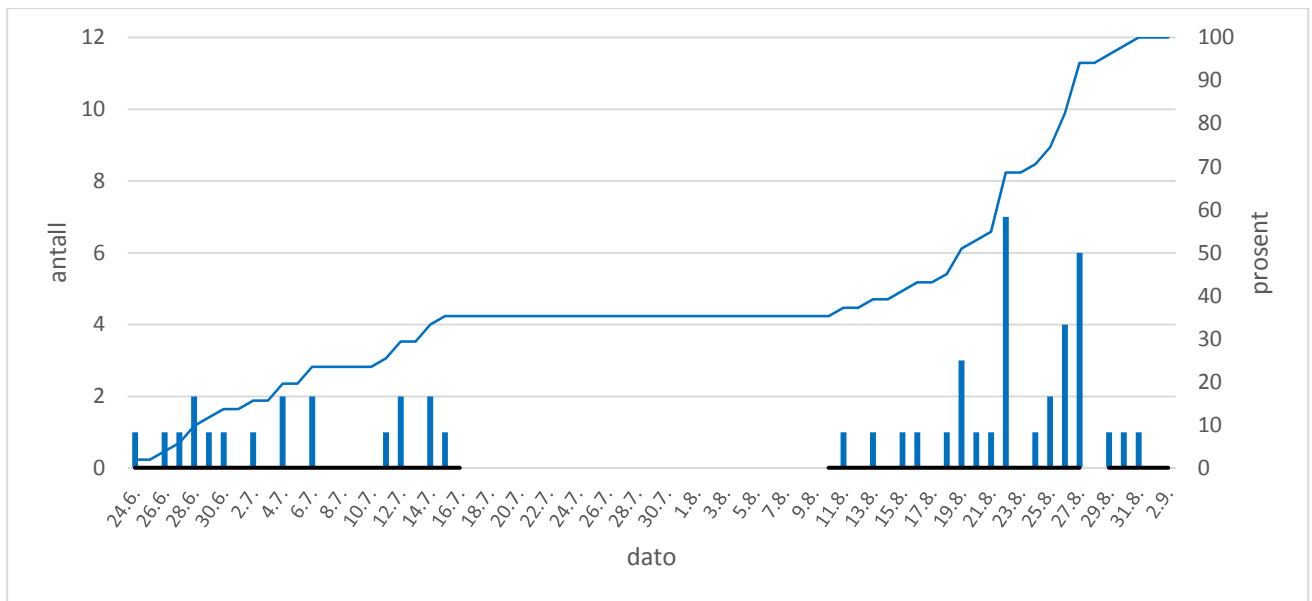
I 2015 ble det registrert laks på 41 av de 59 dagene videonota var operativ. Antall registrerte fisk pr dag med registreringer varierte fra 1 til 10. Tilsvarende for 2016 og 2017 var hhv. 26 dager med registrering av 1 til 6 fisk, og 29 dager med registrering av 1 til 7 fisk (Figur 7, 8 og 9).



Figur 7. Dager med registreringer av laks i 2015. Nota var i drift i hele perioden på 59 dager.



Figur 8. Dager med registreringer av laks i 2016. Nota var i drift 57 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 76 dager.



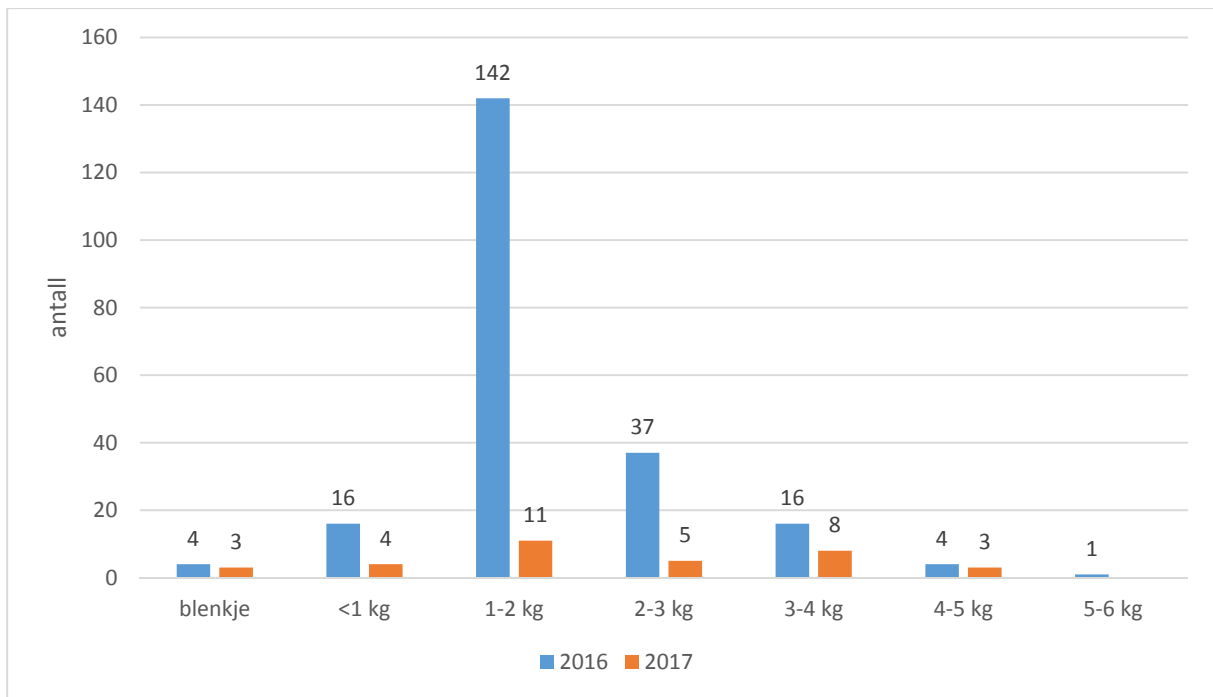
Figur 9. Dager med registreringer av laks i 2017. Nota var i drift i 46 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 71dager.

13.3.2 Registrering av PIT-merket laks

I 2017 ble det registrert 23 forskjellige PIT-merkete laks som svømte gjennom rammen. I alt 10 av de PIT-merkete laksene passerte i perioder da videokameraet ikke fungerte. Av de resterende 13 kunne 7 fisk positivt og 4 fisk sannsynligvis kobles til sammenfallende videoobservasjoner. Det betyr at at 21,6 % av laksen som ble observert på videokameraet sannsynligvis var PIT-merket. Om bare de 7 PIT-merkete laksene som med sikkerhet ble filmet legges til grunn var 13,7 % av laksen som passerte PIT-merket men det må regnes som et minimumsantall. Grunnen til at det var noe usikkerhet knyttet til 4 av PIT-merkene er at klokken på PIT-antennen og kameraet ikke var helt synkron (grunnet drift i klokken til PIT-systemet) og at en ikke helt kan utelukke at laksene ble registrert ved at den var nær antennen på utsiden og derfor ga utslag på antennen uten å passere gjennom rammen, men det vurderes som lite sannsynlig. Et forbedringspunkt i forhold til registrering av andelen PIT-merket laks som passerer er derfor å oppdatere synkroniseringen av klokken flere ganger i løpet sesongen. Erfaringene så langt viser at en slik åpen not med kamera i kombinasjon med PIT antenne vil være et godt virkemiddel for å registrer gjenfangster av PIT-merket fisk og forholdet mellom umerket og merket fisk i bestanden.

13.3.3 Sjøaure

Størrelsesfordelingen av sjøaure i 2016 og 2017 viser at flertallet av fiskene var i 1-2 kg-kategorien. Den største fisken ble anslått til å være mellom 5 og 6 kg (Figur 10). I 2016 ble sjøaure registrert nesten hver dag i registreringsperioden. Innenfor perioden var det to forskjellige topper i registreringshyppighet, en i begynnelsen av juli med et maksimum på 35 fisk den 03.06, og en i slutten av juli (Figur 11). I 2017 ble det registrert påfallende lavere antall av sjøaure uten at vi kjenner til noen årsak til dette (Figur 12). Resident aure, som ble skilt fra sjøaure ut fra farge, størrelse og atferd, er ikke inkludert i figurene. Dette gjelder også regnbueaure.



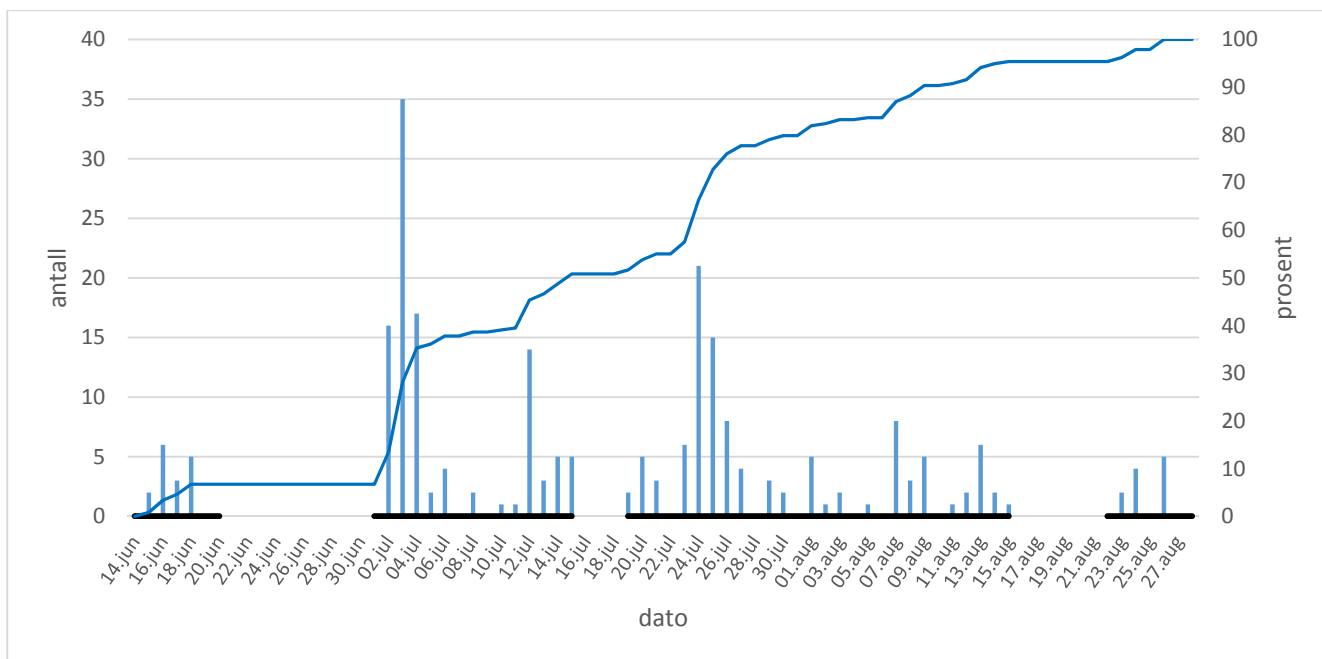
Figur 10. Anslått størrelsesfordeling for sjøaure registrert i videonota i 2016 og 2017. Tall over søylene viser antall fisk. Vektklasse er estimert fra videoopptak.



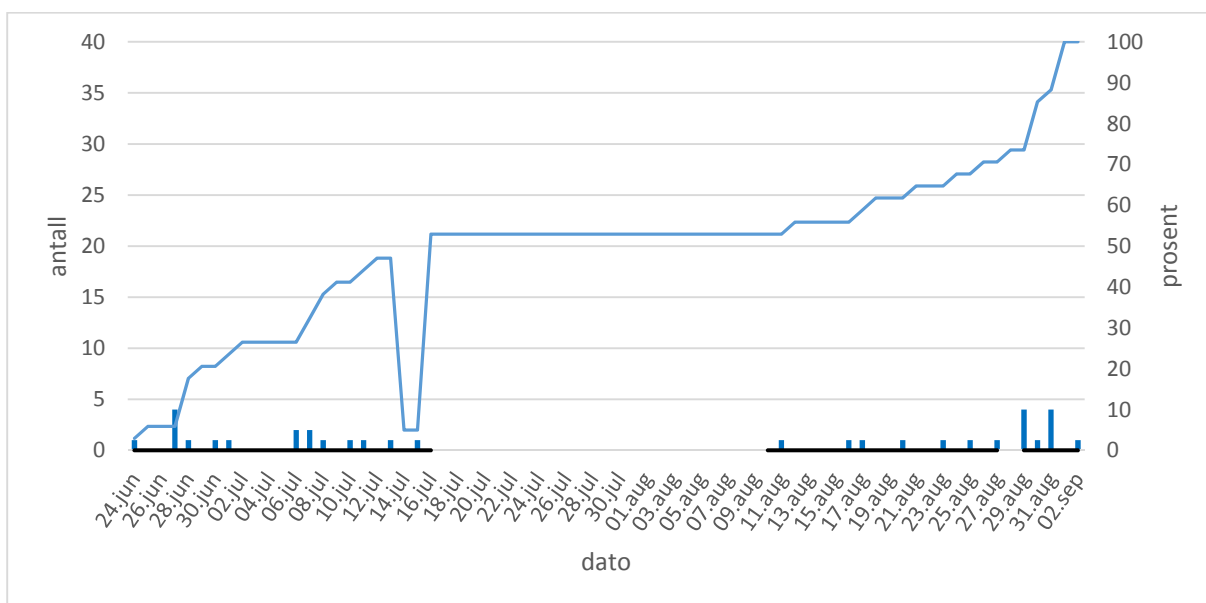
Sjøaure 1-2 kg



Sjøaure 5-6 kg



Figur 11. Dager med registreringer av aure i 2016. Nota var i drift 57 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 76 dager.



Figur 12. Dager med registreringer av aure i 2017. Nota var i drift i 46 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 71dager.



