

# Fiskebiologiske undersøkelser i Årøyelva i perioden 2014 – 2018



**NORCE**

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

# Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske

NORCE Norwegian Research Centre – LFI  
Nygårdsgaten 112  
5008 Bergen

**Telefon:** 913 77 694

**ISSN nr:** 2535-6623

**LFI-rapport nr:** 346

**Tittel:** Fiskebiologiske undersøkelser i Årøyelva i perioden 2014- 2018

**Dato:** 16.08.2019

**Forfattere:** Helge Skoglund, Sten Karlsson, Ingerid Julie Hagen Arnesen, Tore Wiers, Eirik Straume  
Normann & Christoph Postler

**Geografisk område:** Sogn og Fjordane

**Oppdragsgiver:** Sognekraft AS

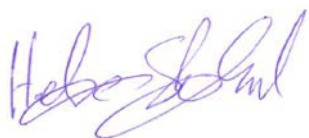
**Kontaktperson hos oppdragsgiver:** Jacob Hornnes

**Antall sider:** 66

## Forord

I perioden 2014-2018 utførte LFI ved NORCE (tidligere Uni Research Miljø) i samarbeid med NINA fiskebiologiske undersøkelser i Årøyelva på oppdrag fra Sognekraft AS. Bakgrunnen var at regulanten hadde fått et pålegg fra Miljødirektoratet om å utføre fiskebiologiske undersøkelser og vurdere i hvilken grad reguleringen påvirker fiskebestandene. NINA utførte genetiske analyser for å utrede hvordan kultivering har påvirket den genetiske sammensetningen i laksebestanden. Knut Munthe Olsen (grunneier) og Arnt Hovland Munthe (Årøy klekkeri) har bidratt med verdifull informasjon om vassdraget og fiskebestanden. Det ble også benyttet skjellmateriale samlet inn i samarbeid med Havforskningsinstituttet v/Vidar Wennevik og analysert av Kurt Urdal ved Rådgivende Biologer AS. Kontaktperson hos Sognekraft har vært Jacob Hornnes, mens Jostein Orvedal v/Sognekraft har bidratt til å fremskaffe hydrologiske data.

Vi takker alle for et godt samarbeid.



Helge Skoglund, Prosjektleder

# Innhold

Forord 3

Innhold .....	4
Sammendrag .....	5
1.0 Innledning.....	7
1.1 Bakgrunn og hensikt.....	7
1.2 Vassdraget og reguleringer .....	7
1.3 Fiskebestandene i Årøyelva.....	8
1.4 Effekter av kultivering og effektiv bestandsstørrelse .....	9
1.5 Innkrysning av rømt oppdrettslaks .....	10
2.0 Material og metoder .....	10
2.1 Gytefisktelling.....	10
2.2 Elektrisk fiske.....	11
2.3 Temperatur, vannstand og vannføring .....	12
2.4 Habitatkartlegging.....	12
2.5 Genetiske analyser .....	14
3.0 Resultater .....	18
3.1 Fangst og stamfiske.....	18
3.2 Gytefisktelling.....	19
3.3 Ungfiskundersøkelser.....	22
3.4 Smolt- og sjøalder fra skjellanalyser .....	24
3.5 Kultivering og genetiske undersøkelser .....	25
3.5.1 Genetisk tilordning til stamfiskforeldre .....	27
3.5.2 Effektiv bestandsstørrelse.....	28
3.5.3 P(wild) i stamfisk og avkom.....	30
3.5.4 Slektskap i gytebestand og stamfisk .....	34
3.5.5 Genetiske endringer i Årøybestanden over tid.....	35
3.6 Temperaturforhold.....	37
3.7 Vannføringsforhold .....	39
3.7.1 Hurtige endringer i vannføring og vannstand .....	40
3.7.2 Sammenheng mellom vannføring og vanndekt areal .....	44
3.7.3 Episoder med vannstandsreduksjon, tørrlagt elveareal og stranding av ungfisk .....	47
3.8 Habitatforhold.....	49
4.0 Diskusjon .....	54
4.1 Status for bestandene av laks og sjøaure.....	54
4.2 Effekter av vassdragsregulering: endret vannføring og temperaturforhold.....	55
4.3 Vannføring og tørrlegging av gytegroper .....	55
4.4 Hurtige vannføringsendringer .....	56
4.5 Vurdering av fiskesperre og utløpskanal fra Årøy kraftverk .....	58
4.6 Effekter av kultivering .....	59
4.7 Påvirkning fra rømt oppdrettslaks .....	61
4.8 Vurdering av aktuelle kompensierende tiltak.....	62
5.0 Konklusjon og anbefalinger.....	62
6.0 Referanser .....	63

## Sammendrag

Årøyelva er kjent for å være en god lakseelv med en betydelig andel storvokst laks, og har status som nasjonalt laksevassdrag. For å øke kunnskapsstatusen om laksebestanden og effekten av vassdragsreguleringene i vassdraget har det blitt utført fiskebiologiske undersøkelser i vassdraget i perioden 2014 – 2018. Undersøkelsene omfatter drivtelling av gytefisk, ungfiskregistreringer, habitatkartlegging og genetiske undersøkelser av laksebestanden for å undersøke påvirkning av kultivering.

Ved drivtelling i Årøyelva utført om høsten i årene 2014 – 2018 har det blitt registrert fra 334-399 laks. I tillegg har det blitt registrert fra 12-81 sjøaure og fra 1-21 rømte oppdrettslaks. Gytebestanden av laks har i alle årene vært dominert av mellomlaks og storlaks, der andelen storlaks (dvs. > 7 kg) har utgjort fra 45-56 % av gytebestanden. Innslaget av kultivert (fettfinnklippet) laks i gytebestanden har variert mellom 31-63 %. Gytebestanden av laks kan karakteriseres som svært god, og har vært om lag 10 ganger høyere enn det oppgitte gytebestandsmålet. Sjøaurebestanden kan imidlertid karakteriseres som fåtallig og svak.

Ved elektrisk fiske har det i perioden 2014 – 2018 blitt registrert gjennomsnittlige tettheter mellom 15-72 årsyngel (0+) lakseunger per 100 m<sup>2</sup> og mellom 21-70 eldre (> 0+) lakseunger per 100 m<sup>2</sup>. De gjennomsnittlige tetthetene av aure har variert fra 0,9 - 2,3 årsyngel og fra 1,2 - 5,4 eldre aureunger per 100 m<sup>2</sup> i undersøkelsesperioden.

I årene 2016, 2017 og 2018 har det blitt fanget inn laks med not i forbindelse med overvåking og uttak av rømt oppdrettslaks, samt stamfiske, i utløpskanalen nedstrøms Årøy kraftverk. Totalt ble det i dette fisket fanget 630 laks. Fra disse fangstene var det mulig å bestemme alder ved smoltifisering på 183 naturlig rekrutterte laks, hvorav 33 % hadde vandret ut som smolt etter to år i elven, 66 % etter tre år i elven og 1 % etter fire år, og gjennomsnittlig smoltalder var 2,7 år. Blant 383 laks hvor det kunne bestemmes sjøalder var gjennomsnittlig sjøalder 2,5 år. I det samlede skjellmaterialet synes andelen tresjøvinter laks å være høyere blant utsatt laks enn blant naturlig rekruttering, men det er ingen forskjell i gjennomsnittlig sjøalder mellom naturlig rekruttert og utsatt laks.

Vannføringsregimet i vassdraget er i stor grad styrt av snø- og bresmelting, men reguleringen medfører at det periodevis forekommer hurtige vannføringsendringer. I årene 2013 – 2018 har det årlig forekommet flere episoder med vannstandsreduksjoner som er av en størrelsesorden (reduksjon i vandekt areal), hastighet (senkningshastighet) og tid på året (på dagtid om vinteren) hvor det forventes negativ effekt i form av stranding av ungfisk. Disse forekommer som regel når driftsvannføringen reduseres fra ca. 10m<sup>3</sup>/s og ned til minstevannføring, samt ved nedkjøringer fra om lag 30-15 m<sup>3</sup>/s. Det er også dokumentert død ungfisk av flere årsklasser som følge av stranding ved enkelte av disse hendelsene. Hyppigheten av slike hurtige vannstandsreduksjoner er imidlertid forholdsvis lav, og langt lavere sammenliknet med vassdrag hvor det drives mer typisk effektkjøring. Episodene bidrar til økt dødelighet av ungfisk, og dermed til redusert fiskeproduksjon. Elveleiets utforming, der elven stedvis konsentreres til en smal dypål med store tørrfallsområder, medvirker til å øke risikoen for at ungfisk strander i Årøyelva.

Den om lag 1,1 km lange elvestrekningen i Årøyelva har et samlet fall på om lag 21 m, og er preget av mye stri strykpartier og med få større kulper. Elvebunnen er dominert av blokk og stein som gir forholdsvis gode skjulforhold for ungfisk. Det ble lokalisert gyteområder flere steder i elven, og mye av gytingen forkommer i forholdsvis storsteinet bunnsubstrat. Det tilgjengelige gytearealet utgjør om lag

3 % av elvearealet, og gyteområdene kan karakteriseres som middels gode. De viktigste gyteområdene ble lokalisert i øvre del, og det største gyteområdet ble funnet i utløpskanalen fra kraftstasjonen. Flere av gyteområdene var imidlertid utsatt for tørrlegging ved minstevannføring. De gyteområdene som var tørrlagt ved minstevannføring utgjorde om lag 22 % av det totale kartlagte gytearealet i elven.

For å evaluere genetiske effekter av kultivering på laksebestanden i Årøyelva ble det utført en rekke genetiske undersøkelser. Undersøkelsene hadde til hensikt å (1) kartlegge hvorvidt kultivering har bidratt til å øke eller redusere den effektive bestandsstørrelsen, (2) hvorvidt det har forekommet endringer av den genetiske sammensetningen over tid og (3) kartlegge innkrysning av rømt oppdrettslaks og i hvilken grad kultivering har påvirket dette. Kultivering av Årøyelva ble evaluert for gyteårene 2011 og 2012. Ut fra variasjon i antall avkom fra hver stamfisk og kjønnsfordeling blant stamfisken, ble andel kultivert fisk og effektivt antall stamfisk fra hver årsklasse beregnet. Resultatene fra disse analysene viser at utsatt fisk i gyteåret 2012 har gitt et uforholdsmessig stort bidrag til den naturlige bestanden. Dette har ført til en reduksjon i effektiv bestandsstørrelse (såkalt Ryman-Laikre effekt) enn om laksen selv hadde gytt i elven og bidratt til neste generasjon.

Det er høy grad av innkrysning fra rømt oppdrettslaks i Årøyelva. Individuer med oppdrettsopphav har vært brukt i kultivering og produsert avkom som har kommet tilbake til elven for å gyte. Til tross for dette tilsier ikke våre observasjoner at det skjedd noen ekstra innkrysning av oppdrettslaks som følge av kultivering.

Det var stor og signifikant endring i genetisk sammensetning mellom stikkprøver fra 80-tallet og stikkprøver fra 2000-tallet. Disse endringene kan skyldes både tilfeldig genetisk drift på grunn av lav effektiv bestandsstørrelse, men også den store graden av innkrysning av rømt oppdrettslaks i bestanden. Bestanden i Årøyelva har vært utsatt for en betydelig reduksjon i effektiv bestandsstørrelse fra 1980-tallet og frem til i dag. Den forholdsvis lave effektive bestandsstørrelsen gjenspeiles også av et høyt slektskap innad i elvebestanden. Det er sannsynlig at kultivering har bidratt til den observerte reduksjonen i effektiv bestandsstørrelse.

Resultatene indikerer negative genetiske effekter på bestanden som følge av kultivering. Bestanden i Årøyelva er i tillegg betydelig større enn gytebestandsmålet og vi anbefaler derfor at kultivering av laks opphører. Dersom kultiveringen allikevel blir opprettholdt anbefaler vi at kultiveringspraksisen, så langt det er mulig justeres, slik at bidraget fra hver stamfisk blir så likt som mulig, at dødeligheten i anlegget minimeres fra rogn til utsatt fisk, at en innfører slektskapsanalyser av stamfisken for å unngå krysninger mellom nært beslektede individer og at antall fisk som settes ut står i forhold til effektivt antall stamfisk og effektivt antall vill gytefisk.

Det anbefales videre at driftsmønsteret i Årøy kraftverk endres for å redusere dødelighet ved at fisk strander ved hurtige reduksjoner i driftsvannføring. I tillegg anbefales det å utrede muligheten for å utføre fysiske tiltak i elvebunnen for å redusere tørrfallsområder, for eksempel ved å flate ut elveleiet på partier hvor elven i dag renner i en konsentrert dypål på lave vannføringer. For øvrig kan det vurderes å bytte ut fiskesperren, avhengig av hvilken forvaltningsmessig formål denne skal ha. Ved eventuell etablering av ny sperre er det viktig at kanalens verdi som gyte og oppvekstområde opprettholdes. Dette kan for eksempel gjøres ved å benytte en sperreløsning som kan tas bort etter fiskesesongen.

## 1.0 Innledning

### 1.1 Bakgrunn og hensikt

Årøyelva er kjent for å være en god lakseelv med en betydelig andel storvokst laks, og har status som nasjonalt laksevassdrag. Vassdraget er regulert, og for å øke kunnskapsstatusen om laksebestanden og eventuelle regulerings effekter i vassdraget, har Miljødirektoratet (i brev datert 05.06.2014) pålagt vassdragsregulanten Sognekraft å utføre fiskebiologiske undersøkelser i vassdraget. Pålegget omfattet følgende undersøkelser:

- Årlige ungfiskundersøkelser med elektrisk fiskeapparat i perioden 2014 – 2018.
- Årlige gytefisktellinger ved drivtelling i perioden 2014 – 2018.
- Innsamling og analyse av skjellprøver av laks og sjøaure årlig i perioden 2014 – 2018. Det skal beregnes smoltalder og vekst. Videre skal det gjennomføres genetisk analyse av et tilfredsstillende antall skjellprøver av laks for å vurdere mulige genetiske endringer hos villaksen som følge av kultivering (Ryman-Laikre effekt).
- Undersøke i hvilken grad risten/fiskesperren fungerer tilfredsstillende, og eventuelt utgreie alternative løsninger.
- Vurdere mulige endringer i temperaturforhold etter reguleringen og eventuelle produksjonsbegrensende effekter.
- Vurdere hvordan vannføringsvariasjoner og effektkjøring rammer habitatet (tørrlegging, habitattype, tid, omfang) og fisken.
- Undersøke potensialet for ungfiskproduksjon ovenfor Helvetesfossen.
- Vurdere dagens kultiveringsstrategi opp mot alternative, mer naturlige kompensasjonstiltak.

På bakgrunn av dette har NORCE LFI (tidligere Uni Research Miljø) utført fiskebiologiske undersøkelser i Årøyvassdraget i samarbeid med NINA, som har utført genetiske analyser av laksebestanden. Resultatene opparbeidet i prosjektet er presentert i en rekke årsrapporter (Skoglund m.fl. 2015, 2016, 2017, 2018). Denne rapporten er sluttrapport for prosjektet og har til hensikt å presentere resultatene for prosjektperioden 2014 – 2018.

### 1.2 Vassdraget og reguleringer

Årøyelva (NVE vassdragsnr. 077.Z) renner ut i Barsnesfjorden innerst i Sogndalsfjorden. Den lakseførende strekningen ligger i Sogndal kommune, mens store deler av nedslagsfeltet ligger i Luster kommune. Vassdraget har et nedbørfelt på 451 km<sup>2</sup> (Figur 1), og omfatter avrenning fra Jostedalsbreen (bre utgjør 19 % av nedslagsfeltet) og høyfjellsområder (40 %, jmf <http://nevina.nve.no/>).

Vassdraget ble først regulert i 1943 ved bygging av Årøy I, som har inntak i elva om lag 500 m nedstrøms Hafslovatnet, og utløp om lag 150 m nedstrøms Helvetesfossen på anadrom strekning. Årøy kraftverk ble satt i drift i 1983 og har inntak i Hafslovatnet, og utløp på anadrom strekning like ved Årøy I. Begge kraftverkene er i drift, og har en samlet installert effekt på 94 MW, og en slukeevne på om lag 80 m<sup>3</sup>/s. Kraftverkene utnytter Hafslovatnet (167,2 - 168,5 moh.) og Veitastrondsvatnet (168 - 170,5 moh.) som reguleringsmagasin. Reguleringen medfører at elvestrekningen fra Hafslovatnet og ned til utløpet av kraftverkene er svært redusert. Det foreligger ingen krav til minstevannføring på denne strekningen, men det slippes vanligvis vann fra dammen i Hafslovatnet



og ned til inntaket til drift i Årøy I. På den anadrome stekningen berører dette den om lag 150 m lange strekningen fra Helvetesfossen og ned til kraftstasjonen. I forbindelse med byggingen av Årøy kraftverk ble det etablert en om lag 120 m lang kanal fra utløpstunnelen og inn i elva som også er tilgjengelig for anadrom fisk. Nedstrøms utløpet av kraftstasjonene (v/kote 21) er det en pålagt minstevannføring på 3 m<sup>3</sup>/s.



**Figur 1.** Oversikt over nedbørsfeltet til Årøyelva. Den røde prikken angir utløpet av vassdraget i sjø. Kart hentet fra [www.NVE.no](http://www.NVE.no).

### 1.3 Fiskebestandene i Årøyelva

Årøyelva er vedtatt som nasjonalt laksevassdrag, og er kjent som en god lakseelv med en spesielt storvokst laksebestand. Den lakseførende strekningen er ca. 1,2 km, og har en forholdsvis høy gradient og hurtigrennende vann. Elvearealet av den lakseførende strekningen er oppgitt å være 46 350 m<sup>2</sup> og gytebestandsmålet er satt til 4 egg per m<sup>2</sup>, eller tilsvarende 128 kg hunnfisk (Anon. 2015).



#### 1.4 Effekter av kultivering og effektiv bestandsstørrelse

Kultivering kan føre til ønskede og uønskede genetiske endringer i en bestand. Miljødirektoratet anbefaler at motivasjonen for kultivering av laks bør være bevaring av sårbare bestander og fortrinnsvis praktiseres etter at andre kompensierende tiltak er utprøvd (Skår mfl. 2011). Miljødirektoratet har utarbeidet retningslinjer for kultivering (Jøranlid 2014) og en veileder for utsetting av fisk (Karlsson mfl. 2016a). Formålet med retningslinjene og veilederen er å sikre at genetisk variasjon og genetisk integritet i størst mulig grad opprettholdes i de kultiverte bestandene. Bevaring av genetisk variasjon innebærer riktig utvalg av stamfisk og å balansere antall stamfisk mot antall utsatt fisk og antall gytefisk i elven. I tillegg til bevaring av genetisk variasjon er det også viktig å bevare genetisk integritet. I praksis vil dette si at man ikke bør benytte stamfisk fra en annen elv enn den lokale. Videre er det svært viktig å unngå innkrysning med rømt oppdrettslaks, eller avkom fra rømt oppdrettslaks, samt å minimere genetisk forandring som en følge av domestisering (domestiseringsseleksjon). Sistnevnte innebærer for eksempel endret genuttrykk som følge av oppdrettsmiljøet (epigenetiske effekter) (Christie mfl. 2016, Le Luyer mfl. 2017, Hagen mfl. 2019) og utilsiktet seleksjon for tilpasning til oppdrettsmiljø (Christie mfl. 2012a).

Effektiv bestandsstørrelse er et standardisert mål på bestandsstørrelse og kan direkte relateres til tap av genetisk variasjon. Jo lavere effektiv bestandsstørrelse desto raskere er tapet av genetisk variasjon. Dette gjør effektiv bestandsstørrelse til et sentralt mål i vurdering av effekter ved kultivering. I naturlige bestander er det ofte stor variasjon i antall avkom, og effektivt antall foreldre er derfor forskjellig fra potensielt antall foreldre (Frankham 1995, Nunney 1999, Wright 1931). Dette er også tilfellet for stamfisk som brukes i kultivering, der det effektive antall stamfisk som regel er forskjellig fra det antallet som er brukt i krysninger. Dersom variasjonen i antall avkom mellom foreldre er stor vil dette gi et lavt effektivt antall foreldre, mens en liten variasjon vil gi tilsvarende høyt effektivt antall foreldre. Videre vil en skjev kjønnsfordeling føre til lavt effektivt antall foreldre i forhold til en lik kjønnsfordeling. Et likt bidrag fra hver stamfisk og lik kjønnsfordeling vil dermed gi best utnyttelse av stamfisken.

Kultivering kan føre til en reduksjon av effektiv bestandsstørrelse (Ryman-Laikre effekt) (Ryman & Laikre 1991). Denne effekten oppstår ved at et begrenset antall stamfisk får uforholdsmessig mange avkom som bidrar til neste generasjon i bestanden. Med riktig forholdstall mellom effektivt antall stamfisk, effektivt antall ville gytefisk og andel utsatt fisk kan man imidlertid oppnå en betydelig økning i total effektiv bestandsstørrelse sammenliknet med om man ikke hadde satt ut fisk. Det er derfor viktig å ha kunnskap om disse forholdstallene og gjøre justeringer om nødvendig. Ryman-Laikre effekten har tidligere blitt dokumentert som følge av kultivering (Christie mfl. 2012b). Ryman-Laikre-effekten kan beregnes om man kjenner: 1. effektiv bestandsstørrelse til den villproduserte fisken, 2. effektiv bestandsstørrelse til den kultiverte fisken, og 3. andel kultivert fisk i gytebestanden. Dersom tilslaget er svært dårlig vil kultivering ha liten effekt på bestanden. Det er derfor viktig å etterstrebe en god balanse mellom tilslag og antall stamfisk og gytefisk i bestanden. En slik evaluering krever at utsatt fisk kan bli sporet til sine stamfiskforeldre ved hjelp av molekylærgenetiske metoder (Karlsson mfl. 2016a). En forutsetning for å kunne utføre en evaluering er derfor at det blir samlet inn vev- eller skjellprøver av all stamfisk, samt stikkprøver av bestanden i elven. Fra vevsprøvene ekstraheres det DNA og individene kan dermed genotypes på et sett markører som gir informasjon om genetisk variasjon, slektskap og genetisk avstand mellom individer. Ved hjelp av denne informasjonen kan den effektive bestandsstørrelsen beregnes.

## 1.5 Innkrysning av rømt oppdrettslaks

Kunstig seleksjon for økonomisk viktige trekk og genetisk drift i oppdrettslinjene har ført til at oppdrettslaks er svært forskjellig fra villaks (Debes & Hutchings 2014, Einum & Fleming 1997, Fraser mfl. 2010, Solberg mfl. 2013, Thodesen mfl. 1999, Yates mfl. 2015). Oppdrettslaksen er av den grunn mindre tilpasset livet i naturen og innkrysning av oppdrettslaks i ville bestander har derfor negative konsekvenser for villaksen (Fleming mfl. 2000, McGinnity mfl. 2003) og fører til endringer i viktige livshistorieegenskaper som alder ved kjønnsmodning og vekst (Bolstad mfl. 2017). Kultivering er et potensielt kraftfullt redskap for å introdusere uønskede gener fra rømt oppdrettslaks i en naturlig bestand. I kultiveringsprogrammet for Eira er det vist at innkryssede stamfisk har fått flere voksne avkom enn stamfisk av rent villaksopphav og at kultiverte individer har høyere grad av innkrysning (Hagen mfl. 2019). Årlig stamfiskkontroll ved hjelp av skjellanalyser luker ut første generasjons rømt oppdrettslaks. Disse skjellanalysene kan imidlertid ikke identifisere stamfisk som er avkom fra krysninger mellom villaks og rømt oppdrettslaks. Det har blitt utviklet et sett med genetiske markører som uavhengig av villaksbestand eller oppdrettslaksstamme skiller mellom villaks og oppdrettslaks (Karlsson mfl. 2011). På bakgrunn av dette verktøyet har det også blitt utviklet en standardisert metode for å beregne sannsynligheten for at et individ har oppdrettsgenetisk opphav (Karlsson mfl. 2014). Siden 2014 har det blitt gjennomført obligatorisk genetisk kontroll av all potensiell stamlaks. Individer som sannsynligvis ikke har rent villaksopphav blir forkastet som stamfisk (Karlsson mfl. 2018).

## 2.0 Material og metoder

### 2.1 Gytefisktelling

Gytefisktellingen ble utført ved drivtelling iht. Norsk Standard NS 9456-2015. Observasjoner av fisk ble fortløpende notert på vannfaste blokker og markert på vannfaste kart. Sjøauren ble delt inn i følgende størrelseskategorier: <1 kg, 1-2 kg, 2-3 kg og >3 kg. Blenkjer, dvs. umoden sjøaure som vandrer frem og tilbake mellom ferskvann og sjø, ble registrert, men ikke tatt med i regnskapet over gytefisk. Laksen ble delt inn i følgende størrelseskategorier: smålaks (<3 kg), mellomlaks (3-7 kg) og storlaks (>7 kg). Oppdrettslaks ble skilt fra villaks ut i fra morfologiske kriterier. Den kan ofte skilles fra villfisk ut fra finneslitasje, kroppsform og avvikende pigmenteringsmønster, men oppdrettslaks som har gått i sjøen i lengre tid vil ofte ikke kunne skilles fra villaks utelukkende basert på morfologiske kriterier. Dette medfører at andelen av oppdrettslaks generelt kan bli noe underestimert ved drivtelling.

Gytefisktellingene ble utført i løpet av siste halvdel av oktober eller månedsskifte oktober/november (Tabell 1). Vannføring ble i alle tilfeller regulert ned. Siktforholdene var noe begrenset pga. breslam i vannet (effektiv sikt ca. 3 m). De begrensede siktforholdene gjorde det vanskelig å få tilstrekkelig gode observasjoner av morfologiske kriterier på fisken, og dermed sikker identifisering av rømt oppdrettslaks. Det er derfor sannsynlig at andelen oppdrettslaks kan ha blitt underestimert. De utfordrende siktforholdene i kombinasjon med høye fisketettheter gjorde det også vanskelig å identifisere fettfinneklippet fisk. I 2014 ble tellingene utført med 3 dykkere parallelt i elveprofilen hele veien, mens tellingene i de øvrige årene ble utført med tre dykkere i kanalen, og deretter to dykkere på den øvrige elvestrekingen.

**Tabell 1.** Tidspunkt og vannføring under gjennomføring av drivtelling i Årøyelva i årene 2014 – 2018.

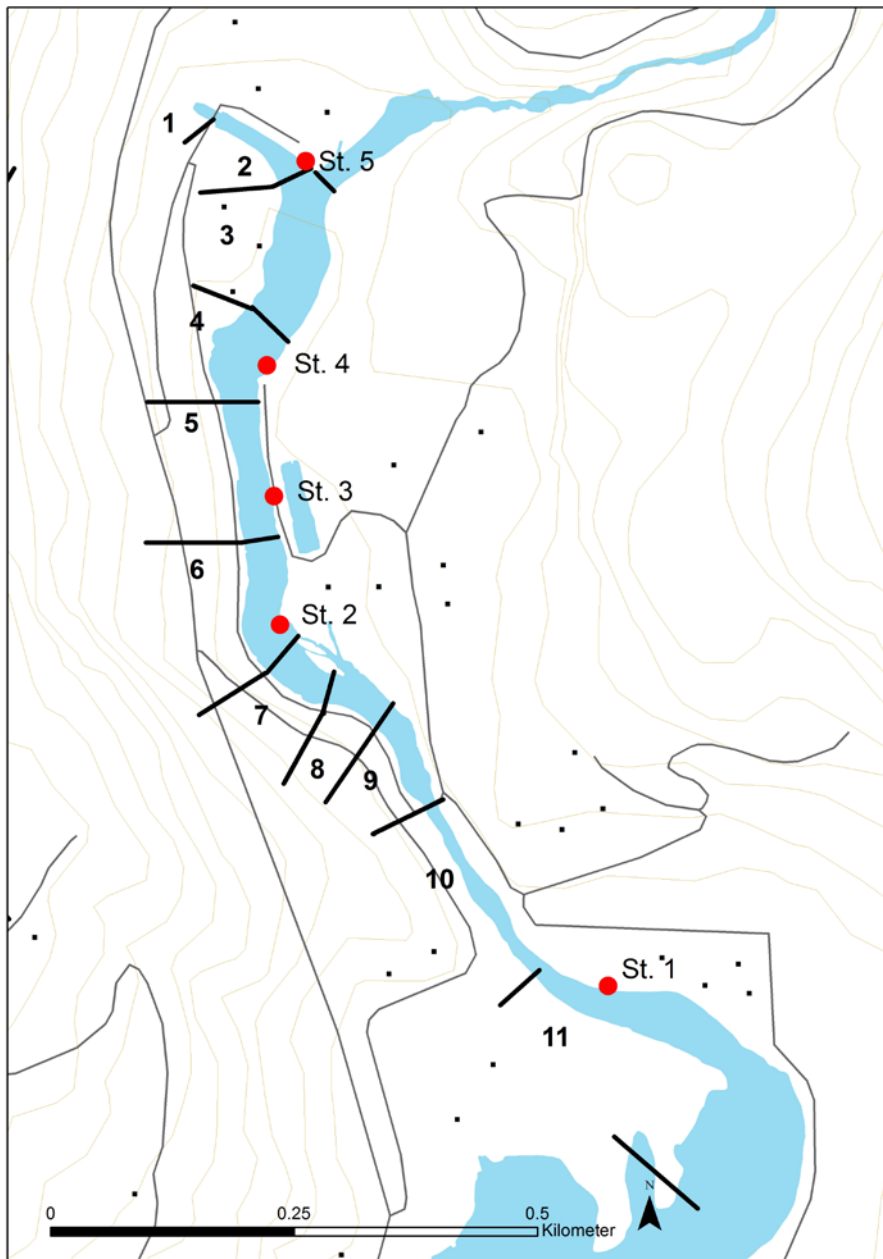
Dato for gjennomføring	Vannføring m <sup>3</sup> /s
16.10.2014	8,5
16.10.2015	5,8
21.10.2016	3,5
24.10.2017	3,3
01.11.2018	3,6

## 2.2 Elektrisk fiske

For å undersøke tettheten av ungfisk ble det gjennomført et kvantitativt elektrisk fiske med tre gangers overfiske på hver stasjon i henhold til standard metode beskrevet av Bohlin mfl. (1989). Det ble fisket på fem stasjoner (Figur 2). Det ble tatt utgangspunkt i allerede etablert stasjonsnett i vassdraget (Urdal & Sægrov 2008), med unntak av stasjon 2 som ble flyttet til den andre siden av elva. Arealet på den enkelte stasjon var 100 m<sup>2</sup>. All fisk samlet inn ved elektrisk fiske ble artsbestemt og lengdemålt. Et utvalg av fisken ble avlivet og tatt med for aldersanalyser, mens resten av fisken ble satt ut igjen. I tilfeller der den estimerte fangbarheten på stasjonene er  $p > 0,5$ , er det benyttet en fangbarhet  $p = 0,5$ . En oversikt over tidspunkt, vannføring og vanntemperatur ved elektrisk fiske i Årøyelva er gitt i Tabell 2.

**Tabell 2.** Dato, vannføring og vanntemperatur ved gjennomføring av elektrisk fiske i Årøyelva.

Dato	Vannføring (m <sup>3</sup> /s)	Vanntemperatur (°C)
16.10.2014	8,5	8
16.10.2015	5,9	7,6
21.11.2016	8,6	2,6
24.10.2017	3,4	6,1
01.11.2018	3,6	5,3



**Figur 2.** Kart med oversikt over stasjoner for elektrisk fiske og segmenter for gytetfisktelling i Årøyelva.

### 2.3 Temperatur, vannstand og vannføring

Det ble benyttet data for vanntemperatur fra NVE fra utløpet av Årøy kraftverk (77.14.0.1003.3). Data for driftsvannføring, samt vannføring og vannstand i elv i perioden 2013 – 2018 ble oppgitt fra Sognekraft.

### 2.4 Habitatkartlegging

Habitatforholdene i Årøyelva ble kartlagt basert på metoden beskrevet i Forseth & Harby (2013). Habitatparameterne ble notert på skjema og kart på vannfast papir, og lokalisert ved bruk av kartskisser og ved bruk av GPS. Innenfor elvestrekninger som har forholdsvis like fysiske forhold (mesohabitatnivå) med tanke på strøm og bunnforhold ble følgende habitatparametere registrert:

**Mesohabitat** og **elveklasser** - ble klassifisert etter overflatebølger, helningsgrad, vannhastighet og vanddyb som beskrevet i Forseth & Harby (2013).

**Substrat** – ble klassifisert innenfor hvert mesohabitatområde ved at dekningsgraden (%) av ulike substratkategorier ble estimert: Mudder (organisk finsediment), sand (<1 mm), grus (1-64 mm), stein (64-384 mm), blokk (> 384 mm) og fast fjell.

**Skjulforhold** – antall og størrelse på skjul i substratet ble kvantifisert etter metode beskrevet i Forseth & harby (2013) ved å måle hvor mange ganger en 13 mm tykk plastslange kan føres inn i hulrom mellom steiner innenfor en stålramme på 0,25 m<sup>2</sup>. Størrelsen på hulrommene bestemmes ut i fra hvor langt inn slangen kan stikkes, og dels inn i tre skjulkategorier: S1: 2-5 cm, S2: 5-10 cm og S3: >10 cm. For at skjulmålingene skal gjøres så representative som mulig med tanke på substratsammensetningen innenfor et område, foretas skjulmålinger i transekt ved at metallrammen kastes ut på tre «tilfeldige» punkt i elven innenfor et område med forholdsvis likt substratforhold. På hvert transekt ble det gjort målinger på ett punkt i den delen av elveleiet som er tørrlagt ved minstevannføring, ett punkt på grunt vann nært bredden, og et punkt nær midten av elveleiet. Vektet skjul blir deretter beregnet ved å beregne gjennomsnittet av skjulmålinger for hver av de tre målingene ut i fra følgende sammenheng:  $S1 + S2 \times 2 + S3 \times 3$ .

Ut i fra verdiene for vektet skjul klassifiseres skjulforholdene som svært lite (< 1), lite (1-5), middels (5-10), mye (> 10) og svært mye (>15).



Skjulforhold for ungfisk måles ved å kvantifisere antall og størrelse på hulrom i elvebunnen med en plastslange (substrat-o-meter) innenfor en rute på 0,25 m<sup>2</sup>. Slangen er markert med røde markører som brukes til å måle størrelsen (dybde) av hulrommene. Illustrasjon av skjulmålinger i substrat med mye fin grus og sand hvor det ikke finnes hulrom, og dermed svært lite skjul (t.v.), og i substrat med stein/blokk som gir mye skjul (t.h.).

**Gyteområder** – ble kartlagt basert både på undervannsobservasjoner av bunnforholdene ved snorkling, og erfaringsmessig kjennskap til laksens krav til gytehabitat. De viktigste kriteriene vil være substratforhold, vannhastighet og vanddyb. I de fleste tilfellene kunne gyteområdene identifiseres ved at bunnen er tydelig bearbeidet av gyteaktivitet. I tillegg ble det gravd forsiktig i grusen etter egg for å bekrefte gyting.

Resultatene fra kartleggingen ble digitalisert ved bruk av ArcGIS 10.1. Habitatkartene og gyteområder ble tegnet ut i fra kart og notater fra feltarbeidet, samt ved hjelp av flyfoto. Kartene ble basert på elvepolygonet fra grunnlagskartet, slik at arealene ikke nødvendigvis er representative for elvearealet ved den rådende vannføringen under kartleggingen. Hvert mesohabitatpolygon fikk en



klassifiseringsverdi for skjul som beskrevet ovenfor (svært lite, lite, middels, eller mye) basert på skjulmålinger innenfor området, eller ut i fra nærmeste måling som hadde tilsvarende substratforhold.

Feltarbeidet ble gjennomført den 10.04.2014 ved en vannføring på 3,4 m<sup>3</sup>/s.

### **Kartlegging av vanndekt areal**

For å kartlegge vanndekt areal på ulike vannføringer ble det benyttet en drone (DJI Phantom3 Professional) som tok bilder sekvensielt nedover hele elven. Bildene ble deretter satt sammen, og areal ble beregnet ved å tegne inn polygon av vanndekte arealer ved bruk av ArcGIS (v.10.4). Det ble i løpet av vinteren og våren 2017 utført tre flyvninger med drone. I tillegg ble det også benyttet ortofoto fra tidligere tidspunkt som grunnlag for å beregne vanndekt areal ved høyere vannføringer.

## **2.5 Genetiske analyser**

Alle individer som ble aldersbestemt og fanget i løpet av fangstårene 2016, 2017 og 2018 ble genotypet. I tillegg ble all stamfisk for gyteårene 2009 – 2013 genotypet for å kunne identifisere avkom etter utsetninger fra disse produksjonsårene. Fra og med 2014 ble all stamfisk gjenstand for stamlakskontroll, og NINA hadde dermed tilgang på genotyper til all stamlaks fra og med 2014 i arkivmateriale. Den genetiske profilen til fisken fra de ulike årsklassene (avkom) ble sammenliknet med profilen til stamfiskene (foreldrene) og således identifisert som avkom til stamfisk dersom genotypene matchet. De med ikke matchende genotype, men som er fettfinneklippet ble antatt å være feilvandrerer fra andre utsetninger, mens de som hverken hadde matchende genotype eller var fettfinneklippet ble identifisert som villprodusert fisk. Videre ble det benyttet 77 historiske prøver fra 1981, 1982 og 1983; 96 stamfisk fra 2014 og 2015, samt 105 voksenfisk fra 2009 – 2013 til å vurdere endringer i effektiv bestandsstørrelse for totalbestanden basert på koblingsulikevekt.

### **Genetisk tilordning av avkom til stamfiskforeldre**

Kultivert fisk ble tilordnet stamfiskforeldre basert på Mendelsk nedarving. Dette innebærer at avkom arver ett av to gener fra hver av foreldrene og ved å analysere et tilstrekkelig høyt antall gener kan vi med tilnærmet 100 % sikkerhet identifisere hvilke foreldre et individ har. Analysen ble utført ved hjelp av et skript i Visual Basic (Thomas Moen, AquaGen AS, upublisert). I denne analysen har vi brukt genotyper for 74 Single Nucleotide Polymorphisms (SNPs). Stamfisken ble genotypet for alle genetiske markører (SNPer). For å ta høyde for mulige feil ved genotyping, ble det tillatt en mismatch mellom identifiserte foreldre og avkom, dersom krysningen stemte med krysningslista og tilordnet mor hadde samme mitokondrielle haplotype (se beskrivelse nedenfor) og det ikke var noe annet par med tilsvarende match. To avkom ble tilordnet med én mismatch hver. Alle andre avkom hadde 100 % sammenfallende genotyper med foreldre. For å videre øke sikkerheten av den genetiske tilordningen ble all stamfisk uavhengig av gyteår, kjønn og oppgitt krysning satt som mulige foreldre. Det ble tatt høyde for mulig feil i aldersbestemmelse fra skjellanalysen ved at genetisk tilordning av avkom til foreldre ble gjort uavhengig av gyteår. Genetisk tilordning av avkom til stamfiskforeldre ble sjekket ved å sammenlikne mitokondriell haplotype (basert på 15 mitokondrielle SNPer) hos ho-stamfisk med avkom. Prinsippet her er at mødre og avkom er nødt til å ha samme haplotype, da mitokondriet i sin helhet og utelukkende nedarves fra mor til avkom.

### **Beregning av effektiv bestandsstørrelse i stamfisk og vill gytefisk**

Effektivt antall foreldre er som regel forskjellig og ofte mindre enn faktisk antall foreldre. Med ulikt antall ho- og hannfisk og en stor forskjell i antall avkom vil effektivt antall foreldre bli mindre enn faktisk antall foreldre. Effektivt antall foreldre for kultivert fisk beregnes separat for hanner og hunner for hvert gyteår ut ifra antall tilordnede avkom i henhold til følgende formel (Caballero 1994):

$$NeK = \frac{N\mu - 1}{\mu - 1 + \left(\frac{\sigma^2}{\mu}\right)}$$

Der N er antall stamfisk,  $\mu$  er gjennomsnittlig antall avkom per stamfisk og  $\sigma^2$  er variansen i antall avkom blant stamfiskene. Variansen i antall avkom ble skalert til 2, hvilket tilsvarer gjennomsnittlig antall avkom for å opprettholde en stabil bestandsstørrelse, mens  $\mu$  ble satt = 2. Totalt effektivt antall stamfisk ble videre beregnet i henhold til følgende formel:

$$NeK = \frac{4 (Ne\varphi \cdot Ne\sigma)}{Ne\varphi + Ne\sigma}$$

Beregning av effektivt antall gytefisk for villfisk ble gjort ved hjelp av «Sibship» metoden (Wang 2009) som er implementert i programmet COLONY 2.0.2.3 (Jones & Wang 2010). Denne estimerer effektivt antall foreldre i bestanden ved å identifisere halv- og helsøsken ut fra genotypisk likhet og ut fra sammensetningen av hel- og halvsøsken og ubeslektede individer i en stikkprøve av bestanden.

#### **Vurdering av en Ryman-Laikre effekt som følge av kultivering**

Dersom et fåtall stamfisk får mange avkom som returnerer som voksen gytefisk og bidrar uforholdsmessig mye til den samlede bestanden, vil dette kunne lede til at den totale effektive bestandsstørrelsen (bidraget fra stamfisk og bidraget fra vill gytefisk) blir redusert som følge av kultivering.

Den totale effektive bestandsstørrelsen med bidrag fra kultivering og den naturlige reproduksjonen ble beregnet ut fra følgende formel:

$$NeTotal = \frac{1}{\left(\frac{x^2}{NeK}\right) + \frac{(1-x)^2}{NeV}}$$

Hvor  $NeV$  tilsvarer effektivt antall gytefisk i den ville bestanden (fra Sibship analyser),  $NeK$  er effektivt antall stamfisk og  $x$  er andel kultivert fisk i bestanden for hvert gyteår. Andel kultivert fisk ble beregnet ut i fra hvor mange individer som ble tilordnet foreldre i hvert gyteår. Beregning av  $NeTotal$  ble gjort separat for hvert gyteår. Dersom  $NeTotal$  er mindre enn effektiv bestandsstørrelse i den ville bestanden ( $NeV$ ) kan man slutte at den totale effektive bestandsstørrelsen hadde vært større uten noe bidrag fra utsatt fisk, det vil si en Ryman-Laikre effekt. Dersom  $NeTotal$  er større enn effektiv bestandsstørrelse i den ville bestanden ( $NeV$ ) kan man slutte at kultivering har bidratt til å øke den samlede effektive bestandsstørrelsen.

#### **Estimering av grad av genetisk innkrysning av oppdrettslaks i stamfisk**

I hvilken grad villaks er innkrysset med oppdrettslaks ble vurdert individuelt for alle genotypede individer som beskrevet i Karlsson mfl. (2014, 2016a, 2016b), der hvert individ gis en P(wild) verdi mellom 0 og 1. Individer med P(wild) verdi under 0,71 har sannsynligvis ikke rent villaksopphav i henhold til grenseverdi brukt ved stamlakskontroll (Karlsson mfl. 2015). I hvilken grad stamfisk med

oppdrettsopphav har produsert flere avkom enn stamfisk med rent villaksopphav ble vurdert ved hjelp av en «linear mixed» modell i programvaren R. Fremgangsmåten tilsvarende som er beskrevet i Hagen mfl. 2019, men med en noe enklere modell på grunn av at færre parametere var tilgjengelige. Vi har vurdert om gjennomsnittlig  $P(\text{wild})$  for et stamfiskpar forklarer antall avkom (log-transformert) som ble registrert fra paret. På grunn av mulige epigenetiske effekter av kultivert opphav har vi analysert ville og kultiverte stamfiskhunner hver for seg. På grunn av at vekt for de fleste stamfiskhunner mangler ble det laget en funksjon for å estimere vekt basert på fiskens lengde. For å lage denne funksjonen benyttet vi alle hunnfisker fra Årøy hvor både vekt og lengde var oppgitt (til sammen 13 individer fra 2009). I modellen har vi kontrollert for den estimerte vekten på hunner og brukt gyteår som «random» faktor. Videre har vi også vurdert om den kultiverte andelen av elvebestanden har høyere grad av innkrysning enn den ville andelen av bestanden.

### **Beregning av slektskap i gytebestand og reproduserende stamfisk**

For å vurdere om stamfisken som ble brukt i Årøyelva hadde høyere eller mindre slektskap mellom hverandre enn slektskapet mellom individer innen resten av gytebestanden i elva, analyserte vi såkalt «relatedness» med programmet COANCESTRY 1.0.1.8 (Wang 2011). Metoden baserer seg på en forventning om «identity by descent», altså at like gener i individer innen samme bestand skyldes nedarving fra en felles slektning. Slektskapet estimeres ut fra hvor mange gener som er felles mellom par av individer, vektet med frekvensen av de undersøkte genene i bestanden. Denne analysen ble utført med all stamfisk som ble godkjent i henhold til stamfiskkontrollen for fangstårene 2016 – 2018, og sammenliknet med slektskap beregnet for all gytefisk fanget i elven for det samme årene. Gjennomsnittlig slektskap til de to gruppene ble sammenliknet med en bootstrap-analyse med 1000 repetisjoner, der par av individer med tilhørende relatedness-estimat ble tilfeldig plassert i en av to grupper. Gjennomsnittlig forskjell mellom gruppene ble estimert for hver repetisjon og til slutt sammenliknet med den observerte forskjellen mellom gruppene. Dersom den observerte forskjellen var utenfor 95 % av de tilfeldig genererte forskjellene anså vi gruppene for å ha signifikant forskjellig gjennomsnittlig slektskap.

### **Genetiske endringer i bestanden over tid**

For å vurdere om den effektive bestandsstørrelsen for totalbestanden har endret seg over tid har vi beregnet effektiv bestandsstørrelse for elvebestanden med stikkprøver av bestanden fra fire forskjellige perioder:

- Historiske prøver fra fangstårene 1981, 1982 og 1983 (N = 77)
- Prøver fra sportsfiske fra fangstårene 2009 – 2013 (N = 76)
- Prøver fra stamfisk fra fangstårene 2014 og 2015 (N = 40)
- Prøver fra høstfiske/stamfiske fra fangstårene 2016, 2017 og 2018 (N = 256)

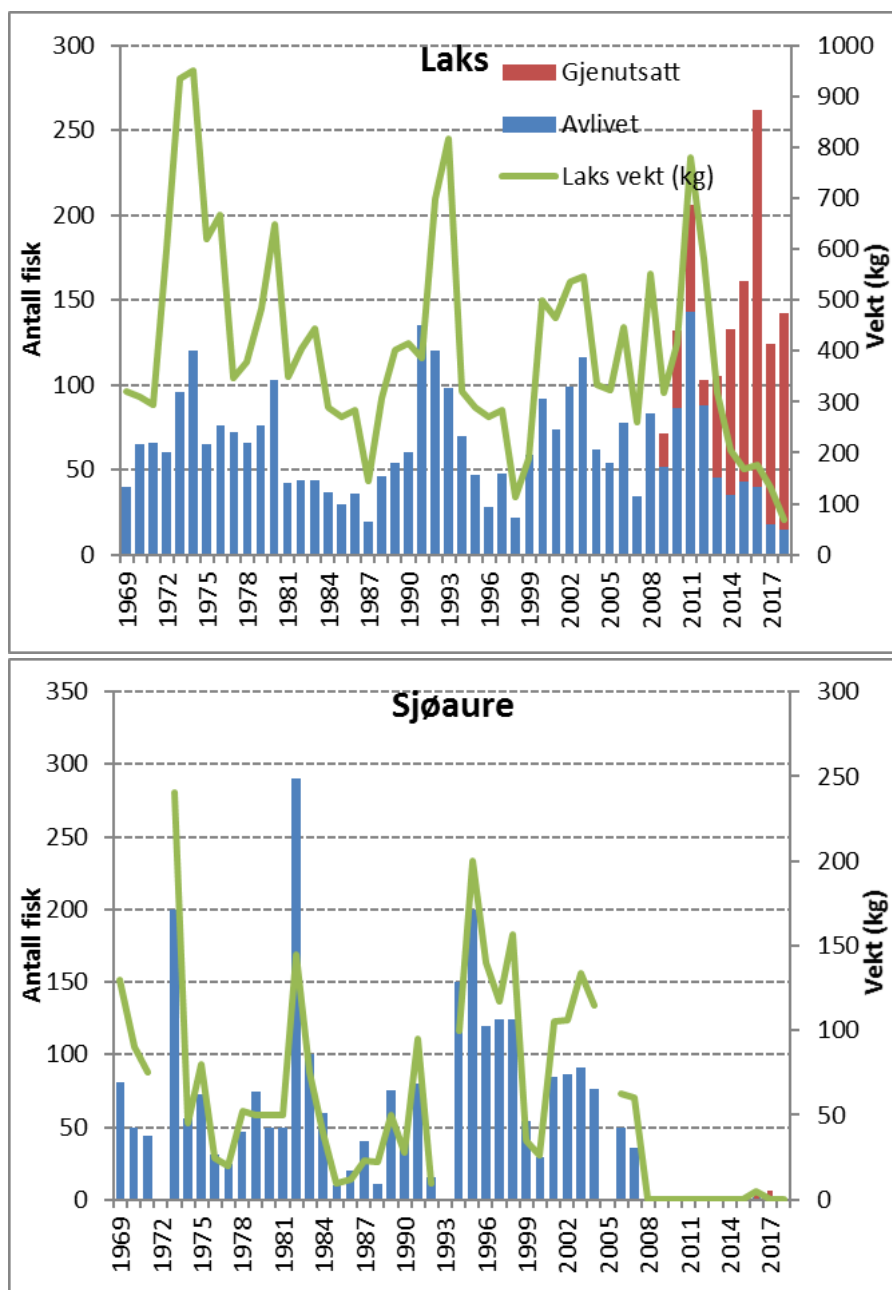
Beregning av effektiv bestandsstørrelse ( $N_e$ ) ble gjort for hver av disse periodene ved hjelp av en metode som baserer seg på koblings-ulikevekt mellom genetiske markører (vi benyttet 68 SNP-markører) i programmet LDNe (Hill 1981, Waples & Do 2008). Det ble brukt en minste allelfrekvens terskel på 0.02. Individer med  $P(\text{wild})$  under 0,71 ble fjernet før analyse. Prøveantallene over gjenspeiler antall analyserte individer.

Videre har vi vurdert genetisk avstand ( $F_{st}$ ) mellom de forskjellige stikkprøvene og vurdert om heterozygositet har endret seg fra 1980-tallet til i dag. Disse analysene ble gjort i med programmene Genalex (Peakall & Smouse 2006) og Genepop (Raymond & Rousset 1995, Rousset 2008).

### 3.0 Resultater

#### 3.1 Fangst og stamfiske

I perioden 1969-2018 ble det i gjennomsnitt fanget og avlivet 407 kg laks og 59 kg sjøaure per år (Figur 3). I de senere årene har det blitt praktisert en høy grad av gjenutsetting i sportsfiske, og i perioden 2014 – 2018 ble i gjennomsnitt 81 % av fangstene gjenutsatt. Det har ikke blitt beskattet sjøaure i de senere årene.



**Figur 3.** Offisiell fangststatistikk for Årøyelva for laks (øverst) og sjøaure (nederst) (kilde: Laksregisteret og SSB). Total vekt av laks omfatter kun avlivet fisk.

I tillegg til sportsfiske har det siden 1998 årlig blitt fisket stamfisk på høsten, og en oversikt over fangstene i de ulike årene er gitt i Tabell 3.



**Tabell 3.** Oversikt over resultater av skjellanalyser fra gytefisk fanget ved stamfiske i Årøyelva i årene 1998 – 2016. Skjellanalysene ble utført av VESO/Veterinærinstituttet med unntak av i 1999, 2001, 2002 og 2005 da opphav fra skjellanalyser er ukjent (data fra Arnt Hovland Munthe).

År	Villfisk	Utsatt smolt	Oppdrett/usikker	Totalt	Kommentar
1998	11		5	16	
1999	62		16	78	
2000	24	8	7	39	
2001	-	-	1	54	Data mangler
2002	38	46	40	124	
2003	21	8	6	35	
2004	21	24	4	49	
2005	13	4	1	18	
2006	25	7	8	40	
2007	11	23	3	37	
2008	8	34	13	55	
2009	18	24	9	51	
2010	34	58	30	122	
2011	29	13	3	45	
2012	31	27	2	60	
2013	25	14	3	42	
2014	23	36	2	61	
2015	38	34	5	79	
2016	51	0	0	51	
2017	51*	0	0	51	
2018	47	5	1/10	62	

### 3.2 Gytefisktelling

Ved drivtelling i Årøyelva utført om høsten i årene 2014 – 2018 har det blitt registrert fra 334-399 laks (Tabell 4). I tillegg har det blitt registrert fra 12-81 sjøaure og fra 1-21 rømte oppdrettslaks. Gytebestanden av laks har i alle årene vært dominert av mellomlaks og storlaks, der andelene storlaks (dvs. > 7 kg) har utgjort fra 45-56 % av gytebestanden (Figur 4).

Begrenset sikt på grunn av breslam (effektiv sikt 3-4 m) og stedvis høye fisketettheter gjorde det utfordrende å karakterisere fisken med hensyn til størrelseskategorier, fettfinneklipping og vill/rømt laks. Etersom en i tvilstilfeller vil karakterisere fisken som villlaks, kan dette ha resultert i at innslaget av rømt oppdrettslaks har blitt noe underestimert. Andelen av fettfinneklippet gytefisk har vært basert på et utvalg av fisk hvor dette har vært mulig å karakterisere, samt på fisk fanget med notkast i kanalen etter tellingene i årene 2016 – 2018. Basert på disse utvalgene har fettfinneklippet fisk utgjort 31-63 % av gytebestanden i årene 2014 – 2018 (Tabell 4).

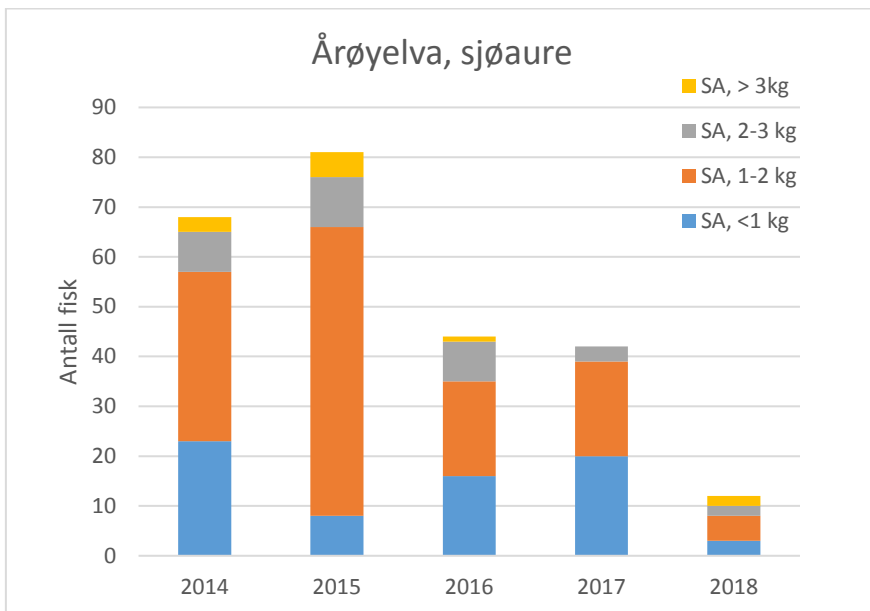
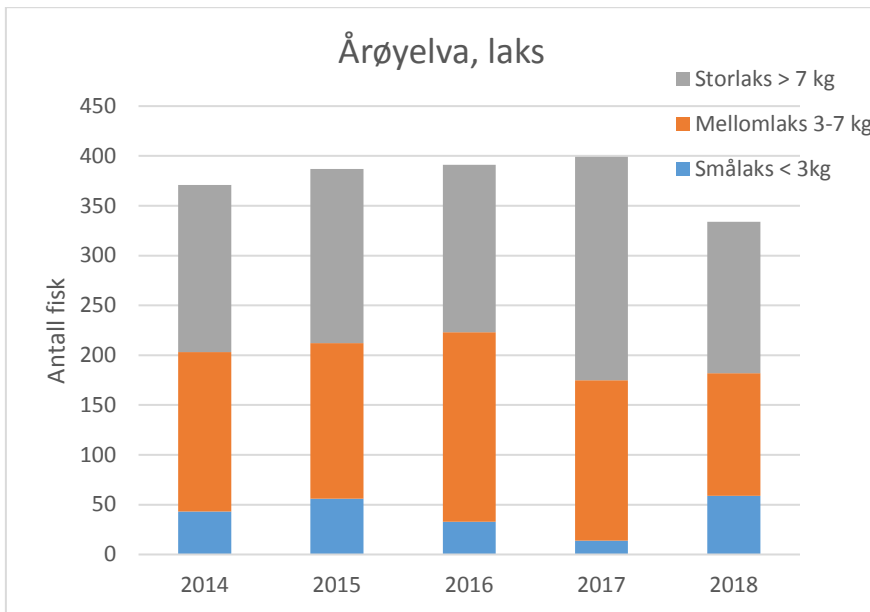
I hele perioden har det blitt registrert flest fisk i øvre delen av den anadrome elvestrekningen, og den største ansamlingen av fisk har i alle årene vært registrert i utløpskanalen fra Årøy kraftverk. I årene 2014 – 2018 har mellom 46-75 % av gytefisken blitt registrert i kanalen (Figur 5). Det har også blitt registrert noe fisk på innsiden av risten, like utenfor åpningen av kraftverkstunnelen hvert år. Fisk

som eventuelt står inne i tunnelen vil ikke bli observert, og antall gytefisk kan av den grunn bli underestimert ved tellingene.