Regnbueaure



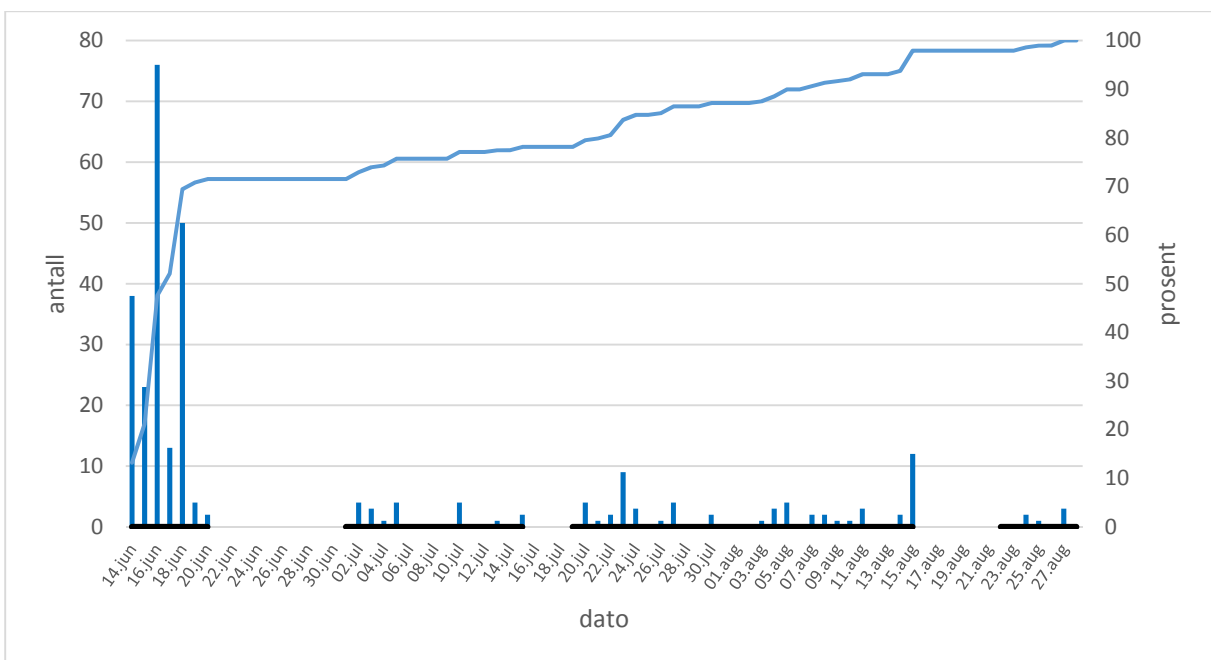
Resident aure («Brunaure»)

13.3.4 Smolt

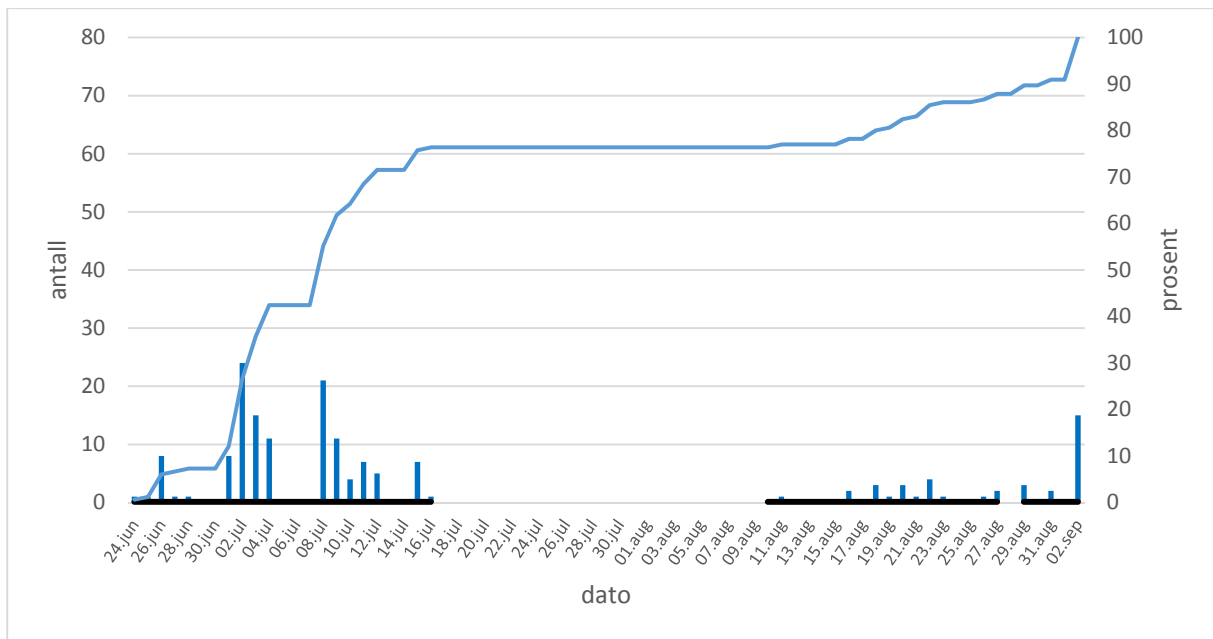
De fleste smoltene svømte så langt unna kamera at det ikke var mulig å gi en rimelig sikker artsbestemmelse. All smolt er derfor registrert i samme kategori. Den tidsmessige fordelingen av smoltregistreringene viser en tydelig topp ved begynnelsen av prøveperioden i midten av juni med opptil 75 fisk per dag. For resten av prøvetiden ble det bare registrert noen få smolter (Figur 13 og 14).



Smolt

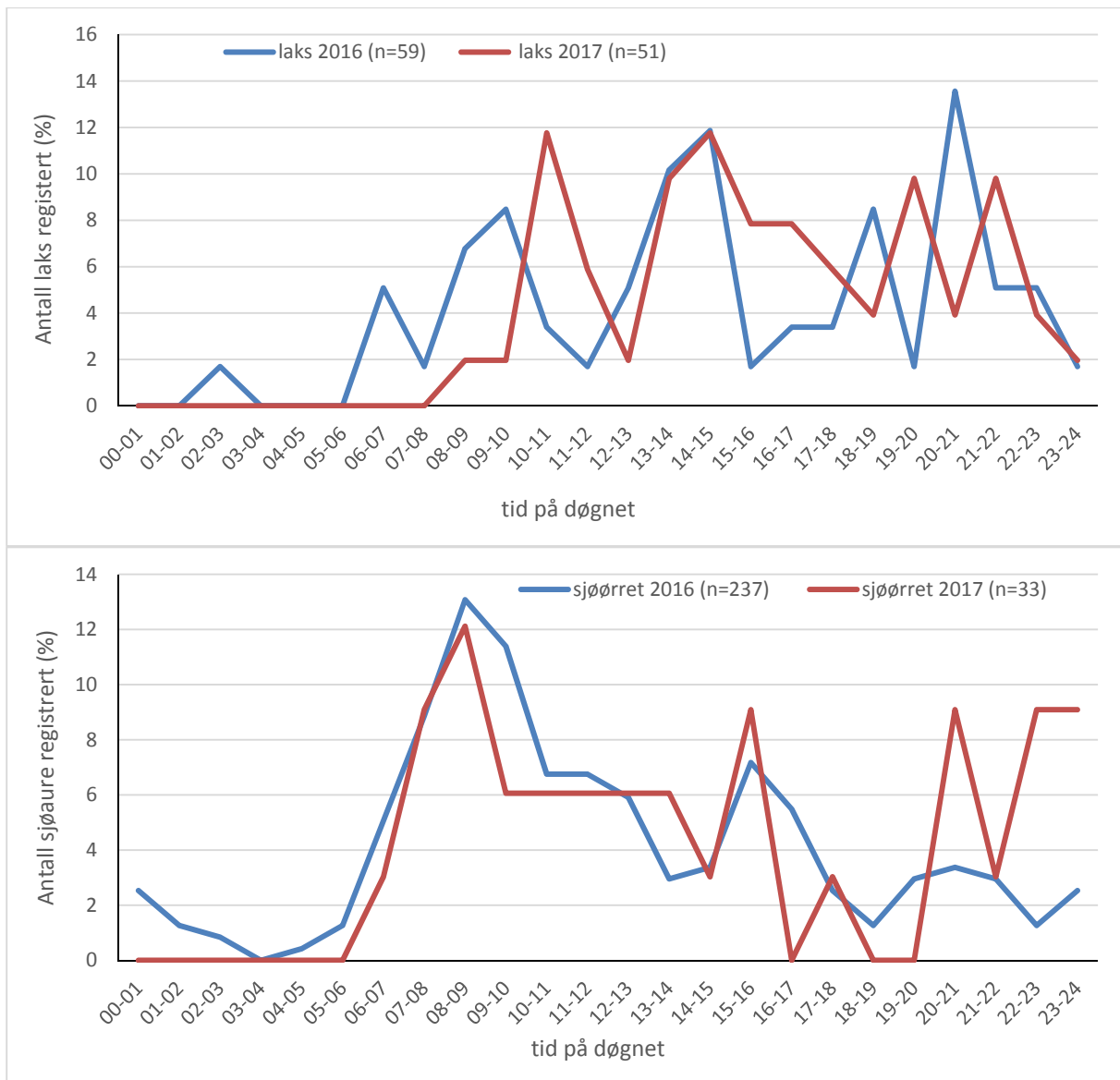


Figur 13. Dager med registreringer av smolt i 2016. Nota var i drift 57 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 76 dager.



Figur 14. Dager med registreringer av smolt i 2017. Nota var i drift i 46 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 71dager.

Registrering av laks og sjøaure ble i all hovedsak gjort i timene med dagslys. For sjøuren synes det å være høyest aktivitet tidlig på dagen med flest registreringer mellom kl 08 og 09 begge årene. Det lave antallet registret om natten skyldes delvis dårlige observasjonsforhold på grunn av mørket, men antall passeringer økte utover morgenen og gjenspeiler troligere et lavere aktivitetsnivå om natten (Figur 15).



Figur 15. Antall registreringer av laks (øverst) og sjøaure (nederst) gjennom døgnet i 2016 og 2017.

13.4 Konklusjon

Registreringene av laks og sjøaure viser at videonota er egnet for å registrere innvandrende laks og aure gjennom sesongen. Nota er også godt egnet til å PIT-merket forsøksfisk dersom det monteres inn en PIT-antenne. Gitt stabile driftsforhold vil nota trolig gi gode relative mål på endringer i antall og sammensetning av innvandrende laks og sjøaure mellom år.

Imidlertid er det klare forbedringspunkt i forhold til driftssikkerhet med tanke på at kamerasystemet må kunne fungere hele sesongen. Systemet må derfor utvikles til å bli så robust at det ikke slås ut av strømbrudd, svake kontaktpunkt eller andre forhold som blir eksponert ved bruk i felten. Dette er tatt opp med produsenten av kamerautstyret som vil gjøre systemet mer robust basert på erfaringene så langt. Om en i tillegg får på plass bildegjenkjenning vil behandlingen av filmdata gjøres raskt og resultatene vil kunne bli vurdert fortløpende gjennom sesongen f.eks. passeringer per døgn eller uke.

En stor fordel med metoden er at fisken registreres uten at den må fanges inn. Når en unngår å håndtere fisken påvirkes den minimalt samtidig som behovet for tid til drift blir betydelig redusert sammenliknet med drift av en ordinært kilenot hvor fisken må håndteres. Videonota har også vist seg egnet for registrering av rømt regnbueaure og pukkellaks. Den kan også bruke til å gjenkjenne rømt oppdrettslaks med tydelige ytre kjennetegn men ikke rømt fisk som vanskelig lar seg skille fra villaks. Innslaget av rømt oppdrettslaks vil derfor bli underestimert i en slik not.

I Vossoprosjektet er metoden godt egnet til å vurdere andelen fettfinneklippt laks som stammer fra smoltutsettinger, og innslaget av villaks og PIT-merket laks. Planen er derfor å benytte videonota også i kommende sesonger men da med et forbedret og mer driftssikkert kamerasystem.

14 Vossolauget – bidrag til berging av Vossolaksen

Av Tor Solberg, Uni Research Miljø

14.1 Bakgrunn

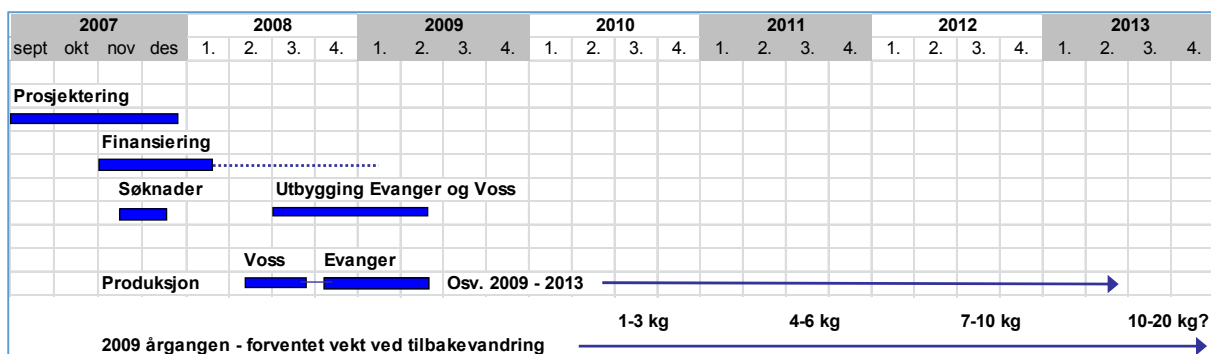
Vossolauget ble etablert våren 2008 som et initiativ fra oppdrettsnæringen for å bidra til bergingen av Vossolaksen. Bakteppet var den kraftige bestandsreduksjonen som inntrådte fra slutten av 1980-tallet og frem til 1992 da Vossolaksen ble totalfredet. Til tross for den betydelige forsknings- og kultiveringsinnsatsen som ble iverksatt fra begynnelsen av 1990-tallet, med etablering av genbank, utplanting av rogn og utsetting av yngel og smolt i vassdraget, hadde man ikke klart å reetablere Vossolaksen som selvstående laksestamme i Vossovassdraget. Et tiltak som imidlertid ga håp, var utslepingen av smolt som ble startet i 2001, og som ga retur av gyteklar Vossolaks til elva. Smolten var produsert ved Voss Klekkeri og ble sluppet forskjellige steder i utvandningsruta, mesteparten ute ved kysten.

Lakselus fra oppdrettsnæringen har vært utpekt som en av hovedtruslene for villaksen generelt og Vossolaksen spesielt, selv om det også har vært fokus på en rekke andre trusler inkludert sur nedbør, rømt oppdrettslaks, kraftutbygging, veibygging og andre justeringer i Vossovassdraget. En respons fra den lokale oppdrettsnæringen var etableringen av Nordhordland Fiskehelsenettverk i 2005 der et av hovedmålene var iverksetting av synkron avlusning ved oppdrettsanleggene før smoltutvandringen om våren. Det neste initiativet fra nettverket var å etablere Vossolauget med hovedmål å styrke tiltaket med sleping og slipp av Vossosmolt i de ytre fjordområdene. Dette skulle gjøres ved å øke produksjonen av smolt ved Voss Klekkeri samt ved å etablere et merdbasert smoltanlegg i Evangervatnet for påvekst av yngel fra klekkeriet. Tiltaket fikk aksept fra forvaltningsmyndigheter, forskningsaktørene, Voss Klekkeri og Tiltaksutvalget for berging av Vossolaksen. Sistnevnte ble opprettet i 2009 og har siden vært et styrings- og samarbeidsorgan for forsknings- og kultiveringstiltakene i Vossovassdraget, også med deltagelse fra Vossolauget. En forutsetning for prosjektet har vært de nasjonale genbankene for villaks som har forsynt prosjektet med eggmateriale av Vossolaks, og Voss Klekkeri som har stått for produksjonen av yngel og smolt.

14.1.1 Iverksetting

Prosjektering og mobilisering ble delfinansiert gjennom et forprosjekt fra Hordaland fylkeskommune, og med egeninnsats fra oppdrettsnæringen og andre involverte aktører.

Tabell 1. Fremdriftsplan for prosjektet fra planleggingen i 2007 og frem til siste smoltutslep våren 2013. Figuren viser også forventet vekt på laks fra utslepet i 2009 når den kommer tilbake til elva for å gyte.



Prosjektmobiliseringen foregikk høsten 2007 og våren 2008, og endelig prosjektavtale for Vossolaugget ble inngått i mai 2008 med i alt 9 oppdrettsbedrifter som forpliktet seg til et samlet bidrag på 6,77 mill. NOK i perioden 2008-2012.

Andre økonomiske bidragsytere til prosjektet var Voss Kommune, Vaksdal Kommune, Hordaland fylkeskommune, Bolstadfondet og Destinasjon Voss med et samlet bidrag på 2,9 mill NOK. Det samlede kontantbidraget til prosjektet ved oppstart var dermed på 9,67 mill. NOK med en fordeling som vist i tabell 2.

Tabell 2. Samlet kronebidrag til Vossolaugprosjektet i perioden 2008-2012 fordelt på investeringer og drift.