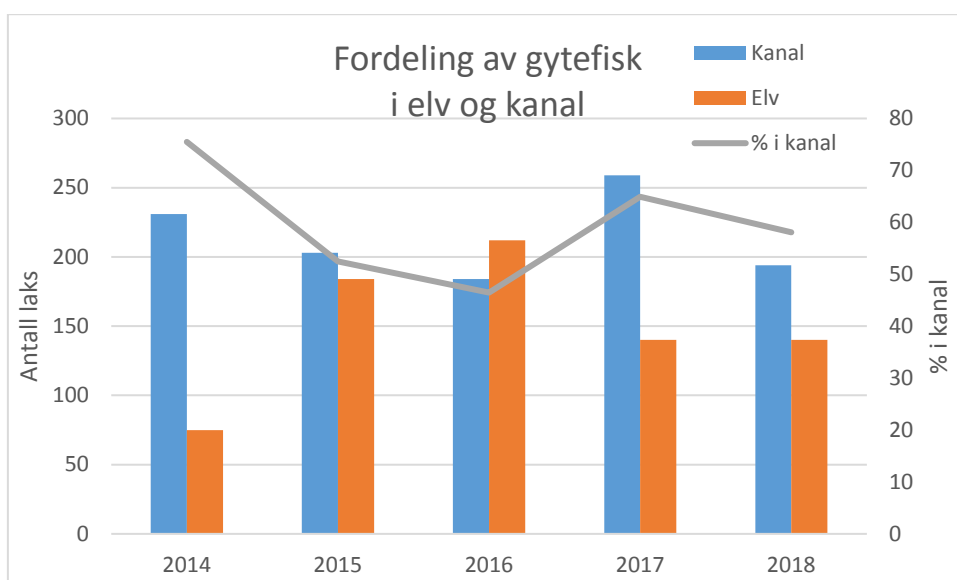
Mens gytebestanden av laks har vært forholdsvis stabil i perioden, har gytebestanden av sjøaure vist en nedadgående trend i løpet av perioden (Figur 4). Ettersom tellingene har vært utført i siste del av oktober og tidlig november, er det mulig at mange av sjøaurene har gytt og vandret ut av vassdraget. Det er også mulig at den negative trenden i perioden til dels gjenspeiler at gytefisktellingene ble utført noe senere i de siste årene, og ikke nødvendigvis en reell nedgang i sjøaurebestanden.

**Tabell 4.** Oversikt over resultatene fra drivtellingene av gytefisk i perioden 2014-2018.

År	Antall laks	Eggtetthet laks per m <sup>2</sup>	% andel fettfinneklipt	Antall rømt oppdrettslaks	Antall sjøaure	Eggtetthet sjøaure per m <sup>2</sup>
2014	371	41.2	63	1	68	2.1
2015	387	41.9	50	7	81	2.8
2016	391	44.3	31	21	44	1.3
2017	399	48.6	37	11	42	1.0
2018	334	35.1	58	6	12	0.5



**Figur 4.** Antall og størrelsesfordeling av laks (øverst) og sjøaure (nederst) registrert under drivtelling i Årøyelva i perioden 2014-2018.

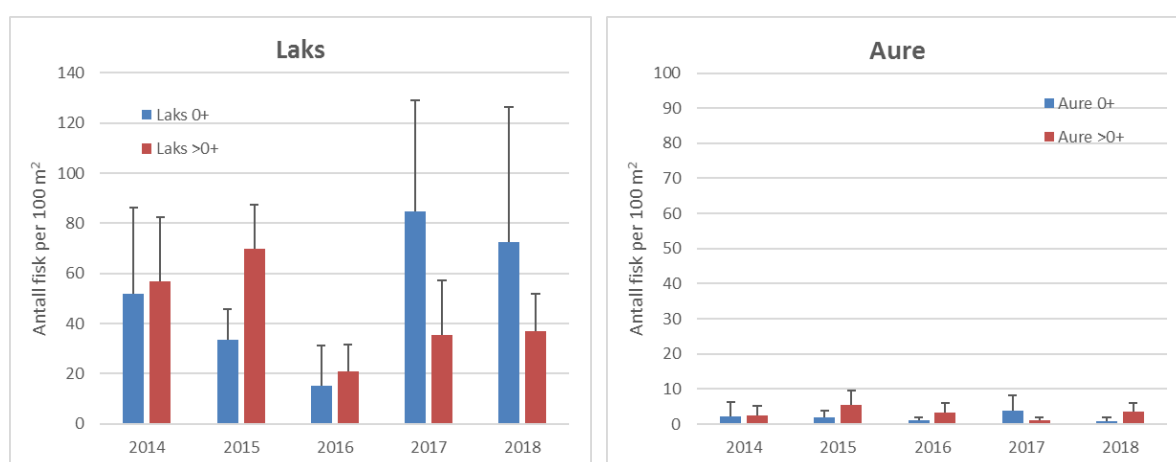


**Figur 5.** Fordeling av antall og % av laks observert i kraftverkskanalen og på den øvrige elvestrekningen under drivtellingene i Årøyelva i perioden 2014-2018.

### 3.3 Ungfiskundersøkelser

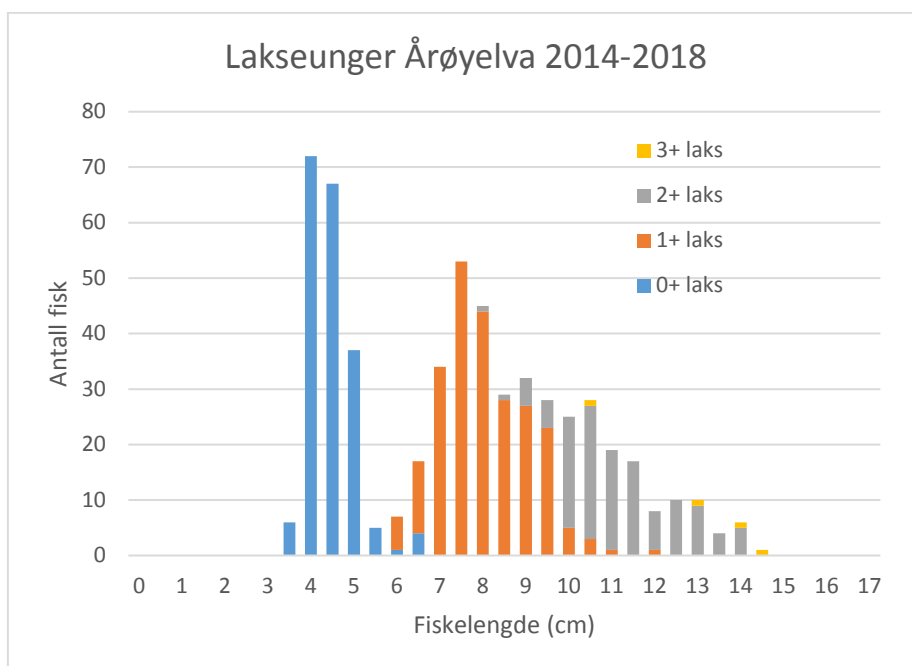
Ved elektrisk fiske har det i perioden 2014 – 2018 blitt registrert i gjennomsnitt mellom 15-85 årsyngel (0+) lakseunger per 100 m<sup>2</sup> og mellom 21-70 eldre (> 0+) lakseunger per 100 m<sup>2</sup> på de fem undersøkte stasjonene i Årøyelva (Figur 6). Tetthetene av årsyngel var høyest i de to siste årene (dvs. 2017 og 2018), mens tettheten av eldre ungfisk var høyest i de to første årene (2014 og 2015). Tetthetene av både ensomrige og eldre lakseunger var noe lavere i 2016 enn i de øvrige årene. Det er usikkert om dette gjenspeiler en reell nedgang i ungfisktetthet dette året, eller om det skyldes andre forhold som har påvirket tetthetsestimatene.

De gjennomsnittlige tetthetene av aure har variert fra 0,9-2,3 årsyngel og fra 1,2-5,4 eldre aureunger per 100 m<sup>2</sup> i undersøkelsesperioden (Figur 6). Det har årlig blitt fanget flere årsklasser av aure, men tetthetene har vært lave i hele perioden.



**Figur 6.** Gjennomsnittlige ungfisktettheter av laks (t.v.) og aure (t.h.) ved elektrisk fiske i Årøyelva i perioden 2014-2018.

Lakseyngelen har i gjennomsnitt målt 4,6 cm, og har hatt en tilvekst på om lag 3-3,5 cm i året. En oversikt over lengdefordelingen for lakseunger fanget samlet i perioden er vist i Figur 7, mens en oversikt over gjennomsnittlig lengde for ulike årsklasser i de ulike årene er gitt i Tabell 5. Tilsvarende har 0+ aure i gjennomsnitt målt 5,8 cm, og hatt en tilvekst på 2,5-4 cm i året. En oversikt over lengdefordelingen for ungfisk av aure fanget og målt i perioden er vist i Figur 8, mens en oversikt over gjennomsnittlig lengde for ulike årsklasser i de ulike åren er gitt i Tabell 6

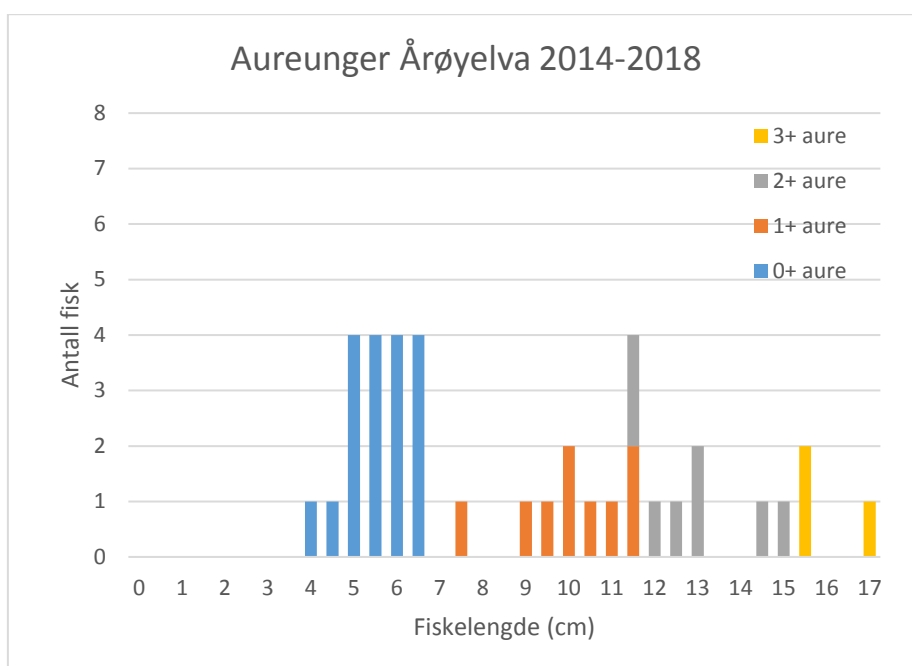


**Figur 7.** Lengdefordeling for ungfisk av laks fanget ved elektrisk fiske i Årøyelva i perioden 2014-2018.

**Tabell 5.** Gjennomsnittlig lengde  $\pm$  SD for ulike aldersgrupper av ungfisk av laks i Årøyelva i perioden 2014 – 2018. N er antall undersøkt. Data er basert på lengdefordeling og aldersanalyse av otolitter på et utvalg av fisk fanget ved elektrisk fiske.

År	Ensomrig (0+)		Tosomrig (1+)		Tresomrig (2+)		Firesomrig (3+)	
	cm	N	cm	N	cm	N	cm	N
2014	4,8 $\pm$ 0,6	51	8,5 $\pm$ 1,1	72	11,7 $\pm$ 1,0	28	-	-
2015	4,4 $\pm$ 0,5	28	8,0 $\pm$ 0,9	61	10,8 $\pm$ 1,1	35	12,4 $\pm$ 2,3	2
2016	4,7 $\pm$ 0,3	16	8,3 $\pm$ 1,5	15	11,1 $\pm$ 1,6	20	13,9 $\pm$ 1,2	2
2017	4,6 $\pm$ 0,6	43	8,1 $\pm$ 1,0	61	11,9 $\pm$ 1,9	30	-	-
2018	4,6 $\pm$ 0,4	54	8,2 $\pm$ 0,8	29	11,1 $\pm$ 0,9	13	-	-





**Figur 8.** Lengdefordeling for ungfisk av aure fanget ved elektrisk fiske i Årøyelva i perioden 2014-2018.

**Tabell 6.** Gjennomsnittlig lengde  $\pm$  SD for ulike aldersgrupper av ungfisk av aure i Årøyelva i perioden 2014-2018. N er antall undersøkt. Data er basert på lengdefordeling og aldersanalyse av otolitter på et utvalg av fisk fanget ved elektrisk fiske.

År	Ensomrig (0+)		Tosomrig (1+)		Tresomrig (2+)		Firesomrig (3+)	
	cm	N	cm	N	cm	N	cm	N
2014	6,0 $\pm$ 0,8	10	10,7 $\pm$ 1,0	5	13,8 $\pm$ 1,0	2	-	-
2015	6,4 $\pm$ 0,7	2	9,2 $\pm$ 1,4	3	12,3 $\pm$ 0,7	3	-	1
2016	5,2 $\pm$ 0,3	2	11,1 $\pm$ --	1	13,1 $\pm$ 1,8	3	16,1 $\pm$ 0,8	3
2017	5,5 $\pm$ 0,5	3	-	0	-	-	-	-
2018	-	-	8,1 $\pm$ --	1	-	-	-	-

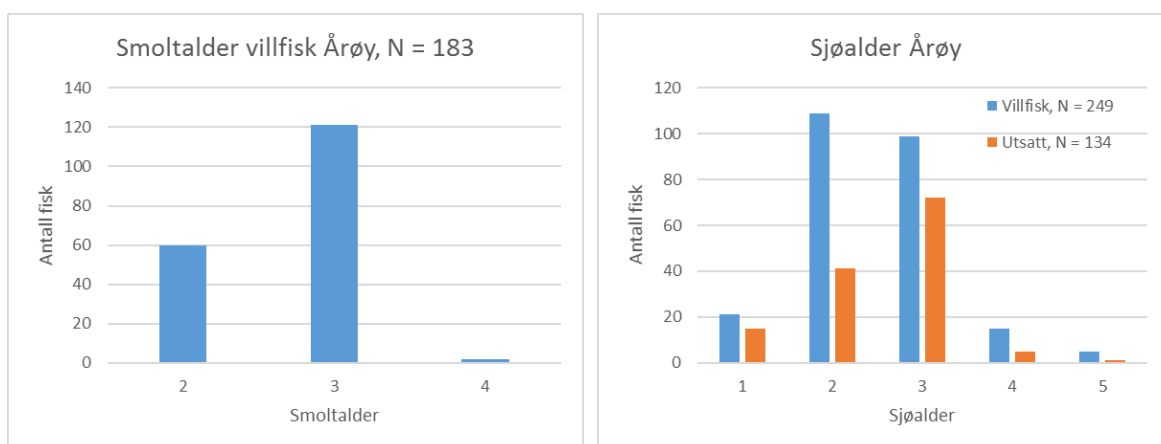
### 3.4 Smolt- og sjøalder fra skjellanalyser

Det har blitt samlet inn skjellprøver fra fangster i sportsfiske som siden 1999 har blitt analysert av Rådgivende Biologer AS (Urdal 2018). Ettersom det drives et utstrakt fang og slipp fiske i vassdraget har det i de senere årene blitt avlivet få villaks, og det er derfor et begrenset materiale av villaks i skjellmateriale i de senere årene. I årene 2016, 2017 og 2018 har det blitt fanget inn laks med not i kanalen (Tabell 7). Dette ble gjort i forbindelse med uttak og overvåking av rømt oppdrettslaks i vassdraget (Anon. 2018, Skoglund mfl. 2018), og ble kombinert med inntak av stamfisk til klekkeriet. Fra disse fangstene var det mulig å bestemme alder ved smoltifisering på 183 naturlig rekrutterte laks, hvorav 33 % hadde vandret ut som smolt etter to år i elven, 66 % etter tre år i elven og 1 % etter fire år (Figur 9). Gjennomsnittlig smoltalder var 2,7 år. Tilsvarende var det mulig å bestemme sjøalder på 383 laks, hvorav gytebestanden var klart dominert av to- og tresjøvinter laks (Figur 9), og med en

gjennomsnittlig sjøalderen på 2,5 år. I det samlede skjellmaterialet synes andelen tresjøvinter laks å være høyere blant utsatt laks enn blant naturlig rekruttering, men det er ingen forskjell i gjennomsnittlig sjøalder mellom naturlig rekruttert og utsatt laks (begge gruppene 2,5 år).

**Tabell 7.** Oversikt over fangst av laks i notkast i forbindelse med metodedest/uttak av rømt oppdrettslaks og stamfiske i utløpskanalen til Årøy kraftverk i årene 2016 – 2018. Fiskens opphav som villaks eller rømt oppdrettslaks er basert på skjellprøver, mens usikre angir fisk hvor opphav ikke kunne bestemmes ut i fra skjellrøver.

År	Villaks	Kultivert (fettfinnklippet)	Usikker	Rømt oppdrettslaks	Totalt
2016	108	51	6	14	179
2017	154	95	9	9	267
2018	70	105	4	4	184



**Figur 9.** Fordeling av smoltalder (t.v.) og sjøalder (t.h.) basert på skjellprøver av laks fanget med notkast i kanalen i Årøyelva høsten 2016, 2017 og 2018.

### 3.5 Kultivering og genetiske undersøkelser

Som en kompensasjon for redusert fiskeproduksjon ble regulanten pålagt fiskeutsettinger. En oversikt over fiskeutsettinger i Årøyelva i perioden etter reguleringen er gitt i Tabell 8. I perioden 1983 – 1998 ble det årlig satt ut om lag 50 000 sommergammel settefisk og 2-3000 smolt. Fra 1998 ble det satt ut 5000 settesmolt, noe som også ble formalisert som pålegg til regulanten i 2005. I perioden 2003 – 2018 har det reelle utsettingsantallet vært vesentlig høyere enn utsettingspålegget.

**Tabell 8.** Oversikt over fiskeutsetninger i Årøyelva i årene 1983 – 2017. Fra og med 2000 er all smolten fettfinneklippet. Data fra Arnt Hovland Munthe og Knut Munthe Olsen.

År	1-somrig settefisk	2-somrig settefisk	Smolt
1983			3 000
1984			3 000
1985			3 000
1986			3 000
1987			3 000
1988			3 000
1989			
1990			75 000
1991	50 000		2 000
1992	50 000		2 000
1993	50 000		2 000
1994	50 000		2 000
1995	50 000		2 000
1996	50 000		2 000
1997	50 000		2 000
1998		7 000	2 000
1999			5 000
2000			5 000
2001			5 000
2002			5 000
2003			10 000
2004			12 000
2005			15 000
2006			15 487
2007			11 730
2008			13 689
2009			15 000
2010			13 749
2011			12 500
2012			13 150
2013			13 430
2014			14 568
2015			11 100
2016			11 000
2017			12 500
2018			10 800

Fisken har i stor grad blitt satt ut som toårig smolt. I tillegg til utsetting av smolt ble tidligere noe overskuddsmateriale av fisk fra klekkeriet satt ut i elven utenfor klekkeriet. Det foreligger ikke noe oversikt over hvor stort antall som ble satt ut, og det har ikke blitt satt ut overskuddsmateriale fra og med 2015 (Arnt Hovland Munthe pers.medd.).

All smolten som har vært satt ut siden 2000 har blitt merket med fettfinneklipping. I tillegg har noe av smolten som ble satt ut i 2015 – 2018 blitt merket med PIT-merker (Passive Intergrated Transponder), som er et elektronisk individmerke som kan leses av med en detektor. Merkingen ble gjort som en del av et forsøk der en gruppe med halvparten av fisken har blitt foret med et medikament som gir beskyttelse mot påslag av lakselus (Slice), mens den andre halvparten er en kontrollgruppe. Hensikten med forsøket er å dokumentere eventuelle effekter av lakselus på overlevelse hos utvandrende laksesmolt i Sognefjorden, og er finansiert gjennom et tilskudd fra Miljødirektoratet. Det er plassert ut en antenne på elvebunnen i nedre del av Årøyelva for å detektere merker i oppvandrende fisk. Totalt ble 6 000 av den utsatte smolten i 2015 PIT-merket (2 grupper × 3000 fisk), mens 8 000 av smolten (2 grupper × 4000 fisk) ble PIT-merket i 2016, 2017 og 2018.

### 3.5.1 Genetisk tilordning til stamfiskforeldre

Det ble tilordnet avkom til stamfiskforeldre i alle gyteår fra 2009 – 2013. Antall tilordnede avkom er stort nok til å gi en god vurdering av effektiv bestandsstørrelse og Ryman-Laikre effekt i 2011 og 2012. Tilordnede individer i gyteårene 2009, 2010 og 2013 er brukt til å vurdere grad av innkryssning i elvebestanden og i stamfisk med registrerte avkom. Tabell 9 gir en oversikt over antall prøver som er genotypet fra forskjellige gyteår.

**Tabell 9.** Oversikt over genetisk tilordning av avkom til stamfisk for gyteårene 2009 til 2013 i Årøyelva. Antall genotypet stamfisk inkluderer all stamfisk sendt inn til skjellkontroll, antall stamfisk som har fått avkom tilordnet, antall stamfisk i krysningslistene for hvert gyteår, antall tilordnede avkom for hvert gyteår, antall merkede (mangler fettfinne), men ikke tilordnet og antall umerkede (naturlig produserte) individer.

Gyteår	Genotypet stamfisk	Antall stamfisk med avkom	Stamfisk i krysningsliste	Antall tilordnet	Merket, men ikke tilordnet	Antall umerket
2009	54	6	10	4	0	23
2010	122	11	10	13	7	40
2011	45	10	Ukjent	38	9	79
2012	60	10	10	67	3	27
2013	42	8	10	15	6	12

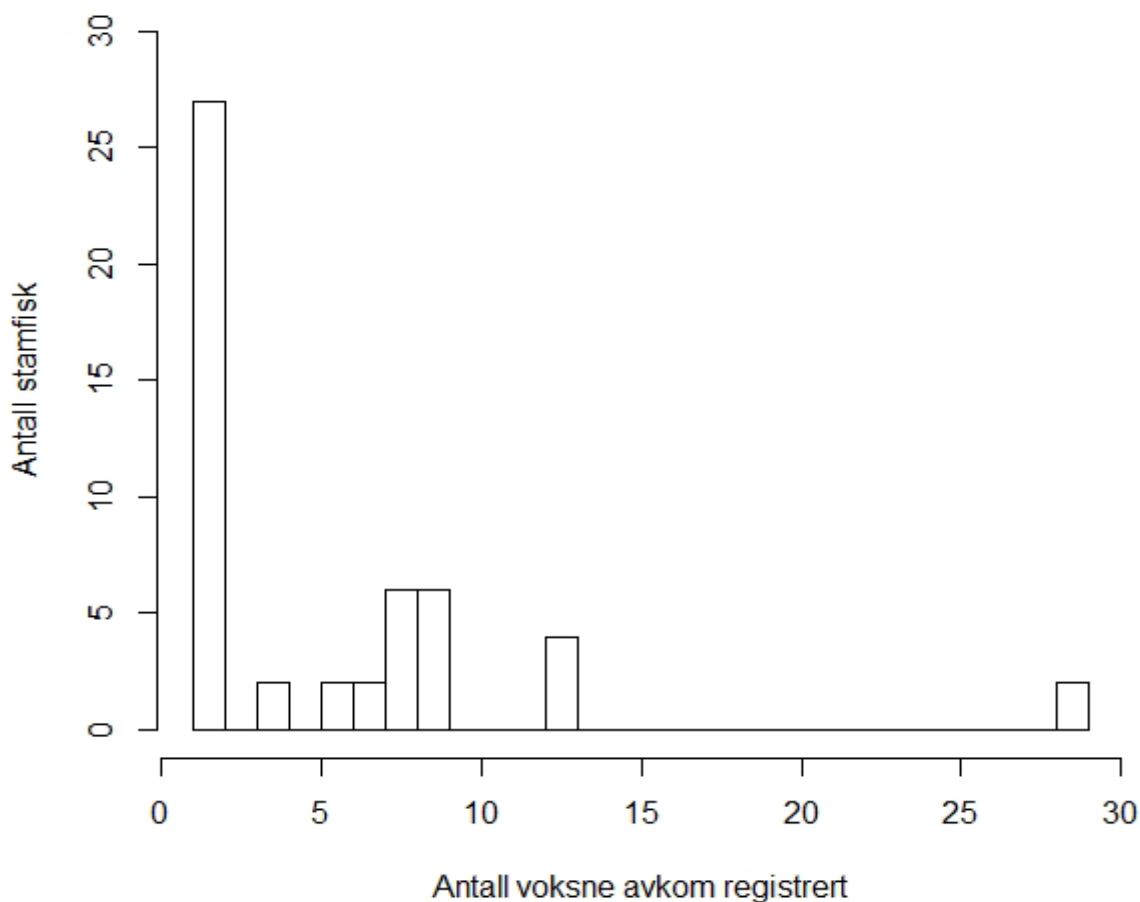
For gyteåret 2009 stemmer 3 av de 4 registrerte foreldre – avkom parene med krysningslistene. Det ene avkommet som ikke stemmer med krysningslisten har en mor som er rapportert i krysningslisten og en far som ikke er listet. For gyteåret 2010 er det dårlig overenstemmelse mellom krysningslisten og registrerte foreldre – avkom par ved at kun 2 av 11 tilordninger stemmer med krysningslisten. Av de 11 stamfiskene som det er observert avkom fra i 2010 er 5 ikke i krysningslisten. Av de resterende 6 er det kun ett par som er listet som par i krysningslisten. Krysningslisten for 2011 mangler, og det er dermed ikke mulig å verifisere registrerte foreldre – avkom par med forventede krysninger for dette

året. For gyteårene 2012 og 2013 stemmer alle foreldre – avkom par med det som er oppgitt i krysningslistene.

### 3.5.2 Effektiv bestandsstørrelse

Fra gyteårene 2011 og 2012 ble det identifisert henholdsvis 38 og 67 avkom. For disse gyteårene ble effektivt antall stamfisk beregnet, mens datagrunnlaget for de andre gyteårene var for lite for å få meningsfulle estimater. Det ble funnet stor variasjon i antall avkom mellom forskjellige stamfiskpar. De fleste par har fått ett indentifisert avkom, mens ett par har fått 29 avkom. Figur 10 viser fordelingen i antall avkom for hvert stamfiskindivid for gyteårene 2011 og 2012.

I Tabell 10 ser vi at effektivt antall stamfisk ( $N_{eKultivert}$ ) for 2011 og 2012 er relativt likt som antall tilgjengelig stamfisk. Dette tilsier at stamfisken har vært godt utnyttet.