	Investering	Drift	Drift	Drift	Drift	Drift	Sum
År	2008	2008	2009	2010	2011	2012	Bidrag
Sum tot	2070000	1920000	1420000	1420000	1420000	1420000	9670000

Investerings- og driftsbudsjettet var imidlertid på over 10 mill. NOK. Prosjektets yngelproduksjon ble allikevel startet våren 2008 ved Voss Klekkeri, og høsten 2008 mottok Vossolaugget tilslag på en søknad til Sparebanken Vests allmenntilgjengelige fond på 1 mill. NOK. Den samlede prosjektfinansieringen var dermed sikret.

Det ble i tillegg inngått en avtale med Voss Klekkeri som omhandlet utvidelsen av klekkeriet, etableringen av smoltanlegget på Evanger og smoltproduksjonen som klekkeriet skulle ha ansvaret for. Voss Klekkeri påtok seg den forretnings- og regnskapsmessige driften av prosjektet.

Det ble etablert et styre for Vossolaugget der leder og to av medlemmene med vara skulle komme fra oppdrettsnæringen. Elveeierne, Stiftelsen Voss Klekkeri og Voss kommune skulle ha et medlem hver. Følgende styre ble valgt på Vossolauggets stiftelsesmøtet i juni 2008:

Cato Lyngøy	Marine Harvest AS)	Leder
Geir Molvik	EWOS AS)	Medlem
Rune Stigum Olsen	Salmobreed AS	Medlem
Gunnar Bergo	Voss Kommune	Medlem
Oddbjørn Helland	Elveeigarane	Medlem
Geir Ove Henden	Voss Klekkeri	Medlem
Jakob Blom	Blom Fiskeoppdrett AS	Varamedlem

I 2009 ble styret utvidet med et medlem, Lars Tveit fra Hordaland fylkeskommune. Det var også endringer blant styrets øvrige medlemmer i løpet av prosjektperioden frem til 2013, der følgende representanter kom inn og deltok i forskjellige perioder: Karl Magne Bolstad for elveeierne, Øyvind Risnes og Petter Hagen, begge fra Ewos, Håvard Bakke fra Salmobreed AS, og Rune Engevik fra Lerøy Vest AS.

Tor Solberg fra Uni Research AS, som hadde fungert som prosjektleder i etableringsfasen, ble engasjert som prosjektleder også for den videre driften av prosjektet.

Ytterligere partnere ble mobilisert til Vossolaugget slik at antallet økte fra 9 til 16 det neste året, dels ved at nye betalende partnere sluttet seg til, og dels ved at leverandørbedrifter til oppdrettsnæringen oppnådde partnerskap gjennom gratis eller sterkt subsidierte priser på utstyr og tjenester. I tillegg var det en del eierskifter blant de opprinnelige selskapene, slik at det endelige partnerskapet i Vossolaugget etter hvert kom til å bestå av følgende havbruksbedrifter og organisasjoner:

Marine Harvest Norway AS
EWOS AS
Tombre Fiskeanlegg AS
Salmon Group AS
Havbruksinstituttet AS
MSD Animal Health AS

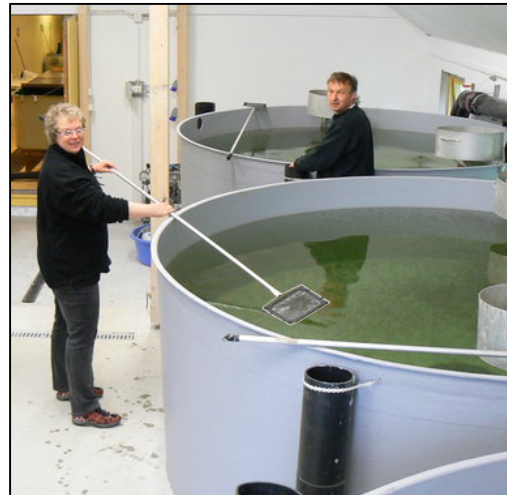
Lerøy Vest AS
Salmobreed AS
KJ Eide Fiskeoppdrett
FHL Vestnorsk Havbrukslag
Alvestad Marin AS

Sjøtroll Havbruk AS
Blom Fiskeoppdrett AS
AS Erko Seafood AS
Patogen Analyse AS
Vaki Aquaculture Systems Ltd.

14.2 Gjennomføring

Merdanlegget i Evangervatnet (Figur 1) var på plass sommeren 2008, og mottok det første partiet på 64.000 yngel fra Voss klekkeri i august samme år. Utvidelsen av Voss Klekkeri med bygging av ny startforingsghall startet høsten 2008 og var ferdigstilt våren 2009. Utvidelsen var opprinnelig prosjektert som et midlertidig uteanlegg med et telt som overbygg. Ledelsen og styret ved klekkeriet hadde imidlertid et sterkt ønske om et permanent anlegg med overbygg i forlengelsen av det eksisterende klekkeribygget, og tok initiativ til, og lyktes med å skaffe ekstra finansiering, som sammen med tilskuddet fra Sparebanken Vest, gjorde at den nye hallen kunne reises slik den nå står. De ekstra bidragsyterne var BKK, Voss Sparebank, Fylkesmannen i Hordaland og Hordaland JFF.

I oppbyggingsfasen bidro oppdrettsbedriftene med eget utstyr og utstyr i form av gaver fra sine underleverandører. Prosjektet har også nytt godt av en betydelig dugnadsinnsats fra grunneiere, lokale villfiskentusiaster og enkeltpersoner i oppdrettsnæringen.



Driftsleder Geir Ove Henden inspiserer eggene i klekkeskapene som ble gitt til prosjektet av Alvestad Marin AS, mens Berit Margrethe Aase røkter yngelen i den nye startforingshallen med 3 meter karene som ble gitt av Marine Harvest Norway AS med tilhørende kraner og koblinger.

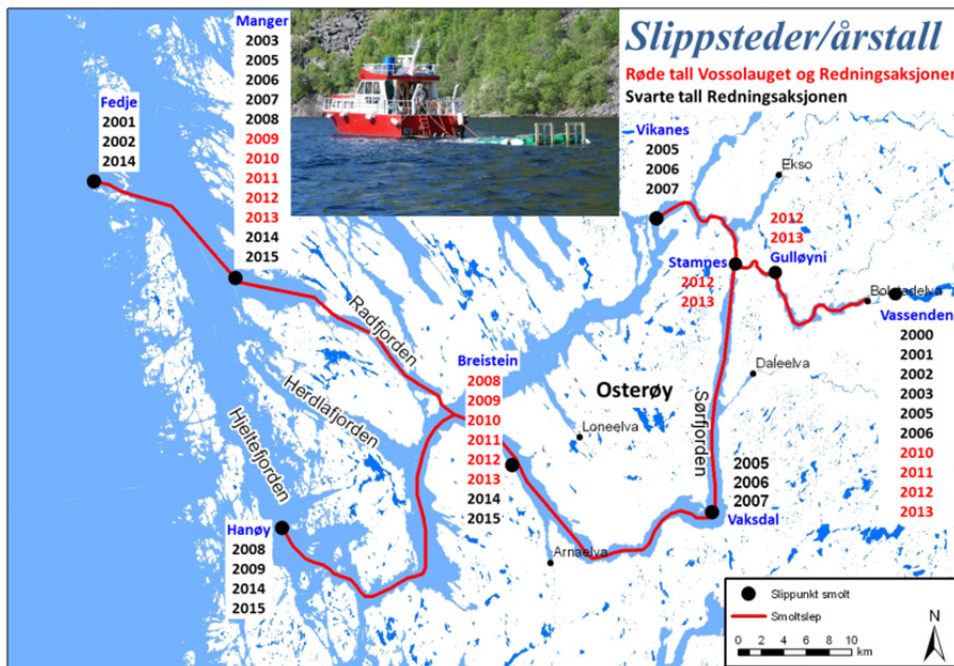
I alt ble det produsert 568.055 smolt i Evangervatnet som ble slept ut i årene 2009-2013. Tabell 3 gir en oversikt over antall smolt sluppet på de forskjellige slippstedene i perioden. Figur 2 illustrer utslippssted og år.

Tabell 3. Oversikt over antall smolt sluppet på de forskjellige slippstedene det enkelte år.

Utslepsår	Vassenden	Gulløyni	Stamnes	Breistein	Manger	Totalt
2009				4 400	55 600	62 009
2010	7 000			7 000	68 000	84 010
2011	20 000			10 000	130 000	162 011
2012	35 000	5 000	5 000	10 000	76 000	133 012
2013	35 000	5 000	5 000	10 000	70 000	127 013
Totalt	97 000	10 000	10 000	41 400	399 600	568 055



Figur 1. Første smolttransport fra Evangervatnet 14. mai 2009, Jarle Tveiten Transport AS



Figur 2. Illustrasjon av slippstedene for Vossosmolt med årstall. Rød skrift illustrerer slipp av smolt fra Vossolaugsprosjektet.

14.3 Videreføring av Vossolaugget

Etter den opprinnelige planen skulle Vossolaugget avsluttes etter det siste smoltslepet våren 2013. Det ble imidlertid vedtatt å forlenge partnerskapet ut 2016, slik at man kunne følge den videre utviklingen for Vossolaksen, dvs. hvorvidt man hadde lyktes med å reetablere den som en selv bærende vill laksestamme. Følgende partnere inngikk i det nye partnerskapet:

Blom Fiskeoppdrett AS	Erko Seafood AS	EWOS AS
FHL Vestnorsk Havbrukslag	KJ Eide Fiskeoppdrett AS	Lerøy Vest AS
Marine Harvest Norway AS	MSD Animal Health AS	Patogen Analyse AS
Salmobreed AS	Salmon Group AS	Sjøtroll Havbruk AS
Tombre Fiskeanlegg AS	Hordaland fylkeskommune	Vaksdal Kommune
Voss Kommune		

Partnerne forpliktet seg i sum til å bidra med NOK 1.385.000 i perioden 2014-2016. Nytt styre ble etablert og bestod av:

Nils Inge Hitland (leder)	Salmon Group AS
Ingrid Lundamo	Marine Harvest
Rune Engevik	Lerøy Vest AS
Håvard Bakke	Salmobreed AS
Gunnar Bergo	Voss Kommune
Karl Magne Bolstad	Elveeierne
Geir Ove Henden	Voss Klekkeri
Lars Tveit	Hordaland Fylkeskommune

Tor Solberg fra Uni Research AS fortsatte som prosjektleder.

14.4 Følgforskning

I det opprinnelige budsjettet for Vossolaugget var det ikke lagt inn kostnader for å verifisere effekten av prosjektet, dvs. dokumentasjon på hvor mye av den produserte smolten som kom tilbake som gytemoden Vossolaks. Målsettingen var i første omgang å få finansiert selve produksjons- og utsettingsprogrammet. Dette var også en kritikk som Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet) innledningsvis rettet mot prosjektet. Etter den hektiske og til dels krevende oppstarten har det imidlertid blitt finansiert og gjennomført en rekke forskningsprosjekt med smolten og laksen fra Vossolauggets utsettingsprogram som utgangspunkt:

- **Gjenfangst.** Det avgjørende suksesskriteriet for Vossolauggets bidrag i kultiveringsprogrammet for Vossolaksen, er mengden laks som kommer tilbake til elva for å gyte, og om dette over tid bidrar til reetablering av en levedyktig bestand av vill Vossolaks. Vossolaugget har derfor i en periode bidratt til å styrke det allerede etablerte gjenfangstprogrammet for Vossolaks som foregår med kilnøter og såkalte sittenøter. All smolten har vært fettfinneklippet før utsett slik at den har vært lett å skille fra den ville laksen. I tillegg har enkelte smoltgrupper vært merket med snutemerker med unike koder som gjør at enkeltindivider har kunnet identifiseres. Dette for å avklare hvorvidt smoltens utsettingssted og vandringsslengde i fjordsystemet er avgjørende for overlevingen.
- **Lakselus.** Et viktig og underliggende spørsmål har hele tiden vært hvorvidt lakselus fra oppdrettsanleggene i smoltens utvandningsrute er en avgjørende trusselfaktor for smoltens

overlevelse i sjøfasen. For de undergruppene av smolt som ble individmerket med snutemerker, ble halvparten behandlet med antilusemiddel, og den andre halvparten ikke, for å avklare eventuelle effekter av lus, og hvorvidt utslippssted var av betydning. All resterende smolt, dvs. mesteparten, ble behandlet med antilusemiddel for å redusere en eventuell lusetrussel.

- **Predasjon.** Predasjon fra annen fisk på smolten, spesielt under utvandringen, er et naturlig forekommende fenomen for de ville laksestammene. Det har imidlertid vært stilt spørsmål hvorvidt predasjonstrykket i Vossosmoltens utvandningsrute har økt de senere årene på grunn av bortfall av andre tilgjengelige byttedyr i fjordsystemet, slik som f.eks. brisling. Reduksjonen i utvandrende smoltmengde fra elva kan tenkes å ha forverret denne situasjonen ytterligere. Dette har vært undersøkt og belyst gjennom flere studier i ferskvanns- og sjøvannsfasen i løpet av prosjektperioden.
- **Endringer i elveløpet.** Fra 1970-tallet og utover har det vært gjort flere inngrep i Vossovasdraget som kan ha påvirket laksebestanden. Dette gjelder kraftutbygging med endret temperatur/vannføring i elva, veiutbygging med utfyllinger, og senkning av utløpet fra Vangsvatnet. I forbindelse med dette siste har Vossolaugget bidratt til restaurering av gyteplassen i utløpet av Vangsvatnet. Det er gjennomført flere studier med radiomerket smolt for å avklare vandringmønster og overleving under utvandringen både i elveløpet og i fjordsystemet. Det er benyttet både innfanget villsmolt og kultivert smolt fra Voss Klekkeri i disse studiene, også for å avdekke eventuelle forskjeller i overlevelse mellom vill og kultivert smolt.

14.5 Samlet finansiering – produksjon og forskning

Tabell 3 viser det opprinnelige budsjettet for Vossolaugget slik det ble presentert i 2008, og slik prosjektkostnadene har utviklet seg frem til 2017. Opprinnelig var det kun budsjettet med investerings- og driftskostnader for selve utsettingsprogrammet. Disse ble ca. 2,4 mill. NOK høyere enn budsjettet. Dette gapet ble dekket inn gjennom rekrutteringen av de nye partnere til Vossolaugget og tilskudd fra sponsorer som Sparebanken Vest, BKK, Voss Sparebank, Fylkesmannen i Hordaland og Hordaland JFF.

Tabell 4. Opprinnelig budsjett og finansieringsplan for Vossolaugget i 2008, og slik kostnader og finansiering utviklet seg frem til 2017 (NOK).

KOSTNADER	Opprinnelig	Endelig	FINASIERING	Opprinnelig	Endelig
Produksjon	pr. 2008	pr. 2017	Produksjon	pr. 2008	pr. 2017
Investeringer	2 195 800	5 365 000	Vossolaugget	6 540 000	7 870 000
Drift	7 825 000	7 000 000	Voss og Vaksdal kommune	1 800 000	1 800 000
			Hordaland fylkeskommune	800 000	950 000
			Andre sponsorer	100 000	1 545 000
			Bolstadfondet	200 000	200 000
Sum produksjon	10 020 800	12 365 000	Sum produksjon	9 440 000	12 365 000
Følgforskning			Følgforskning		
Gjenfangst	0	2 065 000	Vossolaugget	0	1 583 010
Predatorstudier	0	3 046 000	FHF*	0	5 611 000
Områdetilnærming	0	4 130 000	Hordaland fylkeskommune	0	4 490 000
Synkron avlusing	0	270 000	Voss og Vaksdal kommune	0	227 619
Smoltvandring/telemetri	0	2 446 450	Salg anlegg og utstyr	0	247 000
Andre relaterte kostnader	0	201 179			
Sum følgforskning	0	12 158 629	Sum følgforskning	0	12 158 629
			* Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfond		
Sum kostnader totalt	10 020 800	24 523 629	Sum finansiering totalt	9 440 000	24 523 629

Den største forskjellen mellom opprinnelig budsjett og endelige kostnader ligger i den relativt omfattende følgeforskningen som etter hvert ble etablert i tilknytning til prosjektet, og der det innledningsvis ikke var budsjettert med midler i det hele tatt. Det endelige forskningstilskuddet på over 12 mill. NOK omfatter de prosjektene som har vært nærmest knyttet til Vossolaugget og settesmolten som har vært produsert. En rekke andre prosjekter med forskere og stipendiater har også benyttet datamateriale fra Vossolauggets utsettingsprogram, men inngår ikke i denne oversikten. Kostnader knyttet til driften av de levende genbankene for villaks og basisdriften ved Voss Klekkeri som har vært en forutsetning for Vossolauggets utsettingsprogram, og som i hovedsak dekkes av Miljødirektoratet og BKK, inngår heller ikke i oversikten.

Vossolaugprosjektet har dermed avstedkommet en betydelig forskningsinnsats, til tross for manglende innledende budsjettering, og der de mest sentrale forskningsaktørene har vært Uni Research AS, Havforskningsinstituttet, Inaq AS og Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. I tillegg til Vossolaugget, har finansieringen av forskningsprosjektene i hovedsak kommet fra Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfond og Hordaland fylkeskommune med bidrag fra Voss og Vaksdal kommuner, og avhending av overskytende oppdrettsutstyr etter at utsettingsfasen var over. En betydelig tilleggsfinansiering, som ikke inngår i oversikten i tabell 4, har kommet fra de tilstøtende og overlappende prosjektene som de sentrale forskningsaktørene har fått innvilget fra Miljødirektoratet, Norges forskningsråd, BKK og andre kilder.

14.6 Resultater og hovedkonklusjoner

De detaljerte resultatene fra gjenfangstprogram og følgeforskningsprosjekter knyttet til Vossolauggets kultiveringsprogram er gjengitt og diskutert i andre deler av denne samlerapporten. Her gjengis kun hovedresultater og sentrale konklusjoner slik Vossolaugget oppsummerer disse:

Utslepingen av smolt som kultiveringsteknologi:

- Utslepingen og slipp av smolt i ytre kystfarvann (Figur 3) har funger svært godt som kultiveringstiltak ved at en betydelig andel av den utsatte smolten vender tilbake som gyteklar Vossolaks, og har gjort at gytebestandsmålet for Vossovasdraget har vært oppnådd med god margin i årene 2011-2015 (Figur 4). Andelen tilbakevandrende smolt varierer betydelig mellom år, med 2011 og 2012 som toppår, deretter en fallende tendens, og gjenspeiler naturlig mellomårsvariasjon i havforhold som er bestemmende for sjøoverlevelsen. Den registrerte gjenfangsten fra smolt som stammer fra slep er innenfor det normale variasjonsområdet for ville laksebestander.



Figur 3. Klargjøring for smoltslep, f.v. Ola Kvamme og Andreas Stamnes

- Smolten som slippes i de ytre fjordene eller kystfarvann overlever og vender tilbake til elva som voksen laks, mens smolt sluppet i vassdraget og innerst i fjordsystemet i svært liten grad vender tilbake. Merkestudiene tyder på at dette skyldes at klekkerismolten har en avvikende atferd og vandrer ut betydelig senere enn den ville smolten.
- Utslepingen av smolt har også ført til en del feilvandring av tilbakevendende Vossolaksen, og særlig gjelder dette Storelva i Arna. Vossolaugget har derfor bidratt til utfisking av Vossolaks i Arna. Feilvandring rapportert fra øvrige elver i området og andre regioner har vært lav.
- Utsettingsprogrammet har vært en avgjørende bidragsyter til at Vossovassdraget har blitt gjenåpnet for kontrollert prøvefiske/forskningsfiske etter Vossolaks fra 2013 etter fredinga som ble innført i 1992.

Lakselus:

- De samlede områdestudiene som er gjennomført i Nordhordland har gitt dokumentasjonsgrunnlag for å forskyve den synkrone våravlusingen ved oppdrettsanleggene i området med en uke, slik at hovedmengden av utvandrende smolt blir mindre utsatt for lusepåslag. Bedre timing og koordinering av våravlusinga bidrar til å redusere/minimere lusa som trusselfaktor for laksesmolten.
- Større såkalte metastudier på lakselus, der Vossolaugets utsettingsprogram har bidratt med vesentlige deler av dokumentasjonsgrunnlaget, viser at lakselus kan ha negativ effekt på ville laksebestander, spesielt i år med lav sjøoverlevelse, men mindre og liten effekt i år med høy sjøoverlevelse. Det er rimelig å anta at den strenge reguleringen av lus i oppdrettsnæringa, med bl.a. synkron våravlusning som er innført de siste 10 årene, og justering av tidspunkt for avlusningen, er sentrale bidragsytere til at lakselusa er en mindre trusselfaktor for Vossolaksen enn det den synes å ha vært i tidligere perioder. Det er imidlertid viktig at tiltakene mot lakselus fortsatt tilpasses kunnskap om smoltens vandring slik at lusenivåene holdes på et lavt nivå idet smolten vandrer ut fjordene.

Smoltutvandring og predasjon:

- De gjennomførte predator og telemetristudiene indikerer at predasjonstrykket i Vossovassdraget på utvandrende smolt kan være betydelig, og at det er tre tydelige flaskehalsar som gjør store innhogg i smoltpopulasjonen før den når Veafjorden. Disse er elveosene inn til Vangsvatnet og Evangervatnet, og i enden av Bolstadfjorden i området Straume-Vikafjorden-Stamnes. Fra Stamnes og ut til Nordhordlandsbrua synes det ikke å være tilsvarende flaskehalsar.
- Under utvandringen i vassdraget synes villsmolten å ha predatorunnvikende adferd ved at den søker ned på dagtid og opp på nattetid. Utvandringen skjer også i hovedsak på nattetid. Adferdsmønsteret kan også være delvis betinget av næringsøk.
- Kultivert smolt som settes ut i Vossovassdraget viser ikke den samme unnvikende døgnvandring som villsmolten, og bruker også lengre tid på å vandre ut til fjorden. Utsetting av kultivert smolt synes dermed som et lite egnet kultiveringstiltak for Vossolaksen.
- Predasjonstrykket i fjordsystemet og fra villfisk som samler seg rundt oppdrettsanleggene i utvandningsruta synes å være vesentlig mindre enn det som forekommer i ferskvanns elveosar og estuarier.

Smoltdødelighet i vassdraget under smoltutvandringen:

- Telemetristudiene med innsetting av sendere i smolten, viste at dødeligheten for utvandrende Vosso-smolt var spesielt stor i innløpsosene til Vangsvatnet og Evangervatnet, og i utløpsestuariene til Bolstadfjorden og Vikafjorden/Stamnes. Dødeligheten var spesielt høy i innløpet til Evangervatnet i området der kaldt vann fra kraftverket blandes med det varmere vannet fra Vosso. Det syntes som om smolten stoppet opp og hadde problemer med å komme seg videre gjennom dette området. Det ble spekulert i hvorvidt innblandingen av kaldt vann medførte gassovermetning som drepte eller svekket smolten. Oppfølgende studier med gassmålinger og fisk i bur ga imidlertid ingen indikasjoner på negative effekter av gassovermetning. Det diskuteres imidlertid hvorvidt innblandingen av kaldt vann kan påvirke vandringshastigheten til smolten negativt, slik at den stopper opp og blir mer utsatt for predasjon. En slik effekt er imidlertid ikke undersøkt og dokumentert tilstrekkelig til å trekke endelige konklusjoner.

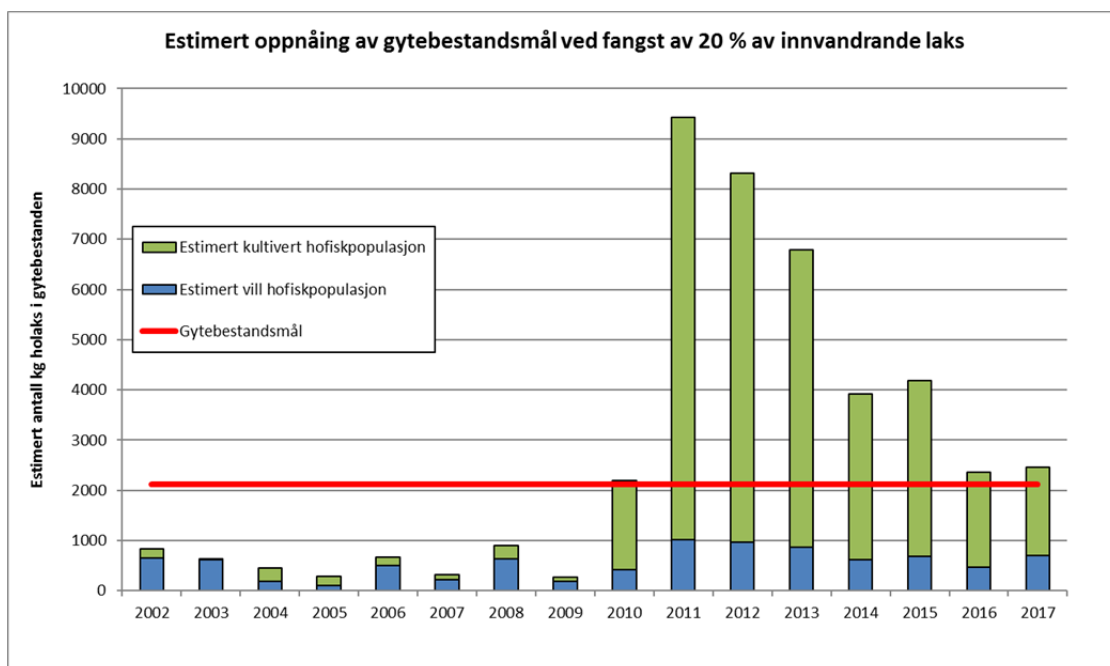
Rømt oppdrettsfisk:

- Mengden rømt oppdrettslaks og regnbueørret som fanges i gjenfangstnøtene er redusert i prosjektperioden, dette gjelder både i absolutt antall og andelsmessig i og med at antall Vossolaks har økt. Dette skyldes antagelig både introduksjonen av såkalte indikatorruser som oppdretterne har montert ved oppdrettsanleggene for å fange spesielt rømt regnbueørret, og at prosjektet i seg selv har bidratt til større oppmerksomhet rundt rømningsproblematikk og har medført økt påpasselighet hos oppdretterne.

Status så langt:

- Utsettingsprogrammet har demonstrert at sleping og slipp av smolt ute ved kysten gir økt tilbakevandring av gyteklare Vossolaks til vassdraget (se fig. 5 Estimert oppnåelse av gytebestandsmålet i Vossovassdraget), og slik at gamle gyteplasser igjen har blitt tatt i bruk. Dette har medført økt yngel- og smoltproduksjon, men så langt har en tydelig og forventet økningen i antall villaks som vender tilbake for å gyte uteblitt. En økning hadde vært forventet i 2016, og særlig 2017. Det er imidlertid for tidlig å felle en endelig dom over tiltaket. De neste 2-3 årene vil bli avgjørende for hvorvidt man har lyktes med å etablere en levedyktig naturlig bestand av Vossolaks.

- Det er dermed heller ikke avklart hva som er de avgjørende trusselfaktorene for Vossolaksen, om det er en dominerende enkeltfaktor, eller om det er summen av trusler som er avgjørende. Forholdene under beitevandringen ute i havet er viktig for størrelse og styrke til den enkelte årsklasse, men de samlede resultatene fra kultiveringsinnsatsen og følgeforskningen har demonstrert høy dødelighet i utvandringsruten. Det er derfor viktig å avdekke og motvirke eventuelle flaskehals for overlevelse som skyldes menneskeskapte forhold både i elv og fjord. I denne sammenheng er det viktig å få avklart mulige effekter på smoltens vandring som følge av utløpet fra Evanger kraftverk, samt at innsatsen for å holde lusenivåene på et lavest mulig nivå under utvandringen opprettholdes.



Figur 4. Estimert oppnåelse av gytebestandsmålet i Vossovassdraget for årene 2009-2017, gitt en konservativ forutsetning om at 20 % av innvandrende laks registreres i forskningsnøtter på strekningen Stamnes-Bolstadfjorden. Gytebestanden er estimert utfra en forventning om 1450 egg per kilo hofisk og det er skilt mellom gytelaks som stammer fra utsett av kultivert smolt og laks som stammer fra naturlig utvandret smolt. Data for 2016 er basert på 15 % fangst grunnet redusert omfang av notfiske og data fra 2017 er foreløpige.

Vossolaugets forsterkningstiltak fremstår avslutningsvis som et demonstrasjonsprosjekt for samarbeid mellom oppdrettsnæring, kommuner, villfiskinteresser, forskning og forvaltning for berging av en trua villaksstamme. Det betyr ikke at samarbeidet har fungert smertefritt til enhver tid, men det har vært etablert et samarbeidsforum med retningslinjer for intern og ekstern kommunikasjon som har gjort at prosjektet i sin helhet har vært gjennomført etter planen. Prosjektet har videre bidratt til finansieringen av en betydelig forskningsportefølje innen utvalgte områder med betydning for den fremtidige sameksistensen mellom oppdrett og villfisk og for forvaltningen av de ville laksestammene.

14.7 Forskning

Følgende forskningsprosjekt har vært gjennomført i tilknytning til prosjektet:

- 2011-2015: Gjenfangst av tilbakevendrende Vossolaks til Vossovassdraget.
Forskningsinstitusjon: Uni Research AS.
Finansiering: Vossolaugget og Fiskeri og havbruksnæringens forskningsfond, samlet 2,065 mill. NOK.
- 2012-2013: Migration and predation of Atlantic salmon smolts from Vosso / Smoltvandring og predasjon ut av Vosso.
Forskningsinstitusjon: Uni research AS og Havforskningsinstituttet.
Finansiering: Vossolaugget, Fiskeri og havbruksnæringens forskningsfond, Hordaland fylkeskommune, samlet 3,046 mill. NOK.
- 2011-2015: Vosso områdetilnærning
Forskningsinstitusjon: Uni Research AS
Finansiering: Hordaland fylkeskommune, 4,13 mill. NOK.
- 2013-2014: Optimalt tidspunkt for synkron avlusing i utvandningsruta til Vossolaksen – forprosjekt.
Forskningsinstitusjon: Uni Research AS
Finansiering: Vossolaugget og Regionalt forskningsfond Vestlandet 0,27 mill NOK.
- 2014: Merking av vill og kultivert smolt av Vossolaks med akustiske sendere.
Forskningsinstitusjon: Uni Research AS
Finansiering: Vossolaugget og Uni research AS, samlet 0,506 mill. NOK
- 2015: Kartlegging av vandringsmønster til laksesmolt fra Bolstadelva og Vosso; fra elv til Knarvik.
Forskningsinstitusjon: Inaq AS og Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
Finansiering: Vossolaugget 0,642 mill NOK.
- 2016: Kartlegging av vandringsmønster til laksesmolt fra Bolstadelva og Vosso; fra elv til Knarvik.
Forskningsinstitusjon: Inaq AS og Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
Finansiering: Vossolaugget, Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfond, Hordaland fylkeskommune, samlet 1,52 mill. NOK.