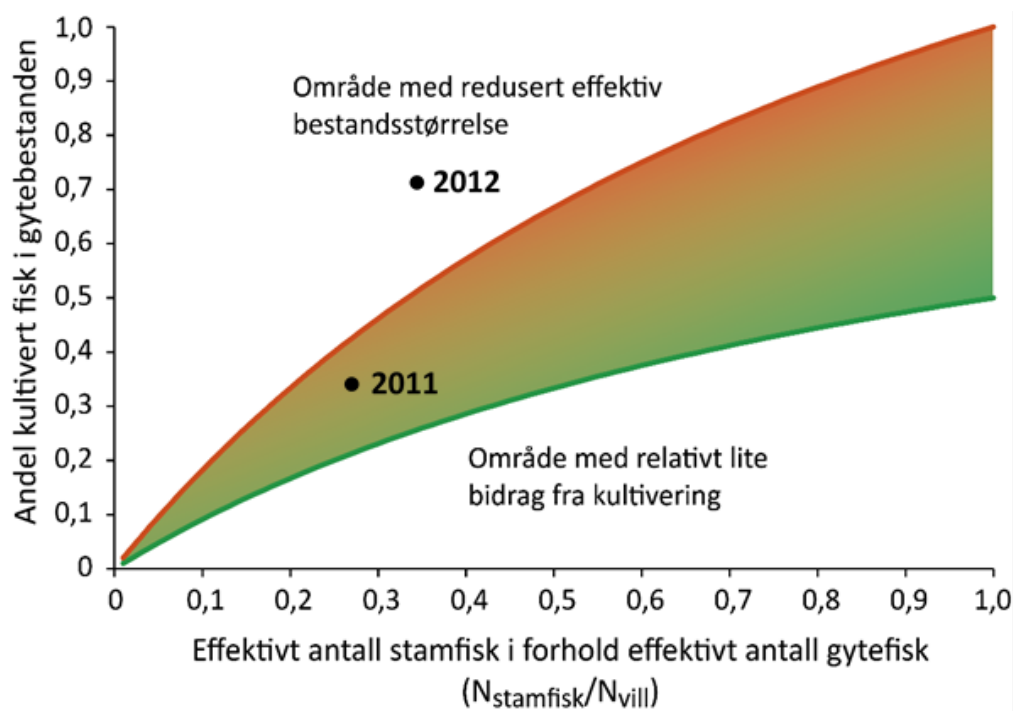
**Figur 10.** Fordelingen av antall stamfisk (y-aksen) og antall voksne registrerte avkom per stamfisk (x-aksen) for gyteårene 2011 og 2012 i Årøyelva.

**Tabell 10.** Effektiv bestandsstørrelse for vill ( $N_{eVill}$ ) og kultivert ( $N_{eKultivert}$ ) andel av bestanden, antall registrerte avkom i hvert gyteår, antall stamfisk ( $N_{stamfisk}$ ) i krysningslisten (unntatt for gyteår 2011 som er antall stamfisk med identifiserte avkom siden krysningslisten manglet dette året),

forholdstallet mellom effektiv bestandsstørrelse i totalbestanden og vill bestand ( $N_{eTotal}/N_{eVill}$ ) og andel kultivert fisk i bestanden for hvert gyteår.

Gyteår	$N_{eVill}$	$N_{eKultivert}$	Antall registrerte avkom	$N_{Stamfisk}$	$N_{eTotal}$	$N_{eTotal}/N_{eVill}$	Andel kultivert
2011	44	10,90	38	10	48,85	1,11	0,34
2012	29	9,50	67	10	17,75	0,61	0,71

Dersom totalt effektivt antall gytefisk (bidrag fra vill gytefisk og kultivert fisk) er større enn effektivt antall vill gytefisk alene ( $N_{eTotal}/N_{eVill} > 1$ ) indikerer dette at kultivering har økt, eller i hvert fall gitt et bidrag til den effektive bestandsstørrelsen i elven. I Tabell 10 ser vi at  $N_{eTotal}/N_{eVill}$  ligger over 1 for 2011, hvilket tilsier at kultivering har gitt et bidrag til den effektive bestandsstørrelsen i elven for dette gyteåret. For 2012 har kultivering senket den effektive bestandsstørrelsen i elven, noe som har nær sammenheng med høyere tilslag og en dertil høyere andel kultivert fisk. I Figur 11 er forholdet mellom andel kultivert fisk i bestanden plottet mot  $N_{eStamfisk}/N_{eVill}$  for hvert av gyteårene 2011 og 2012. Gyteåret 2011 ligger i området mellom maksimal effektiv bestandsstørrelse (grønn linje) og der det ikke er noe bidraget fra kultivering til den effektive bestandsstørrelsen (rød linje), mens gyteåret 2012 ligger over den røde linjen, hvilket tilsier at effektiv bestandsstørrelse reduseres som følge av kultivering. I Figur 11 kan man se at andel utsatt fisk i bestanden bør være lavere, eller forholdstallet mellom effektivt antall stamfisk og effektivt antall ville gytere bør justeres for å oppnå maksimalt høy total effektiv bestandsstørrelse (grønn linje).

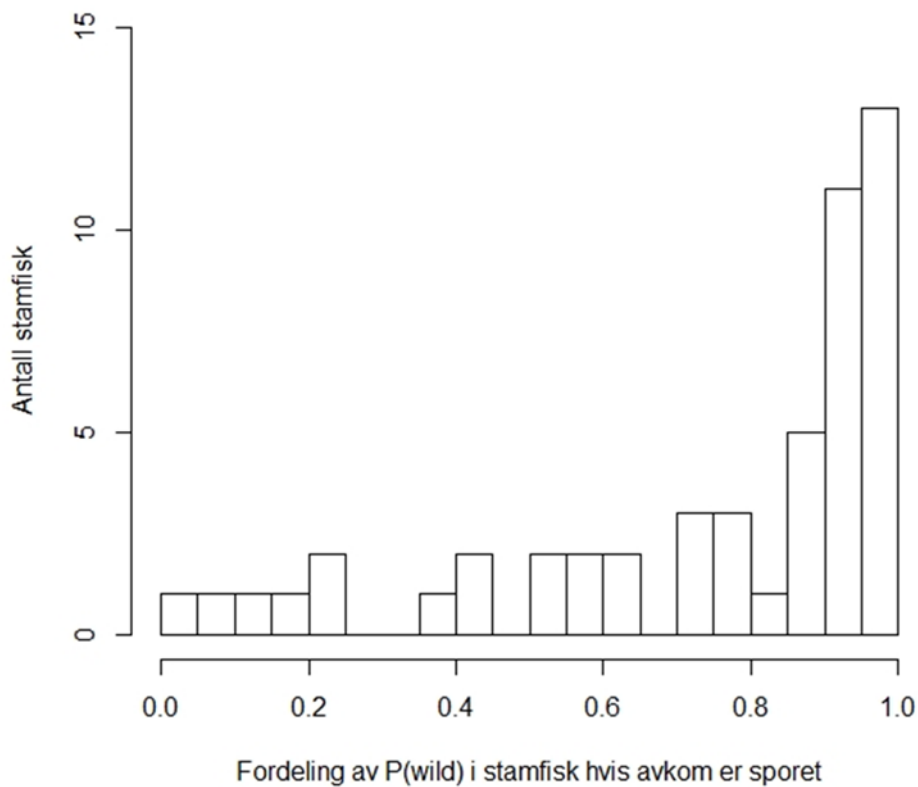


**Figur 11.** Forhold mellom kultivert fisk i gytebestanden (y-aksen) og  $N_{eStamfisk}/N_{eVill}$  (x-aksen) for gyteårene 2011 og 2012. Rød linje angir forhold der totalt effektivt antall gytefisk (bidrag fra naturlig produksjon og fra kultivering) er den samme som bidraget fra kun naturlig produksjon. Grønn linje angir forhold som gir maksimalt effektivt antall gytefisk ved bidrag fra kultivering.

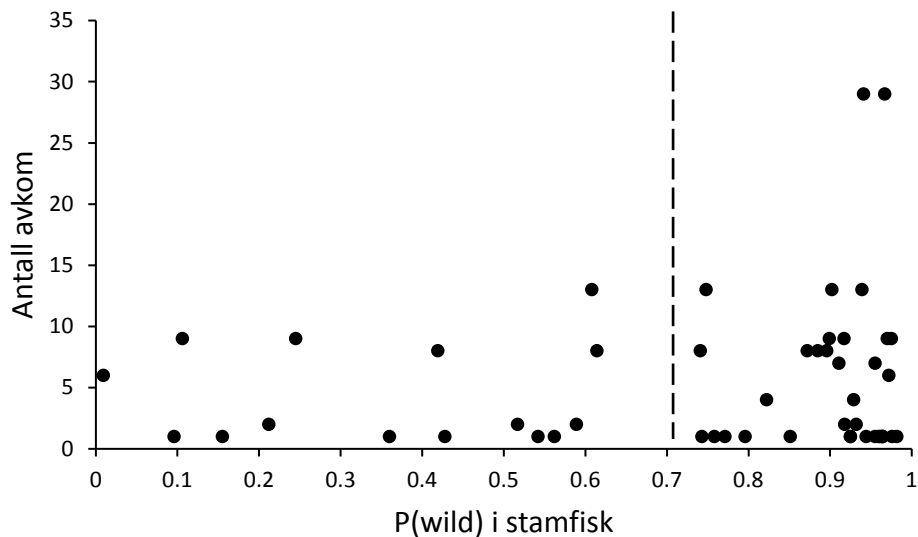
### 3.5.3 P(wild) i stamfisk og avkom

Gjennomsnittlig P(wild) i stamfisken som har fått registrerte avkom i Årøyelva er på 0,754. Av 47 stamfisk som har registrerte avkom fra gyteårene 2009 – 2013 har 14 stamfisk en P(wild) under 0,71 (30 %), og ville vært forkastet som stamfisk i henhold til dagens stamfiskkontroll. Figur 13 viser fordelingen av P(wild) i de 47 stamfiskene hvis avkom er registrert i Årøyelva fra gyteårene 2009 – 2013.

Innkryssede stamfisk har gitt opphav til voksne avkom som har kommet tilbake til elva som gytefisk. Figur 13 viser fordelingen av P(wild) i stamfisk og antall voksne avkom som returnerer til elva.



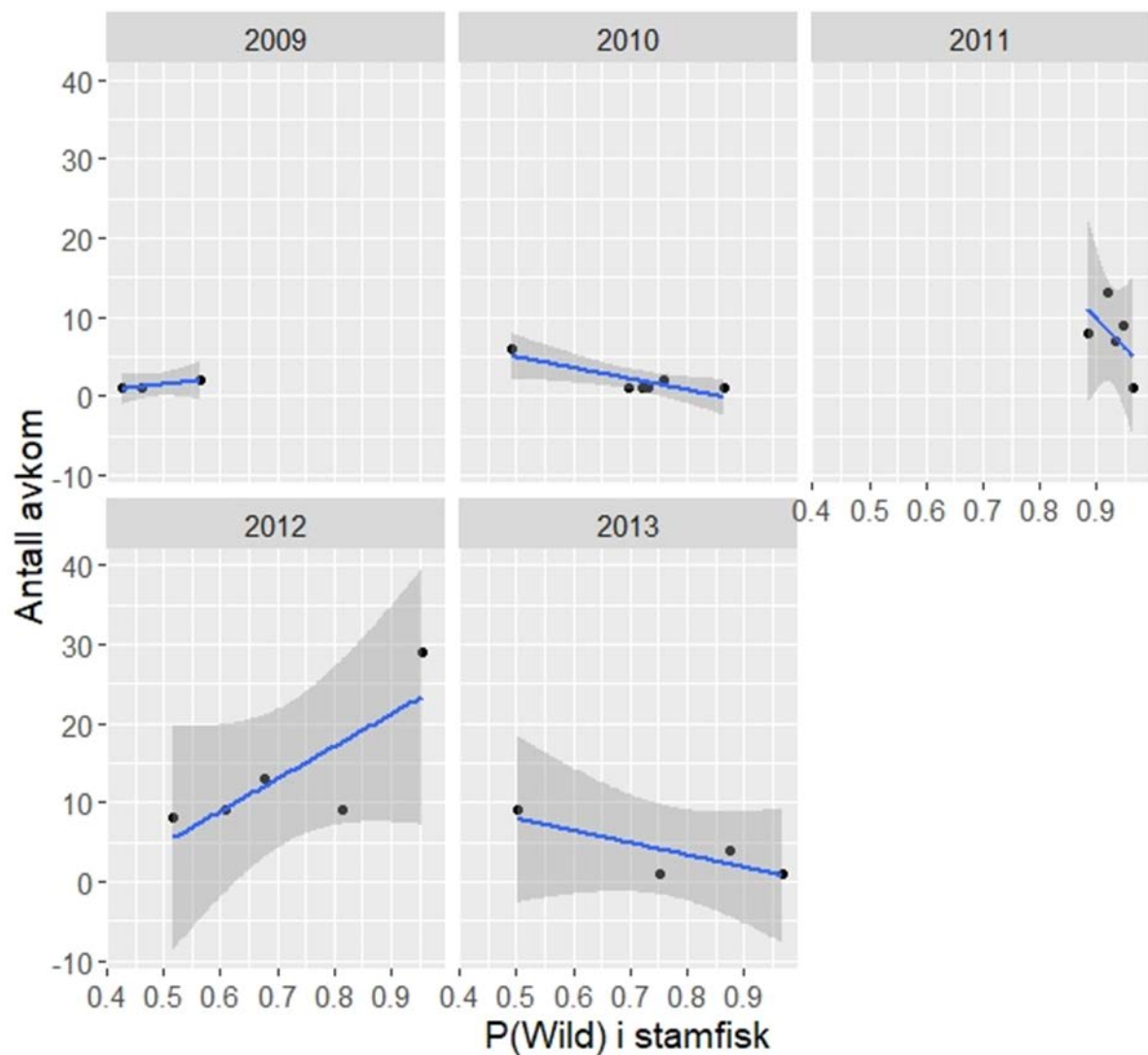
**Figur 12.** Fordeling av P(wild) (x-aksen) og antall stamfisk (y-aksen) for de 51 stamfiskene hvis avkom fra gyteårene 2009 – 2013 er sporet i Årøyelva.



**Figur 13.** Forhold mellom antall voksne avkom fra hver stamfisk (y-aksen) og P(wild) i stamfisken (x-aksen) for gyteårene 2009 – 2013 i Årøyelva. Mange stamfisk med lav P(wild) har fått mange avkom. Den vertikale stiplede linjen indikerer P(wild) terskelverdi for å forkaste stamfisk (0,71) i henhold til stamfiskkontrollen.

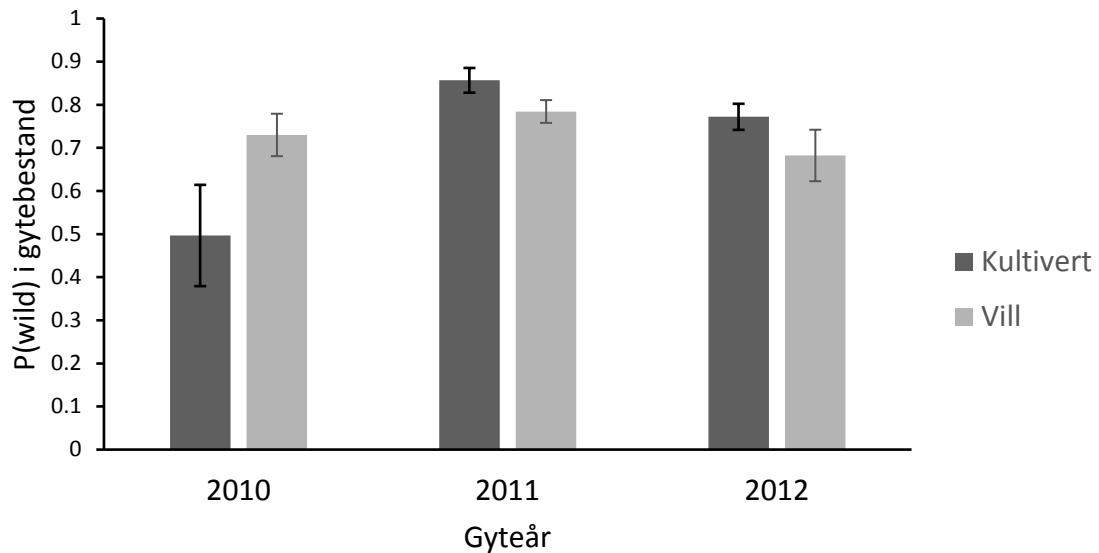
På grunn av at innkrysset stamfisk kan få flere avkom i kultiveringsanlegg enn stamfisk med rent villaksopphav (Hagen mfl. 2019) har vi undersøkt om kultiveringen av Årøyelva har vært gjenstand for en tilsvarende effekt. Vi har da summert antall registrerte avkom fra hvert stamfiskpar og analysert dette mot den gjennomsnittlige innkrysningen (P(wild)) i stamfiskparet. På grunn av et lite datasett med få punkter (Figur 14)) er estimatet svært usikkert, men tilsier likevel at det er en tendens til at innkrysset fisk der stamfiskhunnen i paret er naturlig produsert har gitt opphav til 2,08 flere voksne avkom enn stamfisk som sannsynligvis er av rent villaksopphav. Konfidensintervallet for dette estimatet strekker seg fra 0,16 til 27 avkom og har en P-verdi på 0,56. Dette tilsier at estimatet kan være generert av tilfeldigheter. Når antall avkom er plottet mot P(wild) (Figur 14) ser vi at effekten går i ulike retninger i de ulike årene. Vi har dermed ikke belegg for å konkludere at innkrysset stamfisk har fått flere avkom enn stamfisk med rent villaksopphav i kultiveringsprogrammet for Årøyelva.





**Figur 14.** Grad av innkrysning - P(wild)- i stamfiskpar (x-aksen) fra gyteårene 2009 – 2013 som har produsert gjenfanget voksne avkom plottet mot antall avkom (y-aksen). Blå linjer er basert på «simple least squares regression». Grå områder representerer standard feil.

Når vi sammenlikner grad av innkrysning i vill og kultivert andel av bestanden er det ingen åpenbar forskjell i P(wild) mellom de to gruppene. For gyteåret 2010 er gjennomsnittlig P(wild) i kultivert andel av bestanden (0,497) noe lavere enn for vill andel (0,730), og denne forskjellen er signifikant (1-sidig t-test,  $p = 0,04$ ). For gyteårene 2011 og 2012 er gjennomsnittlig P(wild) i kultivert andel av bestanden noe høyere enn for vill andel, og er signifikant for 2011 (1-sidig t-test,  $p = 0,04$ ). I 2012 er forskjellene ikke signifikante. I gjennomsnitt er det liten forskjell på P(wild) i kultivert andel av bestand (0,744) og vill andel av bestand (0,752) (Figur 15 og Tabell 11). Ut i fra disse dataene er det sannsynlig at kultivering ikke har hatt noen ekstra effekt på innkrysning av rømt oppdrettslaks i elvebestanden.

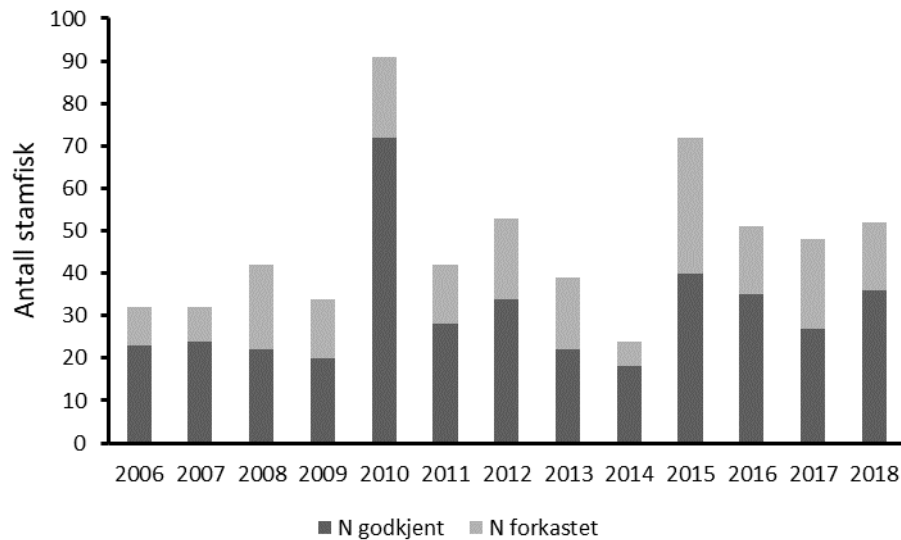


**Figur 15.** P(wild) (y-aksen) i kultivert og vill andel av bestanden for gyteårene 2010, 2011 og 2012. Vertikale linjer angir standard feil.

**Tabell 11.** Gjennomsnittlig P(wild) for gyteårene 2010, 2011 og 2012 i vill og kultivert andel av bestanden i Årøyelva. Konfidensnivåer under 0,05 er signifikante. Ikke signifikante forskjeller er merket ns.

Gyteår	P(wild) kultivert andel	P(wild) vill andel	Konfidensnivå
2010	0,497	0,730	0,04
2011	0,853	0,784	0,04
2012	0,772	0,682	0,09 (ns)
Gj.snitt	0.744	0.752	ns

Estimering av innkrysning i stamlaks fra 2006 – 2018 tilsier at det er betydelig innkrysning i Årøyelva (Figur 16). I enkelte fangstår er opp mot halvparten av stamfisker forkastet (2015) eller ville vært forkastet (fangstår 2008) i henhold til stamlakskontrollen som ble innført i 2014. Dette tilsier at stamlakskontrollen bør opprettholdes da denne sannsynligvis har betydning for å redusere innkrysning i den kultiverte andelen av bestanden.



**Figur 16.** Antall stamlaks som ville vært godkjent eller forkastet (før 2014) og som ble godkjent eller forkastet (etter 2014) i henhold til stamlakskontrollens kriterier.

### 3.5.4 Slektskap i gytebestand og stamfisk

Ved å sammenlikne slektskap (relatedness) innad hos vill gytefisk for et gitt fangstår og godkjent stamfisk for det samme året ser vi at stamfisken i gjennomsnitt er mindre i slekt med hverandre enn gjennomsnittet i den ville gytebestanden (Tabell 12). Dette gjenspeiler sannsynligvis den store andelen kultivert fisk i elvebestanden, hvilket vil øke slektskap, og at det i stor grad brukes naturlig produsert fisk som stamfisk og i liten grad utsatt fisk. I 2016 og 2017 har ingen kultiverte individer blitt brukt som stamfisk, mens i 2018 kan fire utsatte individer ha blitt brukt som stamfisk.

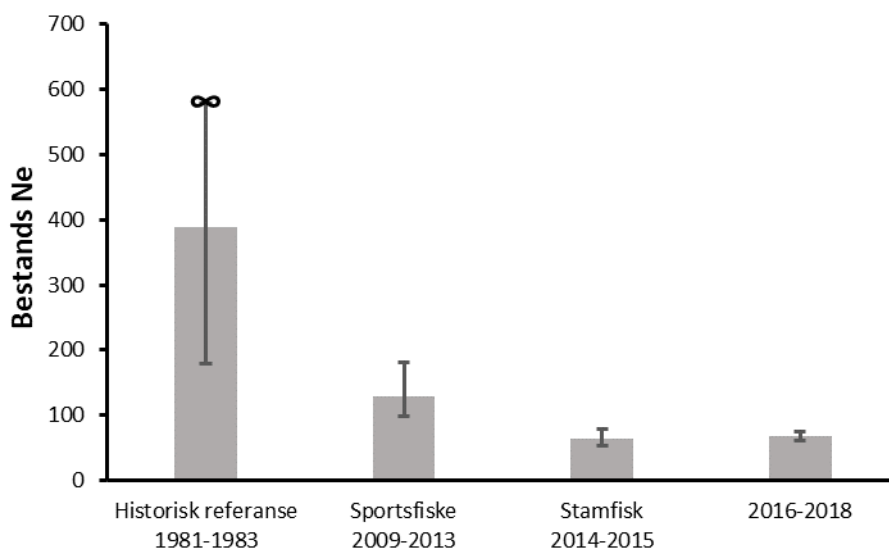
Gjennomsnittlig slektskap i elvebestanden for alle fangstår er 0,026. Til sammenlikning er forventet slektskap 0,12 mellom søskenbarn og 0,03 for tremenninger (Wang 2017). Slektskap i elvebestanden er dermed tilnærmet det som er forventet for tremenninger, hvilket tilsier et relativt høyt slektskap i en vill bestand.

**Tabell 12.** Gjennomsnittlig slektskap (relatedness) innen stamfisk fra gyteårene 2016, 2017 og 2018 og innen elvebestand fra de samme fangstårene. Forskjeller mellom stamfisk og vill gytefisk som er signifikante i henhold til et 5 % signifikansnivå er markert med \*. Ikke signifikant forskjell er merket ns.

Gyteår/ Fangstår	Slektskap stamfisk	Slektskap elvebestand	Konfidensnivå
2016	0,032	0,024	ns
2017	-0,016	0,025	*
2018	-0,014	0,030	*
Gj.snitt	0,001	0,026	-

### 3.5.5 Genetiske endringer i Årøybestanden over tid

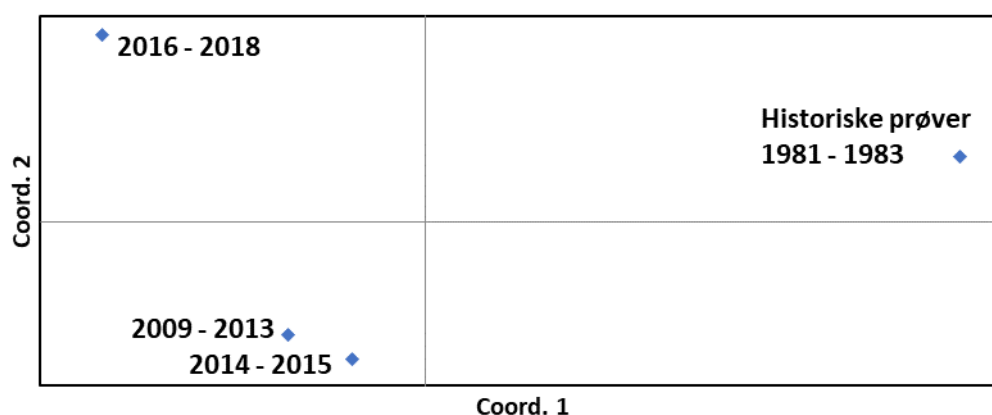
Analysen basert på koblingsulikevekt tilsier at Årøybestanden er gjenstand for en sterk reduksjon i effektiv bestandsstørrelse. Estimer av effektiv bestandsstørrelse viser en kraftig nedgang fra 389 på 1980-tallet til 49 i de seneste tre årene (2016 – 2018) (Figur 17). Konfidensintervallet for de historiske prøvene er stort, og estimatet er dermed noe usikkert, men tilsier likevel en sterk reduksjon i  $N_e$ .



**Figur 17.** Effektiv bestandsstørrelse ( $N_e$ ) i stikkprøver fra 1981 – 1983, 2009 – 2013, 2014 – 2015 samt 2016 – 2018, beregnet med koblingsulikevekt-metoden. Stolpene angir estimert  $N_e$  og linjene angir 95 % konfidensintervall for estimatene. For den historiske referanse var øvre 95 % konfidensintervall uendelig.

Genetiske endringer ble observert mellom den historiske stikkprøven av laks fra 1981 – 1983 og stikkprøven fra sportsfiske i 2009 – 2013, stamfiskeprøvene fra 2014 – 2015 og de nyeste prøvene fra 2016 – 2018. Det var også en genetisk forskjell mellom stikkprøven fra sportsfiske og stamfisken, samt de nyeste prøvene fra 2016 – 2018 (Figur 18 og Tabell 13). Den minste genetiske forskjellen observert i dette datasettet er mellom sportsfiskeprøvene fra 2009 – 2013 og stamfiskeprøvene fra 2014 og 2015, hvor det ikke er observert en signifikant forskjell (Tabell 13).

### Principal Coordinates



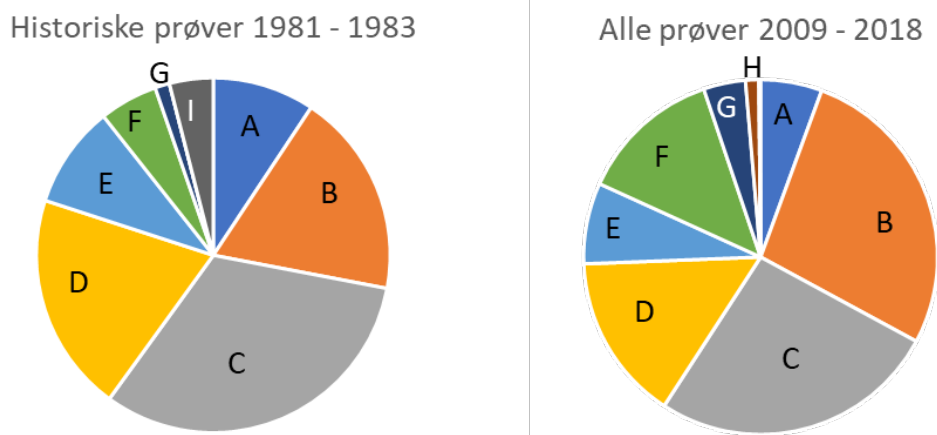
**Figur 18.** Parvise genetiske forskjeller ( $F_{ST}$ ) mellom stikkprøver av laks fra Årøyelva innsamlet fra 1981 – 1983, 2009 – 2013, 2014 – 2015 og 2016 – 2018, visualisert i Prinsipal Koordinat Analyse plot (PCoA).