Stiftelsen Voss Klekkeri har vært en sentral bidragsyter i alle forskningsprosjektene både gjennom leveranser av forsøksmateriale og egeninnsats i form av felt- og annet prosjektarbeid.

14.8 Rapporter fra Vossolaugget

- Årsrapport 2009: Felles innsats for berging av Vossolaksen, oppstart og drift 2008/2009.
- Årsrapport 2010: Felles innsats for berging av Vossolaksen.
- Årsrapport 2011: Rekordåret 2011.
- Årsrapport 2012: Storlaksen på gang.
- Nytt fra Vossolaugget 2014
- Nytt fra Vossolaugget 2015

14.9 Forskningsrapporter og relaterte publikasjoner

- Barlaup BT, Normann ES, Skoglund H. 2015. Framdriftsrapport FHF: Framdriftsrapport per mars 2015: Oppfølging av tiltak ved smoltutvandring fra Vosso - sammenstilling av fangster fra kile- og sittenotfiske. 18 s. ISSN-1892-889.
- Barlaup BT, Normann ES, Skoglund H, Vollset KW, Wiers T, Gabrielsen SE, Pulg U, Skår B. 2016: Sluttrapport til FHF: Smoltslep som tiltak for å bygge opp gytebestanden av Vossolaks - Sammenstilling av fangster fra kile- og sittenotfiske. 34 s. SSN-1892-889.
- Haugen TO, Kristensen T, Nilsen TO, Urke HA. 2017. Vandringsmønsteret til laksesmolt i Vossovassdraget med vekt på detaljert kartlegging av åtferd i innsjøsystema og effektar av miljøtilhøve. MINA fagrapport 41. 85 s. ISSN: 2535-2806.
- Haugen TO, Ulvund JB, Lunde R, Kristensen T, Barlaup BT, Urke HA. 2016. Vandringsmønster og overleving hjå laksesmolt frå Bolstadelva og Vosso. INA fagrapport 32. 54 s. ISSN: 1891-2281.
- Vollset, K. W., Barlaup, BT, Mahlum, S, Bjørn, PA, & Skilbrei, OT. 2016. Estimating the temporal overlap between post-smolt migration of Atlantic salmon and salmon lice infestation pressure from fish farms. *Aquaculture Environment Interactions*, 8, 511–525.
- Vollset KW, Barlaup BT, Mahlum S, Skår B, Skoglund H, Normann ES, Holst JC, Wennevik V, Skaet G, Davidsen JG. 2014: Sluttrapport til FHF: Migration and predation of Atlantic salmon smolts from Vosso / Smoltvandring og predasjon ut av Vosso. 100 s.
- Vollseth KW, Barlaup BT, Malkenes R. 2014. Sluttrapport til RFFV: Optimalt tidspunkt for synkron avlusing i utvandningsruta til Vossolaksen – Forprosjekt. LFI-rapport nr: 237. 14 s. ISSN-1892-889.
- Vollset KW, Barlaup BT, Normann ES. 2017. Release during night enhances survival of wild Atlantic salmon smolts. *Fish Manag Ecol*. 2017;24:256–264. <https://doi.org/10.1111/fme.12230>
- Vollset KW, Barlaup BT, Skoglund H, Normann ES & Skilbrei OT. 2014. Salmon lice increase the age of returning Atlantic salmon. *Biol. Lett.* January 2014 vol. 10 no. 1 20130896
- Vollset, K. W., Krontveit RI, Jansen PA, Finstad B, Barlaup BT, Skilbrei OT, Krkošek M, Romunstad P, Aunsmo A, Jensen AJ and Dohoo I. 2016. Impacts of parasites on marine survival of Atlantic salmon: a meta-analysis. *Fish Fish*, 17: 714–730. doi:10.1111/faf.12141
- Vollset, K. W., Mahlum S, Davidsen JG, Skoglund H and Barlaup BT. 2016. Interaction between migration behaviour and estuarine mortality in cultivated Atlantic salmon *Salmo salar* smolts. *J Fish Biol*, 89: 1974–1990. doi:10.1111/jfb.13097

15 Klekkeridrift og kultivering med døme frå Voss klekkeri i 2014

Av Geir Ove Henden, Voss Klekkeri

Voss klekkeri kom på plass i 1989, Direktoratet for naturforvaltning tok vare på Vossolaksen i levande genbank. Det har vore stor innsats med stamfiske og kultivering på Voss, etter løyve frå fylkesmannens miljøvernavdeling i Hordaland. Desse tiltaka har betydd at Vossolaksen kan bergast for framtida.

Voss klekkeri kom i drift frå hausten 1989. Voss klekkeri er eigd av ein stifting som er samansett av grunneigarar, Voss jeger og fiskarlag (VJF), Evanger sportsfiskarlag (ES), Voss kommune og Bergenshalvøens kraftselskap (BKK). Klekkeriet er drive av 2 tilsette i heile stillingar. Det vert og utført mykje dugnadsarbeid. VJF har alle helgevakter med røktning. Dei deltek og på stamfiske og ved utsetting av settefisk saman med grunneigarar og ES. Dette dugnadsarbeidet utgjør omlag eit årsverk. Voss klekkeri har alarmsystem og vakt heile døgnet.

Kapasitet ved klekkeriet er 800 000 rogn, 400 000 kan vi startføre til settefisk, og 40 000 kan vi produsere til 1års smolt. Vi produserer og litt fjellaure for utsetting og til utsettingspålegg i kraft reguleringsmagasin.

Klekkeridrift og kultivering av vossolaks er i hovudsak basert på tilbakeført genbankrogn. Voss klekkeri tek imot augerogn frå levande genbank som vi nyttar til rognplanting, produksjon av settefisk og 1års smolt. Stamlaksen frå vassdraget som vi brukar i produksjonen no, er gjenfangstar av kultivert laks.

Kultivering og produksjon av settefisk blir ofte framstilt som feil tiltak og lite ynskeleg, og at laks og aure klarar å formeire seg godt nok på eiga hand. Dette er det beste, og ikkje vanskeleg å vere einig i. Men når det er mange menneskeskapte truslar og laksebestandar blir så redusert som vossolaksen har blitt, må bestanden ha hjelp, og då er det viktig at kultiveringsarbeidet vert utført på ein god måte. Voss klekkeri skal produsere villaks og vera med å ta vare på ein unik laksebestand. Vi må derfor finne kultiveringsmetodar som hjelper laksen til å klare seg best mulig når den vert sett ut i elva.

Myndighetene må ordne opp i trugsmåla som gjer at vi må drive med kultivering. Min påstand er at kultivering som er gjort for vossolaksen er godt utført, og nødvendig. Feilen er at vi må kultivere for å redde vossolaksen. Eg har vore dagleg leiar ved Voss klekkeri sidan 1990, og meiner eg har god kjennskap til kultivering og situasjonen for vossolaksen. Eg vil her skrive om arbeidet som Voss klekkeri utfører i samband med redningsaksjonen for vossolaksen, og dei ulike arbeidsoppgåvene gjennom eit år.



Startfora yngel klar til utsetjing



Augerogn planta direkte i elva.

Starten på året er den rolegaste arbeidsperioden med laksen i klekkeriet. Arbeidet med rogn er i hovudsak å plukke vekk død rogn etter kvart som dei viser seg. Viss ikkje vil det kome sopp på dei døde eggja, og dette smittar levande rogn. Om vinteren har vi kaldt elvevatn til rogn og parr som skal bli smolt til våren. Når rogna er halvveis utvikla mot klekking, vert den augerogn. På dette stadiet sjokkar vi rogna. Det vil sei at vi slår eit rognparti frå ei bøtte vatn til ei anna. Dette fører til at ubefrukta rogn får eit slag som gjer at dei dør og blir kvite, og dermed kan plukkast vekk. Når rogna er 70 % utvikla mot klekking, kan den gruppemerkast. Vi badebehandlar då rogna i eit fargebad med alizarin. Rogn som skal plantast merker vi ein gang og rogn som skal bli settefisk fargemerkar vi to gongar. Dette stoffet festar seg til otolitten og kan finnast att som ein raud ring eller to på otolitten på seinare livstadiar til laksen. All rogn vi får frå genbanken er merka ein gong på denne måten. Denne merkemetoden gjer det mulig å evaluere ulike utsettings strategiar. I mars og april er tida for rognplanting. Rognplanting er den kultiveringsmetoden som påverkar laksen i minst grad. For å oppnå gode resultat er det viktig med god spreining, og nytte plassar med lite naturlig gyting. Rognplantinga kan utførast på ulike måtar. Dersom elvebotn har mykje stein med rett storleik kan ein grave groper og plante rogna igjennom eit rør og direkte i elva, og dekke til rogna med stein slik som laksane gjer etter gyting. Metoden vi nyttar mest er å plante rogn i vibert boksar. Med denne metoden er det mulig å sjå om klekkinga i boksen har vore vellukka når ein hentar boksane seinare på sommaren. Ca. 1300 rognkorn vert lagt i kvar vibert boks. Desse boksane må vi finne eigna plassar til, med sikker vassføring. Det er og viktig at vi unngår å plante på plassar som kan medføre tiltetting med silt i rognboksane. Augerogn som skal plantast ut i elva må og vere i rute. Dette sikrar rett tidsrom for klekking, og at yngelen kjem opp av elvegrusen når elvetemperaturen stig og næringsproduksjon blomstrar.

Voss klekkeri har produsert smolt frå år 2000. Det vart starta fordi forvaltninga ville gjennomføre meir forskning omkring trugselfaktorane som vossolaksen slit med. Smolten produserer vi difor i nært samarbeid med forskinga som føregår i regi av Uni Research Miljø. Om vinteren individmerker vi all smolten med snutemerke (Coded wire tag). Smolten er og feittfinneklypt. Med denne merkemetoden kan vi lage grupper som inngår i ulike forskings arbeid. Forskingsarbeidet er publisert i «DN-utredning 1-2013 Redningsaksjonen for Vossolaksen».

Før smolten vert sett ut i siste halvdel av mai, blir den kontrollert for produksjonsskadar, og om den er tilstrekkeleg smoltifisert til ein ny verden i havet. Vanleg smoltalder i Vossovasstraget er 2 og 3 år. Lysstyring om vinteren med naturleg daglengde er viktig for å få smolt til rett tid. Det har vist seg usikkert å produsere ettårsmolt med naturlege vass temperatur. Frå 2007 har vi hatt høve til å nytte oppvarma vatn om våren i samband med smoltproduksjonen. Dette har vore nødvendig for å være sikker på å få fram ein god smolt.



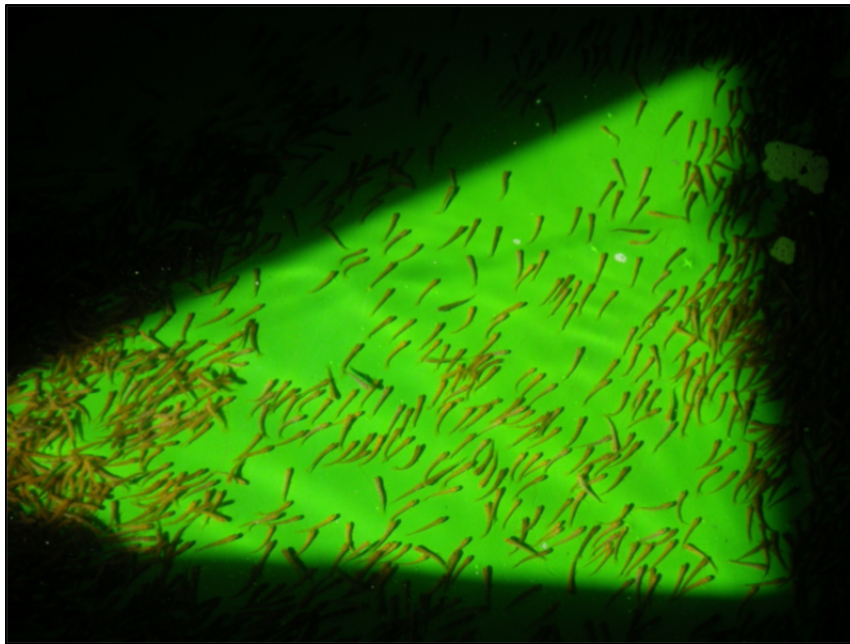
Smolt produsert i Evangervatnet.

Rogn som skal nyttast til settefiskproduksjon klekker omkring månadsskifte mars-april. Når rogn klekker ved låge temperaturar, tek det gjerne over ei veke før eit parti er ferdig klekt. Når klekking står på, er det viktig å reinske vekk døde og rognskal for å unngå tiltetting og dårleg vassutskifting i klekkebakkar. Har ein god kontroll på dette går det greitt. Etter at yngelen er ute av rogn må den ha eit eigna substrat i klekkebakken og høveleg vassutskifting. Dette vil sei at yngelen skal ligge stødig, slik at dei kan finne roen og nytte plommesekken maksimalt til vekst. 250 døgngader (siste halvdel av mai) etter klekking er det meste av plommesekken brukt opp. Då vert yngelen meir aktiv, og startar å leite etter mat. Det er no vi flyttar yngelen til startfôringskar. Det varierer nokon dagar når dei enkelte er klar til å starte fôropptaket. Dei fyrste dagane etter at yngelen er sett til startfôring er det lurt å legge nokon biomatter i botn av karet så yngelen kan finne skjul. Med matter i karet kan ein og styre yngelen vekk frå avløpsrist, og unngår då at det vert tilstopping av avløpsvatn.

Siste halvdel av mai er og tid for smoltutsetting. I ein femårsperiode fram til 2013 produserte vi over 600 000 smolt til forskning, og som tiltak i samarbeid med Vossolaugget. Denne smoltproduksjonen var basert på genbankrogn som vart startfora på Voss klekkeri. Når settefisken var 5 gram i august vart den transportert til merdanlegg i Evangervatnet. Våren etter var dei fleste god smolt. Dei som ikkje nådde smoltstadiet vart utsortert og sett ut i Vangsvatnet og Evangervatnet. Denne smoltproduksjonen har vore det viktigaste bidraget for å nå gytebestandsmålet. Vossolaugget som stort sett er samanslutning av oppdrettsnæringar, hadde ideen til dette og har mellom anna stått for

økonomien i smoltproduksjonen i Evangervatnet. Voss klekkeri har utført dei praktiske arbeidsoppgåvene. Dette store tiltaket var frå starten av planlagt avslutta i 2013.

Dei ulike smoltgruppene vert køyrt med bil til Bolstadøyri og flytt over i ein perforert slepetank. Denne tanken vert deretter lagt i elvemunningen i 12 timar for preging av smolten, før slepet ut fjorden startar. Det er dei gruppene som har blitt behandla mot lakselus og blitt slept lengst til Manger, som generelt har gitt best gjenfangst i fjord og elv. Det har og blitt sett ut smolt i utløpet av Evangervatnet, men dette gir nesten ingen gjenfanstar sjølv om smolten har blitt behandla med Slice mot lakselus.



Startfôring av lakseyngel.

Utover i juni er det startfôring som er det viktigaste arbeidet. Høveleg vasstemperatur den fyrste tida er 10 - 12 grader i vatnet. Vasstraumen i karet må vere rett innstilt, slik at yngelen kan fange fôrpartiklar som kjem med straumen. Vasstraumen er og viktig for sjølvreinsing og reinhold i karet. Rett fôring er viktig for eit godt resultat. Vi nyttar fôrautomatar som fôrar heile døgnet. I tillegg handforar vi for å kontrollera appetitten til yngelen. Yngelen veks fort i starten og fôrmengdene må aukast i takt med vekstauke og temperatur. Etter ein månad med fôring har lakseyngelen blitt om lag 0,5 gram. Dette er 3 gangar større enn då fôringa starta.

Når yngelen er blitt 0,5 gram eller 3-4 cm kring 20. juni, er det på tide å starte med utsetting av startfora yngel. Vi har sett ut mykje yngel på denne storleiken på strekningar over lakseførande deler av vassdraget. Dette har gitt godt tilslag, og har vore viktig for å auke smoltmengdene i Vossovassdraget. Vi transporterer yngelen frå klekkeriet til utsettingsområde i plastsekker fylt med 1/3 vatn, 1 kg yngel og 2/3 rein oksygen. Då klarar yngelen seg fint i 3-4 timar viss vi klarar og holde vasstemperaturen i sekken nede. Når vi er framme med elva vi skal sette ut i, opnar vi sekken og slår vatn og fisk over i ei bøtte. Viss det er stor temperaturforskjell i transportsekk og elv, må dette utjamnast før utsettinga startar. Deretter bruker vi dørs slag og auser opp høvelege porsjonar med yngel. For å få godt resultat av slike utsettingar, er det nødvendig å sette fisken godt fordelt i elva, og helst på begge sider. Lakseyngelen er ganske stadbunden, så den som står for utsettinga må finne eit godt habitat til ein liten porsjon yngel ca. 25 stykke. Og så går vi 3-4 meter før vi set ut ein ny porsjon. Områder med steinete botn har mykje skjul til yngelen, og er derfor gode lokalitetar. Yngelen vil finne seg eit lite territorium som den forsvar mot andre yngel. Derfor er det av stor betydning for kor mange som vil vekse opp at yngelen er godt spreidd ved utsettinga.



Årsklassar av yngel frå utsettingar over anadrom strekning.

Voss klekkeri set ikkje ut all yngelen på dette 0,5 gram stadiet. No vert den yngelen som står att inne fordelt på alle kar. Då får dei god plass og kan vekse seg så store at dei kan merkast med feittfinneklipping. Voss Klekkeri var tidleg ute med storskala merking på den måten. Frå 1994 og til og med 2009 vart det meste som er sett ut på lakseførande strekningar merkt. Når yngelen nærmar seg 1 gram og 4-5 cm tidleg i juli, er tida inne for å starte med feittfinneklipping. Det er ikkje heilt enkelt å merke så liten settefisk tilfredstillande. Dersom ein ikkje klipper av heile finnen heilt ned til ryggen, vil den kunne vekse ut att. Vi har leigd inn skuleungdom til dette merkearbeidet. Og enkelte år har vi hatt 25 ungdommar i arbeid. Dei har klart å merke ca. 90 % godt nok slik at feittfinnen er fjerna for alltid. Dei åra vi har merkt mest har det blitt merka opptil 200 000 settefisk. Ei anna utfordring med dette arbeidet er gode rutinar for bedøving av yngelen før klippinga på sommarvarmt vatn. Her gjeld det å bedøve passe mengde yngel tilfredstillande så dei kan klippast. Dersom ein er uforsiktig kan ein ta livet av fisken med for lang tid i bedøving. Til sjølve klippejobben nyttar vi skarp neglesaks. Desse feittfinneklippede laksane er i hovudsak sett ut på lakseførande strekning i Vosso og Bolstadelva siste halvdel av juli. Transport og utsetting førgår på same måte som for startfora yngel, og i samarbeid med grunneigarar, VJF og ES. Etter 2011 har vi ikkje sett ut settefisk på lakseførande strekning i Vosso og Bolstadelva. Fordi gytebestanden har vore stor nok. Vi har supplert naturleg gyting her med rognplanting på områder med lite gyting. På grunn av at vi har merkt så mykje settefisk av laks i mange år, let det seg gjere å evaluere tilslaget både på ungfiskstadiet i elva, og kor mykje som kjem att som vaksen laks. Etter sommarferien har vi rikeleg sommargammal settefisk til smoltproduksjon. Desse må no sorterast etter storleik. Dei lakseungane som har vokse minst gjennom sommaren vert sortet ut og sett ut i elva i august. Vi har då omkring 40 000 som skal bli smolt neste vår. Vi er og opptekne av at alle grupper som vart startfora skal vere representerte i smoltproduksjonen. Dette fordi det er viktig med så stor genetisk breidde som råd. Desse fiskane skal inngå i nye smoltforsøk neste vår. Om hausten er stamfiske ei viktig arbeidsoppgåve. Dette er arbeid som blir utført på dugnad saman med dei tilsette. Og interessa for å delta aukar i takt med lakseinnsiget. Dei fyrste åra tidleg på 90-talet var då vi la grunnlaget for vossolaksen i levande genbank. I 1991 og 1992 fekk vi rikeleg med stor vossolaks til klekkeriet, og dei fleste av desse vart representerte i levande genbank i Eidfjord. I 1993 vart det brått ein ny situasjon. Vosso hadde vore freda for laksefiske frå 1991, og det var og innført stopp i notfiske i nærliggande fjordar. Likevel var det nesten ikkje stamfisk å få. Og frå dette året var det oppdrettslaksen som dominerte i gytebestanden. Stamfiske vart derfor også eit

viktig arbeid for utfisking av rømt oppdrettslaks. Fram til 2009 var oppdrettslaks dominerande med over 70 % innslag i gytebestanden dei verste åra. Dei siste åra har det vore få oppdrettslaks i Vosso.



Stamfiske i Vosso 2013. Foto: Leif Olav Lutro

Dei siste åra har det vore mykje trivlegare på stamfiske. For vi får mykje laks, og ser gode resultat av kultiveringsarbeidet. Stamfiske er og viktig for å sjå korleis laksen fordeler seg på vassdraget, og vi registrerer tal på merkte laksar, og korleis dei er merka i samarbeid med forskinga. No er det kultivert laks som dominerar med meir enn 90% innslag. Laks frå smoltslepa er det vi får klart mest av. Men vi finn og innslag av det som har blitt planta som rogn og settefisk, både med og utan feittfinne blant stamlaksen. Gytebestandsmålet var på plass med god margin frå 2011. Det er framleis for få stamlaksar som har eit heilt vilt liv bak seg. Men vi håpar at dei gode gytebestandane med kultivert laks vil bidra til dette. Den fyrste ville smolten frå gytebestanden i 2011 er klar til utvandring no til våren. Vi ventar i spenning.

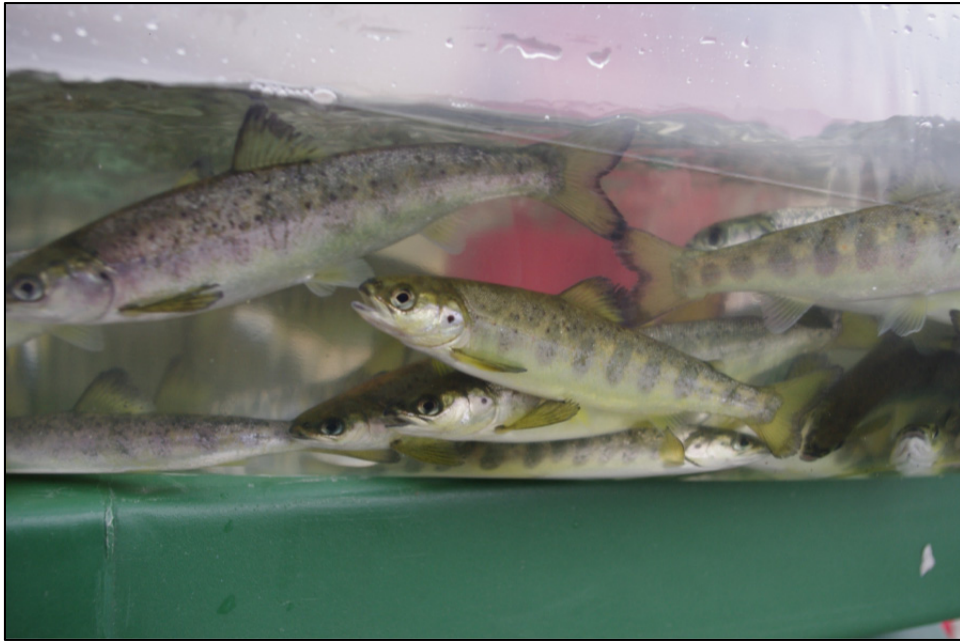
Vi transporterer dei stamfiskane som vi skal nytte til stryking i klekkeriet, i transporttank med oksygen. Når stamlaksen er sikra er det stryking som er neste oppgåve. Dei siste åra har vi nesten berre stroke rogn og mjølke frå snutemerkte stamlaksar. Desse må avlivast for at snutemerker kan takast ut og lesast, og dermed gi forskingsresultat. Rogn og mjølke frå desse er nytta til rognplanting. Vossolaksen er gytemoden i månad-skifte november-desember. Det går ofte over ein månad frå den tidlegaste til den siste laksen er klar for stryking.

Voss klekkeri er medlem av helsetenesta for kultiveringsanlegg, og vi utfører dei helsekontrollar og prøvar vi er pålagt i samband stamfiske og kultivering. Det er stamfiskkontrollen til veterinærinstituttet i Trondheim som analyser skjellprøvar frå stamfisk. Voss klekkeri er og medlem av Kultiveringsanleggenes Forening.

Eg håpar at vossolaksen ein gang vil klare seg godt nok utan så omfattande kultivering som det har vore dei siste fem åra, men enno er det truslar som ikkje er under kontroll. Mellom anna negativ påverking frå Evanger kraftverk reduserer smoltproduksjonen i Bolstadelva. Mitt syn er derfor att vi må forsette med produksjon av rogn i genbank og yngel for utsetting, for å oppretthalde ein stor smoltmengde til utvandring frå vassdraget. Og nytte dei gode oppvekstområda over lakseførande strekningar. Dette bør vi holde fram med til vi ser om dei sterke gytebestandane vi har no, er det som

skal til for å få bestanden til å stabilisere seg på eit normalt nivå. Det er derfor det sikraste å forsette den vellukka kultiveringa nokon år til. Levande genbank kan framleis ha god produksjon av vossolaks i mange år.

Eg meiner vi har svært dårleg tilbakevandring frå smolt som vandrar ut frå elva. Det viser gjenfangstresultata frå fiske både i fjord og elv. Dersom naturleg utvandrande smolt i framtida og har unaturlig høg dødelegheit, slik tilfelle har vore i mange år, veit vi at kultivering og sleping av smolt er mogleg som tiltak for å oppretthalde vossolaksen.



Smolt klar for utsetting

Deteksjon av merke i stamfisk frå Vosso

Kopi frå brev med tabell (Tabell 1) frå Torun Hokseggen, Kvalitetsansvarlig Seksjon for Miljø og smittetiltak ved Veterinærinstituttet i Trondheim.

Tabell 1. Oversikt over deteksjon av merke i stamfisk fra Vosso

	2008	2009	2010	2013	2014	2015	2016
Individnr	6	12	41644	3190	4455	1854	7630
Individnr	15	17	7964	3198		10010	1974
Individnr	104	41613	41647	3199		10020	7627
Individnr	106	41614	41649	3200		10088	
Individnr	109	41619	41648	3201		10019	
Individnr	113	41625	3226	3205		10031	
Individnr	120	41629				10085	
Individnr	121	41632				10039	
Individnr	122	41380				10054	
Individnr	123	94				10086	
Individnr		33				10089	
Individnr		41634					

Fargekode:

umerket	enkelt merke	dobbelt merke	ødelagt
---------	--------------	---------------	---------

Siden 2008 er det analysert totalt 49 otolitter fra stamfisk i Vosso. Av alle analyserte otolitter er 6 uleselige pga ødeleggelse/sprekkdannelse. Totalt 18 individer var umerket. 15 var enkelt merket og 10 hadde dobbelt merke.

Utfyllende kommentar frå Voss klekkeri

Desse resultatene har vi fått frå veterinærinstituttet/stamfiskkontrollen i Trondheim. All rogn som vi har fått tilbakeført frå genbanken er merka med enkel fargekode når Voss klekkeri mottok rogn. Fram til 2014 dobbelmerka vi all rogn som vi startfora til settefisk. Det er derfor mogleg å skilje kva som er rognplanta og kva som sett ut som startfora lakseyngel.

Voss klekkeri har sendt inn otolittar frå stamlaks med fettfinne som er godkjent av skjellkontrollen, og som frå 2015 har godkjent gentest i tillegg (Tabell 1). Dette resultatet viser at av 43 lesbare otolitter har 25 laksar kultiveringsbakgrunn, og 18 umerkte laksar kan være naturleg rekruttert vossolaks eller feilvandra villaks.

Av dei 25 laksane som har kultiveringsbakgrunn har 15 enkelt merkte vore rognplanta og 10 dobbelt merkte er sett ut som startfora yngel.

Smoltfelle montert i Rognsfossen 2016 og 2017

- Finansiert av redningsaksjonen for Vossolaksen
- VJF-lag utførte 120 timar i samband med montering av smoltfella
- Drift frå 29. april til 28. juni 2016
- Fangst av smolt frå yngel utsettingar i Strandaelva over anadrom elv i Vossavassdraget.
- Voss klekkeri utfører arbeidet med drift og fangst.
- Fyrste smolt fanga 13. mai, og 20. mai var beste dagen med 25 smolt
- I mai vart det fanga 110 smolt, og 107 av desse vart pit-merkt
- I juni vart det fanga 22 smolt, der 9 vart pit-merkt
- 13. og 14. juni fekk vi i alt 2 sjøauresmolt (dei vart pit-merkt)
- Sum: 132 laksesmolt (116 pit-merkt). Dødlegheit i fella: 2 smolt
- I 2017 må vi sette på større rør og rist for å auke kapasiteten til fella, meir vatn og smolt.
- Voss Energi har gitt løyve til bruk av minstevassføringa ($2\text{m}^3/\text{sek}$) i fella som er montert i inntaksdammen til Rognsfossen kraftverk.





Smoltfelle montert i Rognsfossen 2016

16 Levende genbank som tiltak for å bevare norske laksestammer

Av Håvard Lo og Bjørn Bjørn
Veterinærinstituttet, seksjon for Miljø- og smittetiltak

Levende genbank for villaks er et tiltak for å samle inn og oppbevare et representativt utvalg, eller tilnærmet hele laksebestander i en periode der bestander er truet av utryddelse i sitt naturlige miljø. For å få et materiale som ivaretar den genetiske bredden i de aktuelle laksebestandene er det satt visse kriterier på innsamling av opphavsfisk. Følges disse kriteriene skal man i de fleste tilfeller kunne ta vare på over 95 % av den genetiske variasjonen i bestanden (Marshall and Brown 1975). Minimum antall opphavsfisk for bevaring av en laksebestand som et utgangspunkt satt til 25 individer av hvert kjønn. Hvis det er praktisk mulig er det ønskelig med inntil 50 individer av hvert kjønn, avhengig av størrelse og genetisk tilstand på bestanden. Opphavsfisken skal fanges over en periode på minimum tre år for å sikre at flere årsklasser er representert, og helst over et helt generasjonsforløp, som ofte er mer enn 5 år. Innsamlingen bør fordeles over hele den lakseførende strekningen. Etter at trusselfaktorene er fjernet eller tilstrekkelig redusert, fungerer den levende genbanken også som et redskap for å reetablere og/eller forsterke utryddede og svake laksebestander.