**Tabell 13.** Parvise genetiske forskjeller ( $F_{ST}$ ) mellom stikkprøver av laks fra Årøyelva innsamlet fra 1981 – 1983, 2009 – 2013, 2014 – 2015 og 2016 – 2018. Tall under diagonalen angir graden av genetisk forskjell, mens tall over diagonalen angir signifikansnivå for de respektive  $F_{ST}$  verdiene, hvor verdier under 0,05 er signifikante.

	Historisk referanse 1981 - 1983	2009 – 2013	2014 – 2015	2016 – 2018
Historisk referanse 1981 – 1983		0,000	0,000	0,000
2009 – 2013	0,011		0,533	0,006
2014 – 2015	0,009	0,003		0,056
2016 – 2018	0,014	0,005	0,002	

Disse analysene viser at det har skjedd en forandring i den genetiske sammensetningen i Årøyelva siden begynnelsen av 80-tallet, men også at det er en pågående svingning i allelfrekvens, siden det er en nær signifikant forskjell mellom stamfiskprøvene fra 2014 – 2015 og det nyeste prøvematerialet fra 2016 – 2018 (**Tabell 13**). Det ble ikke observert betydelige endringer i heterozygositet mellom de forskjellige stikkprøvene (data ikke vist). I det totale datasettet som inkluderer alle prøver fra 1981 til 2018 har vi oppnådd 100 % genotyperte på 12 mitokondrielle markører i 805 individer. I dette datamaterialet er det observert totalt 10 haplotyper. Det er ikke observert betydelige endringer i frekvensen av de forskjellige haplotypene, med unntak av en haplotype som ble funnet i 3 av 75 individer fra den historiske referansen (1981 – 1983), men som ikke er observert i de 730 individene fra 2009 – 2018. Dette representerer et mulig tap av genetisk variasjon. En av haplotypene (J) ble funnet én gang i ett innkryset individ (med en  $P(\text{wild})$  verdi på 0,346). Dette individet er naturlig produsert og haplotypen kan være et resultat av innkryssing. Figur 19 illustrerer fordelingen av haplotyper i de historiske prøvene fra 1980-tallet og i prøvematerialet fra 2009 – 2018, og viser ingen betydelige endringer i haplotyfefrekvens. En haplotype (H) ble ikke funnet i det historiske materialet

fra 1980-tallet, men er funnet i 9 individer fra 2000-tallet. Dette kan være på grunn av at det høye antallet prøver fra tidsrommet 2009 – 2018 i større grad har fanget opp variasjonen i bestanden, alternativt at denne haplotypen også stammer fra innkrysning av oppdrettslaks.

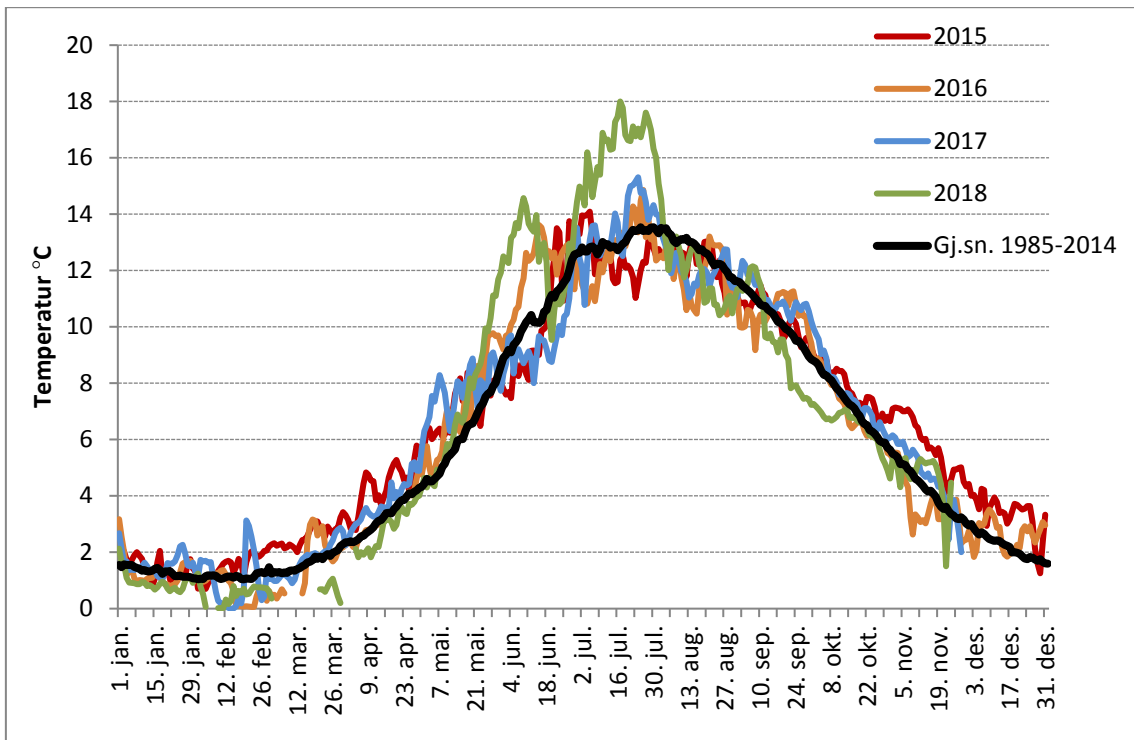


**Figur 19.** Fordelingen av haplotypfrekvenser i historisk materiale fra 1980-tallet (venstre) og prøver fra 2009 – 2018 (høyre). Haplotypen «I» er ikke funnet i prøver fra 2000-tallet, men er funnet i tre individer fra 1980-tallet. Haplotypen «H» er ikke funnet i det historiske materialet fra 1980-tallet, men er funnet i ni individer fra 2000-tallet. Haplotypen «J» ble funnet i ett innkrysset individ fra fangstår 2017, og er ikke indikert på kakediagrammet på grunn av den lave frekvensen.

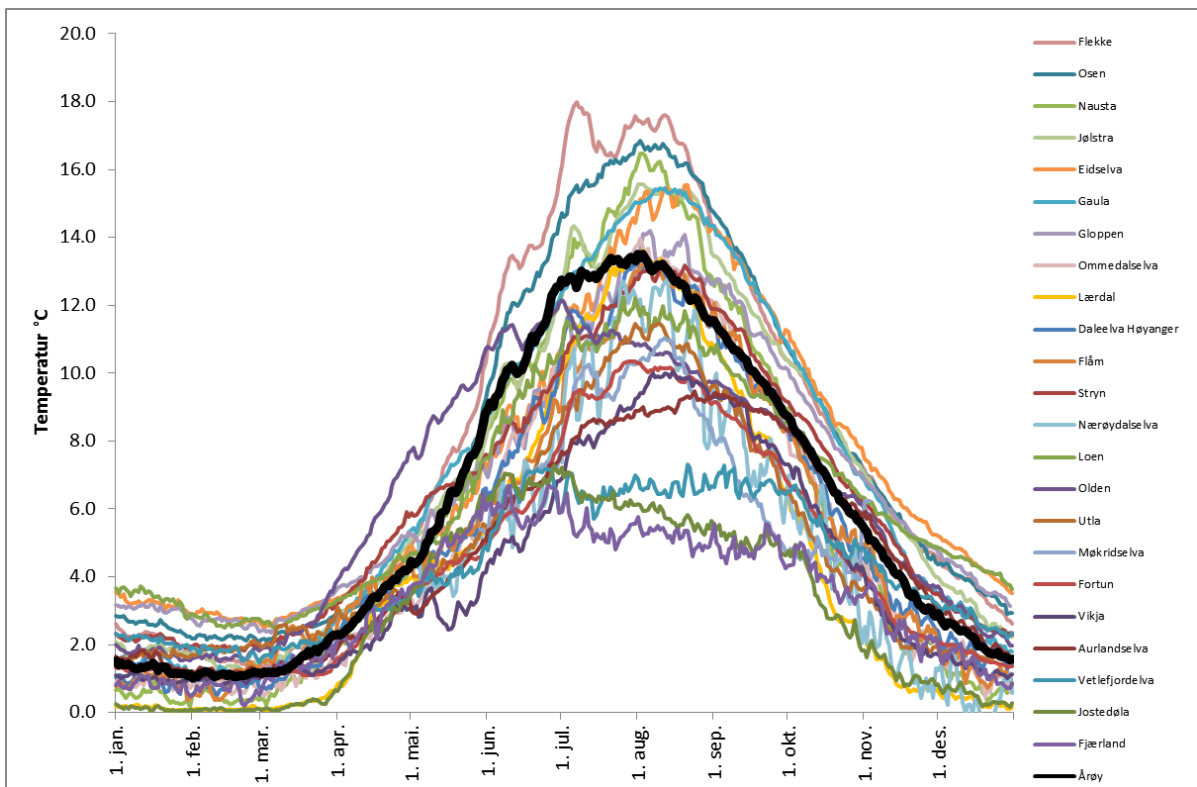
### 3.6 Temperaturforhold

Gjennomsnittlig vanntemperatur fra NVE-logger ved utløpet av kraftstasjonen Årøy kraftverk er vist i Figur 20. Vanntemperaturen er vanligvis mellom 0-2 °C gjennom store deler av vinterperioden i desember-mars. Sommermaksimum nås vanligvis i månedsskiftet juli/august, og når vanligvis døgnmiddeltemperaturer fra 14-17 °C.

Sommertemperaturen er forholdsvis høy sammenliknet med mange av de andre brepåvirkede vassdragene i Sogn og Fjordane, som for eksempel Jostedøla, Fjærland og Vetlefjordelva (Figur 21).



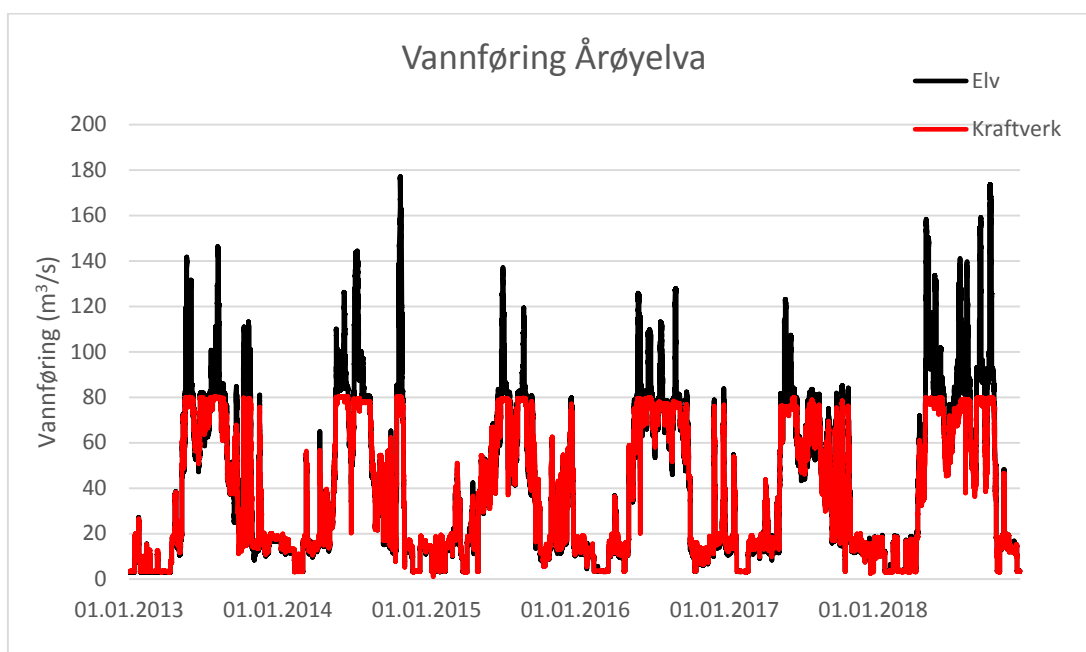
**Figur 20.** Døgnmiddeltemperatur i Utløpskanalen ved Årøy kraftverk i årene 2015 – 2018, samt gjennomsnittlig temperatur i perioden 1985 – 2014. Data fra NVE.



**Figur 21.** Gjennomsnittlig vanntemperatur (døgnnivå) for ulike lakseførende elver i Sogn og Fjordane. Årøyelva er markert med en tykk, svart linje.

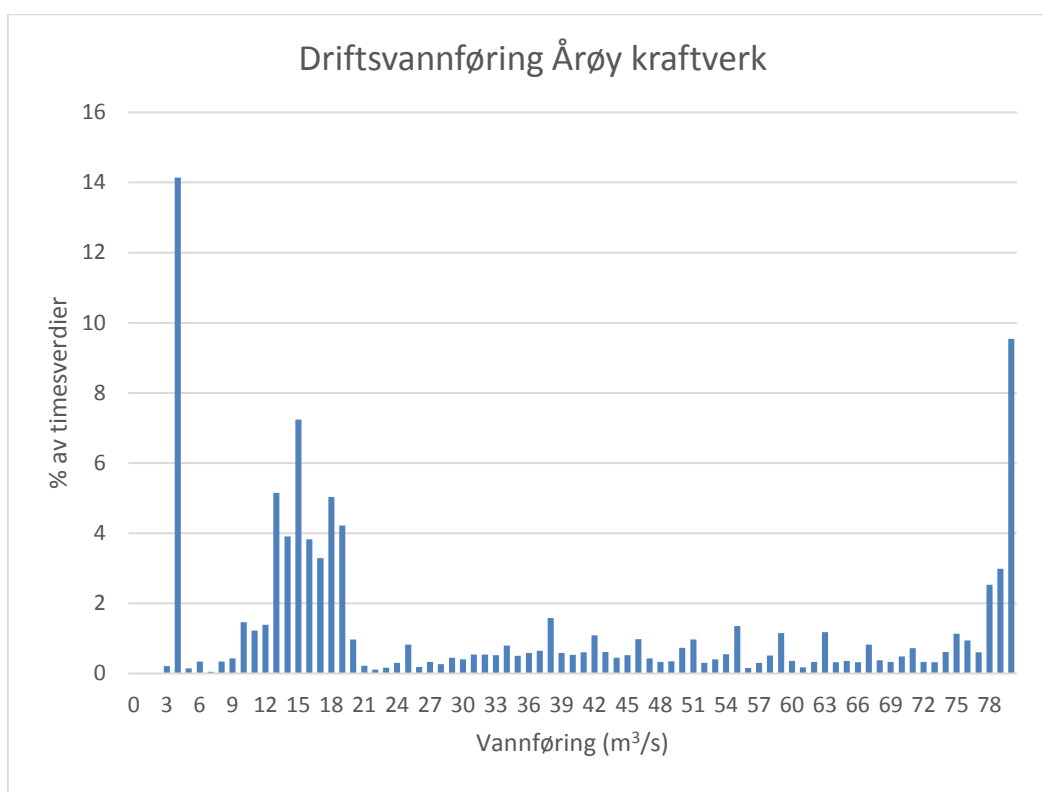
### 3.7 Vannføringsforhold

Vannføringskurver i Årøyelva i perioden 2013 – 2018 er vist i Figur 22. Kurven viser at vannføringen varierer fra 3-15 m<sup>3</sup>/s gjennom store deler av vinterperioden. Utover i mai øker vannføring i takt med smeltingen, og i sommerperioden har vannføringen i de siste årene i hovedsak vært mellom 50-150 m<sup>3</sup>/s. Fra september begynner vannføringen igjen å synke, med tidvis høye vannføringstopper som følge av nedbør. Den høyeste vannføringen i undersøkelsesperioden ble målt i forbindelse med flomperioden i slutten av oktober 2014, da det ble målt en vannføring på 177 m<sup>3</sup>/s. I perioder da tilsiget er høyere enn slukeevnen til kraftstasjonene på 80 m<sup>3</sup>/s vil den overskytende vannføringen gå i overløp fra Hafslovatnet og ned juvet til Helvetesfossen. Basert på vannføringsdata fra elv og kraftstasjon skjedde dette i om lag 13 % av tiden på timenivå i datagrunnlaget for perioden 2013 – 2018 (Figur 22). Den gjennomsnittlige driftsvannføringen i perioden var 36,7 m<sup>3</sup>/s, mens den gjennomsnittlige vannføringen i elva var 40 m<sup>3</sup>/s. I Figur 23 er en fordeling av driftsvannføringer for Årøy kraftverk illustrert for perioden 2013 – 2018, og viser at kraftverket ble kjørt på minstevannføring i om lag 14 % av tiden, men at driften oftest forekommer med vannføringer i intervallet 12-20 m<sup>3</sup>/s.



**Figur 22.** Vannføring i Årøyelva i perioden 2013-2018. Vannføring fra kraftverk er beregnet driftsvannføring fra produksjonsdata, mens vannføring i elv er fra målestasjon i elv nedstrøms utløpet av kraftverket. Data oppgitt fra Sognekraft.





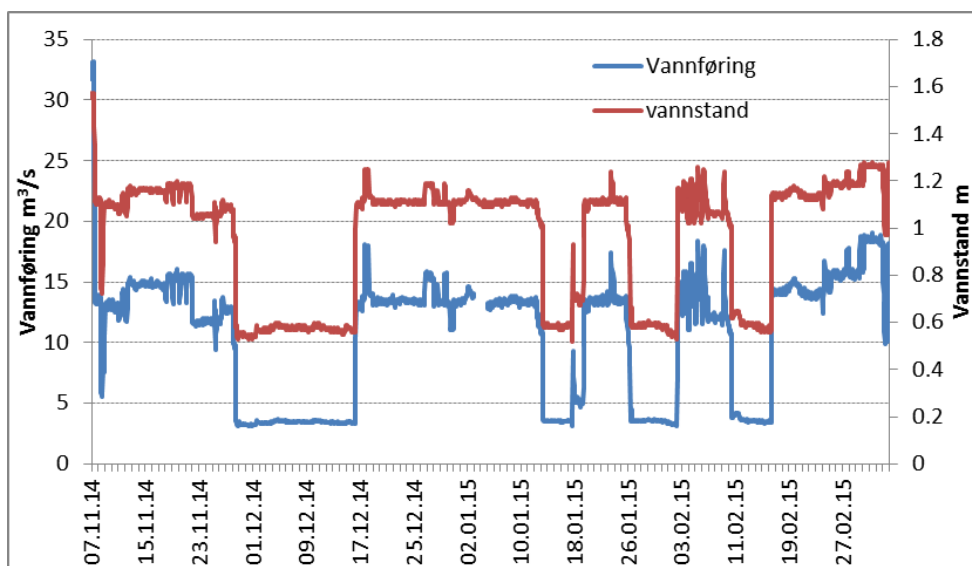
**Figur 23.** Driftsvannføring i Årøy kraftverk vist som % fordeling av timesverdier i perioden 2013 – 2018.

Veitastrondsvatnet og Hasfslovatnet, som er inntaksmagasinene til Årøy kraftverk, har ifølge [www.altas.NVE.no](http://www.altas.NVE.no) en samlet magasinkapasitet på om lag 53 mill. m<sup>3</sup>, noe som representerer om lag 5 % av det årlige tilsiget i vassdraget (956,9 mill. m<sup>3</sup> ifølge [www.atlas.NVE.no](http://www.atlas.NVE.no)).

### 3.7.1 Hurtige endringer i vannføring og vannstand

Hurtige vannføringsendringer nedstrøms utløp av kraftverk i forbindelse med driftsendringer i kraftverk, og da særlig hurtige vannstandsreduksjoner, kan ha uheldige miljøeffekter ettersom fisk og andre akvatiske organismer blir utsatt for stranding og tørrlegging.

I Årøyelva har det jevnlig i perioden 2013 – 2018 forekommet perioder med hurtige endringer i vannføring og vannstand i forbindelse med driftsendringer i produksjonen i Årøy kraftverk. I Figur 24 er dette eksemplifisert ved endringer i vannføring og vannstand i en periode på vinteren ved årsskifte vinterperioden 2014/2015, da det var flere hurtige opp/nedkjøringer i vannføringen fra om lag 12-13 m<sup>3</sup>/s og ned til om lag 3-4 m<sup>3</sup>/s som er nivået for minstevannføring. Dette resulterte i vannstandsendringer på 20-40 cm innenfor korte tidsintervall (1-3 timer).



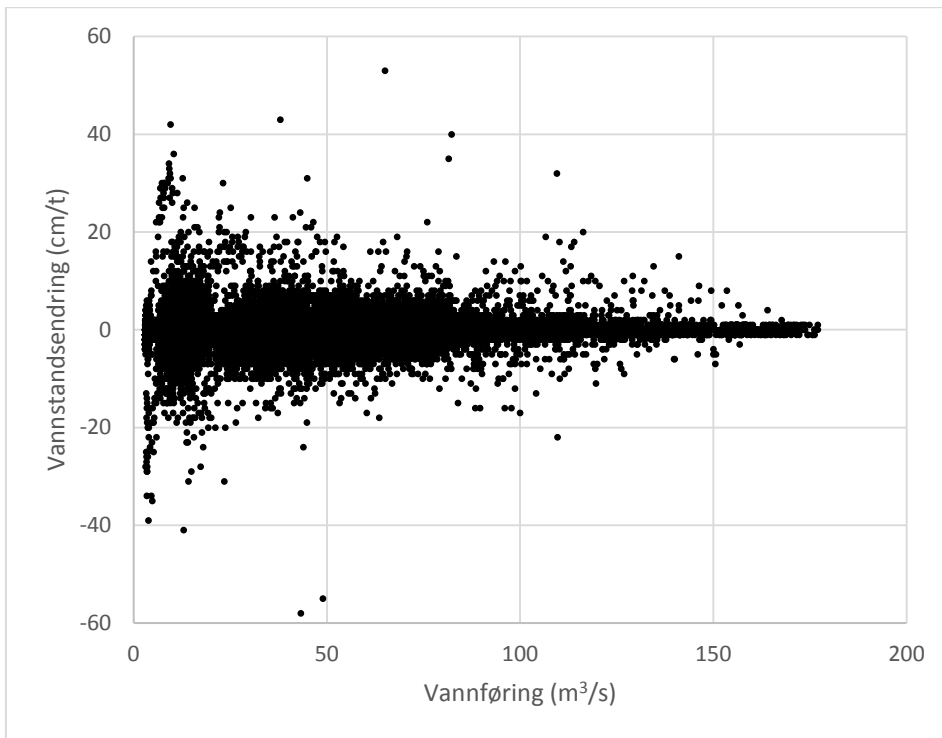
**Figur 24.** Eksempel på vannføring og vannstand i Årøyelva vinteren 2014/2015.

I Figur 25 er vannstanden i Årøyelva illustrert for hvert av årene i perioden 2013 – 2018, sammen med vannstandsendringen fra en time til den neste. En høy positiv verdi for vannstandsendring illustrerer dermed en hurtig økning i vannstand fra en time til den neste, mens en høy negativ verdi illustrerer en tilsvarende vannstandsreduksjon. Basert på Figur 25 kommer det frem at det årlig har forekommet senkningshastigheter (dvs. vannstandsreduksjoner) på >20 cm/t. Den høyeste vannføringsreduksjonen i denne perioden ble målt til over 50 cm/t (Figur 25), og skjedde trolig i forbindelse med et utfall i kraftstasjonene sommerstid. For øvrig synes hurtige vannstandsendringer å skje gjennom hele året, men sjeldnere på sommeren enn i de øvrige delene av året.

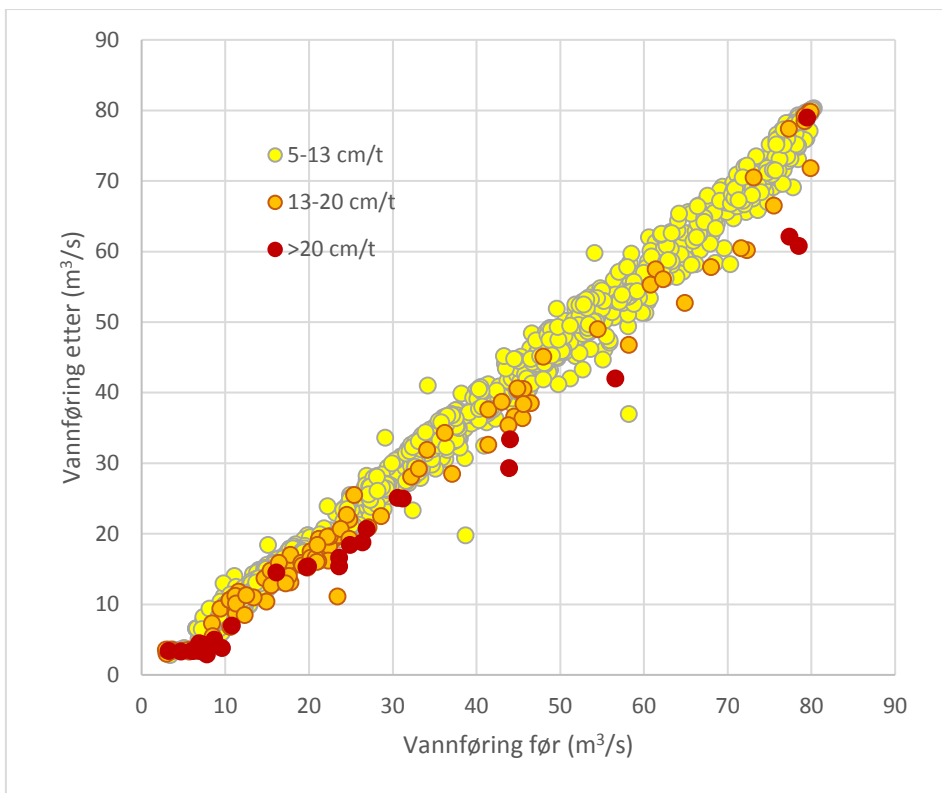


**Figur 25.** Vannstand (blå linje) og vannstandsendring per time (oransje linje) i Årøyelva i årene 2013 – 2018.

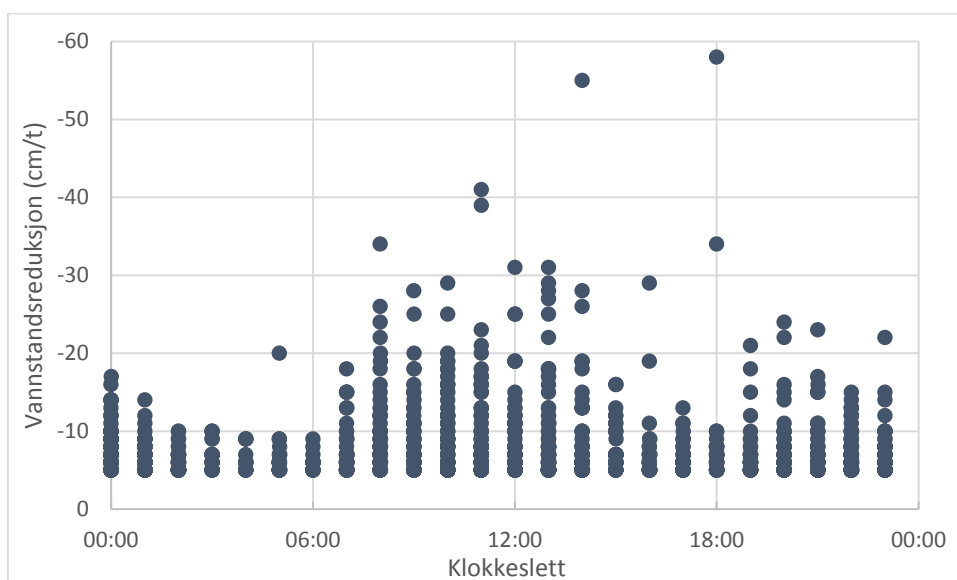
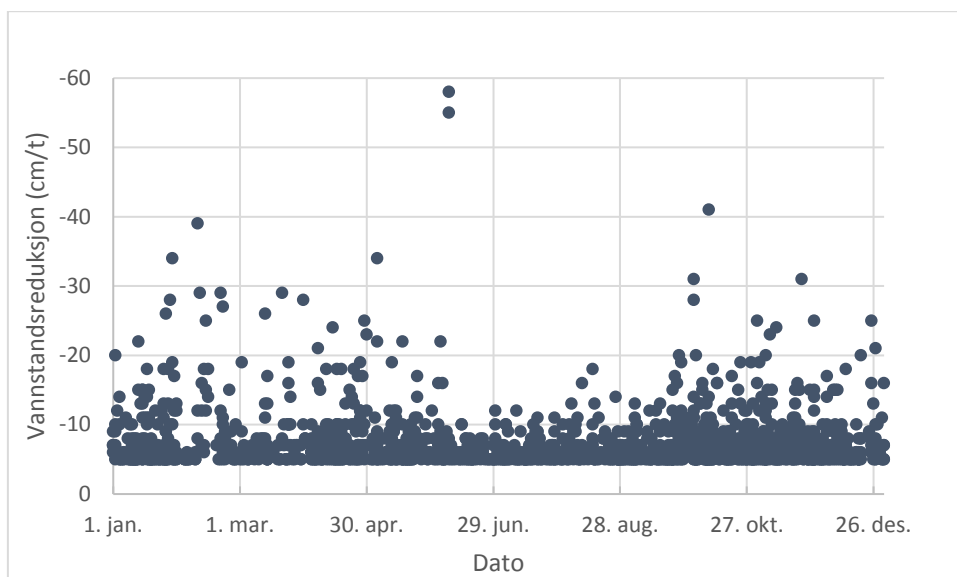
En gjennomgang av vannføringsforholdene i forbindelse med hurtige vannstandsendringer viser at disse forekommer på ulike driftsvannføringer. De hurtigste vannstandsreduksjonene skjer ofte på forholdsvis lave vannføringer (Figur 26), og ofte når driftsvannføringen kjøres fra om lag 10 og ned til 3 m<sup>3</sup>/s, eller fra om lag 25 til 15 m<sup>3</sup>/s (Figur 27). For øvrig forekommer de hurtigste vannstandsreduksjonene ofte på morgene og formiddagen, og i mindre grad om natten (Figur 28).