Et mest mulig representativt utvalg av stamfisk blir fanget i vassdraget. Stryking av stamfisken skjer lokalt og desinfisert rogn overføres til det aktuelle genbankanlegget. I anleggene blir fisken føret fram til stamfisk. Alle utvalg i anleggsfasen skal foregå mest mulig tilfeldig, og dødeligheten må holdes på et så lavt nivå som mulig. Alle individ er merket elektronisk for å ha kontroll på kryssinger til produksjon og nye generasjoner stamfisk. Stamfisken produserer rogn som føres tilbake til vassdragene som desinfisert øyerogn. I produksjonsfasen er fokus på lik representasjon fra alle familiegrupper og individer i genbankbeholdningen og flest mulige kombinasjoner av disse i alle tilbakeførte fiskematerialer. Resultatene av utsettingene fra hver årgang vil variere og må derfor tas med i vurderingene for å oppnå likt bidrag fra alt innsamlet materiale i den rekonstruerte gytebestanden.

Siden oppstart av levende genbank i 1989 er det samlet inn totalt over 3900 familiegrupper fra 45 forskjellige bestander og 37 forskjellige vassdrag (tabell 3.1). Totalt representerer disse en effektiv populasjonsstørrelse (N_e) på over 4000 individer. Fra våren 1996 til og med våren 2017 ble det tilbakeført mer enn 71 millioner rogn til 35 av disse bestandene. De vassdragene som har fått tilbakeført størst antall rogn har vært i forbindelse med reetablering etter rotenonbehandlinger, for eksempel Ognå og Bya i Nord-Trøndelag, Valldalselva, Rauma og Måna i Møre og Romsdal, og Ranaelva og Røssåga i Nordland, men det vassdraget som har mottatt aller mest rogn fra genbanken er Vosso i Hordaland med 8,2 millioner klekkeferdige øyerogn over de siste 20 årene. I tillegg benyttes det Vossorogn fra genbanken ved reetableringsprosjektet i Modalselva, med totalt ca 1,6 millioner rogn levert så langt. Maksimal produksjonskapasitet i anleggene er per i dag drøyt 10 millioner øyerogn per år.

Tabell 1. Vassdragsvis oversikt over arbeid gjennomført innenfor det nasjonale genbankprosjektet for vill laks, sjørøye og sjørørrret

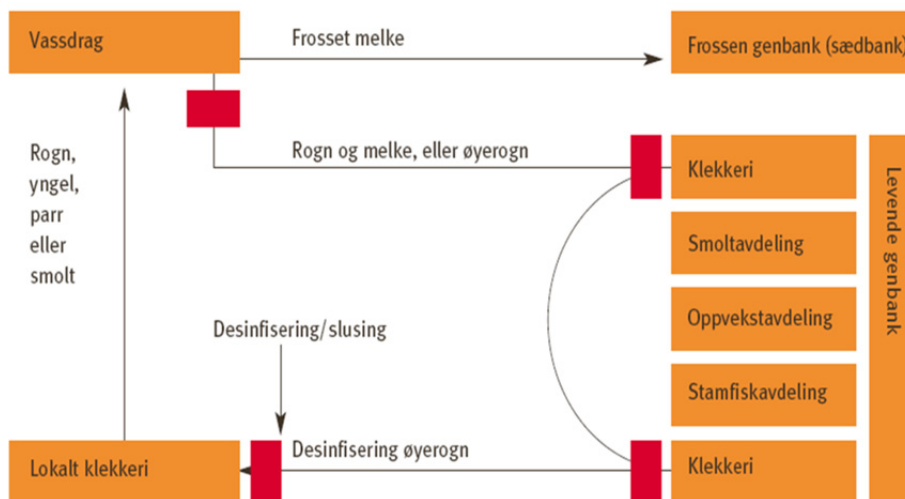
Aktivitet	Frossen genbank (FGB)		Levende Genbank (LGB)		LGB 1.-gen, N _e	LGB 2.-generasjon		LGB 3.- og 4.-generasjon		LGB Frossen genbank		LGB rogn tilbakeført
	Ant individer frosset inn av vill stamfisk (F0)		Familier (F1) med opphav i villfanget stamfisk (F0)		Ne (F1), Effektiv pop-størrelse	Familier produsert i genbanken (F2)		Familier produsert i genbanken (F3 og F4)		Antall frosset av genbankfisk (F1, F2)		Tilbakeført øyerogn per 01.06.2017
	totalt	vill	totalt	uttatt	N _e	totalt	uttatt	totalt	uttatt	ind	fam	antall rogn
Samlet alle elver	1 465	1 294	2 324	1 650	4 069	710	567	304	133	5 060	2 127	71 832 069
Eio/Bjoreio	42	38	98	64	174	35	10	10	1	87	47	1 724 000
Ekso	43	22	78	78	131	23	23	3	3	133	53	3 035 000
Oselva	63	53	47	47	86	31	31	0	0	146	68	190 000
Etneelva	50	45	99	46	178	26	26	9	9	220	94	2 330 000
Loneelva	49	47	74	74	134	44	44	0	0	171	99	800 000
Vosso	80	77	114	94	175	57	49	58	28	472	181	8 200 000
Flekkvassdraget	57	52	62	62	89	26	26	0	0	118	72	2 025 000
Årøyelva	42	38	73	73	131	28	28	17	17	227	110	1 400 000
Lærdalselva	72	70	178	178	284	85	63	21	14	544	229	3 220 000
Jølstra	46	41	82	82	137	38	38	27	27	253	118	2 680 000
Vefsna	99	92	139	97	272	48	48	18	0	447	211	1 904 500
Rana	64	56	72	72	127	38	17	9	0	241	112	6 448 000
Røssåga	33	30	52	42	91	26	13	7	0	108	63	4 121 000
Fusta	74	51	62	37	89	16	16	8	0	282	106	1 476 000
Beiarn	53	40	33	33	57	0	0	0	0	48	24	510 000
Halsanelvene	50	50	65	65	97	0	0	0	0	180	60	746 000
Aureelva	56	53	10	10	19	0	0	0	0	39	10	496 160
Batnfjord	9	7	29	29	35	13	13	9	3	123	34	1 686 960
Driva	28	28	66	45	135	20	20	25	2	142	38	596 960
Eidsdalselva	5	5	43	43	76	0	0	0	0	87	31	2 120 430
Norddalselva	0	0	12	12	16	0	0	0	0	24	7	1 067 590
Valldalselva	18	18	39	39	65	0	0	0	0	109	36	4 017 530
Figga	22	22	26	26	46	10	10	18	18	91	23	2 604 850
Bya	38	37	34	34	78	25	17	5		82	26	4 652 993
Ogna	49	49	56	56	60	23	23	11	11	106	42	8 117 700
Innfjordelva	1	1	38	37	70	18	0	2	0	133	39	766 600
Måna	21	21	37	27	72	16	16	10		101	32	3 887 560
Rauma	53	35	36	36	68	27	20	28		80	34	4 470 760
Skibotnelva	89	72	23	22	37	13	2	9		36	13	443 000
Signaldalselva			6		12							
Drammenselva			14		28							
Lierelva			4		8							
Surna	56	41	32		48							
Hensvassdraget SØ	8	8	25		47					37	13	281 000
Innfjordelva SØ	4	4	96	25	156	0	0	0	0	96	66	955 000
Istra SØ	1	1	24	0	48	0	0	0	0	0	0	278 026
Rauma SØ	0	0	37	22	76	10	0	0	0	38	14	1 586 000
Måna SØ			13		28							190 000
Rana SØ			59		118							
Signaldalselva SØ	8	8	48		96							
Skibotnelva SØ	5	5	48		96							
Signaldalselva SR			54		108							
Skibotnelva SR	3	3	44		88							
Namsblank (relikt)	36	36	25	25	47	3	3			59	22	
Prikkaure (relikt)	38	38	18	18	36	11	11	0	0	0	0	9 000
Samlet alle elver	1 465	1 294	2 324	1 650	4 069	710	567	304	133	5 060	2 127	71 832 069

16.1 Prinsipp og generelle prosedyrer i levende genbank

En av forutsetningene for å drive et sentralt genbankanlegg med forflytning av levende materiale mellom forskjellige smitteregioner, er fravær av fiskesykdommer i gruppe A og B i stamfiskbeholdningen. Det må etableres en spesifikk patogenfri populasjon (SPP). For å kunne opprettholde en slik kontroll foregår hele livssyklusen i ferskvann under kontinuerlig strenge hygieniske rutiner.

All flytting av fiskemateriale gjøres på rognstadiet, som desinfisert øyerogn eller desinfisert ferskrogn. Dette gjelder transport både ut fra og inn til anlegg. All villfanget stamfisk brukt ved nyinnlegg oppbevares i kar ved opphavselva eller i separate kar ved fellesanlegg, gjennomgår veterinærkontroll med obduksjon, og blir testet for IPN, BKD og furunkulose. Det skal ikke være tegn til annen sykdom ved obduksjon av den enkelte fisk.

Lokale mannskaper fanger og stryker fisk i de aktuelle vassdragene. Rogn og melke transporteres direkte til genbankanlegget der en hann og en hunn krysses og legges inn som en familie, eller det legges midlertidig inn i lokalt klekkeri for transport til genbank på øyerognstadiet. Prinsippene for å ta inn og levere ut materiale fra genbanken er vist i figur 1.



Figur 1. Prinsippkisse for hvordan materiale kommer inn, oppformerer og leveres ut fra genbanken

Rogn og yngel holdes i separate klekkesylindere og kar fram til at fisken har blitt ca. 70 til 150 mm. 50-200 individer per familiegruppe blir så finnemerket for familieidentifikasjon og satt sammen i flerfamilie oppvekstkar sammen med fisk fra andre familier i smoltavdelingen, der de går fram til de er vel to år. Deretter blir familiegruppene redusert til 30-50 individer. Familiestørrelsen standardiseres for hvert vassdrag. All fisk blir elektronisk merket med et unikt passivt elektronisk merke (pit-tag) og flyttet over i en oppvekstavdeling.

Før fisken blir kjønnsmoden flyttes den til en flergenerasjons stamfiskavdeling. Alle de forskjellige avdelingene, bestandene og årgangene av fisk blir holdt smittemessig atskilt. Ved eventuell påvisning av sykdom på anlegget vil det være mulig å sanere bare en begrenset del av anlegget. All fisk som dør av ukjente årsaker blir obdusert av anleggets tilsynsveterinær.



Fiskens kjønn, lengde, vekt og stadium registreres ved stryking

16.2 Administrasjon av genetikk, fisk og rognleveranser

FAGER (Fagsystem for akvatiske genressurser), er et relativt nyetablert administrasjonssystem for levende genbank som et dataverktøy for kontroll av og oversikt over slektskap i genbankanleggenes praktiske virksomhet, hvor individbaserte historiske data er vesentlig. All tilgjengelig data om all opphavsfisk (F0) som blir benyttet til innlegg av nye familier (F1) eller til frosset melke, legges inn i systemet. Det etableres kryssinger og familiene plasseres i det aktuelle karet i genbankanlegget der et utvalg individer blir merket (pit-tag) og registrert i systemet.

Minst en gang hvert år blir all fisken gjennomgått og hver fisk blir registrert med utvalgte data, som lengde, vekt og kjønnsmodning. Alle krysninger som foretas blir registrert og benyttes som dokumentasjon på det rognmaterialet som leveres til vassdragene. Slektstre/stamtavle er tilgjengelig for hvert enkelt individ og utgjør et grunnlag for bestemmelse av nye kombinasjoner i produksjon av rogn eller til nye generasjoner i genbanken. Siden 2013 dekker administrasjonssystemet flere funksjoner blant annet innenfor genetisk opphavskontroll og slektskapsvurderinger av all opphavsfisk, og gir en bedre dokumentasjon av genetisk variasjon både i genbankene og på det materialet som hentes inn og leveres ut.

Ved en alder på 7-10 år kan fisken bli brukt som opphav til produksjon av nye generasjoner stamfisk. Dette skjer etter spesielle kryssingsregimer for å kunne beholde og bringe videre så mye som mulig av de familiære og individuelle forskjellene i de nye generasjonene, innenfor de tekniske og praktiske begrensningene ved driften.

Med individmerking og familiestruktur kan kryssinger gjennomføres slik at genetisk bredde opprettholdes over tid i en genbank (Ballou og Lacy 1995, Fernandez og Toro 1999, Caballero og Toro 2000). Aktivt makevalg tillates ikke i genbanken. I de materialene som returneres til vassdragene skal alle familiegrupper, kjønn og individer være mest mulig likt representert. Kryssingsregimet er, i den grad det er praktisk mulig, slik at man maksimerer antall varianter tilbakeført, noe som demper negative effekter av manglende makevalg (Nordeide 2007). Sannsynligheten for å miste sjeldne alleler er lavest ved å krysse individer som er minst mulig i slekt med hverandre. Dette gjøres ved at nært slektskap mellom nye individer fanget i elven identifiseres med hjelp av molekylærgenetiske markører og slektskap mellom stamfisk i påfølgende generasjoner blir dokumentert ved opprettelse

av slektskapsoversikter, helst med automatiske beregninger og anbefalinger til makevalg i genbankens administrasjonssystem, basert på denne bakgrunnsinformasjonen.

Utsiktet utvalg (domestisering) motvirkes best ved å begrense dødelighet og foreta et mest mulig tilfeldig utvalg ved alle sorteringer der antall fisk må reduseres. Domestisering kan også motvirkes ved å supplere genbankmaterialene med ny fisk fra elvene, eller det kan benyttes frossen melke fra tidligere innfanget villfisk eller førstegenerasjons genbankfisk (Sonesson, Goddard og Meuwissen 2002). Etter utsetting starter den vassdragsspesifikke seleksjonen på nytt og overlater til naturen hvilke varianter som er levedyktige. I vassdrag med en sterk redusert bestand vil det finnes lite fisk som kan bidra med nytt genetisk materiale til supplering av det eksisterende genbankmaterialet. Dette gjelder uavhengig av årsaken til at bestander kollapset, men vil i dag spesielt gjelde vassdrag som lenge har vært smittet med lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Det er viktig for bevaring av disse bestandene at parasitten eller andre trusler fjernes fra vassdragene og at tilbakeføring til vassdragene gjennomføres så raskt som mulig.

16.3 Kontroll av opphavs fisk

Kvaliteten på det materialet som produseres i en levende genbank er avhengig av antallet og kvaliteten på den stamfisken som gir opphavet til fiskematerialet i en genbank. Det er grunnleggende at det kun benyttes fisk som kan dokumenteres å tilhøre de aktuelle bestandene i genbanken, og at det samles et tilstrekkelig antall opphavs fisk for hver bestand. Allerede ved oppstart av innsamling til frossen genbank i 1986 ble det avdekket et behov for nærmere kontroll av all innsamlet stamfisk. Fra 1994 ble det foretatt forhåndskontroll med analyse av skjellstruktur for å unngå at rømt oppdrettsfisk ble benyttet i genbanken og for å forhindre at verdifull stamfisk gikk til spille ved uønskede kryssinger.

Fra 2001 ble det i tillegg gjennomført molekylærbiologiske analyser for utvalgte vassdrag med hensyn på stammetilhørighet. Hver laksebestand sin egen bestandsprofil er på forhånd definert ved tilsvarende analyser på DNA fra gammelt fiske- eller skjellmateriale fra de aktuelle vassdragene (Cornuet, J.-M., Piry, S., Luikart, G., Estoup, A. & Solignac, M. 1999). Ved slike analyser vil de fleste tilfellene av feilvandrerer, avkom etter rømt oppdrettsfisk, og hybrider mellom laks og ørret, kunne oppdages og utelates. Fra 2013 gjøres det i tillegg egne analyser for å luke ut all fisk med opphav i rømt oppdrettsfisk. Testene er basert på de genetiske markørene identifisert av Karlsson et al. 2011 og et sett med historiske ville referansepopulasjoner, og prøver fra alle avlskjerner for oppdrettslaks i Norge. Denne testen er nå obligatorisk ved all kultiveringsvirksomhet i Norge. Fra 2015 gjøres det nå ekstra analyser for vurderinger av slektskap mellom all opphavs fisk som er aktuelle for bruk i genbanken, der resultatet foreligger før kryssing og innlegg av nye familier. Denne totalpakken av analyser medfører at vi får utnyttet tilgjengelig fiskemateriale på en mye bedre måte, den genetiske verdien av hver fisk og familie økes, og det blir lettere å dokumentere resultat og evaluere effekten av genbankarbeidet.

Metodikk og utstyr er under kontinuerlig utvikling og genetiske analyser blir et stadig viktigere redskap for drift av genbank for villaks. Det er et mål at alle bestander og opphavs fisk som benyttes i genbankarbeidet skal være genetisk kartlagt med de til enhver tid mest oppdaterte metodene som er kommersielt tilgjengelig, og mulig å gjennomføre innenfor det korte tidsrommet mellom fangst, prøvetaking og stryking av fisken. Dette arbeidet er så langt utført ved de genetiske laboratoriene hos Norsk institutt for Naturforskning (NINA) i Trondheim.

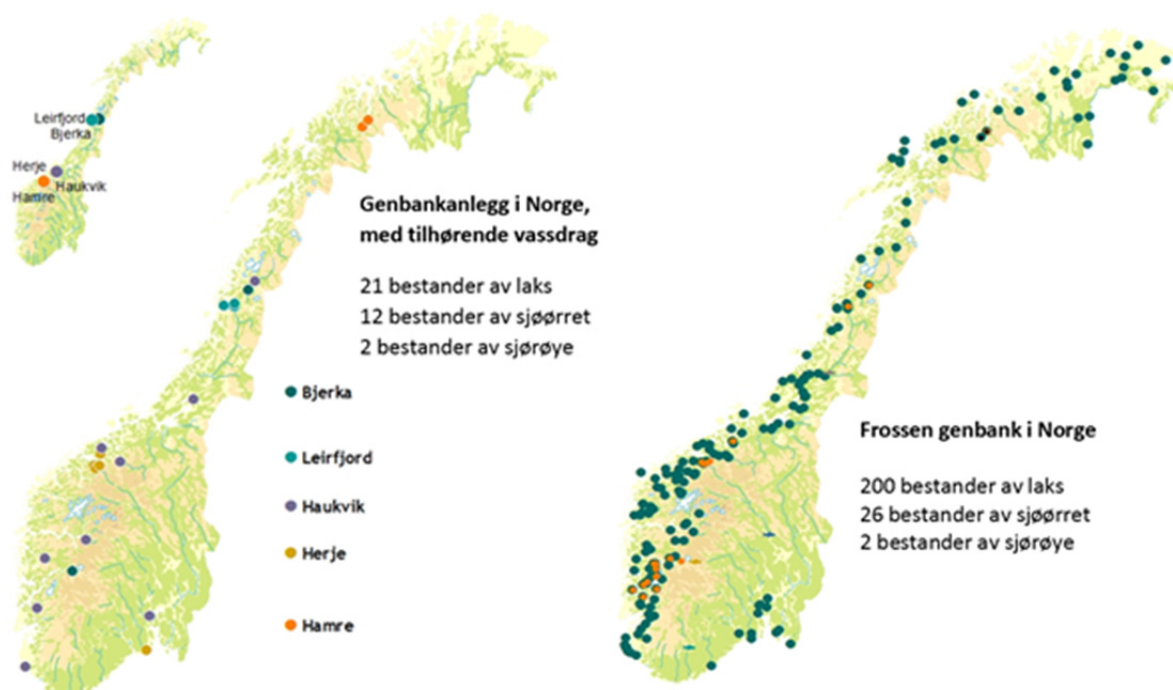
16.4 Genbankanlegg

Levende genbank for laks består per dato av fire genbankanlegg og tre støtteinlegg. Av de fire genbankanleggene ligger tre i Midt-Norge (Haukvik, Herje og Hamre) og ett i Nordland (Bjerka), se Figur 2. Genbankanleggene kan i prinsippet ligge hvor som helst, så lenge alt fiskemateriale overføres på rognstadiet, og kan desinfiseres. Likevel etterstrebes en mest mulig regional fordeling av genbankanleggene.

Laksebestandene i Nordland, Sør- og Midt-Norge er tatt inn i genbanken først og fremst på grunn av at vassdragene er smittet av *Gyrodactylus salaris*. Bestandene på Vestlandet er utsatt for mer generelle og sammensatte trusselfaktorer, som surt nedbør, vassdragsreguleringer, lakselus og rømt oppdrettsfisk. Anleggene i Møre & Romsdal (Herje og Hamre) er begge lokalisert i Raumaregionen, der flere bestander nå er under reetablering etter siste rotenonbehandling i 2014. Det er etablert separate klekkeavdelinger som tillater at det kan tilbakeføres levende fisk, i tillegg til øyerogn fra anleggene. Bjerkaanlegget har bestander hovedsakelig fra Vefsnaregionen og Ranaregionen. I Vefsnaregionen er det etablert et støtteinlegg, Leirfjordanlegget, som mottar rogn fra genbanken og produserer smolt og settefisk for tilbakeføring gjennom reetableringsprosjektene. For Skibotnregionen benyttes forskningsanlegget i Kårvika som støtteinlegg, for mottak av rogn fra Haukvikanlegget og Hamreanlegget, for utsettinger til vassdragene i Troms. Ellers er det etablert mindre lokale mottaksanlegg i flere enkeltvassdrag for den rogn som tilbakeføres fra genbankprosjektet. Det alt vesentlige av rogn tilbakeføres uansett som klekkeklar øyerogn, som plantes direkte ut i vassdraget, uten bruk av støtteinlegg.

16.5 Frysing av melke

Fra 1986 til 2009 har all melke blitt frosset som pellets på tørris før overføring til flytende nitrogen (Stoss.J.1983). Totalt er ca. 8000 individer av villfisk (F0) frosset inn i bevaringsøyemed, de aller fleste med gammel frysemetode, mens ca. 5000 individer er frosset inn av genbankfisk (F1 og F2), som en kombinasjon av bevaringsformål og for bruk i produksjon av rogn i genbanken. I Vosso er det frosset inn 77 villfisk (F0), og 472 individer av 181 familiegrupper genbankfisk. En ny metode utviklet av Cryogenetics ble tatt i bruk fra høsten 2010 på Haukvik og Bjerka. Den nye metoden medfører at en kan fryse ned større porsjoner laksemelke for bruk direkte i produksjonen av rognmateriale for utsetting. Det kan fryses melke fra unge hanner og frosset melke kan siden brukes direkte i produksjonen av rogn. På denne måten kan det legges opp til at store mengder frosset melke av villfisk (F0) og genbankfisk (F1) benyttes ved produksjon av rogn for tilbakeføring til vassdragene, også i de tilfellene det er påkrevet med bruk av F2 og F3 hofisk. Nå fryses det inn melke av de fleste laksebestandene med en langsiktig tidsplan i genbanken og nedfrysingen er dimensjonert slik at frosset melke vil utgjøre en vesentlig andel av melke brukt til produksjon av rogn for tilbakeføring til vassdragene framover.



Figur 2. Bestandene i levende genbank, lokalisering av bestander og genbankstasjonene og frossen genbank med alle elver i Norge

16.6 Vossolaksen i levende genbank

Vosso har vært en av landets viktigste storlakselver. Bolstadelva (dvs. nedre del av Vosso) var blant de mest kostbare elver å fiske i, også i internasjonal målestokk. Vassdraget har et stort potensial, og vil når det kommer i full produksjon igjen bli av svært stor betydning for sportsfisket i regionen. Lengde på naturlig lakseførende strekning er ca. 44 km med flere vann og sideelver. I tillegg kommer en strekning på 11 km på grunn av etablert fisketrapp i sideelv. Nedbørfeltet er 1492 km² og midlere avrenning over året ca. 101 m³/s.

Bestand og påvirkningsfaktorer

Laksebestanden er plassert i kategori 2 (truet bestand). Vossovassdraget er et meget viktig laksevassdrag som tidligere har gitt en årlig samlet fangst på over ti tonn (Barlaup, 2008). Laksens gjennomsnittsvekt har i alle år vært blant de høyeste i landet. I 1990 og 1991 var den henholdsvis 9,7 og 10,9 kg. Påvirkningsfaktorer som er registrert er, vassdragsreguleringer, forsuring, lakselus og rømt oppdrettslaks. I tillegg kommer fysiske inngrep ved senking av flomvannstanden i Vangsvatnet og omlegging av vei langs vassdraget. Vassdraget har vært kalket i perioden 1994-2005. Etter bestandssammenbruddet på slutten av 1980-tallet har bestanden vært fredet siden 1992.

Historikk og planer genbankmaterialet

Det ble frosset melke til sædbank fra 1986 til 1996, og samlet inn til levende genbank fra 1991 til 2001. I 2008-2010 ble det på nytt supplert med villfanget fisk fra elva. Fra strykingene i 2006 til 2011 ble alle innlegg av nye generasjoner familier også overført til genbanken på Haukvik. Dette ble gjort både for å sikre det genetiske materialet og for å kunne bidra med en økt produksjon av rogn for tilbakeføring til vassdraget fra 2011.

I 2000 ble det startet et eget «Vossoprojekt» med årlige undersøkelser. Resultatene fra prosjektet ga grunnlaget for at Fylkesmannen i Hordaland i 2010 tok initiativ til en tiårig redningsplan med mål

om å reetablere stammen. Redningsplanen er basert på en storskala tilbakeføring av genbankmaterialet til Voss klekkeri som igjen sørger for utsetting av rogn, yngel og smolt. Denne intensive kultiveringens gjøres parallelt med overvåking og tiltak mot mulige trusselfaktorer. I tillegg til dette ble det i en femårsperiode gjennomført en utvidelse av kapasiteten for produksjon av smolt ved Voss klekkeri, ved åpne merder i Evangervatnet. Dette skjedde etter initiativ fra lokale oppdrettere, grunneiere, fylkeskommunen og de to berørte kommunene, organisert i Vossolaug. Det meste av disse smoltene ble slept ut gjennom fjordsystemet og sluppet i ytre fjordstrøk.

Fram til og med 2003 er alt tilbakeført materiale klekket i Voss Klekkeri og satt ut som settefisk og smolt på forskjellige områder i vassdraget. Fra 2004 ble et materiale i tillegg satt ut som desinfisert øyerogn på områder som normalt ikke er lakseførende. Fra 2009 ble utsettingene fra Voss klekkeri supplert med de nevnte smoltene produsert i merder i Evangervatnet, og antall smolt som ble satt var i en periode oppe i ca. 180.000 i året. All produksjon av smolt er basert på rogn fra genbanken. De store utsettingene er planlagt avsluttet i 2017. Det er fra da av meningen at vossolaksen skal få fred til å tilpasse seg de antatt nye miljøforholdene i og utenfor vassdraget, gjennom naturlig seleksjon. Det vil fortsatt kunne bli levert noe rogn for produksjon av smolt i ytterligere 3 år, men dette er kun til å kunne fortsette serien med merkeforsøk for å overvåke sjøoverlevelse og påvirkning fra blant annet lakselus. Det vil bli lagt vekt på å forsøke å fremskaffe denne forsøkssmolten ved innfanging fra vassdraget, eller ved ordinært stamfiske, så langt det er mulig. Frosset melke fra genbankfisk (F1 og F2) vil være tilgjengelig for bruk til befruktning av vill hunnfisk i lang tid framover, dersom det er behov for det. Se oversikt i Tabell 2 og 3.

Tabell 2. Innsamling til genbank fra Vossovassdraget og rognproduksjon til vassdraget fra 1986 til 2017. Alle innlegg ble gjort ved Eidfjordanlegget, bortsett fra familier farget grønt som ble lagt inn direkte på Haukvikanlegget. Melke ble frosset som pellets på tørris fram til og med 2009, fra 2010 er all frysing utført av Cryogenetics, også for bruk ved befruktning av rogn for tilbakeføring til vassdrag (farget blå).

Aktivitet	Sædbank Innfrysing		Levende Genbank 1.-gen		LG, Ne 1.-gen	LG Familier		LG Innfrysing		Tilbakeført rogn fra Levende Genbank
	Ant individer frosset av vill stamfisk (F0)		Familier (F1) med opphav i vill stamfisk (F0)		Ne (F1) Effektiv populasjon størrelse	Familier produsert i genbanken av F2, F3 og F4		Antall og familier frosset av produsert genbankfisk		Rogn tilbakeført året etter innlegg. Fargemerket fra 2002
	totalt	vill	aktive	uttatt	N _e	aktive	uttatt	ind	fam	Antall rogn
Totalt	80	77	20	94	175	38	77	472	181	8 200 000
1986	18	18								
1987	5	5								
1988	8	7								
1989	8	7								
1990	9	8								
1991				4	8					
1992				18	23					
1993				3	6					
1994	20	20		9	18					
1995				12	18					
1996	12	12		16	20					
1997				5	8					30 000
1998				6	8		5	42	20	70 000
1999							5	30	20	150 000
2000							4	30	20	210 000
2001				5	7		12	31	20	130 000
2002							6			350 000
2003							4			450 000
2004							5	56	20	350 000
2005							8			650 000
2006							8	50	21	360 000
2007							20	20	14	380 000
2008			5	6	20	5		12	3	600 000
2009			10	6	25	3		27	14	600 000
2010			5	4	14	4		36	6	400 000
2011						8		78	13	720 000
2012								60	10	525 000
2013										562 000
2014										313 000
2015										525 000
2016						18				825 000
Plan 2017										50 000
Plan 2018										50 000
Plan 2019										50 000
Sum Plan										150 000

Tabell 3. Fra innlegg 2013 er det i tillegg levert Vosso-rogn for reetablering av Modalselva

2013	110 000
2014	57 000
2015	700 000
2016	700 000
Plan 2017	450 000
Plan 2018	450 000
Plan 2019	200 000



Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI)

Ferskvannsekologi - laksefisk - bunndyr

LFI ble opprettet i 1969, og er nå en seksjon ved Uni Miljø, en avdeling i Uni Research AS, et forskningsselskap eid av universitetet i Bergen og stiftelsen Universitetsforskning Bergen. LFI Uni Miljø tar oppdrag som omfatter forskning, overvåking, tiltak og utredninger innen ferskvannsekologi. Vi har spesiell kompetanse på laksefisk (laks, sjøaure, innlandsaure) og bunndyr, og på hvilke miljøbetingelser som skal være til stede for at disse artene skal ha livskraftige bestander. Sentrale tema er:

- Bestandsregulerende faktorer
- Gytebiologi hos laksefisk
- Biologisk mangfold basert på bunndyrsamfunn i ferskvann
- Effekter av vassdragsreguleringer
- Forsuring og kalking
- Biotopjusteringer
- Effekter av klimaendringer

Oppdragsgivere er offentlig forvaltning (direktorater, fylkesmenn), kraftselskap, forskningsråd og andre.

Våre internettsider finnes på www.miljo.uni.no