**Figur 26.** Vannstandsendringer på ulike vannføringer i Årøyelva.



**Figur 27.** Driftsvannføring i Årøy kraftverk med en times intervall før og etter hurtige vannstandsendringer i Årøyelva i perioden 2013-2018. Driftsvannføringen er basert på produksjonsdata fra Årøy kraftverk, mens vannstandsendringene er basert på vannstandsmålere i elven.



**Figur 28.** Tidspunkt i sesong (øverst) og i løpet av døgn (nederst) for vannstandsreduksjoner med ulike senkningshastigheter, målt som reduksjon i vannstand fra en time til den eneste på timesverdier for vannstand fra perioden 2013-2018. Kun senkningshastigheter >5 cm/t er illustrert.

### 3.7.2 Sammenheng mellom vannføring og vanndekt areal

I tillegg til senkningshastigheten vil effekten av vannstandsreduksjoner avhenge av hvor store områder som tørrlegges, samt hvilke typer habitat som forekommer i den tørrlagte sonen. Sammenhengen mellom vannføring og vanndekt areal ble kartlagt i Årøyelva ved bruk av drone på tre ulike tidspunkt vinteren og våren 2017 (Tabell 14, Figur 30). I tillegg er det beregnet vanndekt areal ut i fra ortofoto på to tidligere tidspunkt. Sammenhengen mellom vannføring og vanndekt areal er illustrert grafisk i Figur 29. Sammenhengen tilsier at vanndekt areal øker med økende vannføring opp til om lag 30-40 m<sup>3</sup>/s, for deretter å flate ut. Sammenhengen kan beskrives med en tredjegrads polynom funksjon. Ettersom det mangler arealmålinger i intervallet mellom 13-35 m<sup>3</sup>/s, er det usikkert om sammenhengen følger kurven i dette området, eller om sammenhengen er mer trinnvis.

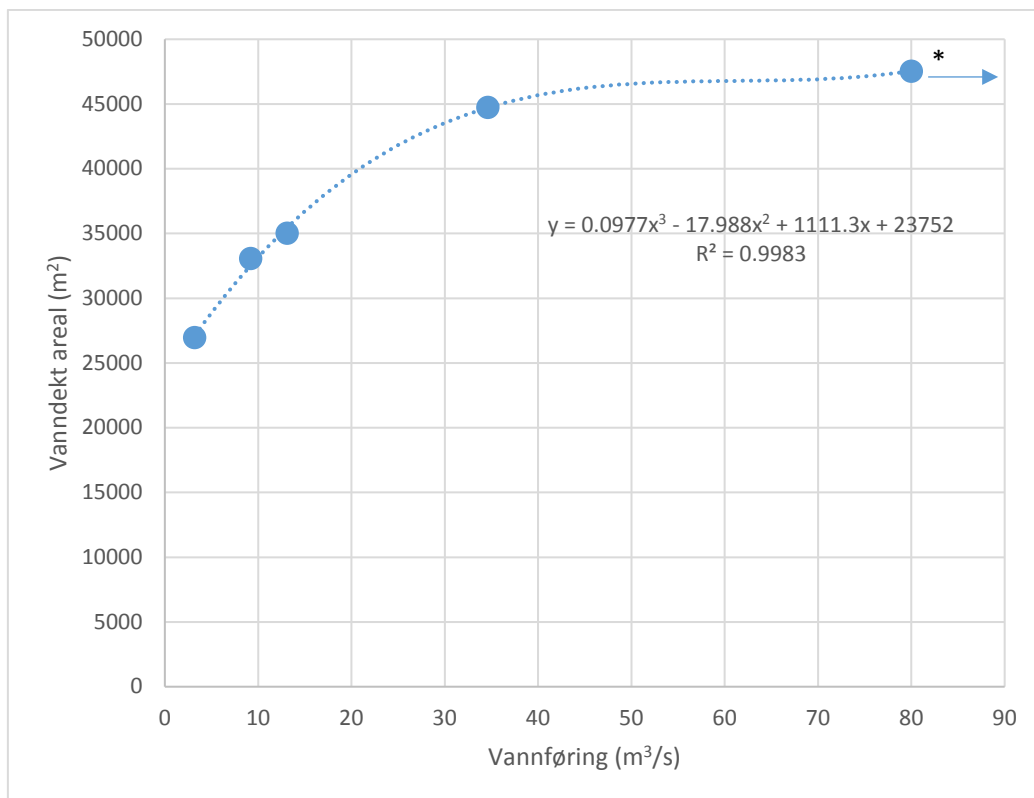
Basert på sammenhengen mellom vannføring og vanndekket areal i Figur 29 vil en vannføringsreduksjon fra 3 – 1 m<sup>3</sup>/s, eller fra 40 - 15 m<sup>3</sup>/s begge føre til om lag 20 % reduksjon av

vanddekt areal, mens en reduksjon fra 6 - 3 m<sup>3</sup>/s, eller fra 23 - 15 m<sup>3</sup>/s fører til en 10 % reduksjon av vanddekt areal.

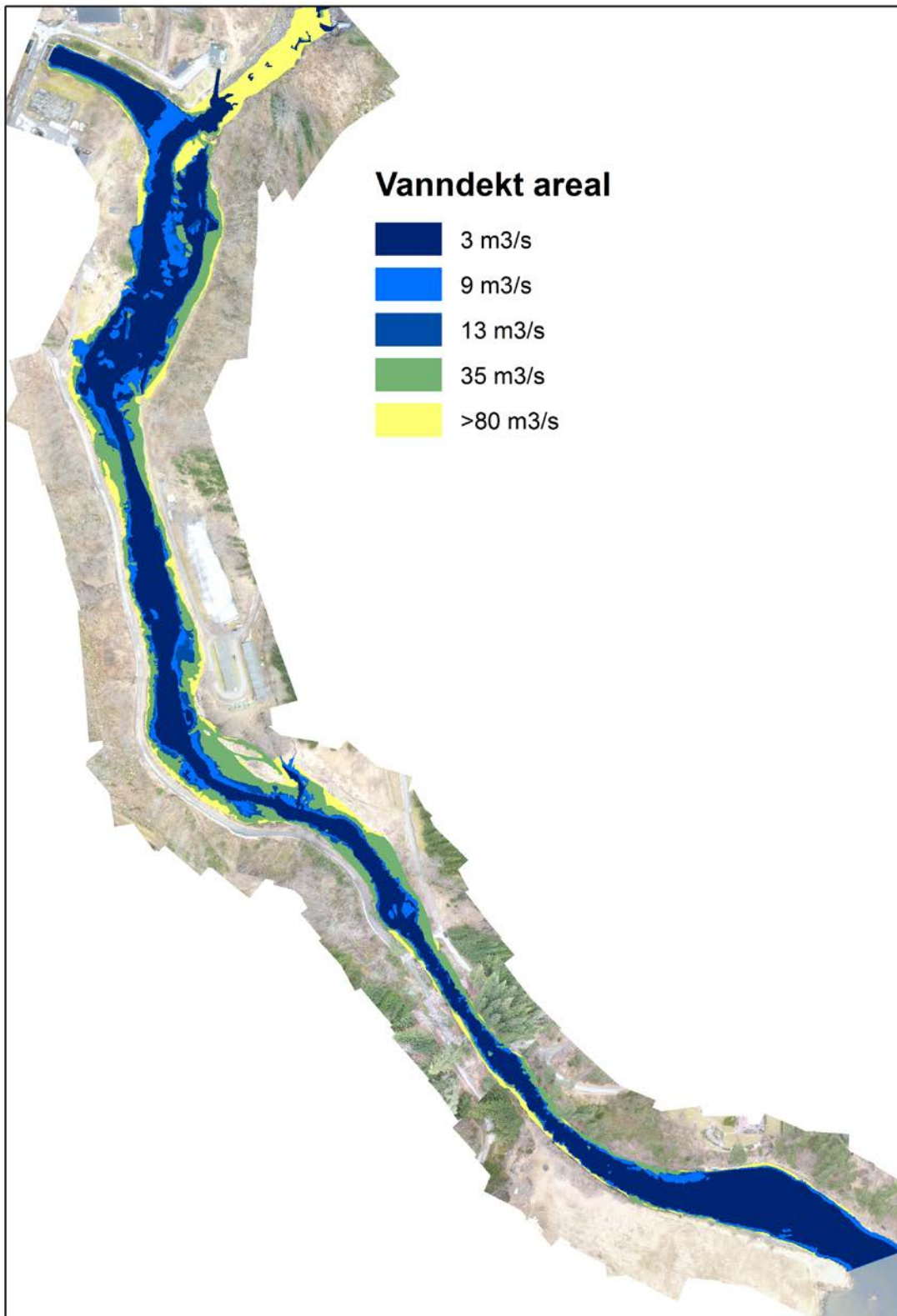
**Tabell 14.** Vanddekt areal ved ulike vannføringer i Årøyelva beregnet ut i fra dronebilder og ortofoto (www.norgebilder.no).

Dato	Vannføring m <sup>3</sup> /s	Beregnet vanddekt areal area m <sup>2</sup>	Endring i vanddekt areal m <sup>2</sup>	Metode
14.02.2017	3.2	26969	0	Drone
28.03.2017	9.2	33069	6100	Drone
27.03.2017	13.1	35034	1965	Drone
02.05.2014	34.6	44744	9710	Ortofoto
07.06.2008	> 80*	47554	2810	Ortofoto

\*Vannføring ved tidspunkt for ortofoto er ikke kjent, men driftsvannføring er 80 m<sup>3</sup>/s og i tillegg kommer overløp fra dammen.



**Figur 29.** Sammenheng mellom vannføring og vanddekt areal i Årøyelva ut i fra areal beregnet ved dronefoto og ortofoto. Sammenhengen er godt beskrevet av en polynommodell. \*Trolig er vannføringen enda høyere enn angitt ved høyeste vannføring.

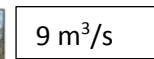


**Figur 30.** Vanndekt areal ved ulike vannføringer basert på dronebiler og ortofoto. Bakgrunnsbildet viser sammensatte bilder fra droneflyvning.

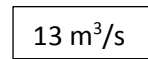




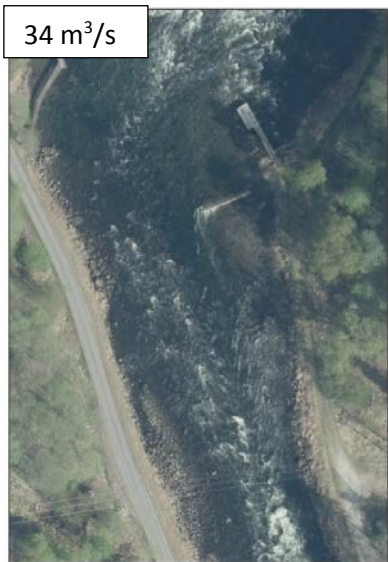
3 m<sup>3</sup>/s



9 m<sup>3</sup>/s



13 m<sup>3</sup>/s



34 m<sup>3</sup>/s



>80 m<sup>3</sup>/s

Foto av parti fra Årøyelva ved Prawn pool tatt med drone (øverst) og fra ortofoto (nederst) på ulike vannføringer, mens fargene i bildet nederst til høyre illustrerer vanddekt areal på de ulike vannføringene. Ortofoto er hentet fra [www.norgebilder.no](http://www.norgebilder.no).

### 3.7.3 Episoder med vannstandsreduksjon, tørrlagt elveareal og stranding av ungfisk

Kjøremønsteret i Årøy kraftverk kan ikke karakteriseres som typisk effektkjøring, men resultatene ovenfor viser at det allikevel forekommer hurtige vannstandsendringer i forbindelse med endringer i produksjon og driftsvannføring. I en kunnskapsoppsummering av miljøeffekter av effektkjøring utført av Bakken mfl. (2016), ble det konkludert med at miljøeffekten av hurtige vannføringsreduksjoner er avhengige av en rekke forhold, som for eksempel senkningshastigheten, hvor stort areal som tørrlegges, hvor stor endringen i vannføringen er, hvor ofte de forekommer og hvordan de er fordelt gjennom året, og når i sesongen/døgnet de forekommer.

Negative effekter av hurtige vannstandsreduksjoner kan ifølge Bakken mfl. (2016) vurderes som *svært stor* når senkningshastigheten, gitt som endring i vannstand per tidsenhet, overstiger 20 cm/t, *stor* ved senkningshastigheten mellom 13-20 cm/t og *middels* ved senkningshastigheten mellom 5-13 cm/t. Tilsvarende vurderes miljøeffekten i form av stranding av ungfisk som *svært stor* dersom mer



enn 20 % av elvearealet tørrlegges ved nedkjøring, *stor* dersom 10-20 % tørrlegges, *moderat* dersom 5-10 % tørrlegges og *lite* dersom < 5 % tørrlegges.

I Tabell 15 er det oppgitt en rekke utvalgte episoder med nedkjøringer av driftsvannføring ved Årøy kraftverk i perioden 2013 – 2018 som har resultert i hurtige vannstandsreduksjoner og tørrlagt areal. Vannstandsendingen er her gitt ut i fra timesverdier av målte vannstander i elven ved start og slutt av episoden, mens senkningshastigheten er gitt som den hurtigste vannstandsendingen fra en time til den neste innenfor episoden. Arealet er beregnet ut i fra sammenhengen mellom vannføring og vanddekket areal i Figur 29. Tabellen er ikke en fullstendig oversikt over aktuelle strandingshendelser, men inneholder mange av episodene med nedkjøring av drift som har resultert i de raskeste vannstandsendingene og antatt største tørrlagte areal i den aktuelle perioden. Basert på denne gjennomgangen synes nedkjøringer fra om lag 10 m<sup>3</sup>/s og ned til minstevannføringsnivå i overkant av 3 m<sup>3</sup>/s å være hendelsene som oftest gir en kombinasjon av raske vannstandsendinger og større tørrlagte areal, og dermed resulterer i høyest risiko for at ungfisk strander, men det er også episoder som involverer nedkjøring fra høyere vannføringer, som for eksempel fra om lag 30 m<sup>3</sup>/s og ned til ca. 15 m<sup>3</sup>/s. Det må imidlertid tas forbehold om at det er få målinger av vanddekt areal for vannføringer i intervallet fra 13-35 m<sup>3</sup>/s, og det er derfor større usikkerhet knyttet til disse. Den totale varigheten for nedkjøring av driftsvannføring i disse tilfellene har variert fra 2 - 6 timer.

Det har ved flere anledninger blitt observert strandet død ungfisk i forbindelse med vannstandsreduksjoner i Årøyelva (se bilder). Den 6. mai 2015 ble det funnet flere årsklasser med død ungfisk etter at vannføringen dagen i forkant hadde blitt redusert fra om lag 12 m<sup>3</sup>/s og ned til 3 m<sup>3</sup>/s. Også ved en episode den 9. oktober 2016 ble et funnet strandet ungfisk av flere årsklasser etter driftsvannføringen ble redusert fra 35 m<sup>3</sup>/s til 15 m<sup>3</sup>/s.



Observasjoner av strandet død ungfisk den 6. mai 2015 og 9. oktober 2016 (foto: Knut Munthe Olsen).

**Tabell 15.** Oversikt over utvalgte episoder med vannføringsreduksjoner som har forekommet i Årøyelva i perioden 2013 – 2018. For hver episode er det angitt dato og klokkeslett, driftsvannføring i Årøy kraftverk ved start og slutt av nedkjøring, antall timer for nedkjøringsepisode (basert på timesverdier), vannstandsending i elv fra start til slutt, hurtigste senkningshastighet per time i løpet av hendelsen og beregnet tørrlagt areal ved episodens slutt sammenliknet med areal ved start. Areal er beregnet ut i fra sammenhengen gitt i Figur 29.

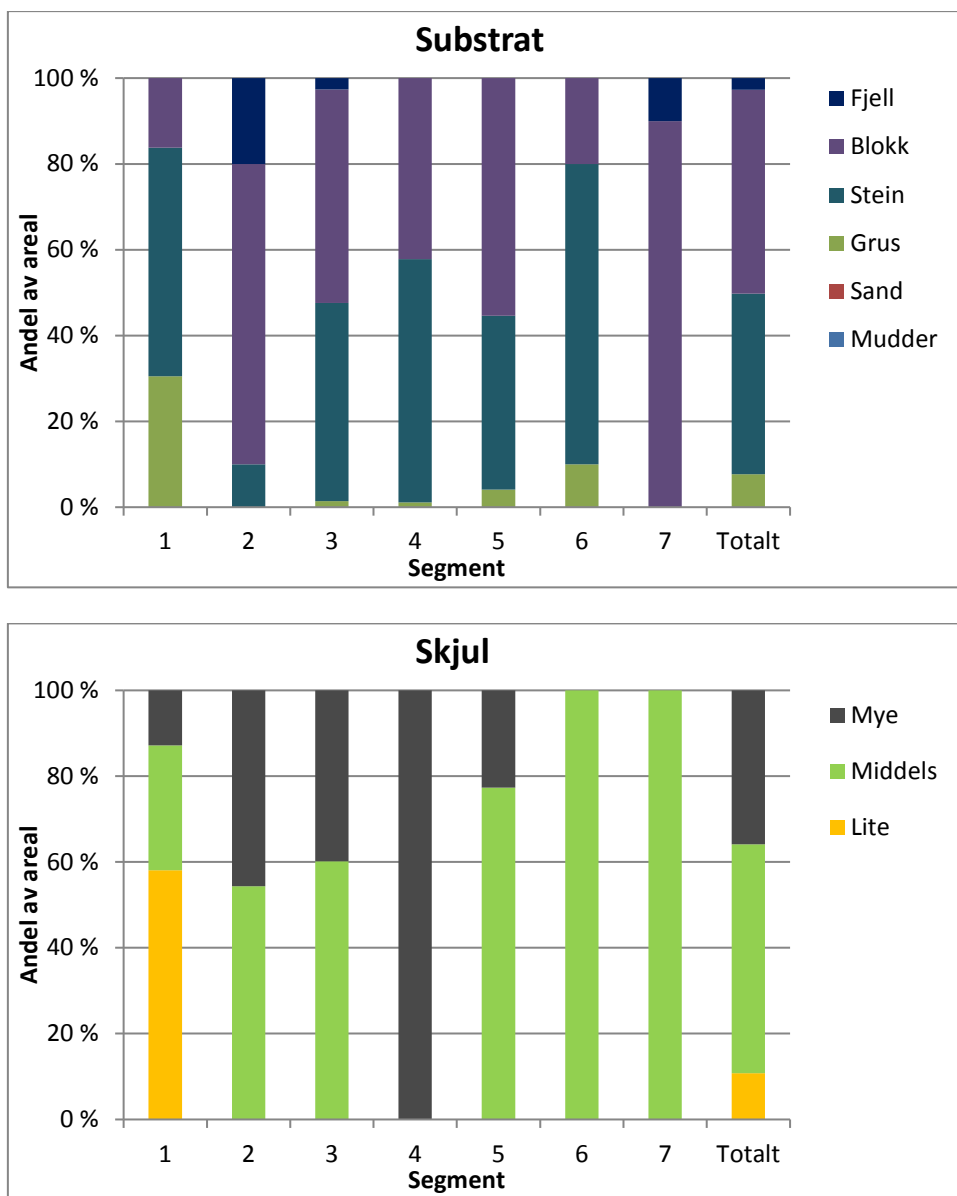
Dato klokkeslett	Driftsvannføring		Antall timer nedkjøring	Vannstands- ending (cm)	Hurtigste senknings- hastighet (cm/t)	Tørrlagt areal (%)
	Start	Slutt				
28.01.2013 11:00	9.9	3.2	2	-41	-28	21
14.02.2013 10:00	9.3	3.4	2	-37	-25	20
22.02.2013 11:00	9.9	3.4	2	-41	-27	20
13.03.2013 12:00	10.6	3.4	2	-39	-26	20
29.10.2013 10:00	35.1	16.9	4	-41	-19	16
21.02.2014 11:00	10.5	3.2	2	-41	-29	21
28.11.2014 11:00	9.6	3.4	2	-37	-25	19
13.01.2015 06:00	11.3	3.6	3	-41	-22	21
26.01.2015 03:00	10.5	3.6	6	-36	-26	20
10.02.2015 09:00	11	3.8	2	-39	-39	20
31.03.2015 11:00	9.9	3.3	3	-39	-28	20
05.05.2015 06:00	11.7	3.3	3	-43	-34	21
06.10.2015 07:00	31.7	12.7	5	-54	-16	21
29.04.2016 07:00	10.4	3.4	4	-41	-25	21
09.10.2016 09:00	35	15.1	3	-40	-41	13
24.10.2017 04:00	9.2	3.3	3	-38	-19	19
29.01.2018 07:00	9.8	3.4	3	-38	-19	20
02.03.2018 08:00	10.9	3.4	4	-42	-19	21
24.03.2018 07:00	10.1	3.6	3	-42	-19	20
01.11.2018 05:00	9.2	3.3	4	-36	-25	19
20.12.2018 04:00	10	3.3	5	-36	-20	19

### 3.8 Habitatforhold

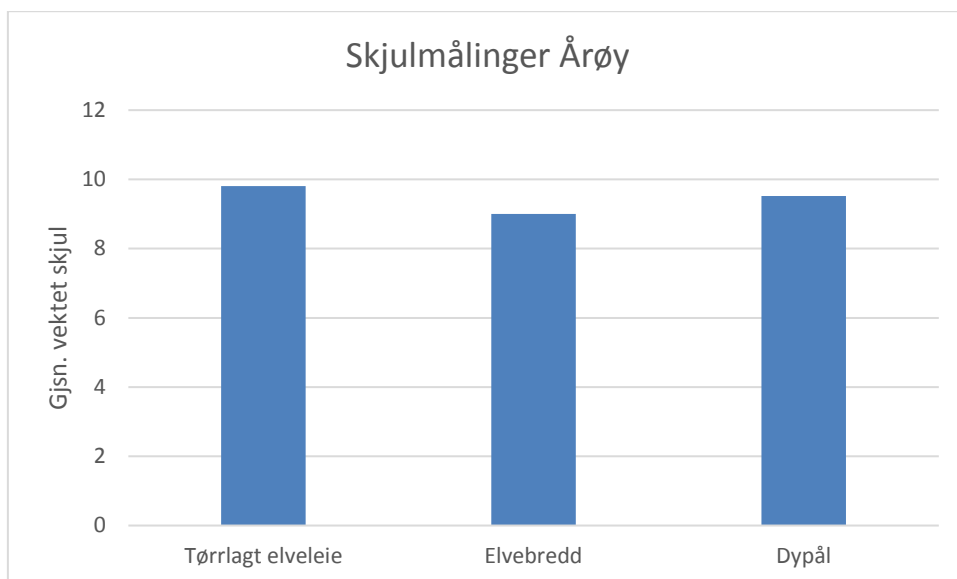
Den om lag 1,1 km lange lakseførende strekingen i Årøyelva har et fall på om lag 21 m, noe som tilsvarer en gjennomsnittlig gradient på 2 %. Den høye gradienten resulterer i at elven er preget av forholdsvis hurtigrennende strykpartier, og det er forholdsvis få kulper og dypere områder (Figur 33). Elvebunnen er dominert av blokk og stein i store deler av elveleiet (Figur 31). Det ble lokalisert gyteområder flere steder på elvestrekningen. De viktigste gyteområdene er lokalisert i øvre del og særlig i utløpskanalen fra kraftstasjonen (Figur 33, Figur 34). Som følge av den forholdsvis høye gradienten og storsteinete substratet er det generelt lite tilgjengelig gytegrus, og mye av gytingen forekommer i forholdsvis storsteinet bunnssubstrat. Gytearealet er estimert å utgjøre 1451 m<sup>2</sup>, noe som utgjør om lag 3 % av elvearealet. Flere av gyteområdene var tørrlagt ved minstevannføring under kartleggingen (Figur 33, Figur 34)

Skjulmulighetene i bunnssubstratet er forholdsvis gode i store deler av elven, med middels til gode skjulforhold i om lag 90 % av elvearealet (Figur 31 og Figur 34). Det er heller ingen systematisk

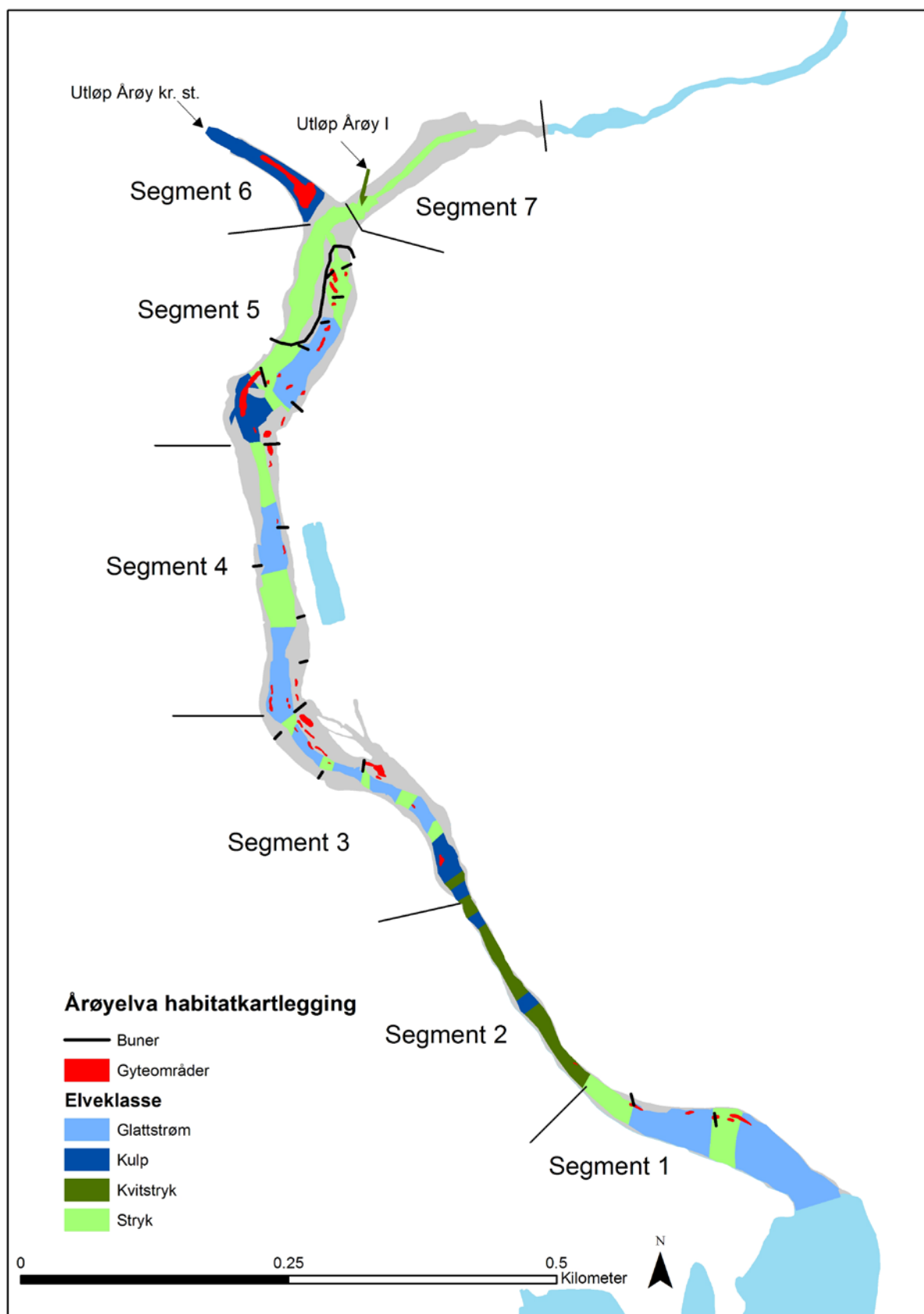
forskjell i skjultilgang i ulike deler av elveleiet målt ut i dypålen, ved elvebredden eller i den tørrlagte delen av elveleiet, basert på vanddekt areal ved minstevannføring (Figur 32).



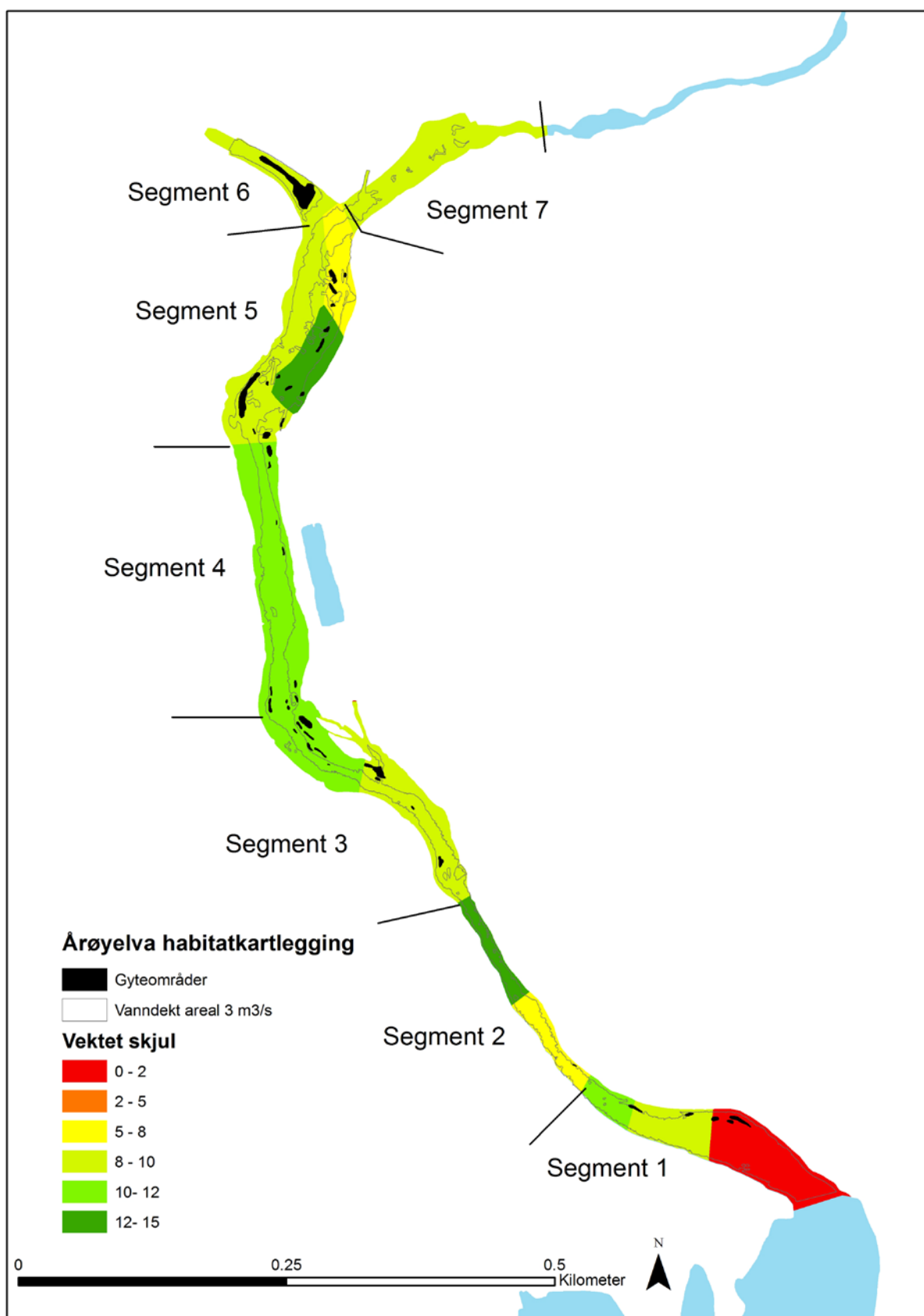
**Figur 31.** Fordeling av ulike substratklasser (øverst) og skjulclasser (nederst) basert på andelen de utgjør av elvearealet på de ulike segmentene og totalt i Årøyelva. Inndeling av segmentene er vist i Figur 33.



**Figur 32.** Gjennomsnittlige verdier for vektet skjulverdier fra skjulmålinger utført i tørrlagt del av elveleie (ved minstevannføring), ved elvebredden og i dypål.



**Figur 33.** Oversikt over elveklasser og gyteområder på ulike segmenter i Årøyelva. Den fargelagte delen av elven tilsvarer det vandekte arealet ved en vannføring på 3,4 m<sup>3</sup>/s, mens den grå sonen er tørrlagt.



**Figur 34.** Vektet skjulverdier på ulike områder i Årøyelva. Vektet skjul <5 er ansett som lite, 5-10 som middels og >10 som mye.

## 4.0 Diskusjon

### 4.1 Status for bestandene av laks og sjøaure

Gytefisktellingerne tilsier at gytebestanden av laks i Årøyelva har vært forholdsvis stabil rundt 334-399 laks i perioden 2014 – 2018. I samme periode har det blitt fanget fra 111-227 laks under sportsfiske, hvorav 73-90 % av fangsten har blitt gjenutsatt. Totalt har det blitt avlivet fra 15-43 laks i sportsfiske i de fem årene, noe som gir et totalt innsig på 349-431 laks og en beskatning av avlivet laks på 4-10 %. Gytebestanden utpeker seg ved å ha en spesielt høy andel storlaks, med 43-56 % av gytefisken klassifisert som storlaks (> 7 kg) i undersøkelsesperioden. Det har årlig blitt observert storvokste individer over 15 kg, og flere år også individer som er anslått å være større enn 20 kg. Gytebestanden tilsvarer en egg tetthet på 33-49 egg per m<sup>2</sup> elveareal, eller tilsvarende en gytebestand på om lag 1120-1550 kg hunnfisk i de ulike årene. Dette er om lag 10 ganger høyere enn gytebestandsmålet, som er satt til 4 egg per m<sup>2</sup>, eller tilsvarende 128 kg hunnfisk (Anon. 2015). Disse resultatene tilsier at laksebestanden i Årøyelva har vært solid i hele undersøkelsesperioden. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, som årlig vurderer status for laksebestander i Norge, vurderer også gytebestandsmåloppnåelse og høstbart overskudd som *svært god*, men måloppnåelsen er påvirket av et betydelig innslag av kultivert fisk og blir derfor nedskrevet til *god* (Anon. 2018). Basert på observasjoner under gytefisktellingerne og innsamling av fisk ved notfiske om høsten, har innslaget av kultivert fisk i gytebestanden i perioden 2014 – 2017 vært fra 31-63 %. Nivået på gytebestanden ut i fra gytefisktellingerne tilsier at gytebestandsmålet ville blitt oppnådd med god margin også uten fettfinklipp fisk.

Basert på fangststatistikken fra sportsfiske i Årøyelva synes det ikke å være noen generell trend i utviklingen i laksebestanden i perioden 1969 – 2018, men den totale fangsten i flere av de senere årene synes å være blant de høyeste i perioden. Det er imidlertid vanskelig å si hvorvidt dette gjenspeiler en reell utvikling i bestanden, ettersom rutiner for både utførelse av fiske og rapportering av fangst har endret seg over tid. I tillegg må det tas i betraktning at bestanden har hatt et høyt innslag av kultivert fisk i siste del av perioden, noe som gjør det vanskelig å vurdere hvordan utviklingen av naturlig rekruttert laks har endret seg over tid. Det foreligger også data fra gytefisktellinger i Årøyelva utført av Rådgivende Biologer AS som registrerte henholdsvis 124, 61 og 188 laks i årene 2000 – 2002, samt 22 laks i 2007 (Urdal & Sægvog 2008). Inkludert fangst i sportsfiske og stamfiske tilsier dette at det totale innsiget i disse årene var mellom 135-337 laks i årene 2000 – 2002 og 96 laks i 2007.

Mens gytefisktellingerne viser at laksebestanden i Årøyelva har vært solid, har sjøaurebestanden vært fåtallig i undersøkelsesperioden, med kun 12-68 gytefisk registrert under gytefisktellingerne. Ettersom tellingerne har blitt utført noe sent i forhold til sjøaurens gytetid er det mulig at noe av sjøauren har vært ferdig med å gyte og deretter har forlatt vassdraget før tellingerne. Årsaken til at tellingerne ikke har vært utført tidligere på høsten skyldes dårlig siktforhold på grunn av breslam. Selv om gytebestanden av sjøaure kan ha blitt noe underestimert i tellingerne, viser resultatene at sjøaurebestanden i vassdraget er fåtallig. Dette reflekteres også i de lave tettheten av ungfisk av aure i vassdraget. Det er mulig at den forholdsvis sterke laksebestanden fører til høy konkurranse og redusert produksjonsgrunnlag for sjøaure i vassdraget. Selv om laksen trolig har vært dominerende i Årøyelva også historisk, indikerer fangststatistikken at det også har vært en betydelig sjøaurebestand i vassdraget tidligere. Basert på utvikling i fangststatistikken synes bestanden av sjøaure i Årøyelva å ha blitt vesentlig redusert siden 1990-tallet, noe som også synes å være tilfelle for sjøaure i mange andre vassdrag i Sogn og Fjordane og Vestlandet for øvrig (Anon. 2016).

## 4.2 Effekter av vassdragsregulering: endret vannføring og temperaturforhold

Vassdragsreguleringen har resultert i at vannføringen har blitt svært redusert på den 120 m lange strekningen fra Helvetesfossen, som er et naturlige vandringshinder for laks og sjøaure og ned til utløpet av Årøy kraftstasjon. Denne strekningen er dominert av store blokker og har høy gradient, og vurderes i utgangspunktet å ha begrenset verdi som gyte- og oppveksthabitat, også før reguleringen. På den annen side har fisken tilgang til kraftverkskanalen som fungerer både som standplass, gyteområde, oppvekstområde og vinterhabitat, og trolig vil de positive effektene av kraftverskanalen være langt større enn negative effekter av tapt habitat nedstrøms Helvetesfossen.

På elvestekningen nedstrøms utløpet av kraftstasjonene er vannføringsmønsteret gjennom året i mindre grad endret som følge av reguleringen, men reguleringen har ført til endret vannføringsmønster på kortere sikt (time, døgn og ukensnivå). Dette vil blant annet føre til at flomtopper dempes i større grad enn før regulering, og vannføringsendringer forekommer mer uregelmessig enn i naturtilstand. Flomtopper kan være viktige for å initiere både oppvandring av gytefisk og nedvandring av smolt, samt at sporadiske «spyleflommer» kan bidra til å rense elvebunnene og vedlikeholde habitatforholdene. Det forekommer allikevel fortsatt markerte flomtopper i Årøyelva, også etter regulering, og det er lite sannsynlig at endringer i flomvannføring har hatt noen effekt på fiskeproduksjonen i vassdraget.

Endringer i vannets oppholdstid og tappemønster vil også påvirke temperaturforholdene i vassdraget. Ettersom vanninntaket til Årøy kraftverk i Hafslovatnet er plassert nær overflaten, vil driftsvannet ha en tilnærmet naturlig temperaturprofil. Endringen i temperaturforhold gjennom året som følge av reguleringen vil derfor være marginal sammenliknet med det en ofte vil finne i regulerte vassdrag med inntak i dypere vannlag. Trolig vil den største endringen være i kalde perioder med lav vannføring om vinteren, ettersom vannet som da tappes fra Hafslovatnet og gjennom vannkrafttunnelen sjelden vil være kaldt nok til å nå frysepunktet, og dermed resultere i at elven nå sjeldent islegges på samme måte som før regulering. Mangel på islegging kan ha negative effekter for ungfiskproduksjon, ettersom fisken da blir mer utsatt for predasjon fra varmblodige predatorer som fugl. I tillegg er det studier som indikerer at laskeunger har høyere energiforbruk når islegging mangler (Finstad mfl. 2006), noe som kan resultere i at fisken forbrenner fettreservene raskere og utsettes for høyere dødelighet når islegging reduseres. Det er imidlertid usikkert hvilken betydning islegging har for ungfisk i Årøyelva, og i hvilken grad mildere vintre i senere tid vil ha resultert i islegging også i uregulert tilstand.

## 4.3 Vannføring og tørrlegging av gytegroper

Under kartlegging av gyteforhold ble det registret at en betydelig del av gyteområdene lå i den tørrlagte delen av elveleiet ved minstevannføring, og dermed at en rekke gytegroper tørrlegges i store deler av vinteren. Det ble funnet egg i flere av gytegroperne, og i enkelte av disse ble det også funnet døde egg. Selv om lakseeegg kan tåle å ligge tørrlagt i lengre perioder så lenge grusen er fuktig, vil ofte tørrlegging av gytegroper resultere i betydelig eggdødelighet (Skoglund mfl. 2019). Totalt utgjorde gyteområdene som var tørrlagt ved minstevannføring 22 % av det totale gytearealet som ble kartlagt i Årøyelva.

Tørrlegging av gytegroper skjer som et resultat av at fisken ofte gyter på vannføringer om høsten som er vesentlig høyere enn nivået for minstevannføring som forekommer i perioder på vinteren. Laks synes å ha en preferanse for å gyte på økende eller høy vannføring (Vollset mfl. 2016), noe som



kan gjøre gytegrøpene utsatt for tørrlegging når vannføringen synker i inkubasjonstiden mellom gyting og tidspunktet når yngelen forlater gytegrøpene på våren/forsommeren. Vannføringen i gytetiden, dvs. i hovedsak i løpet av november, styres som regel av tilsig i form av nedbør, og vil i liten grad påvirkes av vassdragsreguleringen. Nivåene for lavvannsperioder om vinteren bestemmes av minstevannføringen. Trolig forekom det perioder med vannføringer som var like lave, eller lavere enn nivået for minstevannføring også før regulering. Omfanget av gytegrøper som tørrlegges synes å være bestemt av de naturgitte variasjonene i sesongmessig tilsig til vassdraget, samt elveleiets utforming som resulterer i at større områder tørrlegges ved lave vannføringer. Det er derfor sannsynlig at den observerte tørrleggingen av gyteområder også ville ha forekommet i uregulert tilstand, og dermed ikke er direkte forårsaket av reguleringen. Det er imidlertid mulig at mer varierende vannføring resulterer i at mindre deler av det tørrlagte elveleiet nå blir dekket av snø og is, og dermed at eggene i større grad er utsatt for uttørking enn i uregulert tilstand.

#### 4.4 Hurtige vannføringsendringer

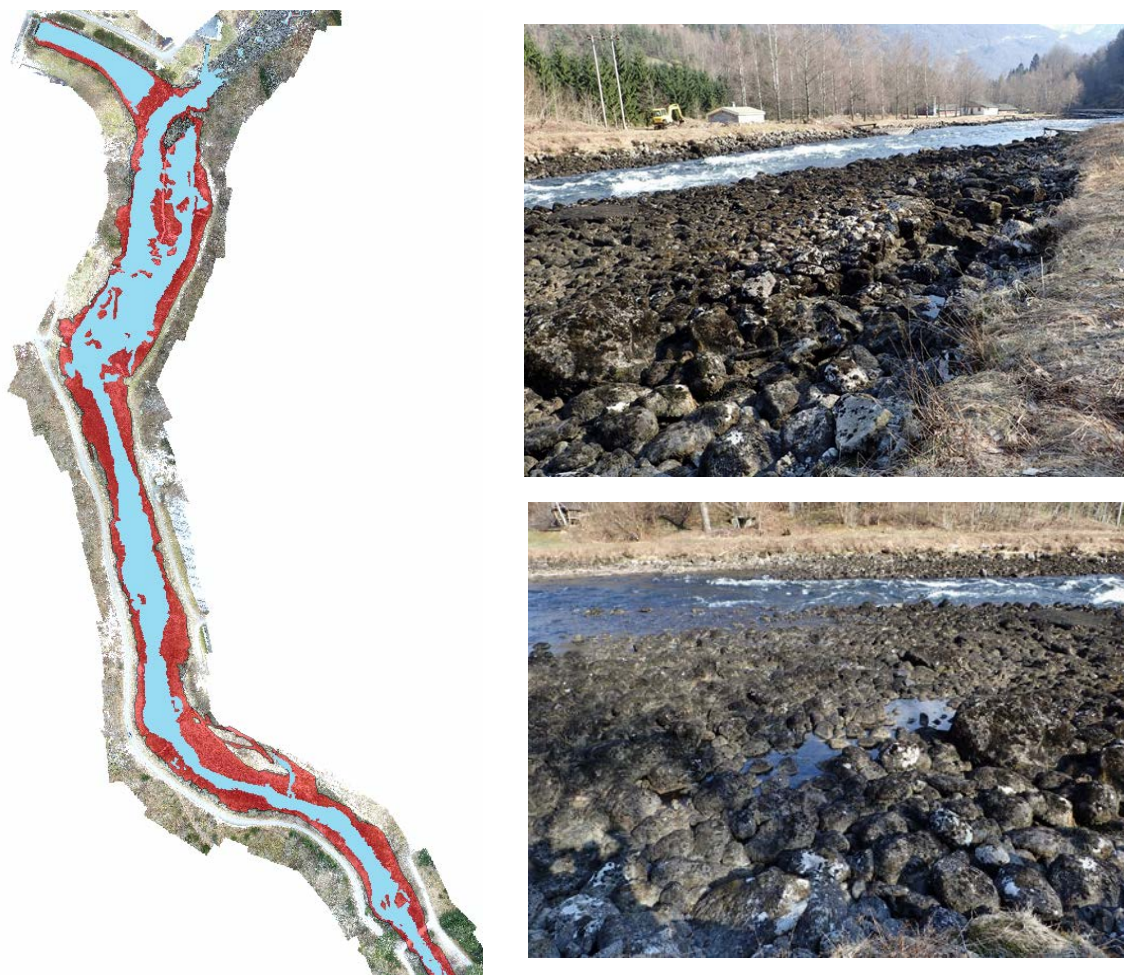
Driftsmønsteret i Årøy kraftverk reflekterer i stor grad at det kjører på tilgjengelig vannføring fra avrenning, og kjøremønsteret er ikke preget av hyppige driftsendringer eller effektkjøring. Det forekommer allikevel sporadisk større endringer i driftsvannføring, noe som trolig reflekterer variasjon i tilsig, men i enkelte tilfeller synes det også å forekomme i perioder med forholdsvis stabil avrenning. Hurtige vannstandsendringer, og særlig hurtige vannføringsreduksjoner, kan ha negative miljøeffekter ettersom fisk og bunndyr kan utsettes for stranding og tørrlegging. I Bakken mfl. (2016) er kunnskapsgrunnlaget om miljøeffektene av hurtige vannføringsendringer oppsummert. Noen av hovedpunktene er at strandingsrisiko for ungfisk øker når vannstanden synker (dvs. senkningshastighet) mer enn 13 cm/t, og effekten vurderes å være betydelig når senkningshastigheten overstiger 20 cm/s. I tillegg må det forventes store negative effekter når mer enn 10 % av elvearealet tørrlegges, og svært store effekter når mer enn 20 % av elvearealet tørrlegges. I tillegg er effekten størst når den forekommer på dagtid om vinteren, når ungfisken er lite aktiv og ligger i skjul i elvebunnen, og dersom de forekommer ofte.

En gjennomgang av episoder med hurtige vannføringsreduksjoner i forbindelser med driftsendringer i Årøyelva viser at det forekommer vannstandsreduksjoner som er hurtige ( $> 20$  cm/t) og som resulterer i en høy grad av tørrlagt areal ( $>20$  % tørrlagt areal), og dermed i en grad hvor en kan forvente at ungfisk strander og tørrlegges. Det er også ved flere anledninger funnet strandet ungfisk etter slike hendelser. Episodene som synes å gi de hurtigste vannføringsreduksjonene og innebærer størst tørrlagt areal forekommer oftest når driftsvannføringen reduseres fra om lag  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  og ned til om lag  $3 \text{ m}^3/\text{s}$ , som er nivået på minstevannføring. Disse reduksjonene forekommer i flere tilfeller innenfor tidsintervaller på 2-3 timer. I følge Sognekraft (Jacob Hornnes pers. medd.) så forekommer disse reduksjonene som en følge av at drift i Årøy ikke kan kjøres med lavere last, og at vannføringsreduksjonene dermed kommer når Årøy kraftverk stanses og minstevannføring kjøres fra Årøy I. I tillegg har det forekommet hurtige vannføringsreduksjoner med betydelig tørrlegging når driftsvannføring reduseres fra om lag  $30 \text{ m}^3/\text{s}$  og ned til om lag  $15 \text{ m}^3/\text{s}$  i løpet av 3-5 timer.

De observerte episodene med hurtige vannføringsendringer i Årøyelva forekommer sporadisk og ved forholdsvis lav frekvens sammenliknet med mange andre regulerte vassdrag, som i større grad drives med effektkjøring. Størrelsesorden på vannføringsssvingningene (dvs.  $Q_{\text{maks}}/Q_{\text{min}}$ ) ved de største vannføringsreduksjonene har vært med vannføringsforhold 2-4. Dette er ikke uvanlig høyt sammenliknet med drift i mange andre regulerte vassdrag (ofte  $>5$ ). En faktor som bidrar til at Årøyelva er spesielt utsatt for at ungfisk strander er utformingen av elveleiet, som stedvis har en

markert og smal dypål hvor store deler av elveleiet tørrlegges ved synkende vannføringer. Dette gjelder særlig i de midtre delene av elvestrekningen, fra «Prawn pool» og ned til broen (Figur 35). Store deler av de tørrlagte arealene har også store stein og gode skjulforhold, og dermed habitat som er svært godt egnet for ungfisk.

Negative effekter av hurtige vannstandsreduksjoner kan motvirkes både ved endringer i kjøremønstre og gjennom ulike fysiske tiltak (Bakken mfl. 2016). Risiko for at ungfisk strander kan reduseres betydelig dersom driftsvannføringen reduseres mer gradvis. I Årøyelva er det særlig driftsreduksjoner fra om lag 10-15 m<sup>3</sup>/s og ned til minstevannførningsnivå, samt ved reduksjoner fra om lag 30 m<sup>3</sup>/s og ned til 15 m<sup>3</sup>/s som bør kjøres mer gradvis. I tillegg er det mulig å redusere strandingsrisiko ved å modifisere elvebunnen, slik at mindre områder tørrlegges ved vannstandsreduksjoner. Dette kan for eksempel gjøres ved å jevne ut elvebunnen mot dypålen, samt benytte store stein o.l. for oppstuing av vann (se Bakken mfl. 2016 og Pulg mfl. 2018 for eksempler på utforming av fysiske tiltak). Kart i Figur 35 viser områder som er utsatt for tørrlegging, og dermed hvor det kan være aktuelt med fysiske tiltak.



**Figur 35.** Oversikt over tørrfallsområder i Årøyelva basert på kartlagt vanddekt areal ved 3 m<sup>3</sup>/s (blått) og ved 35 m<sup>3</sup>/s (rødt). De røde områdene av elveleiet er utsatt for tørrlegging ved vannføringsreduksjoner. Bildene til høyre illustrerer hvordan vannføring i elven konsentreres i en dypål ved lave vannføringer, og resultere i store tørrfallsområder.

#### 4.5 Vurdering av fiskesperre og utløpskanal fra Årøy kraftverk

Fra utløpstunnelen fra Årøy kraftverk er det bygget en om lag 120 m lang utløpskanal som drenerer ut i Årøyelva om lag 100 m nedstrøms det naturlige vandringshinderet i Helvetesfossen. Kanalen er ca. 2 m dyp i øvre del men blir noe grunnere ned mot terskelen som er plassert like overfor utløpet i elven. For å unngå at fisken skal vandre opp og inn i utløpstunnelen fra Årøy kraftverk, er det bygget en fiskesperre bestående av metallrister. Sperren er bygget ved broen i øvre del av kanalen, om lag 25 m nedstrøms selve tunnelåpningen. Plasseringen av sperren resulterer dermed i at fisken hindres i å vandre opp til den øverste delen av kanalen og utløpstunnelen, men at laksen allikevel kan vandre opp og stå i den om lag 100 m lange utløpskanalen nedstrøms. Sperren er operativ hele sommersesongen og frem til stamfisket er utført. Når stamfiske er utført tas ristene bort, og fisken kan dermed vandre fritt inn og ut av tunnelen den resterende delen av høsten og vinteren, frem til de eventuelt vandrer ut i sjøen igjen. Sperren består av en serie paneler, og for å rengjøres løftes disse opp og renskes manuelt. Dette må gjøres regelmessig, og mens dette arbeidet pågår har gytefisk mulighet til å vandre opp i kanalen ovenfor risten og eventuelt videre inn i tunnelen. Disse fiskene vil være sperret inne ovenfor risten frem til disse tas bort etter stamfiske, eller eventuelt vandrer ned når risten rengjøres. I tillegg blir det ofte gliper mellom panelene etter rengjøring hvor fisk av mindre størrelse kan trenge gjennom. Det observeres jevnlig fisk på oversiden av risten, og under rengjøring blir det sporadisk funnet død gytefisk liggende på oversiden av risten. Det er usikkert hvorvidt dødelighet har forekommet ovenfor risten, eller om fisken har blitt sittende fast på tvers i forsøk på å vandre ned.

Ved vurdering av funksjon for dagens fiskesperre og eventuelle alternative sperreløsninger, bør det klargjøres hvilken hensikt og funksjon en slik sperre skal ha. Det foreligger ikke noe dokumentasjon på at det er skadelig for fisk å vandre inn i eller oppholde seg i utløpstunneler fra kraftverk, såfremt de ikke kan svømme inn i selve turbinen. Fra et biologisk perspektiv er det derfor ikke behov for noen fiskesperre i Årøyelva, og behovet er i første rekke forvaltningsmessig. Funksjonen til dagens sperreløsning er i hovedsak å hindre gytefisk fra å vandre inn i tunnelen i perioden frem til stamfiske, og dermed lette innfangning av stamfisk. Basert på dette kriteriet kan dagens fiskefelle sies å være fungerende etter hensikten, til tross for at den har uønskete effekter i form av at fisk kan vandre opp under rengjøring, og forårsake dødelighet på rist. Dersom det er en målsetning å lage en mer effektiv sperre for å hindre all fisk i å vandre opp i tunnelen, så bør det vurderes å bytte ut dagens panelrister med en heldekkende rist og installere en rist-rensker.

Grunneier har ytret et ønske om å etablere en fiskesperre i nedre del av kanalen, nært elven, for å hindre laksen i å vandre opp i kanalen. Årsaken til dette er at fisken som vandrer opp i kanalen er utilgjengelig for sportsfiske, ettersom det er fiskeforbud i kanalen. Kanalen bidrar dermed til å redusere sportsfiskeproduktet for grunneier. Videre viser grunneier til at kanalen er et kunstig inngrep i vassdraget, og dermed en endring fra naturtilstanden i vassdraget. Det var også en opprinnelig plan om at fiskesperren skulle plasseres i nedre del av kanalen.

Under gytefisktellene har mellom 46-75 % av gytefisken blitt observert i kanalen. Habitatkartleggingen viser også at kanalen representerer det største gyteområdet i vassdraget, og har om lag 35 % av det totale tilgjengelige gytearealet i elven. Gytesubstratet består i stor grad av større stein og delvis også sprengstein. Ungfiskundersøkelsene viser også at det er til dels god rekruttering og produksjon av ungfisk i kanalen. Totalt viser disse resultatene at utløpskanalen i dag er viktig både som standplass, gyteområde og oppvekstområde for ungfisk i Årøyelva. En sperreløsning som forhindrer fisken i å vandre opp i kanalen vil med stor sannsynlighet bidra til

reduisert gyting og mindre naturlig rekruttering i vassdraget. En stenging av kanalen vil i første omgang resultere i at gytefisken sannsynligvis vil fordele seg og gyte på den øvrige og opprinnelige elvestrekningen. Ettersom tilgangen til egnet gytehabitat er begrenset på den øvrige elvestrekningen, vil dette medføre en betydelig høyere tetthet av gytefisk, og dermed økt konkurranse om tilgjengelig gyteareal, samt økt tetthetsavhengig dødelighet på ungfisk. Under kartleggingen av gyteområder ble det funnet tegn etter intens gyteaktivitet på alle de tilgjengelige kartlagte gyteområdene i vassdraget, noe som tilsier at kapasiteten på de eksisterende gyteområdene på den naturlige elvestrekningen allerede er fullt utnyttet slik situasjonene er i dag. På grunn av den høye gradienten i vassdraget synes det også å være begrensede muligheter for å erstatte eventuelt tapt gyteareal i kanalen ved å legge ut gytegrus i elven. Selv om kanalen representerer et inngrep i vassdraget, så vurderes effekten av denne å være positiv for fiskebestanden, og at denne til dels bidrar til å kompensere for andre negative effekter av reguleringen.

Et mulig alternativ til dagens løsning er å etablere en felle i nedre del av kanalen som fjernes etter fiskesesongen. En slik løsning vil både kunne ivareta grunneiers ønske om å hindre fisken i å vandre opp i kanalen i fiskesesongen, samtidig som det ivaretar kanalens funksjon som gyte- og oppvekstområde. En mulig løsning er her å bruke en «resistance board weir» som blant annet benyttes som fiskesperre for å sortere ut rømt oppdrettslaks i Etneelven. Hvorvidt dette er en mulig løsning som passer her må eventuelt utredes videre.

#### **4.6 Effekter av kultivering**

For å kompensere for redusert fiskeproduksjon som følge av reguleringen har regulanten et gjeldende pålegg om utsettinger av 5 000 smolt årlig. I perioden siden 2003 har det reelle utsettingsantallet vært mellom 10 000-15 000 smolt. Basert på et utvalg av fisk sjekket ved gytefisktelling og ved notkast, har innslaget av kultivert fisk i prosjektperioden 2014 – 2018 variert fra 35-63 %. Dette viser at den utsatte smolten klarer seg forholdsvis bra etter utsettinger, og utgjør en betydelig del av gytebestanden.

I dette studiet har vi vurdert effekten av kultivering på totalbestanden i Årøyelva. I studiet har vi identifisert utsatt og naturlig produsert laks for å vurdere hvor vidt utsettinger ivaretar den genetiske variasjonen i bestanden eller har ført til en reduksjon i effektiv bestandsstørrelse (en Ryman-Laikre effekt). Vurderingen omfatter tilslag av kultivert fisk, effektiv bestandsstørrelse for kultivert andel av bestanden i forhold til vill andel, bruk av tidligere kultivert fisk som stamfisk og hvilken effekt dette har på slektskap i elvebestanden, samt i hvilken grad individer som er innkrysset med oppdrettslaks har vært brukt som stamfisk og om kultivering har bidratt til økt innkrysning i bestanden. En slik vurdering krever at kultiverte individer kan spores tilbake til sine stamfiskforeldre. En stor andel av gytefisken som er fanget i Årøyelva har kultivert opphav og i de fleste tilfeller var det mulig å finne stamfiskforeldre til de kultiverte individene. Dette har gitt oss et adekvat datamateriale for å vurdere effekten av kultivering i Årøyelva for de to gyteårene som er studert. Videre har vi vurdert genetiske endringer i Årøyelva over tid, ved å analysere stikkprøver fra bestanden i fire forskjellige tidsperioder.

Beregning av effektivt antall stamfisk gir informasjon om hvor godt stamfisken er utnyttet og i hvilken grad antall stamfisk bør justeres i forhold til tilslaget av kultivert fisk og antall vill gytefisk. Når antall avkom som er tilordnet hvert stamfiskpar summeres og sammenliknes, ser vi at det er stor variasjon i familiestørrelser. For ett stamfiskpar identifiserte vi 29 avkom fanget som voksne gytere, mens for de fleste par identifiserte vi ett gjenfanget avkom. En slik variasjon i familiestørrelse vil føre til en reduksjon i effektivt antall stamfisk i forhold til det antallet stamfisk som er brukt i krysningslistene.

Utover dette avviket var det relative bidraget fra de ulike stamfiskene relativt jevnt fordelt og godt utnyttet.

Det ble funnet en Ryman-Laikre effekt for gyteåret 2012. Dette forventes å føre til en redusert effektiv bestandsstørrelse og et raskere tap av genetisk variasjon enn om utsettingene hadde vært balansert på en optimal måte. Mye av årsaken til den observerte Ryman-Laikre effekten ligger i den høye andelen utsatt fisk (70 % i 2012) og høy varians i reproduktiv suksess blant et lite antall stamfisk. Det vil si at et lite antall stamfisk produserer uforholdsmessig mange avkom sammenliknet med den ville bestanden. Dette kan kompenseres for ved å hente ut flere stamfisk fra elven for hvert år eller å redusere den utsatte andelen av bestanden. I de evaluerte gyteårene har krysningene vært begrenset til fem par. Fra og med 2015 har dette blitt økt til 10 par, hvilket sannsynligvis vil ha en positiv effekt på den genetiske variasjonen i bestanden. Tilslaget av kultivert fisk er også høy, med en andel kultivert fisk på 30 – 70 % i de evaluerte gyteårene. Pålegget om utsettinger er på 5000 smolt årlig, mens det har blitt satt ut 10 000 – 12 000 smolt årlig. En reduksjon i antall utsatt smolt som bringer andel kultivert fisk ned mot 30 % vil sannsynligvis bidra til å redusere fremtidige Ryman-Laikre effekter. Slektskapet i elvebestanden er høyt og gjenspeiler sannsynligvis en høy andel kultivert fisk som stammer fra et relativt lite antall foreldre. Under kultivering av Årøyelva har det vært lite gjenbruk av kultivert fisk som stamfisk. For gyteårene 2009 – 2013 er fem stamfisk av kultivert opphav. Dette er positivt og har sannsynligvis begrenset omfanget av reduksjon av genetisk variasjon som følge av kultivering. Noen krysninger mellom stamfisk viste nært slektskap og vi vil derfor anbefale at man innfører slektskapsanalyser for å unngå krysninger mellom nært beslektede individer.

Vurderingen av Ryman-Laikre effekt som er gjort for Årøyelva i denne rapporten stemmer godt overens med vurderingen som Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL) har gjort basert på informasjon om andel kultivert fisk i bestanden, antall stamfisk tatt ut og antall kultiveringsfisk som har blitt satt ut i perioden 2010 – 2014 (Anon 2016). Disse beregningene tilsier at Årøyelva er gjenstand for en kraftig Ryman-Laikre effekt ( $N_{\text{Stamfisk}}/N_{\text{Vill}}$  på 0,1 og en kultivert andel på 0,55). Dette plasserer bestanden i Årøyelva innenfor det området der kultivering reduserer den effektive bestandsstørrelsen. Beregningene til VRL baserer seg på en antatt  $N_{\text{Stamfisk}}/N_{\text{Vill}}$  andel og er dermed befestet med en del usikkerhet. Resultatene presentert i denne rapporten er basert på nøyaktige beregninger av  $N_{\text{Stamfisk}}/N_{\text{Vill}}$  verdien for Årøyelva for 2011 og 2012. Disse beregningene tilsier at  $N_{\text{Stamfisk}}/N_{\text{Vill}}$  ligger på henholdsvis 0,28 og 0,35 for de to gyteårene. Dersom beregningene til VRL oppdateres med disse  $N_{\text{Stamfisk}}/N_{\text{Vill}}$  verdiene ligger Årøybestanden fortsatt i det området som fører til en reduksjon i effektiv bestandsstørrelse som følge av kultivering.

Tilsammen 25 finneklippet fisk kunne ikke tilordnes stamfiskforeldre fra Årøyelva og disse kan være feilvandrere fra andre kultiverte elver. Genetisk tilordning mellom foreldre og avkom ble gjort med all potensiell stamfisk, ikke bare med de stamfiskene som inngikk i krysningslistene, og det er dermed lite sannsynlig at kultivert fisk som ikke kunne tilordnes har opphav i stamfisk i Årøy.

Det er betydelig innkrysning fra rømt oppdrettslaks i Årøyelva og innkrysset stamfisk har fått avkom som vender tilbake som voksne gytere. Kultiveringen ser imidlertid ikke ut til å ha ført til noen ekstra grad av innkrysning i Årøyelva.

Laksebestanden i Årøyelva har vært utsatt for en betydelig reduksjon i effektiv bestandsstørrelse fra 1980-tallet og frem til i dag. Årsaken til dette er sannsynligvis ikke ensartet. I 1983 ble Årøy kraftstasjon satt i drift og det er mulig at den sterkt reduserte vannføringen i de øvre delene og de

tidvis raske endringene i vannføring (Urdal & Sægrov 2008), reduserte den naturlige produksjonen i elven. I og med at vi ser en kontinuerlig nedgående trend i  $N_e$ , som først stabiliseres etter 2013, er det også sannsynlig at kultivering har vært en medvirkende årsak til redusert effektiv bestandsstørrelse. En observert Ryman-Laikre effekt i ett av de to evaluerte gyteårene og et høyt slektskap i elvebestanden tilsier at kultiveringen har redusert den genetiske variasjonen i elven, og dette vil også påvirke den effektive bestandsstørrelsen til elvebestanden.

Det foreligger etter hvert mye forskning som tilsier at vekst i kultiveringsanlegg medfører epigenetiske endringer i utsatte individer og at disse endringene gjør utsatte individer mindre tilpasset det naturlige miljøet de settes ut i. I regnbueørret (*Onchorynchus mykiss*) har det blitt observert endret uttrykk av over 700 gener etter én generasjon i anlegg (Christie mfl. 2016). Epigenetiske endringer som fører til endret genuttrykk har også blitt observert i arvestoffet til Coho laks (*O. kisutch*) som følge av klekkerimiljø (LeLuyer mfl. 2017). Det er sannsynlig at epigenetiske effekter som endrer genuttrykket er medvirkende til den lavere reproduktive suksessen observert i utsatt laksefisk. Observasjoner av en kultivert bestand av Atlantisk laks på østkysten av Canada viste at individer utsatt som smolt hadde en reproduktiv suksess som var mer enn halvert sammenliknet med naturlig produsert fisk (42 %), mens individer utsatt på yngelstadiet hadde en reproduktiv suksess på 71 % sammenliknet med naturlig produsert fisk (Milot mfl. 2013). Tilsvarende resultater der reproduktiv suksess er tilnærmet halvert i kultiverte individer har også blitt funnet for regnbueørret (Araki mfl. 2007; 2008; 2009), Chonook laks (*O. tshawytscha*) (Williamson mfl. 2010) og Coho laks (*O. kisutch*) (Theriault mfl. 2011). Denne forskningen tilsier at kultivering potensielt kan redusere den totale produksjonen i en bestand og bør være en del av kunnskapsgrunlaget når videre kultivering av en laksebestand skal vurderes.

Når behovet for videre kultivering vurderes er både oppnåelse av gytebestandsmålet, Miljødirektoratets retningslinjer og overnevnte resultater tatt med i betraktning. I og med at gytebestandsmålet i Årøyelva er oppnådd og det er observert negative genetiske effekter av kultivering anbefaler vi at kultivering av Årøyelva opphører. Dersom kultiveringen opprettholdes bør utsetting av fisk ikke overskride pålegget.

#### **4.7 Påvirkning fra rømt oppdrettslaks**

De genetiske analysene viser at laksebestanden i Årøyelva er påvirket av innkryssing av rømt oppdrettslaks, og vassdraget klassifiseres som *svært dårlig* med hensyn til genetisk integritet i henhold til kvalitetsnormen for villaks (Anon. 2018a). I en analyse av 242 voksne laks fra sportsfiske i perioden 2011-2016 ble graden av innkryssing av oppdrettslaks i bestanden estimert å være 14,2 %, og den genetiske sammensetningen er signifikant forskjellig sammenliknet med et historisk referansemateriale fra elven fra begynnelsen av 1980-tallet (Anon. 2017a).

Innslaget av rømt oppdrettslaks i gytebestanden har vært forholdsvis lavt i prosjektperioden (0-5 % i drivtellingene), men skjellanalyser fra sportsfiske (Urdal 2017) og stamfiske viser at det var til dels betydelige innslag av rømt oppdrettslaks i fangster og gytebestand på slutten av 1990-tallet og utover store deler av 2000-tallet.

I årene 2016 – 2018 har det blitt utført utfisking av rømt oppdrettslaks i Årøyelva i regi av OURO - *oppdrettsnæringens sammenslutning for utfisking av rømt oppdrettsfisk*. Utfisking har vært utført av LFI, og koordinert med drivtelling og stamfiske, og omfattet fiske med not i kraftverkskanalen, samt harpun i flere av hølene nedover i elven. Det ble i årene 2016, 2017 og 2018 tatt ut henholdsvis 26, 9

og 7 rømte oppdrettslaks ved dette arbeidet (Skoglund mfl. 2017, 2018 2019). Bruk av not i utløpskanalen fra Årøy kraftverk har vist seg å være en effektiv metode for å fange inn og sortere ut rømt oppdrettslaks i Årøyelva. Uttak av oppdrettslaks før gyting synes å være et effektivt tiltak for å redusere innslaget av rømt oppdrettslaks, men vil ikke kunne eliminere risikoen for ytterligere påvirkning.

#### **4.8 Vurdering av aktuelle kompenserende tiltak**

Som et alternativ til utsetting av smolt har det vært foreslått å vurdere å bruke elvestrekningen oppstrøms Helvetesfossen for rognplanting. Ved rognplanting vil en kunne produsere fisk som har hatt hele ungfiskstadiet i elven, og reduserer dermed en del negative effekter som forekommer i forbindelse med oppdrett i karmiljø og fravær av naturlig seleksjon på tidlige livsstadier. Det er derfor en generell anbefaling at fiskeutsettinger bør utføres ved å sette ut så tidlige livsstadier som mulig (DN-utredning 11-2011). Basert på en befaring på den aktuelle strekningen vurderes rognplanting som en lite egnet kultiveringsstrategi. Store deler av strekningen går i et bratt juv bestående av fjell og store blokker. Dette gjør tilkomst for rognplanting svært vanskelig, og området vurderes som lite egnet for ungfiskproduksjon. Nedstrøms inntaket til Årøy I resulterer i fravær av minstevannføring også at vannføringen ofte er svært lav. Selv med minstevannføring så vil sannsynligvis forholdene for fiskeproduksjon på strekningen være begrenset, ettersom tilgang til egnet oppveksthabitat er begrenset og det sporadisk forekommer overløp fra Hafslovatnet som resulterer i høy vannføring med turbulent vann og høye vannhastigheter. Det er også usikkert hvorvidt smolt utsettes for skader under smoltvandring ned bratte fosser og stryk. Totalt sett vurderes derfor rognplanting ovenfor Helvetesfossen som et lite egnet tiltak.

Andre aktuelle kompenserende tiltak som har vært vurdert er utlegging av gytegrus i utløpskanalen fra Årøy kraftverk, ettersom gytegrusen der i stor grad består av sprengstein som er av sub-optimal kvalitet med hensyn til gyting. Ved å legge ut avrundet elvestein så vil gyteforholdene kunne bedres på denne strekningen. På den øvrige elvestrekningen er gradienten for høy og strømforholdene for stri til at det er hensiktsmessig å legge ut gytegrus.

For å redusere risiko for at ungfisk strandes ved nedkjøring av driftsvannføring kan det både utføres operasjonelle tiltak i drift og fysiske tiltak i vassdraget, som nærmere beskrevet ovenfor.

#### **5.0 Konklusjon og anbefalinger**

- Innslaget av kultivert fisk i gytebestanden har i flere år vært betydelig, og genetikundersøkelser viser at kultiveringen har bidratt til redusert effektiv bestandsstørrelse (Ryman-Laikre effekt). Bestandsundersøkelsene viser også at laksebestanden i de senere årene har vært solid, og at gytebestandsmål og høstbart overskudd sannsynligvis vil være nådd selv uten kultivering. Vi anbefaler derfor at kultivering i Årøyelva inntil videre opphører. Dersom kultivering allikevel opprettholdes bør utsettingstallet reduseres, og ikke overskride nivået for utsettingspålegget (dvs 3000 smolt). Utvikling i gytebestanden bør samtidig overvåkes videre for å vurdere hvordan bestanden responderer på effekten av redusert kultivering.
- Resultater fra genetiske undersøkelser viser også at laksebestanden er betydelig påvirket av innkryssing av rømt oppdrettslaks. Vi anbefaler at rømt oppdrettslaks aktivt fjernes fra bestanden for å redusere risiko for ytterligere påvirkning. Det kan også vurderes hvorvidt

individer med høy grad av innkryssing bør sorteres ut fra gytebestanden. Et slikt tiltak er vurdert som logistisk krevende, men gjennomførbart etter at gode rutiner blitt etablert for hold av gytefisk i kar, merking, prøvetaking og genetiske analyser.

- Det forekommer tidvis hurtige reduksjoner i vannføring i forbindelse med endring av driftsvannføring i Årøy kraftverk. Vannføringsreduksjonene bidrar til økt dødelighet av ungfisk, og dermed til redusert fiskeproduksjon. Vi anbefaler at driftsmønster endres, ved at nedkjøring av driftsvannføring gjøres mer gradvis og over en lenger periode. Dette gjelder særlig når driftsvannføringen reduseres fra ca 10-15 m<sup>3</sup>/s og ned til minstevannføring, samt ved nedkjøringer fra om lag 30 og ned til om lag 15 m<sup>3</sup>/s.
- For å redusere risikoen for økt dødelighet av ungfisk er det også mulig å gjøre fysiske tiltak i elvebunnen for å redusere omfanget av tørrfallsområder. Dette kan for eksempel gjøres ved å flate ut elveleiet, lede vann inn på strandingsutsatte områder, samt benytte steinblokker for å stue opp vann på aktuelle områder.
- Funksjonen til den eksisterende fiskesperren i utløpskanalen fra Årøy kraftverk er avhengig av hvilket forvaltningsmessig formål den skal tjene. Laks kan vandre forbi sperren når risten rengjøres, og trolig bidrar sperren da til dødelighet på gytefisk som setter seg fast på oversiden av sperren. Sperrens viktigste funksjon i dag er at den letter fangst av stamfisk i kanalen på nedsiden, og funksjonen er tilstrekkelig effektiv til dette formålet. Oppvandring av fisk forbi sperren kan trolig unngås i sin helhet dersom risten byttes ut med en enkelt rist som dekker hele kanalens tverrprofil og som vedlikeholdes av en automatisk rist-rensker.
- Kanalen er i dag en av de viktigste gyteområdene i vassdraget, og er oppholdsplass for en stor del av gytebestanden. Grunneier ønsker å etablere en fiskesperre i nedre del av kanalen for å hindre at laksen vandrer opp i kanalen i sportsfiskesesongen. Dersom en slik sperre skal etableres så bør den tas ned etter fiskesesongen, slik at kanalen er tilgjengelig i fiskens gytetid, og kanalens funksjon som et viktig gyteområde opprettholdes. En aktuell sperreløsning er i så fall av typen «resistance board weir».
- Gytesubstratet i utløpskanalen består i stor grad av rester fra sprengstein, som er kantet og sub-optimal for gyting. Vi anbefaler at de legges ut bedre egnet gytesubstrat i form av avrundet elvestein for å bedre gyteforholdene i kanalen.

## 6.0 Referanser

- Anon. 2016. Klassifisering av 104 laksebestander etter kvalitetsnorm for villaks. Temarapport nr 4, 85 s.
- Anon. 2017. Klassifisering av 148 laksebestander etter kvalitetsnorm for villaks. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, temarapport nr 5, 81 s.
- Anonym. 2018. Rømt oppdrettslaks i vassdrag. Rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet 2017. Fisken og havet, særnr. 2-2018.
- Anon 2018a. Klassifisering av tilstand i norske laksebestander 2010-2014. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning. Temarapport nr 6, 75 s.
- Bakken, T. H., Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2016. Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. - NINA Temahefte 62. 205 s.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. and Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Caballero, A. 1994. Developments in the prediction of effective population size. *Heredity* 73: 657-679.



- Christie, M.R., Marine, M.L., French, R.A. & Blouin, M.S. 2012a. Genetic adaptation to captivity can occur in a single generation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 238-242.
- Christie, M.R., Marine, M.L., French, R.A., Waples, R.S. & Blouin, M.S. 2012b. Effective size of a wild salmonid population is greatly reduced by hatchery supplementation. *Heredity* 109: 254.
- Christie, M.R., Marine, M.L., Fox, S.E., French, R.A. & Blouin, M.S. 2016. A single generation of domestication heritably alters the expression of hundreds of genes. *Nature Communications* 7: 10676.
- Debes, P.V. & Hutchings, J.A. 2014. Effects of domestication on parr maturity, growth, and vulnerability to predation in Atlantic salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71: 1371-1384.
- Einum, S. & Fleming, I.A. 1997. Genetic divergence and interactions in the wild among native, farmed and hybrid Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 50: 634-651.
- Falconer, D.S. & Mackay, T.F.C. 1996. *Introduction to quantitative genetics* (4th edn). Longman, (red.), Essex, U
- Finstad, A. G. & Forseth, T. 2006 Adaptation to ice-cover conditions in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Evol. Ecol. Res.* 8, 1249–1262.
- Fleming, I.A., Hindar, K., Mjølnerød, I.B., Jonsson, B., Balstad, T. & Lamberg, A. 2000. Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 267: 1517-1523.
- Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2013. Håndbok for miljødesign I regulerte laksevassdrag. – NINA Temahefte 52. 90 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/temahefte/052.pdf>
- Frankham, R. 1995. Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. *Genetical Research* 66: 95-107.
- Fraser, D.J., Minto, C., Calvert, A.M., Eddington, J.D. & Hutchings, J.A. 2010. Potential for domesticated–wild interbreeding to induce maladaptive phenology across multiple populations of wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 1768-1775.
- Glover, K.A., Solberg, M.F., McGinnity, P., Hindar, K., Verspoor, E., Coulson, M.W., Hansen, M.M., Araki, H., Skaala, Ø. & Svåsand, T. 2017. Half a century of genetic interaction between farmed and wild Atlantic salmon: Status of knowledge and unanswered questions. *Fish and Fisheries* 18: 890-927.
- Hagen, I.J., Jensen, A.J., Bolstad, G.H., Diserud, O.H., Hindar, K., Lo, H. & Karlsson, S. 2019. Supplementary stocking selects for domesticated genotypes. *Nature Communications* 10: 199.
- Hill, W.G. 1981. Estimation of effective population size from data on linkage disequilibrium. *Genetics Research*, 38:209-216.
- Jones, O.R. & Wang, J. 2010. COLONY: a program for parentage and sibship inference from multilocus genotype data. *Molecular Ecology Resources* 10: 551-555.
- Jøranlid A.K. 2014. Retningslinjer for utsetting av anadrom fisk. Miljødirektoratet, M186-2014. 12 s.
- Karlsson, S., Bjørn, B., Holthe, E., Lo, H., & Ugedal., O. 2016a. Veileder for utsetting av fisk for å ivareta genetisk variasjon og integritet. NINA Rapport 1269. Norsk institutt for naturforskning.
- Karlsson, S., Florø-Larsen, B., Sollien, V.P., Eriksen, L.B., Andersskog, I.P.Ø., Brandsegg, H., Halvorsen, B.U. & Keeling Hemphill, E.J. 2018. Stamlakskontroll 2017. NINA Rapport 1486. Norsk institutt for naturforskning.
- Karlsson, S., Moen, T., Lien, S., Glover, K.A. & Hindar, K. 2011. Generic genetic differences between farmed and wild Atlantic salmon identified from a 7K SNP-chip. *Molecular Ecology Resources* 11: 247-253.

- Karlsson, S., Diserud, O.H., Moen, T. & Hindar, K. 2014. A standardized method for quantifying unidirectional genetic introgression. *Ecology and Evolution* 4: 3256-3263.
- Karlsson, S., Diserud, O.H., Fiske, P. & Hindar, K. 2016b. Widespread genetic introgression of escaped farmed Atlantic salmon in wild salmon populations. *ICES Journal of Marine Science* 73: 2488-2498
- Karlsson, S., Florø-Larsen, B., Eriksen, L.B. & Spets, M.H. 2016b. Stamlakskontroll 2015. Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Le Luyer, J., Laporte, M., Beacham, T.D., Kaukinen, K.H., Withler, R.E., Leong, J.S., Rondeau, E.B., Koop, B.F. & Bernatchez, L. 2017. Parallel epigenetic modifications induced by hatchery rearing in a Pacific Salmon. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114, 12964-12969.
- McGinnity, P., Prodöhl, P., Ferguson, A., Hynes, R., Maoiléidigh, N.ó., Baker, N., Cotter, D., O'Hea, B., Cooke, D., Rogan, G., Taggart, J. & Cross, T. 2003. Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, as a result of interactions with escaped farm salmon. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270: 2443-2450.
- Nunney, L. 1999. The effective size of a hierarchically structured population. *Evolution* 53: 1-10.
- Peakall, R. & Smouse, P.E. 2006. GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes* 6: 288-295.
- Ryman, N. & Laikre, L. 1991. Effects of Supportive Breeding on the Genetically Effective Population Size. *Conservation Biology* 5: 325-329.
- Skoglund, H., Wiers, T., Normann, E.S., Barlaup, B.T., Lehmann, G.B., Landro, Y., Pulg, U., Velle, G., Gabrielsen, S.-E. & Stranzl, S. 2018. Gytefisktelling av laks og sjøaure og uttak av rømt oppdrettslaks i elver på Vestlandet høsten 2017. LFI Uni Miljø -rapport nr. 310.
- Skoglund, H., Kambestad, M., Wiers, T., Normann, E.S., Hellen, B.A., Lehmann, G.B., Landro, Y. & Urdal, K. 2018. Utfisking av rømt oppdrettsfisk på oppdrag for OURO i utvalgte vassdrag i Sør-Norge høsten 2017. LFI Uni Research Miljø rapport nr 303. 23 s.
- Skår K., Barlaup B., Bremset G., Dyrendal H.A., Limstrand R. & Wennevik V. 2011. Innstilling fra utvalg om kultivering av anadrom laksefisk (Utvalg utnevnt i brev av 26.10.10 fra Direktoratet for naturforvaltning). DN-utredning 11-2011.
- Solberg, M.F., Skaala, Ø., Nilsen, F. & Glover, K.A. 2013. Does Domestication Cause Changes in Growth Reaction Norms? A Study of Farmed, Wild and Hybrid Atlantic Salmon Families Exposed to Environmental Stress. *PLOS ONE* 8: e54469.
- Thodesen, J., Grisdale-Helland, B., Helland, S.J. & Gjerde, B. 1999. Feed intake, growth and feed utilization of offspring from wild and selected Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture* 180: 237-246.
- Urdal, K. & H. Sægvog 2007. Fiskeundersøkingar i Årøyelva i 2006 og 2007. Rådgivende Biologer AS, rapport nr. 1067, 33 sider.
- Urdal, K. 2018. Analysar av skjelprøvar frå Sogn og Fjordane i 2017. Rådgivende Biologer AS, rapport 2674, 36 sider, ISBN 978-82-8308-507-5.
- Wang, J.L. 2009. A new method for estimating effective population sizes from a single sample of multilocus genotypes. *Molecular Ecology* 18: 2148-2164.
- Wang, J. 2017. Estimating pairwise relatedness in a small sample of individuals. *Heredity* 119: 302.
- Waples, R. S., & Do, C. 2008. LDNE: a program for estimating effective population size in species from data on linkage disequilibrium. *Molecular Ecology Resources*, 8:753-756.
- Wright, S. 1931. Evolution in Mendelian Populations. *Genetics* 16: 98-159.

Yates, M.C., Debes, P.V., Fraser, D.J. & Hutchings, J.A. 2015. The influence of hybridization with domesticated conspecifics on alternative reproductive phenotypes in male Atlantic salmon in multiple temperature regimes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 1138-1145.